



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA
CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA
PROGRAMA INTERFACULTADES
MAGÍSTER EN GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN AMBIENTAL

**Potencialidades y limitaciones de la
espectrometría visible en la gestión de la
contaminación atmosférica por material
particulado**

Tesis para optar al grado de
Magíster en Gestión y
Planificación Ambiental

Patricio Alejandro Nova Villarroel

Profesora Guía Dra.
Margarita Préndez

Santiago, Chile

2020



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA
CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA
PROGRAMA INTERFACULTADES
MAGÍSTER EN GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN AMBIENTAL

Tesis para optar al grado de Magíster en Gestión y Planificación Ambiental.

Profesor Guía: Dra. Margarita Préndez Bolívar

Nota:

Firma: _____

Profesor Consejero: Dr. Manuel Leiva Guzmán

Nota:

Firma: _____

Profesor Consejero: Dr. Hugo Romero Aravena

Nota:

Firma: _____

Dedicado a mi Madre, espero poder devolver de alguna forma todo lo que has hecho por mí. Y a mis abuelos Ramón y Oritía, espero llegar algún día a ser tan buena persona como lo fueron ustedes en su vida.

AGRADECIMIENTOS

A mi Familia por ser el nicho donde pude desarrollarme durante todos mis años de estudio, en especial gracias a mi madre por permitirme seguir aprendiendo y a mis abuelos por guiarme en este camino.

A mis amigos y compañeros de Magister por darme una experiencia llena de buenos recuerdos.

A mi profesora guía Dra. Margarita Préndez Bolívar, por todas sus enseñanzas, buenos momentos y cafecitos que compartimos junto a mis compañeros del Laboratorio de Química de la Atmósfera.

Al proyecto REDES consolidación de la Universidad de Chile URC-026/17 por hacer posible la presente tesis mediante el apoyo económico y el equipamiento necesario.

Al programa de Magister en Gestión y Planificación Ambiental de la Universidad de Chile, y a todos y cada uno de mis profesores que contribuyeron con sus conocimientos a mi formación como persona y profesional. Realmente estos años de aprendizaje cambiaron mi forma de ver el mundo y los problemas ambientales; solo espero poder usar lo aprendido para ser un aporte en el futuro.

Índice de Contenidos

1. INTRODUCCION.....	1
2. OBJETIVOS.....	4
2.1. Objetivo general.....	4
2.2. Objetivos específicos.....	4
3. MARCO TEÓRICO.....	5
3.1. Características generales del material particulado.....	5
3.2. Salud, ambiente y normativa.....	6
3.3. Propiedades relevantes del MP no reguladas actualmente.....	8
3.4. Red estatal de monitoreo de la calidad del aire.....	10
3.5. Métodos de análisis de referencia.....	11
3.6. Monitores basados en espectrometría.....	12
3.6.1 Principio de medición de un espectrómetro.....	12
3.6.2 Función distribución de tamaño y espectrometria.....	14
3.6.3 Estado del arte de monitores mediante espectrometría.....	18
3.7 Gestión ambiental de la contaminación por material particulado.....	19
4 MATERIALES Y METODOS.....	23
4.6 Diseño de la investigación.....	23
4.7 Área de estudio.....	24

4.8	Materiales	25
4.9	Diseño del muestreo	25
4.10	Análisis estadístico	29
4.11	Datos “Outliers”	29
4.12	Métodos.....	30
4.12.1	Objetivo específico N°1	30
4.12.2	Objetivo específico N°2.....	30
4.12.3	Objetivo específico N°3.....	31
5	DISCUSIÓN Y RESULTADOS	32
5.6	Objetivo específico N°1	32
5.6.1	Fuentes locales	33
5.6.2	Variables climáticas.....	34
5.6.3	Concentraciones en masa de MP10, MP2,5 y MP1	37
5.6.4	Distribución espacial de las concentraciones de MP10, MP2,5 y MP1	42
5.6.5	Comparación de las concentraciones de MP10, MP2,5 y MP1 entre primera y segunda campaña de muestreo.....	47
5.7	Objetivo específico N°2	53
5.7.1	Distribuciones del número de partículas	55

5.7.2	Comparación de la distribución del número de partículas entre primera y segunda campaña de muestreo.....	59
5.7.3	Distribuciones de superficie de partículas	63
5.7.4	Comparación de la distribución superficie de partículas entre primera y segunda campaña de muestreo.....	66
5.7.5	Gestión de la contaminación por material particulado incorporando la distribución numérica y de superficie de partículas.....	70
5.7.6	Gestión de la contaminación por material particulado incorporando concentración de MP1	73
5.8	Objetivo específico N°3	76
5.8.1	Normativa primaria de calidad de aire	77
5.8.2	Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA) región Metropolitana	78
5.8.3	Red estatal de monitoreo de la calidad del aire	81
5.8.4	Estudios epidemiológicos de salud	85
5.8.5	Justicia Ambiental	86
5.8.6	Modelos de contaminación de aire.....	87
6	CONCLUSIONES.....	89
a.	Ventajas:.....	89

b. Limitaciones.....	90
7 BLIOGRAFIA	92
ANEXO1:Capturas de tráfico típico Google Maps	106
ANEXO 2: Test de Shapiro–Wilk para los puntos replicados en la segunda campaña de muestreo.	113

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Estaciones de Red MACAM. 1: Quilicura;2: Las Condes; 3: Independencia; 4 Cerro Navia; 5: Pudahuel; 6: Parque O´Higgins; 7: Cerrillos; 8: La Florida; 9: El Bosque; 10: Puente Alto y 11: Talagante.....	10
Figura 2:Principio de medición.....	14
Figura 3: Histograma de la concentración de partículas dN en diferentes rangos de diámetros dD Fuente: Sorribas, 2007.	16
Figura 4: Distribución numérica de tamaños en función de la resolución, (a) Sin normalizar por el ancho del canal. (b) Normalizada por el ancho del canal.	17
Figura 5: Diseño conceptual del estudio.	23
Figura 6:Puntos de muestreo campaña septiembre 2019 dentro del área de representatividad de la Estación de Monitoreo Independencia.....	24
Figura 7: Detalle del rotulo de los puntos muestreados.	25
Figura 8: Rosas de los vientos según frecuencia (%) y velocidad (m/s) durante el período diurno de 7:00 a.m. a 19:00 p.m.	36
Figura 9:Precipitación diaria (24 horas) y acumulada para el mes de septiembre 2019,.....	37
Figura 10:Diagrama BoxPlot para la concentración de MP10 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los 15 puntos muestreados en la primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.	38

Figura 11:Diagrama BoxPlot para la concentración de MP2,5 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los 15 puntos muestreados en la primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.	40
Figura 12:Diagrama BoxPlot para la concentración de MP1 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los 15 puntos muestreados en la primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.	41
Figura 13: Distribución espacial de la concentración promedio de MP10 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los 15 puntos muestreados y su comparación con la norma de calidad primaria MP10 (D.S. N°59, 1998).Primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.....	42
Figura 14: Distribución espacial de la concentración promedio de MP2,5 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los 15 puntos muestreados y su comparación la norma de calidad primaria para material particulado respirable MP2,5 (D.S. N°12, 2011). Primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.....	44
Figura 15: Distribución espacial de la concentración promedio de MP1 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los 15 puntos muestreados. Primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.....	47
Figura 16: Rosas de los vientos según frecuencia (%) y velocidad (m/s) de durante el período diurno de 7:00 a.m. a 19:00 p.m.	49
Figura 17: Diagramas BoxPlot de la concentración deMP10, MP2,5 y MP1en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los puntos duplicados en la primera y segunda campaña. Punto E1 (A), Punto S1(B) y Punto SE2 (C).....	50

Figura 18: Diagramas BoxPlot de la concentración de MP10, MP2,5 y MP1 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los puntos duplicados en la primera y segunda campaña. Punto NE1 (A) y Punto O1 (B).	51
Figura 19: Distribución espacial del número total de partículas en 1/L de los 15 puntos muestreados. Primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.	53
Figura 20: Distribución del número de partículas (dN/dlogD) de los 7 puntos muestreados la primera semana de la primera campaña entre el 4 al 6 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas y ordenadas en escala logarítmica en base 10.	56
Figura 21: Distribución del número de partículas (dN/dlogD) de los 8 puntos muestreados la segunda semana de la primera campaña realizada entre el 10 al 12 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas y ordenadas en escala logarítmica en base 10.....	58
Figura 22: Distribución del número de partículas (dN/dlogD) de los puntos duplicados en la primera campaña realizada entre el 10 al 12 de septiembre de 2019 y segunda campaña realizada entre el 24 al 27 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas y ordenadas en escala logarítmica de base 10. Punto E1 (A), Punto NE1 (B) y Punto O1 (C).	61
Figura 23: Distribución del número de partículas (dN/dlogD) de los puntos duplicados en la primera campaña realizada entre el 10 al 12 de septiembre de 2019 y segunda campaña realizada entre el 24 al 27 de septiembre de 2019.	

Eje de las abscisas y ordenadas en escala logarítmica de base 10. Punto S1 (A) y Punto SE2 (B).	63
Figura 24: Distribución de superficie ($dS/d\log D$) de los 7 puntos muestreados la primera semana de la primera campaña realizada entre el 4 al 6 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas en escala logarítmica en base 10.	64
Figura 25: Distribución de superficie ($dS/d\log D$) de los 8 puntos muestreados la segunda semana de la primera campaña realizada entre el 10 al 12 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas en escala logarítmica en base 10. ...	65
Figura 26: Distribución de superficie ($dS/d\log D$) de los puntos duplicados en la primera campaña realizada entre el 10 al 12 de septiembre de 2019 y segunda campaña realizada entre el 24 al 27 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas en escala logarítmica de base 10. Punto E1 (A), Punto NE1 (B) y Punto O1 (C).	68
Figura 27: Distribución de superficie ($dS/d\log D$) de los puntos duplicados en la primera campaña realizada entre el 10 al 12 de septiembre de 2019 y segunda campaña realizada entre el 24 al 27 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas en escala logarítmica de base 10. Punto S1 (A) y Punto SE2 (B).	69

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Niveles recomendados de material particulado por diversas instituciones.....	7
Cuadro 2: Día, fecha, hora y ubicación en las cuales se realizaron los muestreos de MP10, MP2,5 MP1 y distribución del número y superficie de partícula mediante espectrómetro GRIMM, modelo Mini-LAS 11-E.....	27
Cuadro 3: Clasificación utilizada para definir el nivel de tráfico en cada punto muestreado dentro del área de representatividad de a EI.	28
Cuadro 4: Descripción de los puntos muestreados dentro del área de representatividad de la EI en la primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.....	32
Cuadro 5: Descripción de los puntos muestreados dentro del área de representatividad de la EI en la segunda campaña de muestreo realizada entre el 24 al 27 de septiembre de 2019.....	48

RESUMEN

La variabilidad de las concentraciones de material particulado (MP) en la atmósfera depende de diferentes factores, entre ellos las emisiones locales y las condiciones meteorológicas, los que pueden provocar importantes diferencias espaciales y temporales en la calidad del aire en zonas urbanas relativamente pequeñas. La resolución espacial de las redes de monitoreo actuales no necesariamente logra caracterizar dicha variabilidad, lo que dificulta las estimaciones de la exposición personal al MP y los estudios epidemiológicos de sus efectos en salud; tampoco proporciona una comprensión de la eficacia de las políticas de reducción de emisiones. Por otra parte, las estaciones de monitoreo sólo cuantifican concentración en masa del MP y no otras propiedades relevantes para la comprensión de los mecanismos que afectan la salud humana.

El progreso actual de la tecnología ha logrado reducir el costo económico de sensores basados en espectrometría visible para el monitoreo de MP; estos equipos, esencialmente portátiles, podrían entregar información de la contaminación en tiempo real con alta resolución espacio-temporal y determinar otras propiedades del aerosol atmosférico no monitoreadas actualmente.

El objetivo de este trabajo fue evaluar las potencialidades y limitaciones de esta técnica para la gestión ambiental de la contaminación por material particulado, para lo cual se analizó la variabilidad de diferentes propiedades del MP en 15

lugares dentro de la zona de representatividad de la estación de monitoreo de la calidad del aire de Independencia (EI), Santiago, Chile. El muestreo se realizó en dos campañas en septiembre del 2019.

Las muestras de aire se tomaron con un espectrómetro óptico, a una altura de 1,75 metros sobre el nivel del piso, utilizando una resolución temporal de 1 minuto, durante dos periodos de 30 minutos para medir las fracciones de MP10, MP2,5, MP1 durante un periodo y la distribución de superficie y número de partículas durante el otro.

Los resultados permitieron determinar variaciones en la concentración en masa del MP en áreas relativamente pequeñas dentro del área de representatividad de la EI y determinar propiedades del aerosol atmosférico hasta ahora no registradas por el monitoreo oficial tales como la distribución del número y la superficie de las partículas. Estos resultados en complemento con la recopilación bibliográfica permitieron plantear potenciales aplicaciones de la técnica en el ámbito de la gestión ambiental.

SUMMARY

The variability of particulate matter (PM) concentrations depends on different factors, including local emissions and atmospheric conditions, which can cause significant spatial and temporal differences in air quality in relatively small areas. The spatial resolution of the current monitoring networks does not necessarily characterize that variability, making difficult to estimate personal exposure to PM and epidemiological studies of health effects; nor does it provide an understanding of the effectiveness of emission reduction policies. On the other side, the monitoring stations only quantify the mass concentration of PM but not other relevant properties to the understanding of the mechanisms that affect human health.

Current progress in technology has reduced the cost of visible spectrometry-based sensors for PM monitoring. There are essentially portable equipments that could deliver pollution information in real time with high spatial-temporal resolution and determine other atmospheric aerosol properties currently not monitored.

The objective of this work was evaluate the potentialities and the limitations of this technique for the environmental management of pollution by PM measuring the variability of different properties of the PM in 15 places within the representative area of the air quality monitoring of Independencia (EI), Santiago, Chile. The sampling was carried out in two campaigns in September 2019.

Air samples was taken with an optical spectrometer, at a height of 1.75 meters above ground level, using a time resolution of 1 minute, during two 30-minute periods to measure the fractions of MP10, MP2.5, MP1 during one period and the surface and particle number distribution during the other.

The results evidence variations in the mass concentration of the PM in relatively small areas within the representative area of the IE; also, it was possible to determine properties of the atmospheric aerosol hitherto not registered by official monitoring such as the distribution of the number of particles and the surface of the particles. These results, in addition to the bibliographic information, made possible to propose potential applications of the technique in the field of the air quality management by particulate matter.

1. INTRODUCCION

En las últimas décadas la Región Metropolitana de Santiago (RM) se ha visto afectada por altos niveles de contaminación atmosférica. Entre los contaminantes que destacan está el aerosol atmosférico, también denominado material particulado (MP), el cual tiene efectos relevantes sobre el ambiente y la salud humana. La Organización Mundial de la Salud (WHO por sus siglas en inglés) (2019) estima que la contaminación atmosférica (PM_{2,5} y ozono) es el quinto factor de riesgo de mortalidad en todo el mundo y en 2017 estimó que la contaminación del aire ha contribuido con cerca de 5 millones de muertes en todo el mundo, esto es casi un 10% del total.

La variabilidad espacio-temporal de las concentraciones de MP depende de diferentes factores, entre ellos las emisiones locales, las condiciones meteorológicas y la morfología urbana (Britter & Hanna, 2003; Buccolieri et al., 2010; Hofman et al., 2013), lo que puede provocar importantes diferencias espaciales y temporales de la calidad del aire en zonas relativamente pequeñas. La resolución espacial de las redes de monitoreo actuales no necesariamente logra caracterizar dicha variabilidad (Karner et al., 2010; Zikova et al., 2017), lo que dificulta las estimaciones de la exposición personal al MP y los estudios epidemiológicos de sus efectos en salud; tampoco proporciona una comprensión de la eficacia de las políticas de reducción de emisiones (Kelly et

al., 2017; Tsai et al., 2019), con implicancias negativas para una adecuada gestión ambiental. Por otra parte, las estaciones de monitoreo sólo cuantifican concentración en masa del MP y no otras propiedades tales como el número de partículas, el área superficial de las partículas y/o la composición elemental del aerosol, variables también muy importantes ya que incrementan la comprensión de los mecanismos que afectan la salud humana al aportar evidencia distinta a la concentración en masa.

El progreso actual de la tecnología ha logrado reducir el costo económico de sensores basados en espectrometría visible para el monitoreo de MP; estos equipos, esencialmente portátiles, pueden entregar información de la contaminación en tiempo real con alta resolución espacio-temporal y determinar otras propiedades del aerosol atmosférico no monitoreadas actualmente (Kumar et al., 2015; Zikova et al., 2017).

El propósito de esta tesis es investigar qué potencialidades y limitaciones conllevaría para la gestión ambiental la implementación de una red de apoyo integrada por equipos basados en espectrometría visible. La bibliografía internacional existente y el análisis estadístico de la información experimental obtenida en este trabajo permitieron plantear la hipótesis de que el uso complementario del equipamiento antes indicado permitiría mejorar la resolución espacio-temporal del Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire (SINCA) del Ministerio de Medio Ambiente y ser un aporte sustancial de

información para diversas herramientas de gestión ambiental. Sin embargo, al no ser un método de referencia validado se requieren estudios que permitan clarificar diversos aspectos, a fin de poder considerar estos monitores para aumentar la eficacia de la gestión ambiental actual de la contaminación por material particulado.

El estudio de la variabilidad espacio-temporal del MP se realizó dentro de la zona de representatividad de la estación de monitoreo de Independencia, parte del Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire. Esta es una de las dos estaciones más próximas al centro urbano histórico de la RM y que cuenta con una gran cantidad de información publicada debido a diversos estudios llevados a cabo en la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas de la Universidad de Chile (Fuatealba, 2014; Egas, 2017; Fuatealba & Préndez, 2017; Fuatealba, 2018) Se utilizó un monitor marca GRIMM, modelo Mini-LAS 11-E que cuenta con respaldo bibliográfico de su desempeño.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

- Evaluar las potencialidades y limitaciones de la espectrometría visible para la gestión ambiental de la contaminación por material particulado (MP) dentro de la zona de representatividad de la estación de monitoreo de la calidad del aire de Independencia (EI), Santiago, Chile.

2.2. Objetivos específicos

- Describir las características, fuentes locales y niveles de contaminación por MP de diversos puntos ubicados dentro de la zona de representatividad de la EI.
- Considerar la incorporación de la concentración de MP1 y la distribución numérica y de superficie de partículas como propiedades a determinar para la gestión de la contaminación por MP.
- Analizar y discutir posibles instrumentos de gestión ambiental para atenuar la contaminación por MP sobre la base de la información adicional obtenida mediante espectrometría visible.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. Características generales del material particulado

El material particulado (MP), conocido técnicamente como aerosol atmosférico, se define como una mezcla heterogénea y compleja de partículas sólidas y líquidas suspendidas en el aire. Tiene su origen en una variedad de fuentes que le otorgan diversas propiedades químicas, físicas y termodinámicas generando efectos a escala local y global (Seinfeld & Pandis, 2006a). Este aerosol se clasifica y estudia definiendo su tamaño mediante su diámetro aerodinámico (DA), el cual se define como el diámetro de una esfera de densidad 1 g/cm^3 que tiene la misma velocidad de sedimentación gravitacional que la partícula en cuestión (Kulkarni et al., 2011).

El DA del aerosol puede ocupar el rango de $0,001$ a $100\mu\text{m}$ (Seinfeld & Pandis, 2006a); sin embargo, el MP de importancia en salud humana se clasifica típicamente como MP_{2,5}, MP_{2,5-10} y MP₁₀. Se llama partículas gruesas (CP) a aquellas con un DA entre $2,5$ y $10\mu\text{m}$, finas (FP) a aquellas con un DA entre $0,1$ y $2,5\mu\text{m}$ y también se habla de partículas ultra finas (UFP) para referirse a aquéllas con un DA inferior a $0,1\mu\text{m}$.

El MP puede tener un origen natural tal como los incendios forestales, las erupciones volcánicas, el movimiento de las olas del mar, o incluso la vegetación (polen) (Chow, 1995; Sorribas, 2007); también existe el MP que proviene de fuentes antrópicas como los vehículos con motor a combustión, las

construcciones y las industrias, entre otras actividades de origen (Morales et al., 2006, Préndez et al., 2011). Además, el MP se puede clasificar como primario o secundario. Los aerosoles primarios son aquéllos que se encuentran en la atmósfera tal como fueron emitidos desde sus fuentes; los secundarios se producen en la atmósfera por reacciones químicas radicalarias o fotoquímicas, homogéneas o heterogéneas, a partir de las emisiones primarias.

3.2. Salud, ambiente y normativa

Los aerosoles atmosféricos o material particulado (MP), tienen efectos relevantes sobre el ambiente y la salud humana. Se estima que la contaminación atmosférica en ciudades y áreas rurales causó 4,2 millones de muertes prematuras en todo el mundo en el año 2016, mortalidad debida a la exposición a las partículas más finas (MP2,5)(WHO, 2016).

El 2018, en Chile el 63% (24 de 38) de las estaciones de monitoreo con representatividad poblacional presentaron concentraciones superiores al límite de $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ establecido por la norma primaria anual para MP2,5 y 53% (19 de 36) sobrepasó el límite normativo anual para MP10 establecido en $150\mu\text{g}/\text{m}^3$, como se muestra en el Cuadro 1 (MMA, 2019). Las concentraciones promedio de partículas MP2,5 en Chile son de $16,0\mu\text{g}/\text{m}^3$, cifra un 15,1% mayor que el promedio de la OCDE de $13,9\mu\text{g}/\text{m}^3$, y un nivel mucho mayor que el límite anual recomendado por la Organización Mundial de la Salud de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ (OCDE,

2019). Existen diversos estudios que relacionan la contaminación atmosférica por MP con los niveles de mortalidad y morbilidad de la población (Pope et al., 2008; Leiva et al., 2013; Kim et al., 2015). La naturaleza y magnitud de los efectos dependen de las propiedades del MP, en específico, la composición química, el tamaño, la morfología, el número y superficie de las partículas y la concentración en masa (Finlayson-Pitts & Pitts, 1999a), siendo sólo esta última la que se encuentra normada en Chile.

El Cuadro 1, muestra los valores guía y niveles recomendados por la Organización Mundial de la Salud (WHO), la Agencia de Protección del Ambiente de los Estados Unidos (USEPA en sus siglas en inglés) y el Ministerio del Medio Ambiente de Chile (MMA) para promedios de 24h y promedio anual para MP2,5 y MP10.

Cuadro 1: Niveles recomendados de material particulado por diversas instituciones.

		OMS^A	USEPA^B	MMA^C
	Periodo	Promedio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Promedio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Promedio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
MP2,5	1 año	10	15	20
	24h	25	35	50
MP10	1 año	20	---	50
	24h	50	150	150

^A OMS: Organización Mundial de la Salud (WHO en inglés).

^B USEPA: Agencia de Protección del Ambiente de los Estado Unidos.

^C MMA: Ministerio del Medio Ambiente Gobierno de Chile.

Fuente: Fuentealba, R.,2014.

En cuanto a sus efectos a escala global, los aerosoles atmosféricos afectan de forma directa e indirecta el balance radiativo del sistema climático, debido a su capacidad de absorber y dispersar radiación solar o luz (directos), mientras que

los efectos indirectos se refieren a la modificación de la longitud de onda de la radiación, la cantidad y la duración de las nubes (IPCC, 2007). A escala local, la contaminación de ciudades por MP afecta la visibilidad y el medio construido, además de la salud y la calidad de vida de la población.

3.3. Propiedades relevantes del MP no reguladas actualmente

A pesar de la fuerte evidencia epidemiológica de los efectos adversos para la salud en estudios que consideran la concentración en masa del MP, los mecanismos que afectan la salud humana todavía son poco conocidos. Se ha postulado que las partículas dañinas probablemente ingresan a la circulación humana a través de la región alveolar de los pulmones (Kuuluvainen et al., 2016; Flood et al., 2019).

Una forma de estudiar cómo el MP afecta la salud humana consiste en analizar su composición química; se ha propuesto que el efecto químico de las partículas en la salud podría medirse estrictamente observando las especies reactivas de oxígeno de los aerosoles (Li et al., 2009; Stevanovic et al., 2013). Desde el punto de vista físico, otras propiedades relevantes son:

Distribución del número de partículas: Corresponde a la cantidad de partículas por litro o metro cúbico de aire normalizado (1/L o 1/m³ en condiciones normales de presión y temperatura) presentes en una muestra de aire. Esta propiedad resulta relevante al observar el número de partículas en la

fracción submicrométrica, ya que éstas tienen mayor poder de penetración a las vías respiratorias (Seaton et al., 1995; Kuuluvainen et al., 2016; Watanabe & Watanabe, 2019; Su et al., 2020) y pueden ser consideradas más tóxicas que partículas más gruesas del mismo material (Donaldson & MacNee 1998; Wiseman & Zereini, 2014; Chen et al., 2018). En este sentido es más adecuado determinar la concentración del número de partículas que la concentración en masa, ya que debido a su pequeño tamaño y masa relativa dichas partículas corresponden a un ínfimo porcentaje del total en concentración de masa por litro o metro cúbico de aire normalizado. Su estudio además tiene un papel importante en la comprensión de los efectos climáticos de los aerosoles, como la formación de nubes (Ferrero et al., 2011).

Distribución superficie de partículas: La superficie específica de las partículas es una propiedad medida en milímetros cuadrados de superficie total por litro o metro cúbico de aire normalizado (mm^2/L o mm^2/m^3). Se ha sugerido que las partículas dañinas probablemente ingresan a la circulación humana a través de la región alveolar de los pulmones y sus efectos pueden estar asociados a la química de la superficie de las partículas debido a la interacción entre las partículas y el tejido pulmonar lo que representa el punto de partida de la cascada inflamatoria de enfermedades pulmonares derivadas de la exposición a PM (Mazzoli-Rocha et al., 2010; Reche et al., 2015; Kuuluvainen et al., 2016; Conticini et al., 2020). Además, la superficie de partículas del MP puede aportar a la difusión de virus tales como el SARS-CoV-2 actuando como

un mecanismo de transporte efectivo y permitiendo que penetre con mayor facilidad el sistema respiratorio (Setti et al., 2020a; Asadi et al., 2020).

3.4. Red estatal de monitoreo de la calidad del aire

El Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire (SINCA) del Ministerio de Medio Ambiente informa sobre calidad de aire de todo el país, buscando mejorar gradualmente el conocimiento, la vigilancia y la gestión (SINCA, 2019). En la Región Metropolitana la Red de Monitoreo de la Calidad del Aire en el Área Metropolitana (MACAM), cuenta con once estaciones fijas (Figura 1). En ellas se miden de forma continua: material particulado MP2,5 y MP10, y gases: SO₂, NO_x, CO, O₃ e hidrocarburos no metánicos (HCNM).

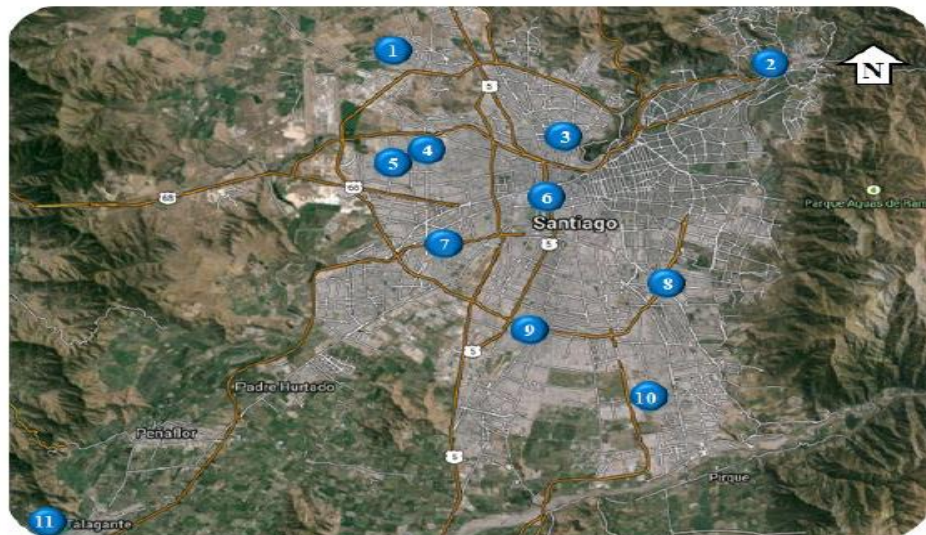


Figura 1: Estaciones de Red MACAM. 1: Quilicura; 2: Las Condes; 3: Independencia; 4: Cerro Navia; 5: Pudahuel; 6: Parque O'Higgins; 7: Cerrillos; 8: La Florida; 9: El Bosque; 10: Puente Alto y 11: Talagante.

Fuente: SINCA, 2019.

3.5. Métodos de análisis de referencia

Dentro de la red de monitoreo MACAM los tipos de monitores de MP continuos establecidos por normativa (D.S. N°59/1998) (D.S. N°12/2011) son:

Microbalanza de Elemento cónico oscilante (TEOM): Monitor de medición directa que extrae el aire del ambiente a través de un filtro con un caudal constante, masando continuamente el filtro mediante una fibra de vidrio tensionada y calcula usando la ecuación del resorte, calibrada, las concentraciones de masa en tiempo casi real. Permite mediciones cada 10-30 segundos, según programación del software.

Monitores de atenuación beta (BAM): Las partículas se depositan sobre papel filtro y se exponen a la radiación beta emitida por un radionúclido, generalmente C-14; la atenuación de la radiación causada por el aerosol es proporcional a la masa de partículas en el filtro. Es específico, el equipo BAM MET ONE 1020 utilizado en la red de monitoreo MACAM está diseñado para funcionar continuamente con solo mantenimiento programado mensual o bimensual, sumado a que un solo rollo de cinta de filtro puede durar más de 60 días, lo que le otorga una gran independencia en su uso como monitor (Met One Instruments, 2019). Actualmente en la estación de monitoreo Independencia la concentración de MP se obtiene mediante el equipo antes mencionado, el cual

fue el primer instrumento en obtener la denominación como Método Equivalente Federal (FEM) de la EPA de EE. UU. para el monitoreo continuo de MP_{2,5}.

3.6. Monitores basados en espectrometría

El alto costo de adquisición, operación y mantención de los monitores BAM o TEOM limitan la posibilidad de estudiar la distribución espacial de los datos ambientales de MP (Wang et al., 2015; Kelly et al., 2017). Sin embargo, la irrupción en el mercado de monitores basados en un principio de óptico de medición indirecta genera una ventaja comparativa interesante (Grimm & Eatough, 2009; Holstius et al., 2014; Kumar et al., 2015; Kelly et al., 2017). Dichos equipos son portátiles y fáciles de usar. Tienen un alto potencial para aumentar la capacidad de caracterizar mejor el MP con alta resolución espacio-temporal y a un costo aceptable.

3.6.1 Principio de medición de un espectrómetro

Las partículas sólidas y líquidas contenidas en la muestra de aire se capturan en una cámara de medición, donde se cuenta cada partícula individual utilizando fotometría de dispersión de luz (Figura 2). La intensidad de la señal de la luz dispersada se corresponde a un tamaño de partícula, basándose en la teoría de Mie, según la cual la altura de cada pulso medido es directamente

proporcional al tamaño de partícula. Cada pulso se clasifica entonces en un registro electrónico (Bohren and Huffman, 1983).

La distribución de conteo de partículas descrita es la base para el cálculo de la masa del MP. Los datos del diámetro de partícula se traducen a un volumen de partícula utilizando su diámetro medio y asumiendo partículas esféricas. Luego, estos datos de volumen se convierten en una distribución de masa utilizando un factor de densidad correspondiente al factor de "entorno urbano" establecido por GRIMM mediante protocolos resultantes de comparar varios ambientes urbanos y asumiendo que las emisiones antrópicas son las predominantes (Grimm& Eatough, 2009). Según el estudio "Actualización y sistematización del inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos en la Región Metropolitana" (USACH, 2014) las emisiones de MP en la RM provienen principalmente del sector transporte, residencial, industrial, la construcción y agrícola, de mayor a menor aporte, por lo que se cumple el supuesto de que las emisiones de MP de origen antropico son predominantes.

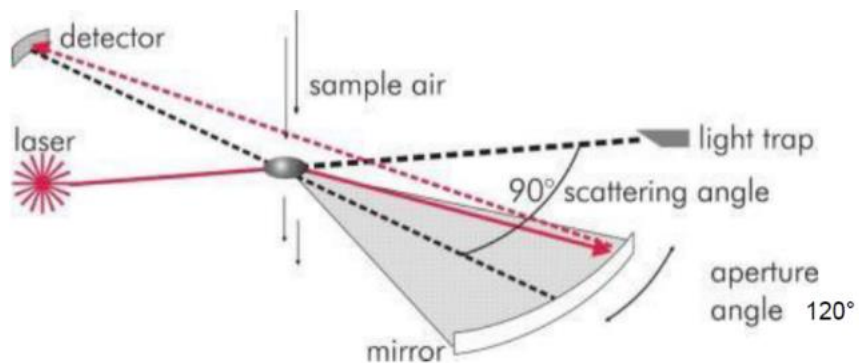


Figura 2: Principio de medición.

Fuente: Grimm & Eatough, 2009.

Estudios empíricos muestran que las partículas más pequeñas que el canal de medición más bajo del instrumento ($0,25\mu\text{m}$) también contribuyen a la masa total. La masa de estas partículas se estima utilizando los datos medidos y la suposición de una distribución gaussiana log-normal (Grimm & Eatough, 2009).

3.6.2 Función distribución de tamaño y espectrometría

La función log-normal es el ajuste más utilizado para graficar la distribución de tamaño del material particulado; su uso no está justificado teóricamente, sin embargo, cuenta con el respaldo empírico de lograr mejores ajustes en resultados obtenidos desde datos experimentales, siendo de especial utilidad cuando el número de rangos de tamaño de partículas que se miden es mayor a 10 unidades (TSI Incorporated, 2012).

El tamaño de partículas está entre los parámetros más relevantes para definir un aerosol atmosférico; influye en sus propiedades ópticas, masa, densidad numérica, determina el comportamiento de determinada partícula dentro del gas, además es muy relevante por sus efectos en salud humana. El rango de tamaños abarca más de cinco ordenes de magnitud desde un nanómetro hasta decenas de micrómetros.

La distribución de tamaño de las partículas hace referencia a la variación con el tamaño de la concentración (en número, área superficial, volumen o masa) por unidad de volumen de aire y se puede representar mediante una distribución de densidad de número de radio diferencial, $n(r)$ que representa el número de partículas con radios entre r y $r + dr$ por unidad de volumen (ec. 1).

$$N(r) = \int_r^{r+dr} n(r) dr \text{ (ec.1)}$$

Para poder estudiar la distribución de tamaños se utilizan métodos estadísticos que simplifican su análisis. Utilizando la variable diámetro de la partícula D , y sobre cada rango o intervalo de diámetros $D_i - D_{i+1}$ o dD , se determina el número de partículas dN de acuerdo a un histograma, como muestra la Figura 3. De esta forma los datos indican cómo se distribuye el número de partículas en un volumen de aire determinado (generalmente 1 m^3), sobre los diferentes intervalos de tamaños que se consideren. A dicha función se la denomina “distribución de tamaños” y se denota como $dN(D)$.

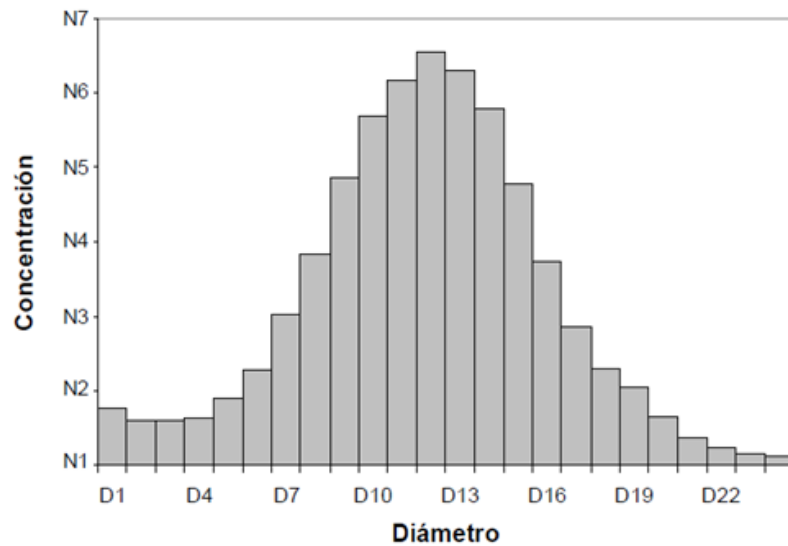


Figura 3: Histograma de la concentración de partículas dN en diferentes rangos de diámetros dD Fuente: Sorribas, 2007.

Los intervalos han de ser continuos y cubrir todo el rango, es decir, el límite superior de cada uno de ellos ha de coincidir con el límite inferior del siguiente. Se debe tener en cuenta el número de intervalos o de canales a utilizar, porque intervalos muy anchos darán como resultado un histograma burdo y no mostrará la forma o tendencia de los datos; en cambio si son muy estrechos, el histograma será muy desigual y presentara un exceso de información.

La resolución de un espectrómetro de partículas se denota como número de canales. La Figura 4 muestra que el resultado es dependiente de la resolución de la distribución. Para prevenir esa distorsión, el histograma se normaliza por el ancho del canal, dividiendo el número de partículas dN de cada intervalo por su ancho. De esta manera, el área debajo de cada canal representa el número

de partículas; la altura de los diferentes canales, dentro de un mismo histograma es comparable y la altura correspondiente a cada distribución con una resolución diferente no se ve alterada, pudiéndose comparar distribuciones muestreadas con diferentes instrumentos. La anchura del canal se calcula a partir de la diferencia de los logaritmos de los extremos de la década, dividido por el número de canales.

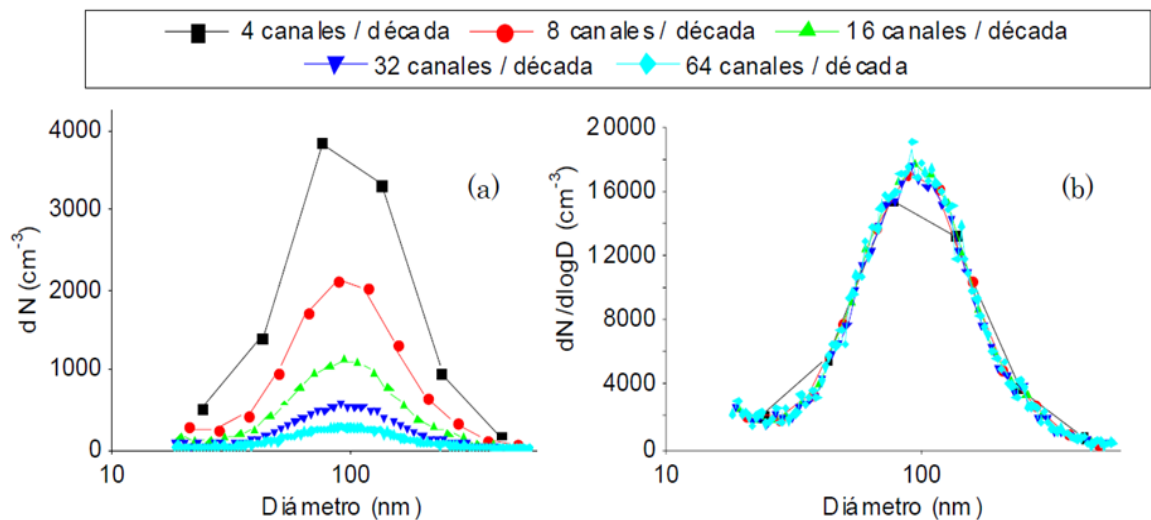


Figura 4: Distribución numérica de tamaños en función de la resolución, (a) Sin normalizar por el ancho del canal. (b) Normalizada por el ancho del canal.

Fuente: Sorribas, 2007.

Finalmente se obtiene, la concentración normalizada en el eje de las ordenadas y en el eje de las abscisas se muestra el diámetro de las partículas (Figura4b).

3.6.3 Estado del arte de monitores mediante espectrometría

La variedad de instrumentos que utilizan el mismo principio de conteo de partículas por espectrometría se ha estudiado marginalmente y se dispone en la literatura con una cantidad limitada de datos (Dinoi et al., 2017). Estudios de campo y de laboratorio recientes demostraron que la comparabilidad de los monitores de partículas en tiempo real no siempre es consistente (Liu et al., 2014). Otros artículos informan que los instrumentos de monitoreo de aerosol en tiempo real difieren entre los diferentes fabricantes o con diferentes tecnologías de detección y también entre instrumentos del mismo modelo (Teikari et al., 2003; Thorpe & Walsh, 2002). Burkart et al. (2010) comparó el desempeño de dos espectrómetros GRIMM (modelos 1.108 y 1.109) similares al que se utilizó en esta tesis en condiciones urbanas, obteniendo una buena correlación en términos de concentración del número de partículas, pero discrepancias en términos de concentración en masa. Peters et al. (2006) comparó el rendimiento de los mismos espectrómetros (modelo 1.108 y 1.109) con un medidor de partículas aerodinámico (APS-TSI) que utiliza aerosoles monodispersos y polidispersos y encontró diferencias sistemáticas en la medición de la concentración de masa y número. Un último ejemplo es el estudio de Belosi et al. (2013) que con pruebas de laboratorio comparó el rendimiento de cuatro contadores ópticos de partículas; los resultados mostraron un número de concentración de partículas total comparable para

todos los monitores. Se puede concluir entonces que el desempeño de estos monitores aún es tema de debate y requiere mayor investigación, pero todo apunta en un sentido positivo.

3.7 Gestión ambiental de la contaminación por material particulado

Actualmente el crecimiento de las ciudades va ligado a un incremento en la cantidad de vehículos y a la contaminación del aire; esto ha demostrado ser un riesgo significativo para sus habitantes (Gurjar et al., 2010). Sumado a esto, aún no se conocen bien los impactos de una contaminación muy alta, pero temporal y espacialmente restringida y la exposición de las (Kumar et al., 2015; Tsai et al., 2019).

El enfoque actual de la gestión de la calidad del aire está basado en una red de monitoreo mediante estaciones estáticas, con costos prohibitivos como para capturar la heterogeneidad temporal y espacial de la contaminación por material particulado, dificultando así identificar puntos críticos de concentración, información fundamental para desarrollar estrategias sólidas y en tiempo real para su gestión (Kim et al., 2012; Zhou et al., 2013; Kumar et al., 2016).

El progreso actual de la tecnología podría cambiar radicalmente este enfoque tradicional con el uso de sensores de bajo costo que registraran información en tiempo real con alta resolución espacio-temporal; no obstante, se generan datos

menos precisos, lo que cuestiona su valor y presenta desafíos para la implementación de estos sensores, considerando que las decisiones tomadas en este aspecto utilizan datos de largas series de tiempo que buscan ser lo más confiables posibles (Kumar et al., 2015).

Sin embargo, dentro de las herramientas de gestión ambiental que podrían aprovechar la implementación de esta tecnología están:

- **Normativa primaria de calidad de aire:** Su objetivo es proteger la salud de las personas de los efectos agudos y crónicos de contaminantes tales como el MP, con un nivel de riesgo aceptable (D.S. N°59/1998) (D.S. N°12/2011). La incorporación de medición por espectrometría, gracias a su principio de medición, podría aportar otras propiedades del MP a ser reguladas (ver punto 3.1.2.) y que tienen relación con los efectos en salud (Seaton et al., 1995; Donaldson & MacNee 1998; Bind et al., 2012; Tsai et al., 2019).
- **Planes de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA):** Estos planes son un instrumento de gestión ambiental que tiene por finalidad evitar la superación y recuperar los niveles señalados en las normas primarias y/o secundarias de calidad ambiental de una zona latente o saturada por uno o más contaminantes. El Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana de Santiago (PPDA), se aplica desde 1997, actualizado por última vez en 2017,

incorpora un sistema de compensación de emisiones como estrategia para reducir las emisiones de MP, sin entorpecer el crecimiento industrial de la región. Un despliegue de sensores de bajo costo en cantidades significativas podría ayudar a crear mejores inventarios de emisiones de y detectar puntos críticos de contaminación, así como permitir una evaluación de exposición en tiempo real para diseñar estrategias locales de mitigación (Kumar et al., 2015; Kumar et al., 2016; Zikova et al. 2017; Chen et al., 2017; Chen et al., 2018).

- **Red estatal de monitoreo de la calidad del aire (ver punto 3.2):** Incorporar una red de sensores complementarios podría proporcionar condiciones de entrada más precisas que conduzcan a conclusiones más sólidas y confiables sobre los niveles de calidad del aire en términos del monitoreo (Kumar et al., 2015).
- **Estudios epidemiológicos de salud:** El flujo de masas de aire en entornos urbanos suele ser turbulento y difícil de predecir porque se requiere una gran cantidad de datos e instalaciones para la modelación, los que no están disponibles para muchas ciudades. Esta complejidad hace que la evaluación de la real exposición de las personas a los contaminantes sea un desafío (Croxford & Penn, 1998; Vardoulakis et al., 2005; Zhou et al., 2013; Chen et al., 2017; Tsai et al., 2019). Nuevamente, una solución para superar la falta de mediciones a pequeña escala y de relativamente buena precisión de la calidad del aire,

podría provenir de adoptar métodos de bajo costo para una vigilancia ambiental más exhaustiva (Kumar et al., 2015; Rai et al., 2017; Castell et al., 2017). Esta información podría ser de utilidad para diversos estudios epidemiológicos que requieran conocer la exposición a contaminantes con una alta resolución espacio-temporal.

- **Modelos de contaminación de aire:** Los modelos de contaminación del aire tienen la capacidad de investigar procesos de gestión relevantes, al ser métodos que pueden cuantificar la relación entre emisiones y concentración-depositación, incluyendo las consecuencias de escenarios futuros y las estrategias de disminución. Sin embargo, el uso de modelos requiere un conocimiento altamente especializado, datos de entrada que no están disponibles en todos los lugares y también las concentraciones modeladas pueden sufrir errores sistemáticos, incluido el sesgo, según los datos de entrada (Pannullo et al., 2016; Castell et al., 2017). Esto deja al descubierto la necesidad de incorporar las grandes cantidades de información como entrada para lograr modelos de calidad de aire más detallados.

4 MATERIALES Y METODOS

4.6 Diseño de la investigación

El diseño conceptual de la tesis se resume en la Figura 5.

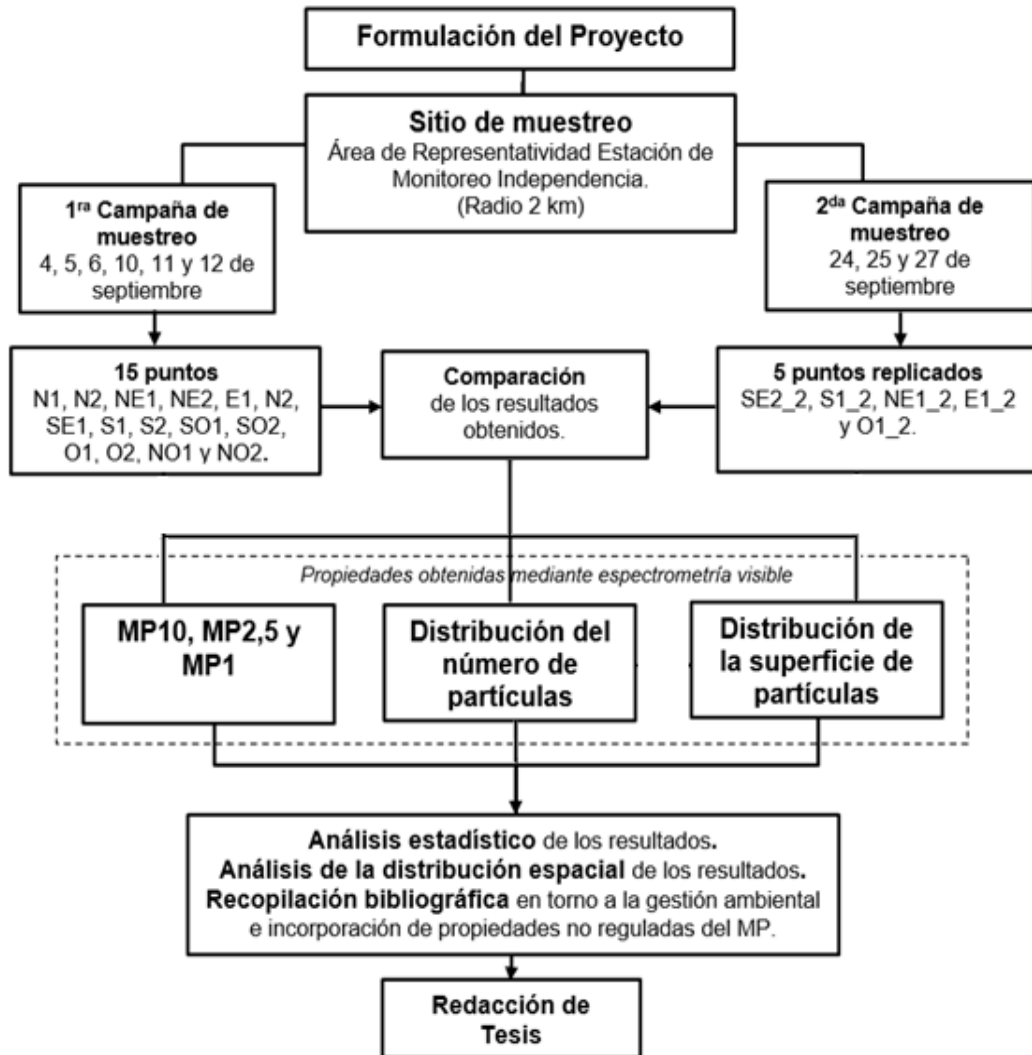


Figura 5: Diseño conceptual del estudio.

4.7 Área de estudio

Los distintos puntos de muestreo se encuentran dentro del área de representatividad poblacional de la estación de monitoreo de la calidad del aire de la Estación Independencia, (EI), de radio de 2 km (Figura 6); el área incluye parcialmente a tres comunas: Independencia, Recoleta y Santiago. Es una zona caracterizada por grandes avenidas, autopistas de alto flujo vehicular, edificios y calles en construcción, hospitales públicos y clínicas privadas, industrias y centros de servicios principales (Fuentealba, 2014). También cabe destacar una fuente puntual importante (la Termoeléctrica Renca), que se ubica a aproximadamente 3,3km al noroeste de la EI, por lo que queda fuera de su área de representatividad poblacional.

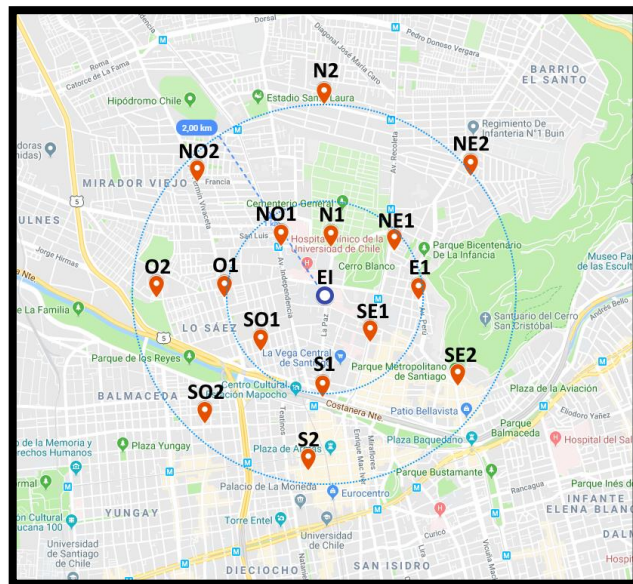


Figura 6: Puntos de muestreo campaña septiembre 2019 dentro del área de representatividad de la Estación de Monitoreo Independencia.

4.8 Materiales

- Espectrómetro GRIMM, modelo Mini-LAS 11-E.
- Sensor 1158-EE del Espectrómetro GRIMM
- Soporte para instalar siempre el equipo a 1,75m sobre el nivel del piso.

4.9 Diseño del muestreo

El muestreo se realizó en dos campañas en el mes de septiembre, ya que los episodios críticos de contaminación por MP en Santiago se dan en los meses de invierno, debido a diversos factores que generan una escasa dispersión del MP (Préndez et.al., 2011; Toro et al., 2014). Se seleccionaron 15 puntos de interés en relación a su proximidad a la EI y al límite de su área de representatividad. La Figura 6 muestra la distribución de los puntos de muestreo, los cuales fueron rotulados en función a los puntos cardinales y respecto a su distancia de la EI; además, se agregaron detalles según lo indicado en la Figura 7 cuando fuese necesario en la sección de resultados para facilitar su discusión.

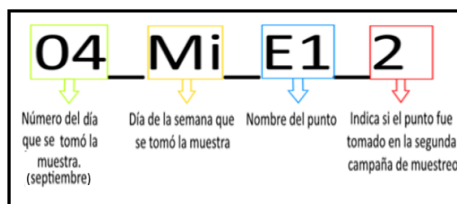


Figura 7: Detalle del rotulo de los puntos muestreados.

Las muestras de aire se tomaron mediante un espectrómetro GRIMM, modelo Mini-LAS 11-E, ubicado a una altura de 1,75 metros sobre el nivel del piso de acuerdo al protocolo para la exposición de la población a la contaminación urbana (USEPA 2004), utilizando una resolución temporal de 1 minuto, durante dos periodos de 30 minutos para medir las fracciones de MP10, MP2,5, MP1 durante un periodo y la distribución de superficie y el número de partículas durante el otro.

El espectrómetro utilizado cuenta con un diodo laser que sirve de fuente de luz, con una longitud de onda en el rango visible de 660nm. Este se puede operar en modo múltiple, lo que significa que la intensidad del rayo láser se puede modular, permitiéndole detectar partículas entre 0,25 μ m y 32 μ m y clasificar en 31 canales dentro del rango. La luz dispersada emitida por cada partícula se captura por un segundo conjunto de ópticas con un ángulo de dispersión de 90° y se desvía a un diodo receptor por un espejo con un ángulo de apertura de aproximadamente 120° (Grimm & Eatough, 2009).

Se realizaron dos campañas de muestreo; la primera, las dos primeras semanas de septiembre, del miércoles 4 al jueves 12, como se detallan en el Cuadro 2. La segunda, la última semana de septiembre, del miércoles 24 al viernes 27, midiendo nuevamente cinco puntos (E1, S1, O1, SE2 y NE1) replicando el día de la semana y el horario del muestreo anterior, con el objetivo

de realizar comparaciones posteriores considerando que la semana del 16 al 22 de septiembre se celebran las fiestas patrias.

Cuadro 2: Día, fecha, hora y ubicación en las cuales se realizaron los muestreos de MP10, MP2,5 MP1 y distribución del número y superficie de partícula mediante espectrómetro GRIMM, modelo Mini-LAS 11-E.

Punto	Día	Fecha	Hora	Ubicación
E1*	Miércoles	04-09-2019	13:10-14:23	Av. Perú con Santos Dummont
SE1	Miércoles	04-09-2019	14:40-15:46	Av. Recoleta con Buenos Aires
NE1*	Miércoles	04-09-2019	17:32-18:39	Av. Recoleta con Schlack
SO1	Jueves	05-09-2019	16:37-17:42	Escanilla con Aníbal Pinto
NO1	Viernes	06-09-2019	11:44-12:50	Av. Independencia con Prof. Zañartu
O1*	Viernes	06-09-2019	14:51-15:56	Av. Fermín Vivaceta 838 (entre Baldomero Flores y Gamero)
N1	Viernes	06-09-2019	13:10-14:17	Av. La Paz con Prof. Zañartu
S1*	Martes	10-09-2019	14:25-15:31	Av. Santa María con Av. La Paz
SE2*	Martes	10-09-2019	15:53-16:58	Pío Nono con Constitución
SO2	Miércoles	11-09-2019	15:48-16:58	Av. Brasil con San Pablo
S2	Miércoles	11-09-2019	14:22-15:28	Compañía 1140 (entre Morandé y Bandera)
N2	Jueves	12-09-2019	16:08-17:13	Av. Einstein con La Conquista
O2	Jueves	12-09-2019	10:42-11:49	Gamero con Sara Gajardo
NO2	Jueves	12-09-2019	12:05-13:10	Av. Fermín Vivaceta con Francia
NE2	Jueves	12-09-2019	17:34-18:40	Nicolás de Garnica con Las Torres

*: Puntos replicados en la segunda campaña de muestreo.

Las variables climáticas como temperatura y humedad relativa se obtuvieron con el sensor 1158-EE del propio Espectrómetro GRIMM. La velocidad y dirección del viento para cada día de muestreo se obtuvieron de los registros del Sistema Nacional de Calidad de Aire (SINCA) y se procesaron con la extensión *OpenAir* del software “R” para obtener las rosas de los vientos correspondientes.

Para cada punto muestreado se obtuvo el tráfico vehicular típico del sector mediante Google Traffic (Anexo 1), función dentro de Google Maps que considera la información del tráfico, los vehículos detenidos, accidentes, construcción de carreteras, etc., y la muestra como una superposición en Google Maps. El algoritmo de funcionamiento utiliza a cada teléfono inteligente en cada auto en las calles que es capaz de determinar su ubicación mediante GPS, para obtener el tráfico típico o el tráfico en tiempo real de un sector determinado, gracias a la combinación de múltiples flujos de información y la capacidad de procesamiento de Google. Posteriormente, se clasificaron los puntos muestreados según el tráfico observado (Cuadro 3).

Finalmente, toda la información obtenida se procesó mediante los softwares Excel y estadístico “R, de acceso libre.

Cuadro 3: Clasificación utilizada para definir el nivel de tráfico en cada punto muestreado dentro del área de representatividad de a EI.

	Trafico Alto	Representado por el color rojo, que indica un tráfico lento en el sector debido la gran cantidad de vehículos circulando en el sector en el momento.
	Trafico Medio	Representado por el color anaranjado, que indica un nivel de tráfico intermedio en el sector.
	Trafico Medio/Bajo	Representado por el color amarillo, que indica que se observaron sectores con tráfico medio y sectores con tráfico bajo en las inmediaciones del punto muestreado.
	Trafico Bajo	Representado por el color verde, que indica un nivel de tráfico bajo en el sector, por lo tanto, una velocidad de desplazamiento expedita.

Fuente: Google Traffic.

4.10 Análisis estadístico

Para comparar las concentraciones en masa entre los puntos replicados en la segunda campaña de muestreo se aplicó el Test de Shapiro–Wilk para contrastar la normalidad de los conjuntos de datos obtenidos; se obtuvo que no todos los puntos y fracciones del MP presentaban una distribución normal (Anexo 2).

Posteriormente se aplicó el test t-student a los pares de puntos con distribución normal y su equivalente no-paramétrico (U de Mann Whitney) para los pares de puntos que no cumplieron con el requisito de normalidad y así poder identificar diferencias significativas entre las distintas fracciones de MP entre las dos campañas.

4.11 Datos “Outliers”

Los puntos “Outliers se pueden definir como valores que se encuentran por sobre o por debajo de tres veces la desviación estándar del promedio; tales valores deberían reemplazarse por el promedio. Sin embargo, esto anularía eventos aislados del grupo de datos y, debido a que el presente estudio busca observar el desempeño de una técnica con alta resolución temporal (1 minuto)

para capturar eventos o peak de contaminación acotados en el tiempo, no se eliminaron del set de datos.

4.12 Métodos

4.12.1 Objetivo específico N°1

Se utilizaron los registros obtenidos durante el muestreo: concentración en masa de MP obtenida mediante espectrometría visible, variables climáticas, información del tráfico obtenida mediante Google traffic y fuentes locales observadas durante el muestreo, además de la bibliografía de trabajos previos llevados a cabo en el área de representatividad de la EI (Fuentealba, 2014; Egas, 2017; Muñoz et al., 2017; Fuentealba, 2018).

Posteriormente, los registros de concentración de MP se trataron mediante estadística descriptiva (BoxPlot). Además, los resultados se presentaron mediante ArcGIS para observar su distribución espacial.

4.12.2 Objetivo específico N°2

Se elaboraron las distribuciones del número de partículas y de superficie para caracterizar estas propiedades y determinar los intervalos de diámetro aerodinámico en los que se encuentra el mayor número de partículas o de

superficie. Se graficó la comparación entre los distintos puntos muestreados y entre las dos campañas de muestreo.

Sobre la base de la evidencia obtenida se discute la necesidad de incorporar estas propiedades al monitoreo del MP.

4.12.3 Objetivo específico N°3

Se presenta la discusión en torno a las siguientes herramientas de gestión ambiental:

- Normativa primaria de calidad de aire
- Planes de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA)
- Redes de monitoreo de la calidad del aire
- Estudios epidemiológicos en salud
- Modelos de predicción de la contaminación del aire

Se abordó también otro tipo de herramientas e iniciativas que, apoyadas en la evidencia experimental y con respaldo bibliográfico, puedan tener potencial para contribuir a la descontaminación local de MP y cuyos efectos en el ambiente hayan sido observados mediante espectrometría visible.

5 DISCUSIÓN Y RESULTADOS

5.6 Objetivo específico N°1

El cuadro 5 muestra las principales características de los puntos muestreados en la primera campaña de muestreo.

Cuadro 4: Descripción de los puntos muestreados dentro del área de representatividad de la EI en la primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.

Puntos/ Tráfico	t (°C)	HR (%)	Fuentes locales	Áreas verdes
E1	22,2±0,1	41,6±0,9	s/o	-Cerro San Cristóbal, Ladera Este (~400m).
SE1	22,1±0,6	46,5±0,5	-Alto flujo peatonal (salida de un Colegio).	s/o
NE1	15,1±0,4	76,0±1,8	-Bencinera (~30m).	-Sitio ubicado en una plaza. -Cerro Blanco, ladera Oeste (~70m). -Cerro San Cristóbal, ladera Oeste (~650m).
SO1	15,1±0,3	67,3±1,1	-Taller automotriz (~20m).	-Parque Los Reyes (~700m).
NO1	14,4±0,3	74,2±0,8	-Alto flujo peatonal (entrada metro Hospitales). -Construcción (~70m).	s/o
O1	18,9±0,7	59,9±1,5	-Tres Bencineras (~150m /~150m /~60m).	s/o
N1	15,8±0,3	68,4±1,0	-Construcción (~450m).	-Cerro Blanco Ladera Oeste (~300m).
S1	15,5±0,4	66,5±2,2	-Mercado de la Vega (~150m). -Cocina callejera (~100m).	-Ladera del Río Mapocho (~30m).
SE2	20,4±1,1	54,1±3,0	s/o	-Entrada al Parque Metropolitano (~20 m).
SO2	20,6±1,3	50,3±3,5	-Bencinera (~50m).	-Sitio ubicado en una plaza. -Parque Los Reyes (~400m).
S2	15,5±0,4	63,3±1,7	-Alto flujo peatonal (paseo peatonal).	s/o

N2	26,7±2,1	31,6±0,7	-Centro de revisión técnica vehicular aledaño (~50m).	s/o
O2	16,5±0,7	59,6±1,5	Punto más próximo a Termoeléctrica Renca (~1,7km).	-Sitio ubicado en una plaza. -Estadio Enel (~100m). -Parque Los Reyes (~400m).
NE2	26,2±1,2	33,8±0,8	s/o	s/o
NO2	24,6±2,6	42,9±3,4	s/o	s/o

s/o: Sin observaciones.

5.6.1 Fuentes locales

El contraste entre la información de tráfico típico de Google Maps (Anexo 1) y los horarios de toma de muestra (Cuadro 2), permite clasificarla información de la siguiente manera: dos puntos con tráfico alto, dos puntos con tráfico medio, nueve puntos con tráfico medio/bajo y dos puntos con un nivel de tráfico bajo. Lo anterior identifica a los vehículos como las fuentes principales de MP2,5 debido a los procesos de combustión y de MP10 debido a la resuspensión de polvo depositado sobre el pavimento y fuentes de abrasión (frenos, neumáticos y desgaste del pavimento) (Gietl et al., 2010; Thorpe et al., 2007), con niveles de importancia diferente en cada punto, aportando a la heterogeneidad de las concentraciones de contaminantes dentro del área de representatividad de la EI.

Préndez et al., (2007) y Fuentealba (2018), identifican otras fuentes en la zona en la dirección NO y O respecto de la EI: la industria farmacéutica y un molino; también están el crematorio del Cementerio General y el Cinerario La Recoleta

en dirección N y NE respectivamente, todas ellas asociadas a la emisión de partículas $<2,5\mu\text{m}$.

Siete de los 15 puntos de muestreo cuenta con algún tipo de área verde en sus inmediaciones, entre ellas zonas densamente vegetadas tales como los cerros San Cristóbal y Blanco (vientos E y NE) y los Parques de Los Reyes y Forestal (vientos S y SO), en las cuales puede existir una mejor calidad del aire debido a la captura de MP y la absorción de gases por parte del arbolado (Nowak, 1994; Escobedo et al., 2011; Nowak et al., 2013; Araya et al., 2019). Por el contrario, los árboles también constituyen una fuente natural de MP debido a la emisión de compuestos orgánicos volátiles, potenciales generadores de ozono y MP secundario fino (Préndez et al., 2013; Préndez et al., 2019) y por la emisión de polen, el cual varía en forma y tamaño ($10\text{-}100\mu\text{m}$) según la especie; por ejemplo, el *Platanus x acerifolia* y *Acer negundo*, presentan un período de polinización entre septiembre y octubre, lo que coincide con el periodo de muestreo, pero en general, se trata de partículas mayores a los correspondientes al MP10 (Amanina et al., 2020).

5.6.2 Variables climáticas

Las temperaturas durante la primera campaña de muestreo oscilaron entre $14,4\pm 0,3$ y $26,7\pm 2,1^{\circ}\text{C}$, mientras que el rango de humedad relativa (HR) varió

entre $31,6 \pm 0,7$ y $76,0 \pm 1,8\%$, los cuales se encuentran dentro del rango de operación del equipo. El efecto de la temperatura sobre el desempeño de espectrómetros ha sido informado como despreciable en el rango de 5 a 32°C (Holstius et al., 2014; Zikova et al., 2017); en cambio, para altos niveles de HR hay efectos sobre el principio de medición mediante dispersión de luz, ya que para valores de $\text{HR} > 70\%$ el MP absorbe el vapor de agua cambiando sus coeficientes de dispersión y absorción (Dinoi et al., 2017).

Eventos de condensación en la atmósfera (lluvia), pueden provocar daño en equipos basados en espectrometría lo que puede representar una limitación en su aplicación para monitoreo continuo de la calidad del aire (Dinoi et al., 2017); debido a esto se evitaron condiciones de alta humedad relativa en el presente muestreo.

La velocidad del viento osciló de 0,02 a 2,3m/s y las direcciones del viento predominante más frecuentes fueron SO, S y O (Figura 8), de donde pueden provenir aportes desde avenidas y autopistas centrales con alto flujo de vehículos en periodo diurno; además, la Termoeléctrica Renca y las industrias del sector sur poniente de la ciudad, eventualmente podrían afectar también el sitio de muestreo (Fuentealba, 2018). El día jueves 05/09 presentó una dirección del viento predominante SE y se aprecian regímenes de menor frecuencia variando día a día tales como NO, NE y N.

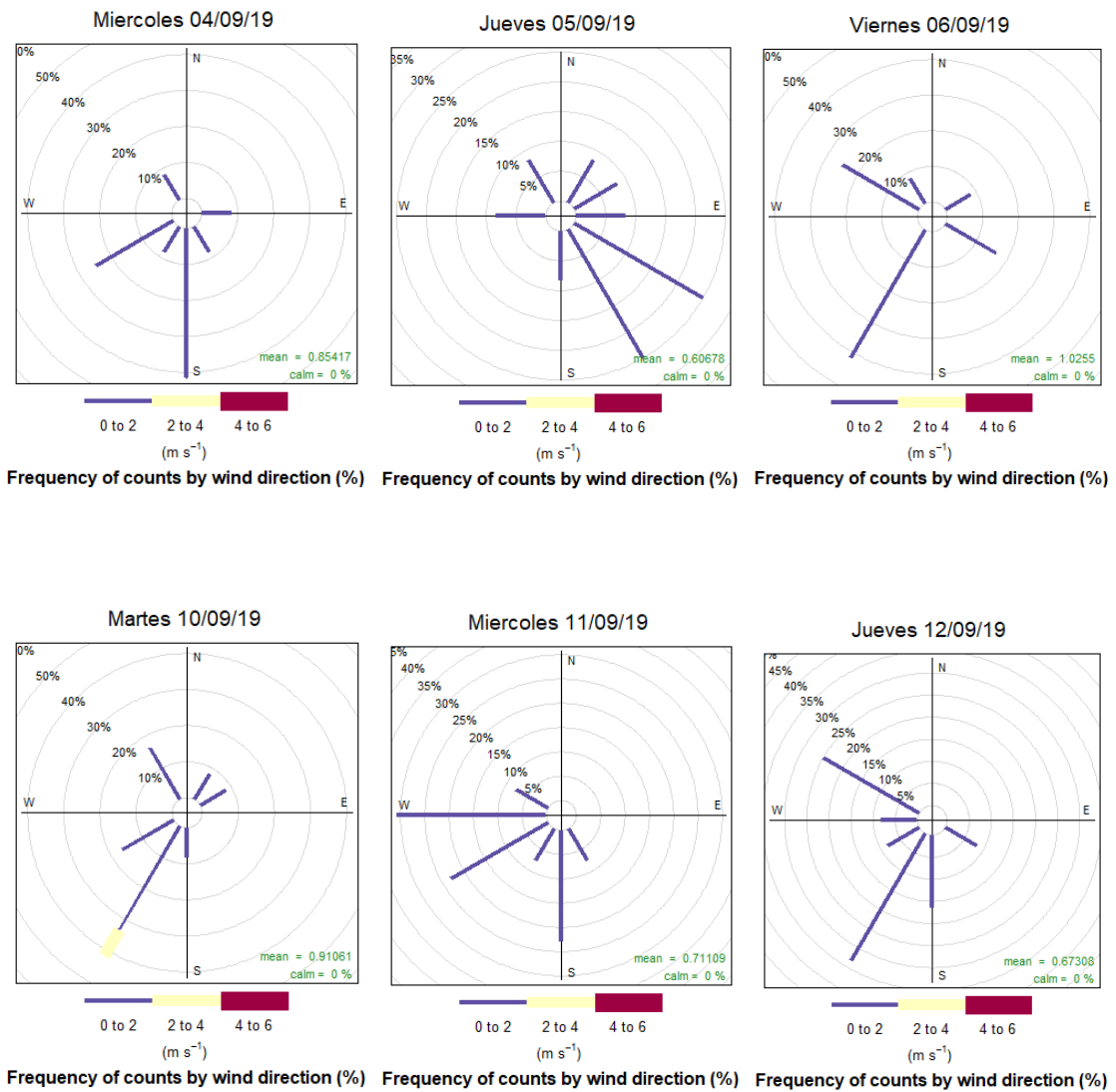


Figura 8: Rosas de los vientos según frecuencia (%) y velocidad (m/s) durante el período diurno de 7:00 a.m. a 19:00 p.m.

La Figura 9 muestra que sólo existió un día con un aporte significativo de lluvia, el 10 de septiembre y se dió en la madrugada, por lo que no interfirió con el muestreo.



Figura 9: Precipitación diaria (24 horas) y acumulada para el mes de septiembre 2019, Fuente: Meteochile.

5.6.3 Concentraciones en masa de MP10, MP2,5 y MP1

Las concentraciones en masa de MP10, MP2,5 y MP1 se trataron mediante BoxPlots obtenidos del software estadístico “R”, de acceso libre. Se registraron los siguientes resultados:

-La Figura 10 muestra que la mayor concentración de MP10 registrada fue de $338,9 \pm 213,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ el día 4 en el punto NO1, ubicado frente a la salida del Metro Hospitales, cercano a construcciones de edificios y vías de circulación y con un nivel alto de tráfico vehicular, lo que podría explicar los valores de MP10, en comparación a los otros puntos estudiados ese mismo día (N1 y E1). La

concentración mínima fue de $38,8 \pm 7,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (casi 9 veces menor), obtenido el día 11 en el punto SO2, y similar al día 10 en el punto SE2, lo que podría deberse al evento de precipitaciones registrado en la madrugada del mismo día, ya que para el día 12, los niveles de MP10 aumentan con respecto a los dos días previos (Seinfeld & Pandis, 2006b; López, 2011).

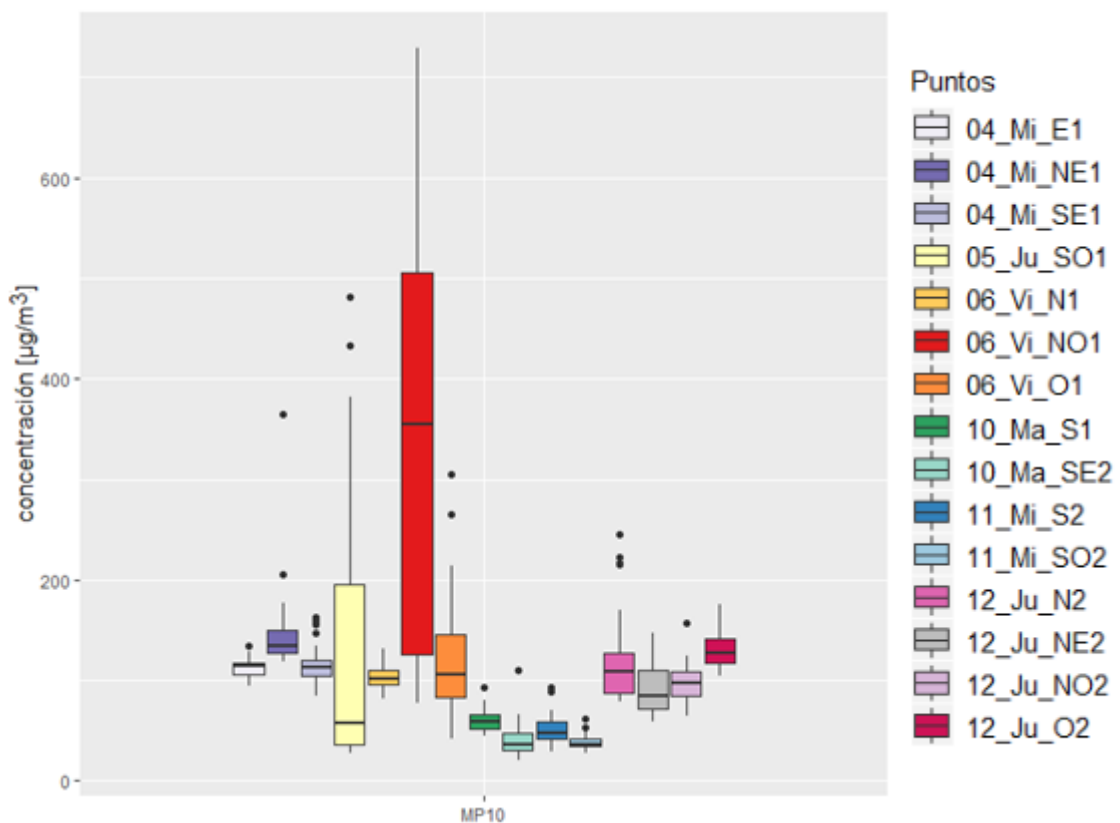


Figura 10:Diagrama BoxPlot para la concentración de MP10 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los 15 puntos muestreados en la primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.

En esta fracción del MP 11 de los 15 puntos muestreados presentan outliers, similares a los obtenido para MP2,5 y MP1 (Figura 11 y 12, respectivamente)

por lo que, para el presente muestreo, se podrían interpretar como altas concentraciones de MP acotadas en el tiempo y que fueron registrados gracias a la alta resolución temporal de la técnica, en este caso, de 1 minuto.

-La Figura 11 muestra la mayor concentración de MP_{2,5} el día 4 en el punto NO1, de $70,1 \pm 12,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$; le sigue O2, muestreado el día 12 y caracterizado por encontrarse en una plaza recreacional y presentar un nivel bajo de tráfico vehicular; además, es el punto más cercano a la Autopista Central y a la Termoeléctrica Renca, y con vientos NO el mismo día. El punto de menor concentración se obtuvo el día 11 en el punto SO2, con $14,3 \pm 1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, punto ubicado en un área verde, por lo que en conjunto al evento de precipitación del día 1 podrían explicar las menores concentraciones de MP (Nowak et al., 2013).

Los tres puntos muestreados el día 4 obtuvieron niveles similares de MP_{2,5}; en los otros días varían más las concentraciones de contaminantes dependiendo del punto, esto debido posiblemente a que el MP₁₀ se emite principalmente por procesos mecánicos, como actividades de construcción o por resuspensión desde el suelo, acotando así el número de fuentes, mientras que el MP_{2,5} tiene su fuente en procesos mecánicos y de combustión, la cual al estar ligada a fuentes móviles, le dan una mayor variabilidad espacial.

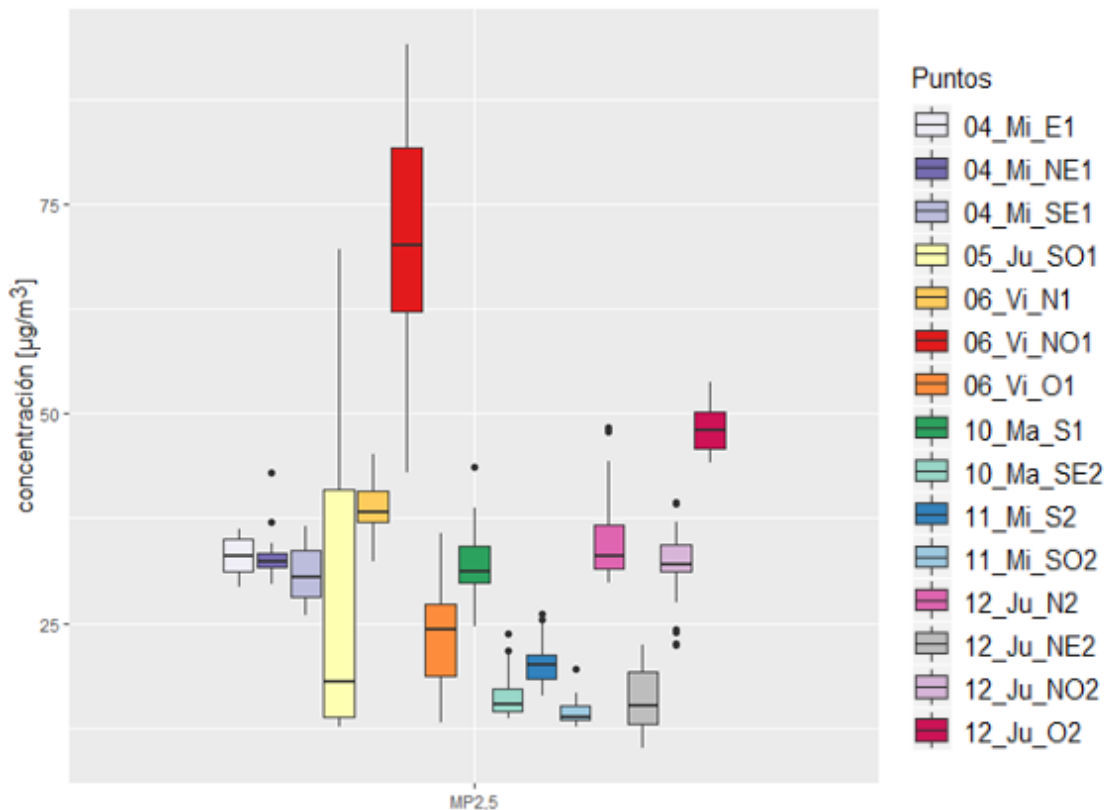


Figura 11:Diagrama BoxPlot para la concentración de MP2,5 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los 15 puntos muestreados en la primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.

-La Figura 12 muestra que el punto O2 tuvo las mayores concentraciones de MP1 $35,9 \pm 1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ seguidamente del punto NO1, situación similar a la mostrada en la Figura 11. Ello está de acuerdo con el hecho de que MP1 y MP2,5 tienen fuentes similares ligadas a la combustión (Gietl et al., 2010; Rajput et al., 2016). En el punto O2 se tiene un nivel bajo de tráfico en las inmediaciones, pero es el punto más cercano a la autopista central y a la Termoeléctrica Renca, y en el punto NO1 se registró un nivel alto de tráfico. Estas emisiones ligadas al tráfico

con un diámetro $<1\mu\text{m}$, han sido caracterizadas con altas concentraciones de Ca, Cu, Mg, Na, Ni, Fe, Pt y Ti, además de la presencia de elementos cancerígenos tales como Cr y Co en concentraciones que representan un riesgo tanto para niños como para adultos (Maher et al., 2016; Hofman et al., 2017; Ahmadipour, 2019; Maher et al., 2020). Sin embargo, no existe normativa en Chile u otro país que regule las concentraciones de MP1 en el ambiente.

El punto con menor concentración se obtuvo en NE2 con $8,2\pm 2,2\mu\text{g}/\text{m}^3$, lugar ubicado en un sector residencial, sin otras fuentes registradas que las del tráfico vehicular en nivel medio/bajo.

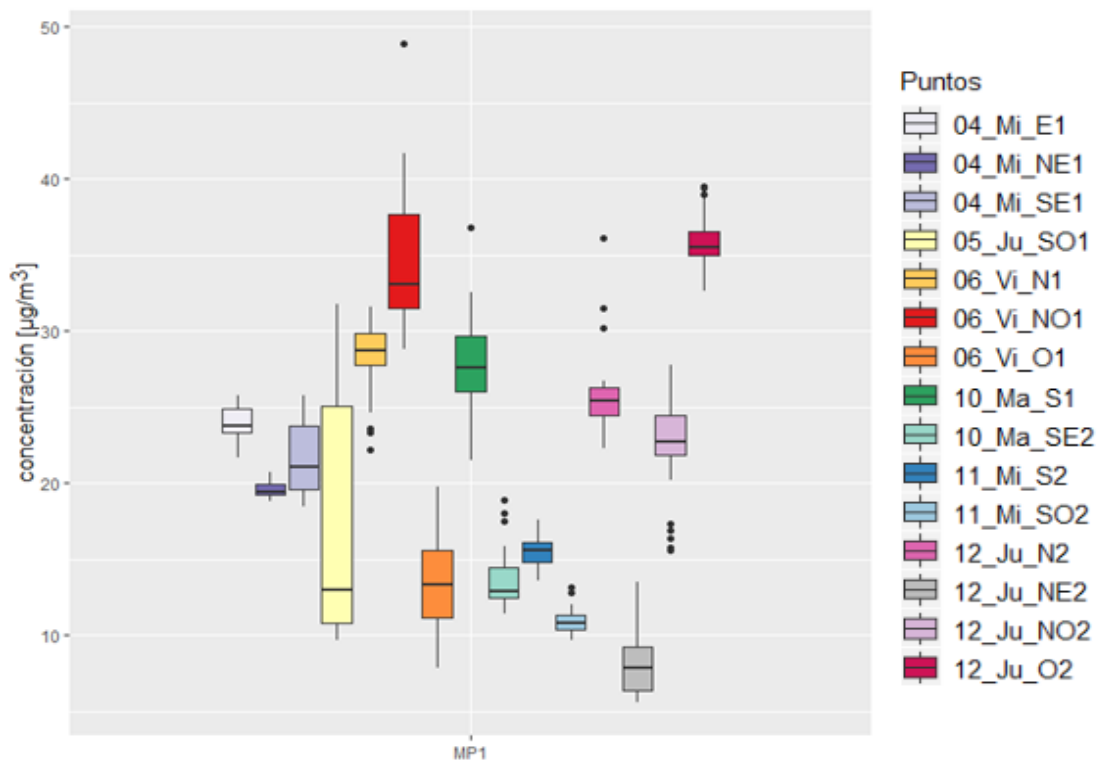


Figura 12:Diagrama BoxPlot para la concentración de MP1 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los 15 puntos muestreados en la primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.

5.6.4 Distribución espacial de las concentraciones de MP10, MP2,5 y MP1

La Figura 13 muestra la distribución espacial de la concentración de MP10 en la primera campaña de muestreo. Se incluye además la norma de calidad para MP10, la cual está establecida en $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para un promedio de 24 horas; las concentraciones muestreadas en la presente tesis corresponden al promedio de 30 minutos, por lo que no es posible una comparación directa en estricto rigor, pero se incluyó con el fin de realizar un contraste entre ambas concentraciones.

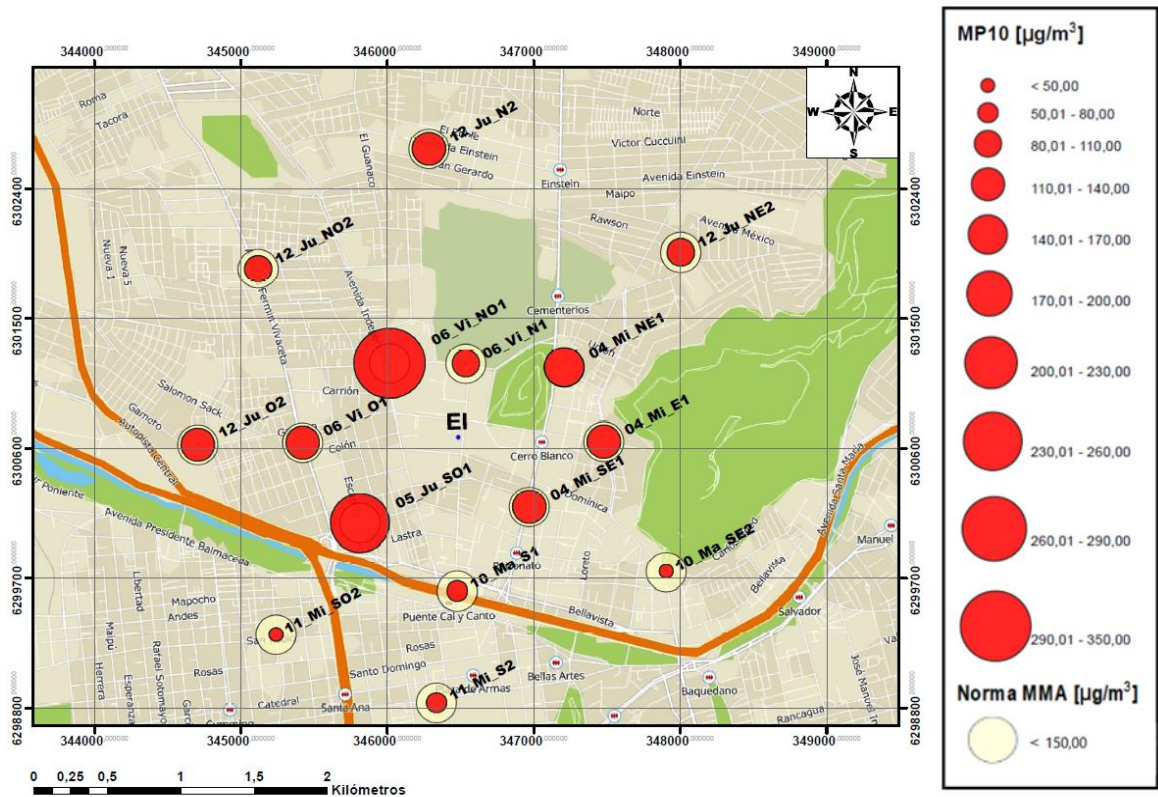


Figura 13: Distribución espacial de la concentración promedio de MP10 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los 15 puntos muestreados y su comparación con la norma de calidad primaria MP10 (D.S. N°59, 1998). Primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.

Los días 10, 11 y 12 de septiembre, las concentraciones de los puntos de muestreo situados en el límite del área de representatividad se encontraron bajo el límite establecido por la norma; esto podría deberse a dos factores: 1) los puntos N2, NE2, O2 y NO2 se encuentran en sectores residenciales, sin fuentes de MP10 cercanas y con bajos/medios niveles de tráfico; 2) los puntos S1, SE2, S2 y SO2, son puntos ubicados en su mayoría en sectores céntricos, pero muestreados después de un evento de lluvia, lo que pudo contribuir a la remoción de MP10.

En los puntos situados a ~1km de la EI se obtuvieron resultados mixtos, las concentraciones en los puntos NO1 y SO1 se encuentran por sobre el límite establecido por la norma, lo que podría deberse a su cercanía con fuentes de MP10 tales como construcciones, resuspensión de polvo debido al alto tráfico de vehículos y personas en el caso del punto NO1, y la presencia de un taller mecánico en el caso del punto SO1. Las concentraciones en los otros puntos se encuentran por debajo de la norma.

La Figura 14 muestra la distribución espacial de las concentraciones de MP2,5 en la primera campaña de muestreo. Se incluye además la norma de calidad para MP2,5, la cual está establecida en $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para un promedio de 24 horas; las concentraciones obtenidas en la presente tesis corresponden al promedio de 30 minutos, por lo que no es posible la comparación directa en

estricto rigor, pero se incluyó con el fin de realizar un contraste entre ambas concentraciones.

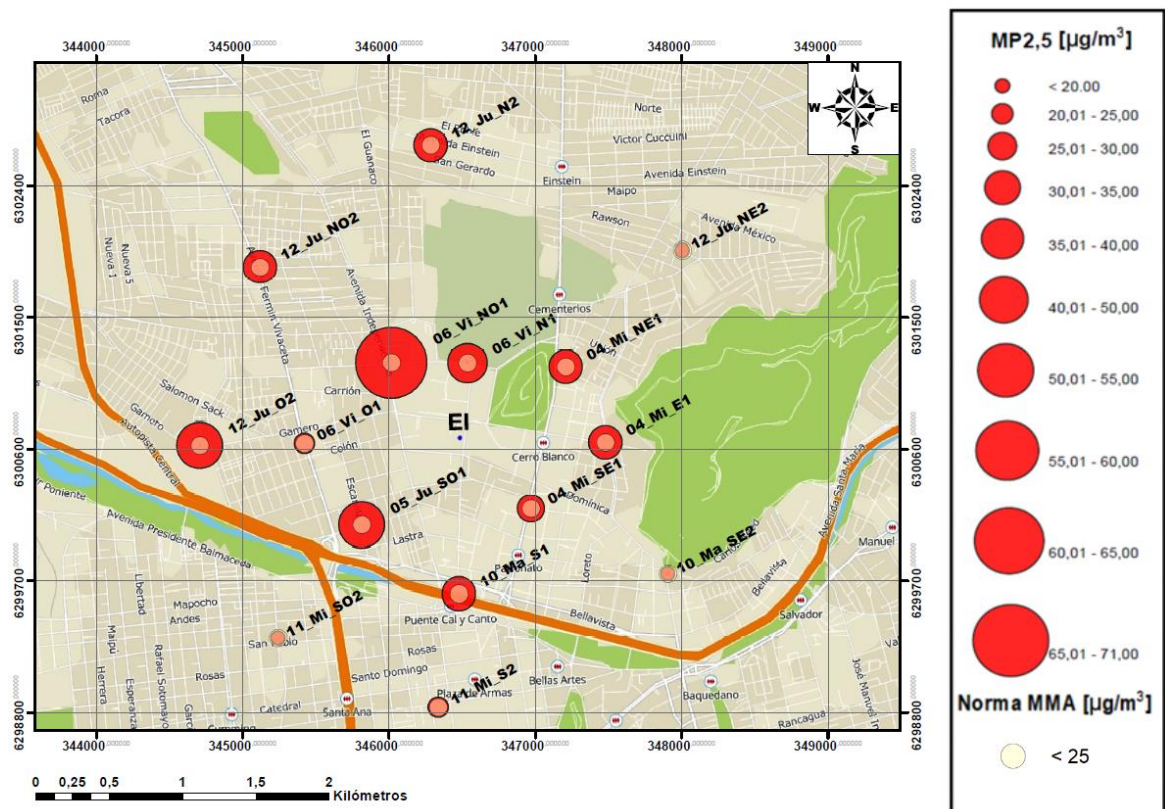


Figura 14: Distribución espacial de la concentración promedio de MP2,5 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los 15 puntos muestreados y su comparación la norma de calidad primaria para material particulado respirable MP2,5 (D.S. N°12, 2011). Primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.

Las concentraciones en los puntos ubicados al límite del área de representatividad, N2, NO2 y O2, muestreados el día 12 se encontraron por sobre lo que establece la norma, mientras que las concentraciones en el punto NE2 (muestreado el mismo día) se encuentra bajo la norma, al igual que los

puntos SE2, S2 y SO2 muestreados los días 10 y 11. Se podría atribuir al evento de lluvia ocurrido el día 10 de madrugada.

Entre los puntos dentro del primer kilometro de representatividad de la EI se encuentra el punto S1 muestreado el día 10, cuyas concentraciones superan lo establecido en la norma, incluso después del evento de lluvia, lo cual podría deberse a que la remoción de MP por la lluvia afecta principalmente a las partículas más gruesas y conteniendo material soluble (López, 2011; Seinfeld & Pandis, 2006b), y por otra parte a que es un sector con presencia de cocina callejera lo que podría aportar fundamentalmente a la concentración de MP_{2,5} debido a los procesos de combustión al aire libre. Las concentraciones en los demás puntos se encuentran por sobre la norma, excepto en el punto O1.

La Figura 15 muestra la distribución espacial de la concentración de MP₁. Actualmente en Chile no hay normas que hagan referencia a la fracción submicrométrica del MP. Las menores concentraciones de MP₁ se obtuvieron en los puntos SO2, S2, SE2, NE2, muestreados a casi 2km de la estación de monitoreo EI los días 10, 11 y 12. El punto O2, el punto más cercano a la autopista central y a la Termoeléctrica Renca, mostró la mayor concentración de MP₁.

Entre los puntos ubicados a ~1km de la EI, la menor concentración de MP₁ se registró en el punto O1. Los puntos NO1, N1, SO1 y S1 presentaron concentraciones altas en comparación a los demás, entre un 17,7 a un 58,7%

superiores al promedio de MP1 registrado en la primera campaña. En N1 podría deberse al movimiento de la fracción más fina desde un punto con mayor contaminación (NO1) producto de los vientos en dirección NO. Finalmente, el punto S1 es relevante al encontrarse cercano a fuentes locales de cocina callejera, lo que podría explicar sus niveles de MP1 al ser fuentes ligadas a la combustión (Chen et al., 2018; Jaiprakash et al., 2016; Rajput et al., 2016). Existen distintos tipos combustión en el sector, tales como estufas a gas para frituras o parrillas a carbón, Buonnano (2009) reporta que el mayor porcentaje de partículas provenientes de estas actividades de cocina al aire libre se encontraría en el rango de 0,1 a 1 μ m, seguido por el rango MP1-2,5, cabe también la posibilidad de que exista una mala combustión debido a lo precario de las instalaciones, haciendo necesario un estudio más específico en la zona.

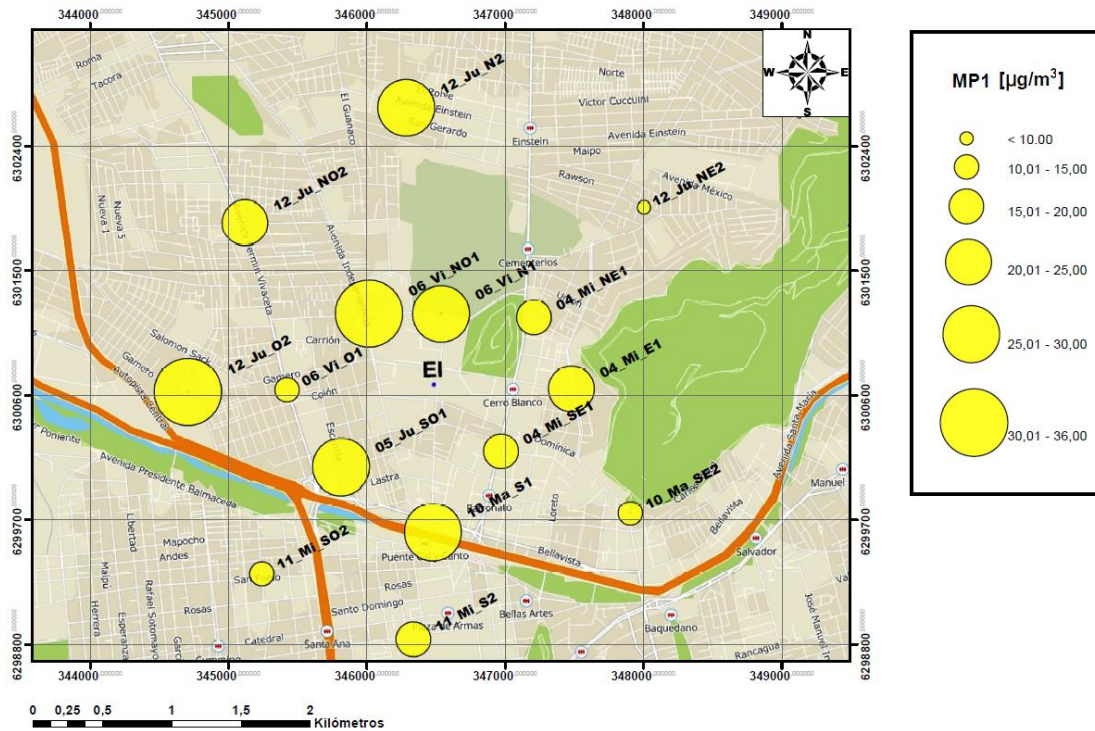


Figura 15: Distribución espacial de la concentración promedio de MP1 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los 15 puntos muestreados. Primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.

5.6.5 Comparación de las concentraciones de MP10, MP2,5 y MP1 entre primera y segunda campaña de muestreo

El cuadro 6 muestra los resultados de tráfico, temperatura y HR para los puntos muestreados en la segunda campaña.

Cuadro 5: Descripción de los puntos muestreados dentro del área de representatividad de la EI en la segunda campaña de muestreo realizada entre el 24 al 27 de septiembre de 2019.

Punto/Trafico	T° (°C)	H (%)
E1_2	27,8±0,6	48,8±0,8
NE1_2	30,7±0,6	46,7±0,7
O1_2	22,0±1,2	57,7±2,9
S1_2	21,8±0,5	54,2±0,7
SE2_2	28,9±0,8	45,5±1,7

Los niveles de tráfico se mantuvieron para el segundo periodo de muestreo similares a los del primer periodo, en tanto que las temperaturas oscilaron entre 21,8±0,5 y 30,7±0,6°C, alcanzándose mayores temperaturas que para la primera campaña; además el rango de humedad relativa fue menor variando entre 45,5±1,7 y 57,7±2,9%. Un fenómeno de precipitaciones el día 26 de madrugada de baja intensidad (>1mm), impidió realizar el muestreo ese día debido a la alta humedad relativa.

Las direcciones predominantes del viento durante los días de la segunda campaña de muestreo (Figura 16) fueron S y SO, con baja velocidad que osciló entre 0,08 a 2,14m/s, valores similares a los registrados en la primera campaña (0,02 a 2,3m/s). Además, se aprecian regímenes de menor frecuencia variando día a día tales como O, NO, N, NE y SE.

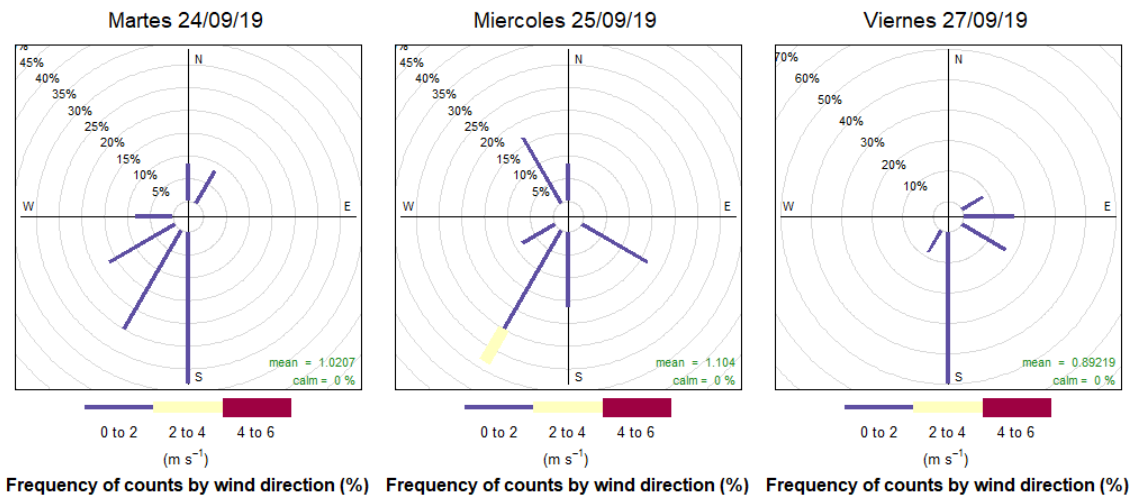


Figura 16: Rosas de los vientos según frecuencia (%) y velocidad (m/s) de durante el período diurno de 7:00 a.m. a 19:00 p.m.

La comparación de la concentración de MP entre los dos periodos de muestreo entregó resultados mixtos.

La Figura 17A muestra que las concentraciones de MP10, MP2,5 y MP1 aumentaron significativamente en el punto E1 durante la segunda campaña (t: -3,643 $p < 0,05$; U: 61 $p < 0,05$; U:73,5 $p < 0,05$, respectivamente). Se observa una mayor dispersión de los datos con respecto al primer muestreo. Las fracciones MP2,5 y MP1 poseen medianas similares a diferencia del MP10.

La Figura 17B muestra que la concentración de MP10 aumentó significativamente en el punto S1 durante la segunda campaña (t: -11,627 $p < 0,05$), mientras que las fracciones MP2,5 y MP1 disminuyeron

significativamente su concentración (U: 370 $p < 0,05$; U:489 $p < 0,05$, respectivamente).

La Figura 17C muestra que la concentración de MP10 y MP2,5 aumentó significativamente en el punto SE2 durante la segunda campaña (U: 2 $p < 0,05$; U: 19 $p < 0,05$, respectivamente) y la fracción submicrométrica disminuyó su concentración significativamente (U: 486,5 $p < 0,05$).

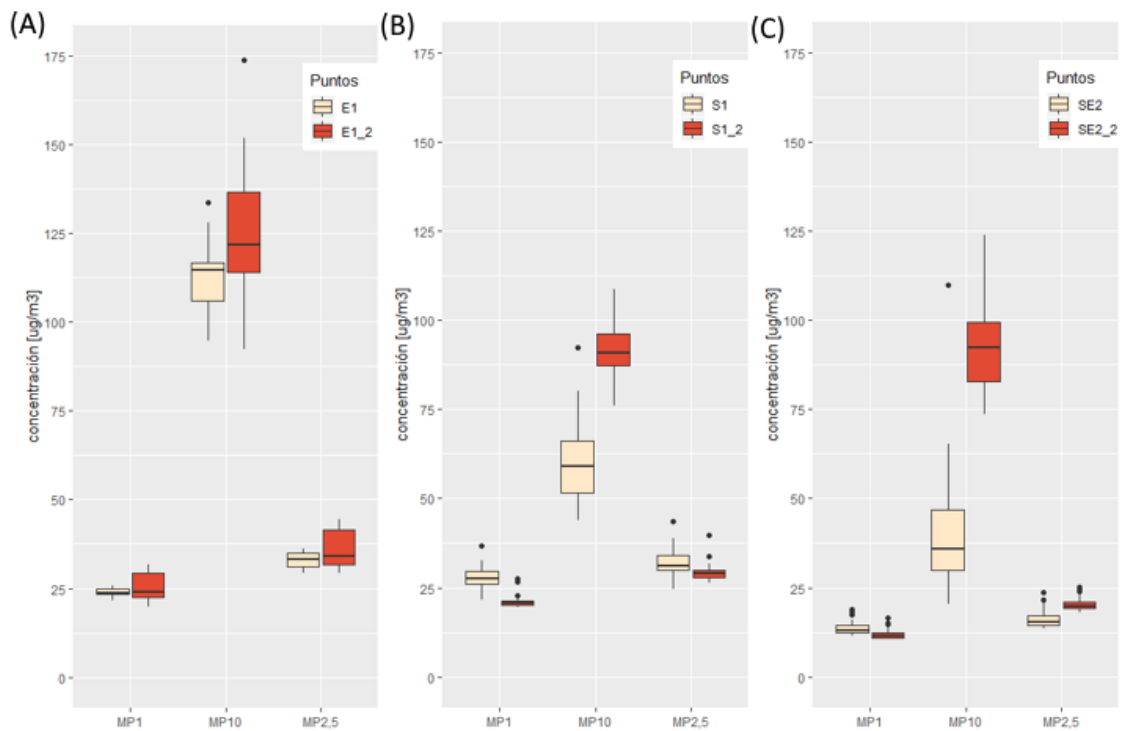


Figura 17: Diagramas BoxPlot de la concentración de MP10, MP2,5 y MP1 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los puntos duplicados en la primera y segunda campaña. Punto E1 (A), Punto S1 (B) y Punto SE2 (C).

La Figura 18A muestra que las concentraciones de MP10, MP2,5 y MP1 disminuyeron significativamente en el punto NE1 durante la segunda campaña (U: 496 $p < 0,05$; U: 496 $p < 0,05$; U: 487 $p < 0,05$, respectivamente).

La Figura 18B muestra que la concentración de MP10 disminuyó significativamente en el punto O1 durante la segunda campaña (U: 357 $p < 0,05$) y las fracciones MP2,5 y MP1 aumentaron significativamente sus concentraciones (U: 44,5 $p < 0,05$ y U: 0 $p < 0,05$, respectivamente).

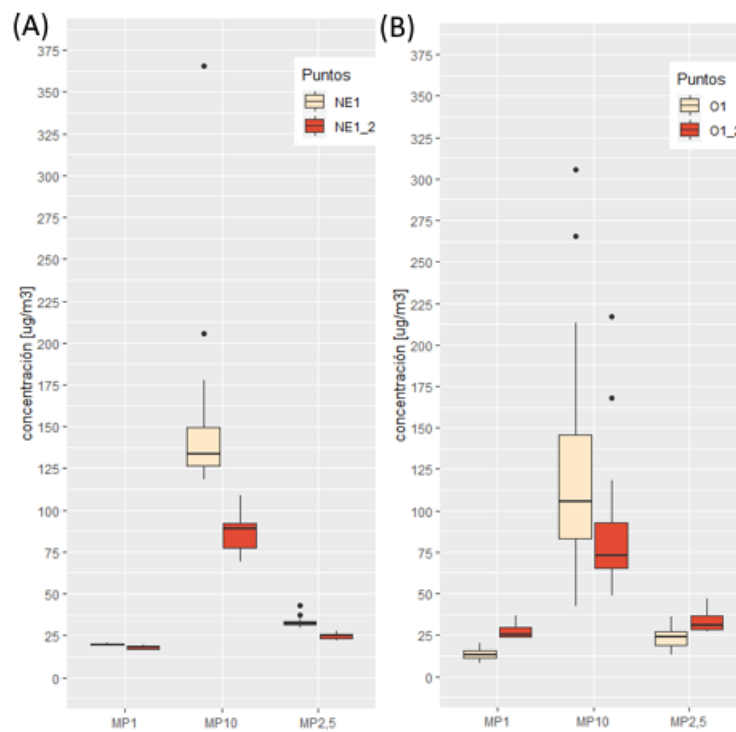


Figura 18: Diagramas BoxPlot de la concentración de MP10, MP2,5 y MP1 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los puntos duplicados en la primera y segunda campaña. Punto NE1 (A) y Punto O1 (B).

Los resultados de la comparación sugieren que la variación temporal de los niveles de contaminación por MP1, MP2,5 y MP10 entre las dos campañas de muestreo es independiente para cada sitio; mientras que en el punto E1 se obtuvo un incremento de la concentración de las 3 fracciones, en el punto NO1 se observa una disminución de las mismas. Esto puede ser atribuido principalmente a dos factores que varían entre cada sitio: la influencia de las fuentes locales y los procesos de remoción (Freiman et al., 2006). El punto E1 presenta un nivel de tráfico mayor que los demás puntos estudiados, lo que explicaría su aumento de MP10 debido a fuentes abrasivas y de resuspensión (Gietl et al., 2010) y de MP2,5 y MP1 debido a los procesos de combustión (Janssen et al., 2008; Patel et al., 2009). En cambio, en el punto NE1 la disminución de la concentración de MP10, MP2,5 y MP1 con respecto al primer período de muestreo podría deberse a la dominancia de procesos de remoción atribuibles a la vegetación (Freiman et al., 2006; Nowak et al., 2013), ya que es un punto que se encuentra en una plaza con distintas especies vegetales. Otro posible factor de remoción es la lluvia, que afectaría principalmente la fracción gruesa y las partículas solubles (López, 2011; Seinfeld & Pandis, 2006b). Sin embargo, puntos como E1, S1 y SE2 registraron incrementos de MP10 en la segunda campaña y solo NE1 Y O2, registraron una disminución.

La variación entre las concentraciones de MP1, MP2,5 y MP10 en los demás puntos podrían ser atribuida a una combinación de la influencia de los factores señalados anteriormente. Sin embargo, para determinarlo con certeza, es

preciso apoyar el método de espectrometría visible con otras técnicas que aporten el análisis elemental (Galvão et al., 2018).

5.7 Objetivo específico N°2

La Figura 19 muestra el número total de partículas de los puntos muestreados en la primera campaña. Actualmente en Chile no hay normas que hagan referencia a la concentración del número de partículas en el ambiente con las que se pueda realizar una comparación.

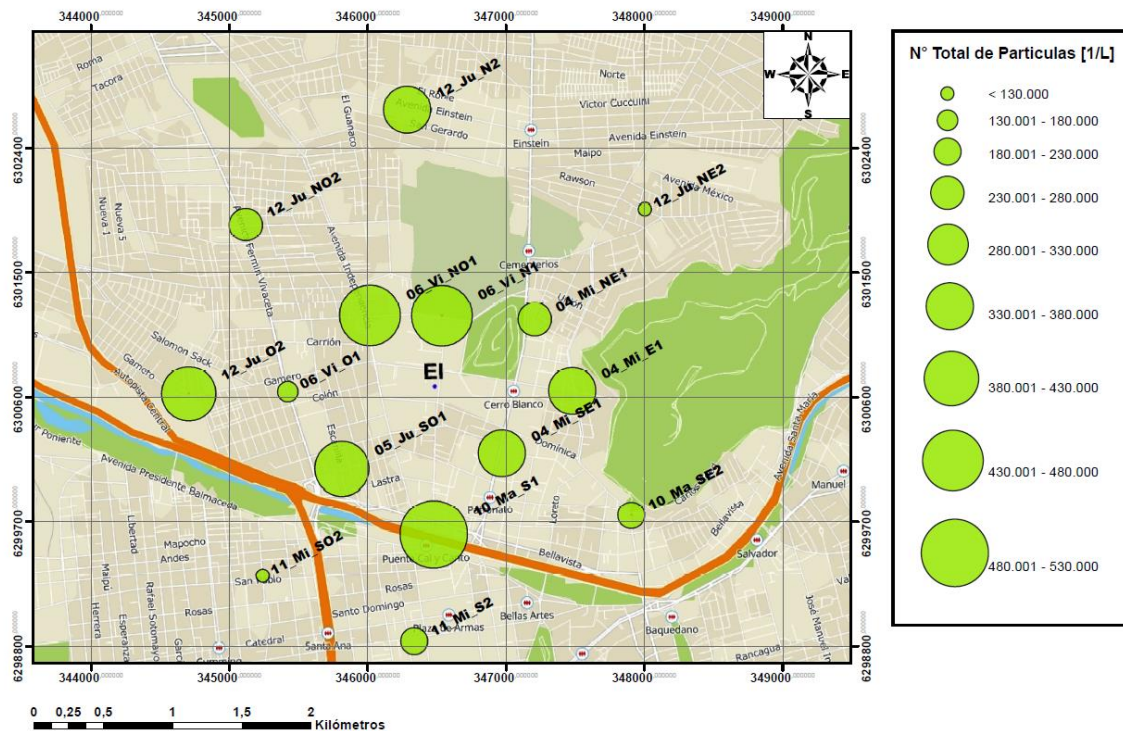


Figura 19: Distribución espacial del número total de partículas en 1/L de los 15 puntos muestreados. Primera campaña de muestreo realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019.

Entre los puntos a casi 2km de la EI, las menores concentraciones de número de partículas se obtuvieron en los puntos SO2, S2, SE2 y NE2 con resultados dentro del rango <130.000 a 230.000 1/L, mientras que la concentración en el punto O2 fue la mayor y estuvo en el rango de 380.001 1/L a 430.000 1/L. Para los puntos a ~1km de la EI, la menor concentración de número de partículas fue en O1 con valores en el rango de 130.001 a 160.000 1/L. El mayor número de partículas se obtuvo en el punto S1 y estuvo en el rango de 480.001 a 530.000 1/L. Estando los valores obtenidos dentro del rango de lo reportado para medio ambiente urbano por estudios realizados con espectrómetros de similares características (Burkart et al., 2010; Dinoi et al., 2017).

Las concentraciones de número de partículas en los puntos N1 y NO1 fueron similares, lo que contrasta con los resultados de concentración en masa, los cuales son muy distintos en ambos puntos, principalmente en las fracciones MP10 y MP2,5 (Figuras 13 y 14 respectivamente); esto evidencia que las partículas de mayor tamaño son las que más aportan en términos de concentración en masa, pero en contraste, las que pueden aportar menos al número total de partículas.

5.7.1 Distribuciones del número de partículas

La Figura 20 muestra la distribución del número de partículas de los puntos muestreados la primera semana de la primera campaña realizada entre el 4 al 12 de septiembre de 2019. Para la fracción submicrométrica se observan distribuciones similares para todos los puntos con excepción de los puntos NE1 y O1 cuyos resultados son menores en el rango de 0,25 a 0,70 μm . El número de partículas que se registra en la fracción del MP1 fluctúa entre el 99,5% en O1 y el 99,8% en E1 y SE1, por lo que el aporte al número de total de partículas es comparativamente ínfimo en la fracción MP1-10. El tramo MP1-2,5 exhibe similitud en las distribuciones de todos los puntos estudiados, siendo el punto NO1 el mayor y SE1 el de menor número de partículas en el rango de 1 a 2,0 μm y el punto N1 en el rango 2,0 a 2,5 μm .

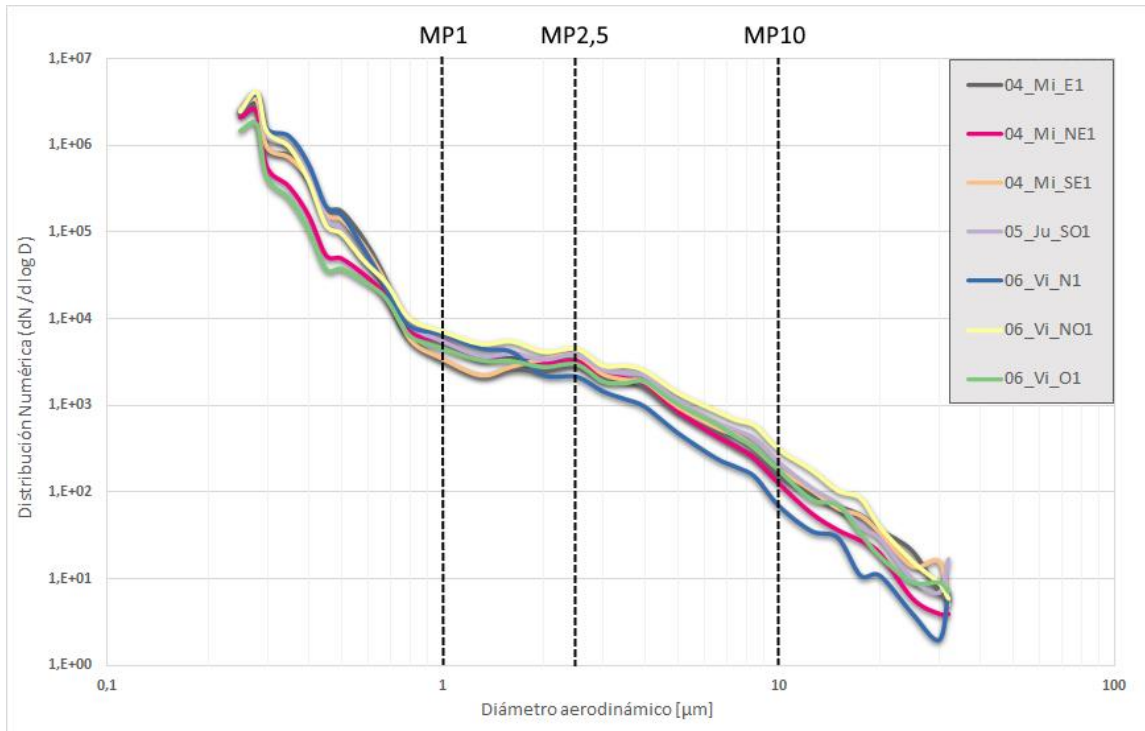


Figura 20: Distribución del número de partículas ($dN/d\log D$) de los 7 puntos muestreados la primera semana de la primera campaña entre el 4 al 6 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas y ordenadas en escala logarítmica en base 10.

Para el rango MP2,5-10 el punto que presentó mayor valor del número de partículas fue nuevamente NO1, atribuible a fuentes locales como construcciones, resuspensión de polvo depositado sobre el pavimento y fuentes de abrasión (frenos, neumáticos y desgaste del pavimento) (Thorpe et al., 2007; Gietl et al., 2010). El punto N1, por el contrario, mostró la menor concentración, pese a ubicarse a una distancia de ~700m de NO1 y muestreado el mismo día, registrándose una alta variabilidad espacial de la concentración en masa y en número de partículas en sitios a corta distancia entre sí.

En la fracción >MP10 se observa una variabilidad mayor en las distribuciones, sin embargo, este es el tramo de menor relevancia en términos de salud, pero no así en términos de depósito sobre superficies.

La Figura 21 muestra las distribuciones numéricas de los puntos muestreados la segunda semana de la primera campaña. Para la fracción submicrométrica los puntos con mayor número de partículas son: S1, en el rango de 0,25 a 0,45 μm , N2, en el rango de 0,45 a 0,60 μm y O2 en el rango 0,60 a 1,00 μm . El rango <1,1 μm (partículas ultrafinas) se vincula a partículas emitidas por la combustión de combustibles fósiles, por ejemplo, en centrales termoeléctricas (Wang et al., 2005), fuente que fue identificada a aproximadamente 1,7km en la dirección Oeste con respecto al punto O2; un análisis químico podría evidenciar la presencia de Cd, Pb o V en cantidades que permitan establecer una vinculación más fundada con la fuente. Las menores concentraciones se obtuvieron en el punto NE2, en el rango de 0,25 a 0,60 μm , punto sin fuentes locales observadas y un nivel de tráfico clasificado como medio-bajo. En el rango de 0,60 a 5,00 μm fueron los puntos SE2 y SO2 donde se obtuvieron los menores valores y distribuciones similares, atribuibles a su ubicación cercana a áreas verdes (Freiman et al., 2006; Nowak et al., 2013; Gao et al., 2015). En el rango MP1-2,5 destaca el punto O2, el cual presentó un número de partículas bastante mayor al resto. Estudios que aportan el análisis elemental reportan elementos tales como Co, Cu, Fe, Na, Sb y Zn en este rango de tamaños han encontrado su correlación con emisiones vehiculares (Jordanova et al., 2003;

Gietl et al., 2010; Fuentealba, 2018) y se condice con la proximidad del punto a la Autopista Central.

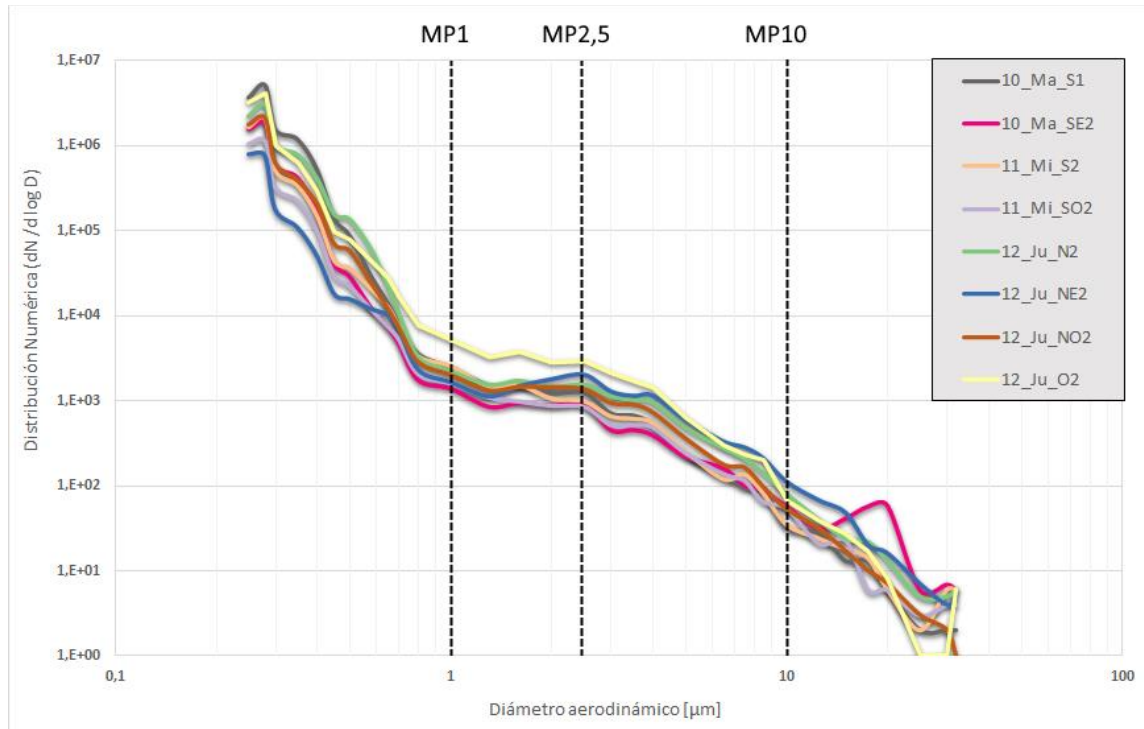


Figura 21: Distribución del número de partículas ($dN/d\log D$) de los 8 puntos muestreados la segunda semana de la primera campaña realizada entre el 10 al 12 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas y ordenadas en escala logarítmica en base 10.

Para el rango MP2,5-10 el punto que presentó un mayor número de partículas fue nuevamente el O2 entre los 2,5 a 6,5 μm ; en el rango 6,5 a 10 μm es superado por el punto NE2. En la fracción >MP10 se observa un peak en el punto SE2, lo que coincide con el rango en que se puede encontrar el polen (Amanina et al., 2020). Especies arbóreas tales como *Platanus x acerifolia* (observables en el Paseo Metropolitano, tramo orilla Av. El Cerro y en el

Mirador “El Sauce”) y *Acer negundo* (ubicados en el Jardín Japonés y en el acceso a la piscina Antilén) tienen su periodo de polinización entre septiembre y octubre, mientras que el *Cupressus sempervirens* (cercaos a la Terraza Bellavista) lo tienen entre agosto y septiembre (Guía de reconocimiento de árboles del Parque Metropolitano de Santiago, 2017).

El porcentaje del número de partículas registrado en la fracción sub-micrométrica fue entre 99,4% (en NE2) y 99,9% (en S1, SE2 y N2) del total registrado en cada uno de los puntos muestreados, similar a la primera semana de muestreo, por lo que nuevamente el aporte al número de partículas es comparativamente ínfimo en el rango MP1-10.

5.7.2 Comparación de la distribución del número de partículas entre primera y segunda campaña de muestreo

La Figura 22A muestra que las distribuciones numéricas de los puntos E1 y E1_2 son similares entre los 0,25 y los 10 μ m, evidenciándose mayor diferenciación en el rango MP2,5-10. Esto último se traduce en grandes diferencias en la concentración en masa para la fracción del MP10 (Figura 17A). En el rango de 10 a 32 μ m se observan mayores diferencias en las distribuciones numéricas, lo que se debe relacionar con su cercanía al Parque

Metropolitano (~400m), el cual es una posible fuente de polen con este rango de tamaño de partícula (Amanina et al., 2020).

La Figura 22B muestra que las distribuciones numéricas de los puntos NE1 y NE1_2 son similares de 0,25 a 0,30 μm ; posteriormente, en el rango de 0,30 a 0,70 μm existe una diferencia notable presentando NE1_2 un mayor número de partículas. Desde los 0,70 μm y hasta aproximadamente los 10 μm , NE1 es el punto con mayor número de partículas.

La Figura 22C muestra que las distribuciones numéricas de los puntos O1 y O1_2 se diferencian notablemente en el rango de 0,25 a 0,80 μm siendo O1_2 mayor que el O1. Posteriormente, ambas distribuciones numéricas se tornan similares, pero con O1 mayor a O1_2.

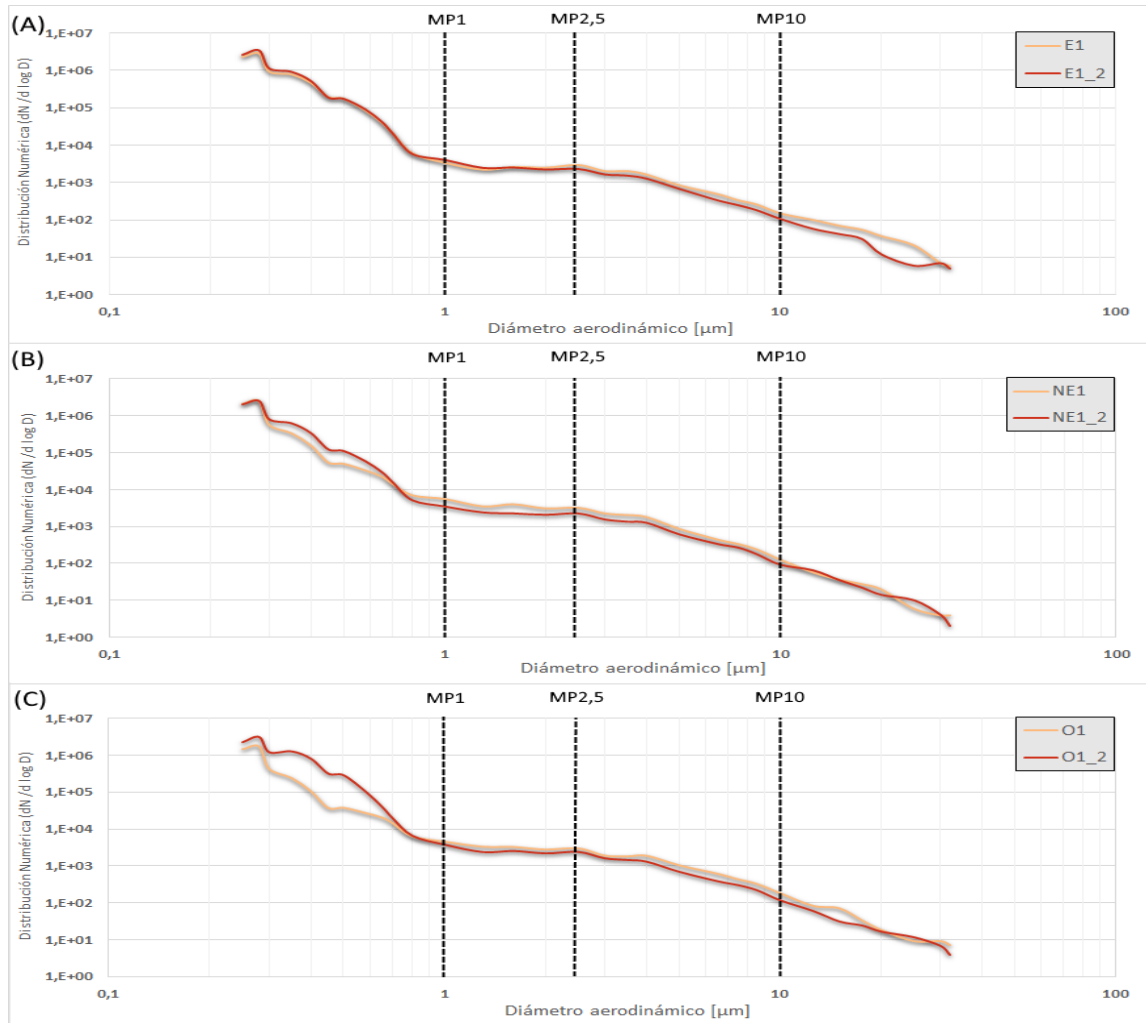


Figura 22: Distribución del número de partículas (dN/dlogD) de los puntos duplicados en la primera campaña realizada entre el 10 al 12 de septiembre de 2019 y segunda campaña realizada entre el 24 al 27 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas y ordenadas en escala logarítmica de base 10. Punto E1 (A), Punto NE1 (B) y Punto O1 (C).

La Figura 23A muestra que la distribución del número de partículas de S1 es mayor a la de S1_2 desde los 0,25 a los 0,50 μm y posteriormente el punto S1_2 es mayor al S1. Ese rango de mayor número de partículas en S1 se tradujo en concentraciones de MP1 y MP2,5 mayores en S1 que en S1_2

(Figura 17B), lo que indica un aporte importante en masa del tramo mencionado. Desde los $0,50\mu\text{m}$ el punto S1_2 presenta un mayor número de partículas y una distribución muy similar a S1, observándose mayores diferencias en la fracción $>MP10$.

La Figura 23B muestra una distribución del número de partículas muy similar entre los $0,25$ y los $0,40\mu\text{m}$ para los puntos SE2 y SE2_2. Desde los $0,40\mu\text{m}$ el punto SE2 exhibe un menor número de partículas. Como se mencionó anteriormente, en el rango de 15 a $25\mu\text{m}$ se observa un peak, que podría atribuirse a aportes puntuales de polen debido a la cercanía con el Parque Metropolitano. Estos no se observaron en la siguiente semana, posiblemente debido a cambios en la intensidad y dirección del viento predominante, que pasó de 2 a 4m/s en la dirección SO (dirección en que se encuentra el punto SE2 en función al Parque Metropolitano) (Figura 8) a estar en calma (0 m/s) hasta los 2m/s en dirección S (Figura 16).

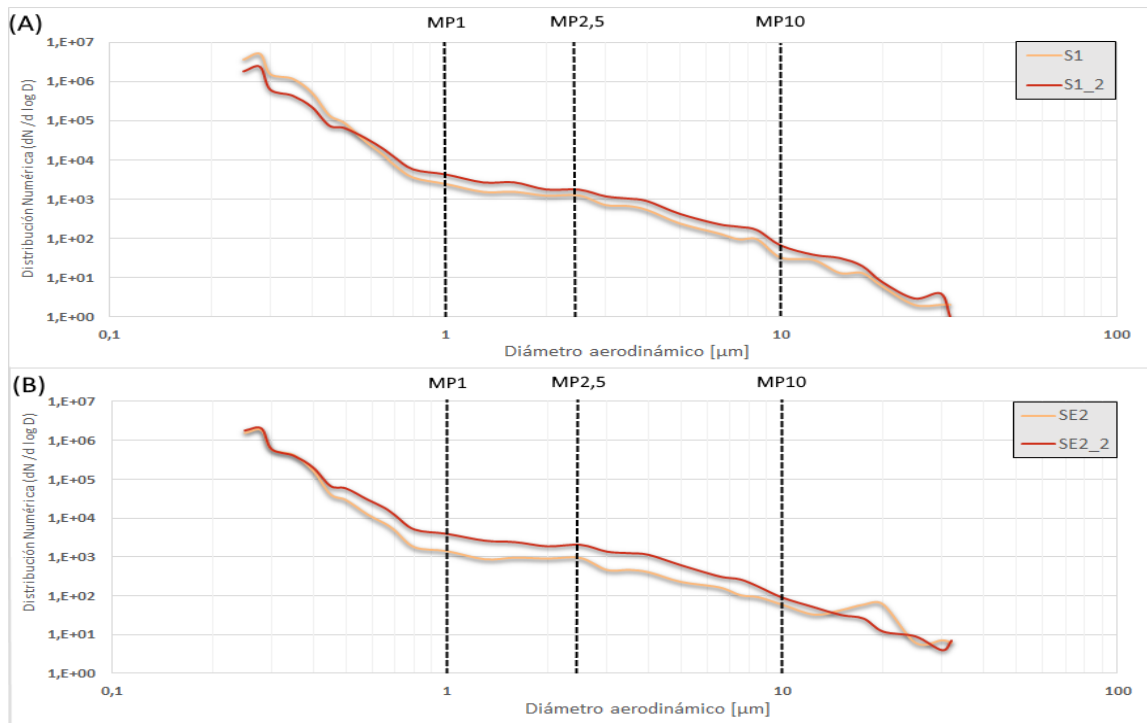


Figura 23: Distribución del número de partículas ($dN/d\log D$) de los puntos duplicados en la primera campaña realizada entre el 10 al 12 de septiembre de 2019 y segunda campaña realizada entre el 24 al 27 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas y ordenadas en escala logarítmica de base 10. Punto S1 (A) y Punto SE2 (B).

5.7.3 Distribuciones de superficie de partículas

La Figura 24 muestra las distribuciones de superficie de partículas de los puntos tomados la primera semana de la primera campaña realizada entre el 4 al 6 de septiembre de 2019. En la fracción sub-micrométrica se observa que el peak de superficie se da para todos los puntos en los $0,28\mu\text{m}$; también existe un segundo peak en $0,35\mu\text{m}$. Hay una gran variabilidad en las distribuciones en el rango de $0,25$ a $0,65\mu\text{m}$, desde donde convergen todas las curvas de

distribución. Zhao & Yu (2017) informan que el rango entre 0,25 a 0,30 μm es el que más varía en función del tráfico vehicular. En el rango MP1-2,5 las distribuciones también son similares. Sin embargo, ya en el siguiente tramo de MP2,5-10 vuelven a diferenciarse notoriamente, lo que puede ser atribuible a las diferencias en el número de partículas (Figura 20).

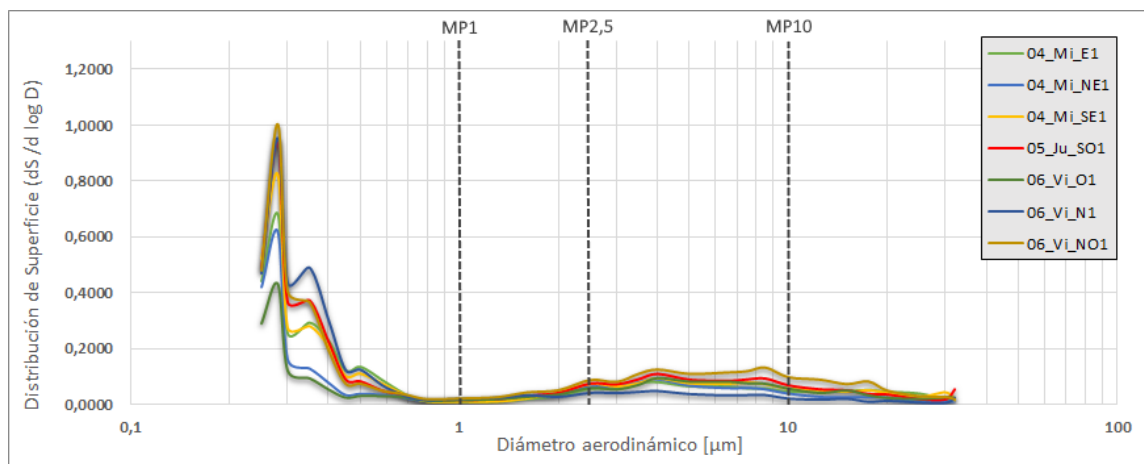


Figura 24: Distribución de superficie ($\text{dS}/\text{d log D}$) de los 7 puntos muestreados la primera semana de la primera campaña realizada entre el 4 al 6 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas en escala logarítmica en base 10.

De forma similar a la distribución del número de partículas, el mayor porcentaje de superficie se concentra en la fracción sub-micrométrica, acumulando entre 55,2 (punto O1) a 85,4% (punto N1) del total, rango influido mayormente por emisiones antrópicas (Sinha et al., 2011; Perrone et al., 2013; Zhao & Yu et al., 2017). Sin embargo, no son porcentajes tan altos como los observados en el número de partículas (99,5-99,8%) debido a que en el rango MP2,5-10, las

partículas son pocas en número, pero representan un aporte relativamente alto de superficie.

La Figura 25 muestra las distribuciones de superficie de los puntos muestreados la segunda semana de la primera campaña.

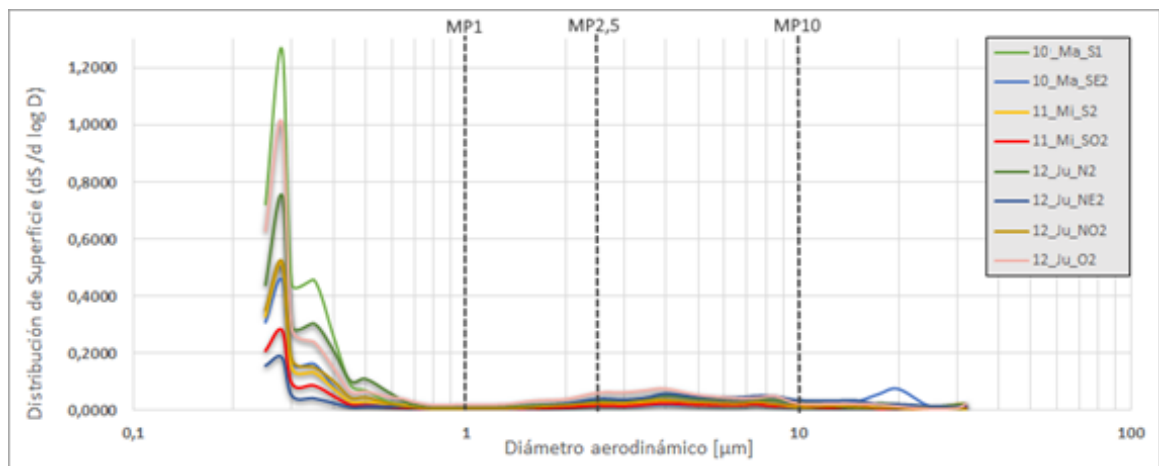


Figura 25: Distribución de superficie ($dS/d \log D$) de los 8 puntos muestreados la segunda semana de la primera campaña realizada entre el 10 al 12 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas en escala logarítmica en base 10.

La mayor superficie se concentra en la fracción sub-micrométrica, la cual acumula desde un 47,1 (punto NE2) a un 92,4% (punto S1) del MP, siendo un rango mayor que el observado en la primera semana. El aporte de superficie proveniente de los rangos de diámetro aerodinámico mayores, es menor que el observado en la Figura 24.

El peak en superficie se alcanza a los $0,28 \mu m$ para todos los puntos estudiados; además, se observa nuevamente una gran variabilidad, atribuible a las

diferencias en los niveles de tráfico (Zhao & Yu, 2017). Las distribuciones de superficie convergen en los 0,80-1,30 μ m, rango en que el aporte de superficie es ínfimo. Posteriormente, en el tramo MP2,5-10 y MP10-32 el aporte de superficie al total se mantiene bajo a diferencia de lo observado en la semana previa. Finalmente se observa el peak en el punto SE2, también observado en el número de partículas.

5.7.4 Comparación de la distribución superficie de partículas entre primera y segunda campaña de muestreo.

La comparación de la distribución de superficie entre los dos periodos de estudio muestra resultados de características similares a los presentados con la distribución del número de partículas; esto se podría atribuir al principio de medición que utiliza como base el conteo de las partículas para estimar la superficie que asume que las partículas tienen una forma esférica (Grimm & Eatough, 2009).

La Figura 26A muestra que las distribuciones de superficie son similares en los puntos E1 y E1_2 entre los 0,40 y los 2,5 μ m; se observa mayor diferencia en el tramo de 0,25 a los 0,40 μ m siendo en el punto E1_2 mayor que en el E1, lo cual no es evidente en el mismo rango de la distribución de número de partículas (Figura 22A). En el rango de 2,5 a 32 μ m, el punto E1 pasa a ser

mayor que el E1_2. Estas diferencias corresponderían a los distintos ambientes muestreados.

La Figura 26B muestra distribuciones iguales para los puntos NE1 y NE1_2 en el rango de 0,25 a 0,30 μm y diferencias en el rango de 0,30 a 0,65 μm , a favor de una mayor concentración en el punto NE_2.

En el rango de 2,00 a 6,50 μm se igualan las curvas de distribución; sin embargo, NE1 registró mayor superficie, lo que podría evidenciar un aumento de las fuentes de abrasión y resuspensión de polvo (Gietl et al., 2010; Thorpe et al., 2007).

La Figura 26C muestra diferencias en la superficie de las partículas en el tramo de 0,25 a 0,70 μm para los puntos O1 y O1_2, siendo este último el que presenta mayor concentración, similar a lo observado en el número de partículas (Figura 22C). Ambas curvas son iguales hasta los 3,50 μm , diámetro desde el cual el punto O1 presenta mayor superficie hasta los 17,5 μm , en concordancia con lo observado en la distribución numérica.

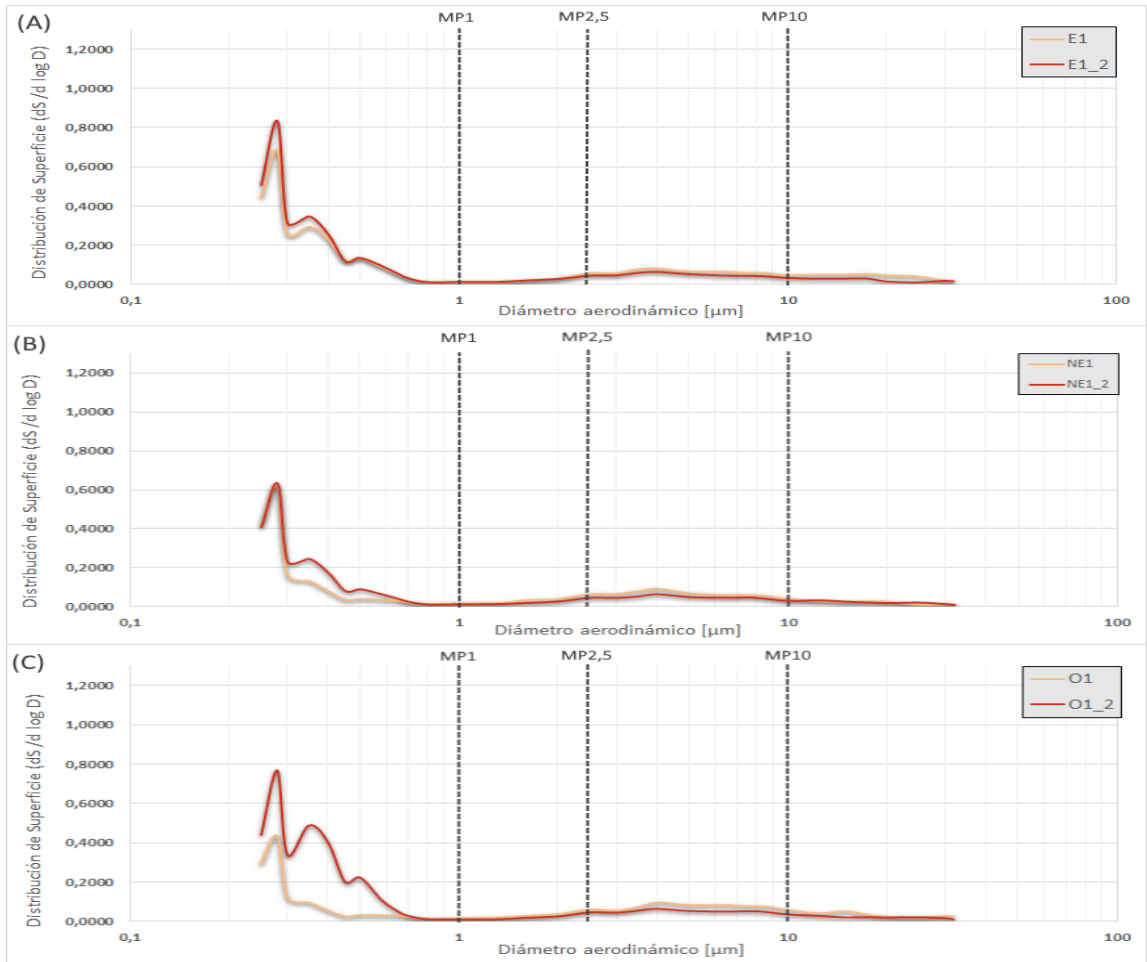


Figura 26: Distribución de superficie ($dS/d\log D$) de los puntos duplicados en la primera campaña realizada entre el 10 al 12 de septiembre de 2019 y segunda campaña realizada entre el 24 al 27 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas en escala logarítmica de base 10. Punto E1 (A), Punto NE1 (B) y Punto O1 (C).

La Figura 27A muestra distribuciones de superficie marcadamente diferentes para los puntos S1 y S1_2 en el rango de 0,25 a 0,50 μm, también observables en la distribución del número de partículas (Figura 22B). En los demás rangos de diámetro aerodinámico las diferencias en las curvas de distribución de

superficie no son tan pronunciadas y S1_2 registra mayor concentración que S1 en todo el tramo de 0,80 a 32 μ m.

La Figura 27B muestra que los puntos SE2 y SE2_2 tienen distribuciones de superficie similares, en el tramo de 2,00 a 10 μ m. El punto SE2_2 registra mayor concentración hasta el peak que se observa en el punto SE2, el cual no se repite en la distribución de SE2_2, situación que podría atribuirse a aportes puntuales de polen proveniente del Parque Metropolitano. Estas no se observan en la siguiente semana, posiblemente, debido a cambios en la intensidad y dirección del viento predominante, que pasó del rango 2-4m/s en dirección SO (dirección en que se encuentra el punto SE2 respecto al Parque Metropolitano) (Figura 8) al rango de 0-2m/s en dirección S (Figura 16).

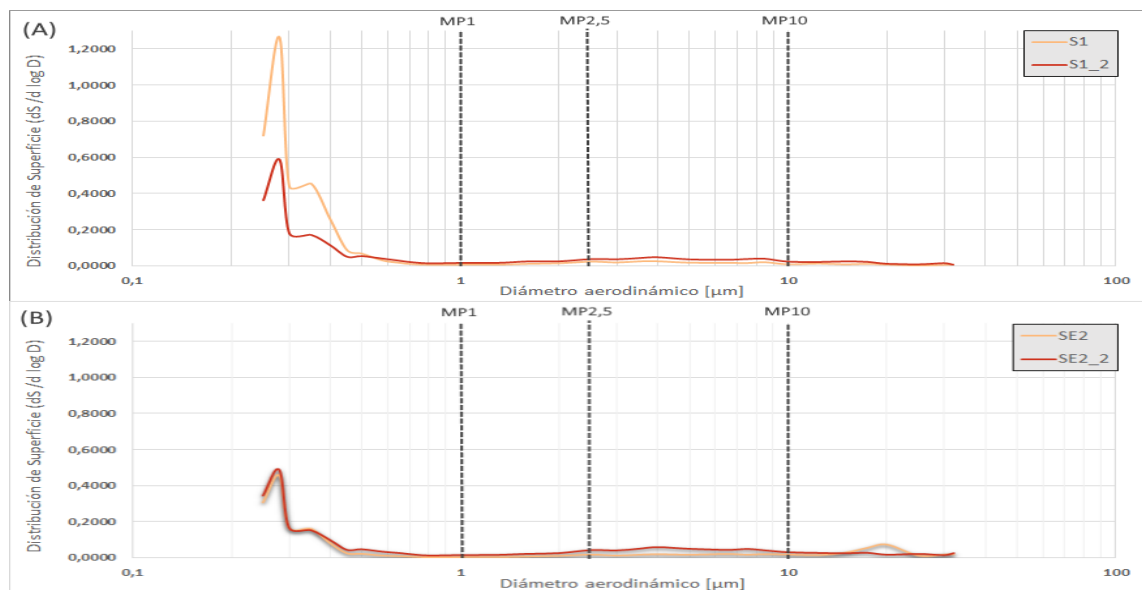


Figura 27: Distribución de superficie ($dS/d \log D$) de los puntos duplicados en la primera campaña realizada entre el 10 al 12 de septiembre de 2019 y segunda campaña realizada entre el 24 al 27 de septiembre de 2019. Eje de las abscisas en escala logarítmica de base 10. Punto S1 (A) y Punto SE2 (B).

5.7.5 Gestión de la contaminación por material particulado incorporando la distribución numérica y de superficie de partículas

No está totalmente investigado y entendido cuales propiedades del aerosol atmosférico podrían ser las responsables mayoritarias de los efectos sobre la salud, especialmente en áreas contaminadas como lo son las ciudades en la actualidad (Breitner et al., 2011; Bind et al., 2012; Kuuluvainen et al., 2016; Tsai et al., 2019). Siendo unos de los principales objetivos de la gestión de la contaminación el resguardo de la salud de la población, se hace necesario rendir cuenta de la naturaleza compleja del contaminante en cuestión, tal y como se detallará en la sección 5.3.1 enfocada en discutir sobre las normas de calidad primaria.

Respecto a la distribución numérica del MP existen estudios que lo han logrado correlacionar con efectos adversos en la salud tales como enfermedades respiratorias entre niños en zonas urbanas (Li et al., 2016), así como en fibrinógenos, el cual es un tipo de marcador tumoral (Bind et al., 2012); también se ha informado de la correlación con marcadores inflamatorios (Tsai et al., 2019).

En cuanto a los efectos agudos o en periodos cortos de exposición a MP, estudios sistemáticos y de meta-análisis (Zhang et al., 2016; Di et al., 2017;

Forlivesi et al., 2018) han encontrado asociaciones con morbilidad y mortalidad de la población, por lo que resultados con alta resolución temporal como los presentados en la presente tesis pueden contribuir a estudiar de mejor manera la exposición de la población y los efectos sobre su salud.

También se hace necesario complementar esta clase de estudios con técnicas adecuadas para el análisis elemental con el objetivo de obtener una caracterización física y química más completa del MP (Galvão et al., 2018), además de ser de utilidad para identificar fuentes estacionarias que afecten un área determinada (Préndez et al., 2007; Liu et al., 2016; Fuentealba, 2018; Leoni et al., 2018) y derivar en estrategias de gestión ambiental más focalizadas.

Respecto a la distribución de superficie de partículas, se perfila como una propiedad muy útil para poder asociar los efectos sobre la salud con la exposición al MP (Tran et al., 2005; Ntziachristos et al., 2007; Kuuluvainen et al., 2016). Otros efectos de relevancia se refieren a que una mayor superficie de partículas podría incrementar el potencial cinético y termodinámico de reacciones químicas en la atmósfera desfavorables en términos de contaminación; además, es un indicio de la estructura interna de la partícula, que al tener porosidades incrementa su superficie pudiendo retener internamente otros contaminantes (Guo et al., 2017) o incluso virus como el COVID-19 (Setti et al., 2020b; Zoran et al., 2020). Un ejemplo de lo señalado

anteriormente es el carbono negro, respecto al cual la evidencia sugiere que su núcleo puede actuar como un portador universal de una amplia variedad de componentes químicos derivados de la combustión, como las fracciones orgánicas semivolátiles y los metales de transición lo que hace variar sus propiedades y potencial de peligro (Cassee et al., 2013; Long et al., 2013).

Otra aplicación del monitoreo de estas dos propiedades es medir la efectividad de medidas de reducción de la contaminación, como, por ejemplo, restricciones en el tránsito de vehículos. Se han informado reducciones del 67,2% y 65,0% entre días con y sin restricción vehicular y en la concentración del número de partículas y superficie, respectivamente (Zhao & Yu, 2017); además, el efecto de la restricción sobre la contaminación del aire cerca del sitio de muestreo dependía de la distancia entre la orientación relativa del sitio de muestreo y las zonas restringidas al tráfico, así como de las condiciones meteorológicas (Zhao & Yu, 2017), información que puede sentar las bases para la implementación de futuras medidas de control de la contaminación por partículas generadas por el tráfico urbano.

5.7.6 Gestión de la contaminación por material particulado incorporando concentración de MP1

El MP1 tiene un origen atribuible casi por completo a dos fuentes: emisiones directas durante el proceso de combustión, e indirectamente, formación de partículas en el aire a partir de precursores gaseosos (Jaiprakash et al., 2016; Rajput et al., 2016) y es de especial relevancia debido a que puede producir impactos en la salud más significativos que los provocados por partículas más grandes. Las partículas más pequeñas pueden penetrar más profundamente en el sistema respiratorio humano, además de contener sustancias tóxicas relacionadas con la combustión (Liu et al., 2013; Meng et al., 2013; Ahmadipour et al., 2019) con efectos más extensos que el MP2,5 (Lin et al., 2016; Chen et al., 2017).

El conocimiento sobre la distribución espacial del MP1 es limitado; sin embargo, trabajos realizados en diferentes lugares del mundo, donde su concentración se estudia en combinación con su composición química (Pérez et al., 2010; Viana, Díez, & Reche, 2011; Sinha et al., 2011; Hicks et al., 2011; Sinha et al., 2011; Perrone et al., 2013; Gérard et al., 2019) han llegado a conclusiones muy similares respecto a su origen mayoritariamente antrópico en ambientes urbanos, postulándolo como un mejor indicador de la actividad humana que el

MP2,5(Pérez et al., 2010; Viana et al., 2011; Hicks et al., 2011; Perrone et al., 2013;Chen et al., 2017).

También existen estudios que se han enfocado mayoritariamente en los efectos en la salud que tendría el MP1 y han encontrado relación entre la exposición el aumento de las visitas de emergencia al hospital y la mortalidad cardiovascular, sugiriendo que la mayoría de los efectos del MP2,5 en la salud, provienen realmente del material particulado de menor tamaño (Chen et al., 2017; Zou et al., 2017). De igual manera, las evidencias señalan que la presencia de metales tóxicos ligada a fuentes de combustión del MP1 poseen un potencial tóxico pulmonar mayor tras su inhalación debido a la facilidad de esta fracción para penetrar en el sistema respiratorio humano (Wiseman & Zereini, 2014). Otra consecuencia de la exposición a MP1 observada en ratas es el desarrollo de inflamación bronquial e hiperreactividad de las vías respiratorias (Filep et al., 2016).

Cabe destacar que gran parte de los estudios señalados anteriormente (Pérez et al., 2010; Viana et al., 2011; Sinha et al., 2011; Perrone et al., 2013; Chen et al., 2017; Chen et al., 2018) utilizaron equipos basados en espectrometría visible para poder estudiar el MP1.

Finalmente, se deben tener en cuenta detalles de índole técnico y teóricos al momento de utilizar este principio de medición. Para medir número de partículas existe un límite teórico derivado de la teoría de Mie, la cual define que

la altura de cada pulso medido es directamente proporcional al tamaño de partícula, por lo que cada pulso se clasifica en un registro electrónico (Grimm& Eatough, 2009). El límite inferior del rango de tamaños que se puede registrar con la teoría de Mie es de 10 nm. Para las partículas más pequeñas, la intensidad de dispersión deja de depender de la dirección, es decir, que el tamaño de las partículas ya no se puede determinar a partir de la distribución de los ángulos de la luz dispersa (Paluga, 2011). Como consecuencia, una fracción de las Partículas Ultra Finas o UFP (partículas de diámetro <100 nm) no se registra mediante los sensores actualmente disponibles en el mercado que utilizan esa técnica de medición (Rai et al., 2017; Samad et al., 2020). Para el caso particular del equipo GRIMM utilizado para el presente proyecto se tiene un límite inferior de 0,25µm. También es importante considerar para el monitoreo de la distribución de superficie que los equipos basados en espectrometría visible consideran como esféricas la totalidad de las partículas detectadas (HEI, 2013).

5.8 Objetivo específico N°3

El enfoque actual de la gestión de la calidad del aire se basa en el monitoreo mediante estaciones estáticas, dispersas, con costos elevados para capturar la heterogeneidad temporal y espacial de la contaminación. Ello limita su número dificultando identificar puntos críticos de concentración de MP, información que es fundamental para desarrollar estrategias sólidas e incluso en tiempo real para su gestión (Kim et al., 2012; Zhou et al., 2013; Kumar et al., 2016); por esto los resultados obtenidos en los primeros dos objetivos del presente proyecto de grado cobran relevancia cuando se plantean mejoras a las herramientas de gestión actuales, al evidenciar una mayor resolución espacial y temporal de la contaminación, además de aportar al análisis otras propiedades actualmente no normadas como lo son la distribución de número y la superficie de las partículas y la concentración de MP1.

Los siguientes instrumentos de gestión ambiental presentan potencial para contribuir a la descontaminación local de MP mediante la aplicación de la espectrometría visible.

5.8.1 Normativa primaria de calidad de aire

Su objetivo es proteger la salud de las personas de los efectos agudos y crónicos de contaminantes tales como el MP, con un nivel de riesgo aceptable, En el caso del MP, existen las normas de MP10 (D.S. N°59/1998) y MP2,5 (D.S. N°12/2011); es decir, su regulación se reduce a los niveles de concentración másica del contaminante, punto que es de particular relevancia cuando se habla de la naturaleza compleja del MP, no sólo por sus características físicas (masa, tamaño, número, superficie y densidad), sino también por sus características químicas (contiene compuestos orgánicos e inorgánicos, metales y contaminantes primarios y secundarios) (Galvão et al., 2018). Existen investigaciones que respaldan el estudio de diferentes parámetros que influyen sobre el impacto en la salud por exposición a MP además de la masa, como por ejemplo la distribución de tamaño de partículas en masa y/o número, la composición química y el área superficial de las partículas, entre otros (Donaldson & MacNee 1998; Seaton et al., 1995; Ntziachristos & Samara, 2003; Bind et al., 2012; Kuuluvainen et al., 2016; Tsai et al., 2019) y también como se pueden utilizar estas propiedades para caracterizar fuentes estacionarias (Préndez et al., 2007; Liu et al., 2016; Leoni et al., 2018),

La espectrometría visible puede contribuir al registro de propiedades tales como la distribución del número de partículas y superficie de partículas gracias a su principio de medición y también servir como registro alternativo de la concentración en masa MP10/MP2,5 e incluso MP1, mientras que otras técnicas podrían aportar el análisis elemental e incluso magnético del MP, ya que han demostrado efectividad para identificar fuentes emisoras de este contaminante en la región Metropolitana (Muñoz et al., 2017; Fuentealba, 2018) para que la normativa de calidad primaria pueda cumplir con su objetivo de resguardar la salud de las personas.

5.8.2 Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA) región Metropolitana

Un Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA) es un instrumento de gestión ambiental que tiene por finalidad evitar la superación y recuperar los niveles señalados en las normas primarias y/o secundarias de calidad ambiental de una zona latente o saturada por uno o más contaminantes. El PPDA de la Región Metropolitana de Santiago, rige desde 1997 y fue actualizado por última vez en 2016 (D.S. N°31/2017). Incorpora diversas medidas que podrían ser complementadas con equipos basados en espectrofotometría visible para cumplir con su objetivo. Por ejemplo:

- **Sistema de compensación de emisiones:** Este sistema consiste en asignar a fuentes estacionarias existentes en la ciudad una cuota acotada de emisiones que tienen el derecho de emitir. De esta forma toda nueva fuente que inicie operaciones en la región Metropolitana, debe compensar sus emisiones a través de la reducción de emisiones de una o más fuentes. Sin embargo, esta medida se basa únicamente en las emisiones másicas totales, siendo que las emisiones provenientes de diferentes fuentes pueden tener diferente potencial de impacto en salud debido a sus características físicas y químicas, haciendo este sistema ineficiente (Préndez et al., 2007). Por lo tanto, medir otras propiedades del MP tales como el número y superficie de partículas puede complementar su caracterización y mejorar el sistema de compensación de emisiones (Préndez et al., 2007).
- **Generar áreas verdes:** Entre los servicios ecosistémicos que provee la vegetación urbana se tiene la producción de oxígeno y la captura de MP y gases (por ej. CO₂), convirtiéndolos en una herramienta de gestión ambiental para prevenir y mitigar la contaminación del aire (Nowak et al., 2013; Escobedo et al., 2011; McDonald et al., 2007). Esta función como colector pasivo natural de MP se debe a la gran área presentada por el total de hojas en un árbol (Nowak et al., 2013; Beckett et al., 1998). Una red con mayor resolución espacial y temporal podría rendir cuenta de mejor forma de los beneficios en términos de localización del arbolado urbano para la remoción del MP en zonas con áreas verdes.

- **Control de emisiones asociadas a fuentes móviles y control de emisiones de fuentes fijas:** El despliegue de sensores de bajo costo en cantidades significativas también puede ayudar a crear inventarios de emisiones de contaminantes y a detectar puntos críticos de contaminación, como lo pueden ser fuentes fijas en la ciudad o calles congestionadas, así como permitir la evaluación de la exposición en tiempo real para diseñar estrategias de mitigación (Kumar et al., 2015). Por otra parte, las estaciones oficiales de monitoreo generalmente están diseñadas para capturar niveles de “Backgorund” o “fondo” (constantes) siendo que también es necesario poner atención a fuentes puntuales o “hotspot” o críticos, como puede ser una intersección vehicular importante o el penacho de un emisor industrial. Se trata de dar lugar a un reenfoque orientado a las fuentes industriales y hacia la contaminación generada por el tráfico, para el cual el monitoreo estándar de la calidad del aire es insuficiente para capturar las emisiones ubicuas y espacialmente variables de las fuentes móviles (Buzzelli, 2008, Muñoz et al., 2017).
- **Gestión de episodios críticos de contaminación:** El PPDA se aplica a toda el área de la región Metropolitana; sin embargo, existe una heterogeneidad espacial en la calidad del aire. Por ejemplo, comunas como Pudahuel tienen sus propias características debido a las condiciones meteorológicas y la variedad de fuentes, por lo que para lograr una gestión efectiva de episodios críticos de contaminación deben ser implementadas

campañas específicas dependiendo de las características de la comuna en cuestión. Esto revela la necesidad de un conocimiento más detallado de la heterogeneidad espacial de la contaminación para centrar las medidas a nivel local (Préndez et al., 2011).

5.8.3 Red estatal de monitoreo de la calidad del aire

El monitoreo de MP generalmente implica su recolección a través de filtros o mediante el uso de equipos costosos como monitores de atenuación beta (BAM) o microbalanzas oscilantes de elementos cónicos (TEOM); esto limita la resolución de la distribución espacial de los datos (Wang et al., 2015). El costo de adquisición de un solo equipo BAM 1020 para medición MP_{2,5} asciende a los \$24.000 USD, y sus costos de mantención incluyen cambio de filtro cada dos meses (\$630 USD/año), cada 3 a 4 años mantención bomba succión (\$375 USD), calibrador de flujo (Setec Ltda recomienda Alicat, \$3.500 USD) y otros gastos anuales considerar (\$1.500 USD/año) (Setec Ltda, 2020). Mientras que el costo de adquisición de un equipo TEOM 1405-DF es de aproximadamente \$23.000 USD, y los costos de mantención incluyen recambio del secador de Nafion (\$1.200 USD/año) y recambio de filtros de elementos cónicos (\$420 USD/año) (Kuebler, 2017).

La medición indirecta basada en la relación entre dispersión de la luz, con el diámetro de partícula implica un sistema que se puede reproducir de manera más económica, existiendo una amplia gama de equipos en un rango de precios desde los \$10 USD (sensor Sharp GP2Y1010AU0F) a los \$18.500 USD (GRIMM 11-D) (Rai et al., 2017; Flamegroup, 2020) y no precisa el uso de consumibles, siendo el uso de filtros algo optativo en función de poder realizar un análisis elemental posterior. Ello ha derivado en distintos informes que destacan su idealidad para incrementar la resolución espacial y temporal del monitoreo y mejorar la investigación e identificación de episodios críticos de contaminación (Tittarelli et al., 2008; Liu et al., 2014; Kumar et al., 2015; Jiao et al., 2016; Manikonda et al., 2016; Dinoi et al., 2017)

Incorporar una red de dichos sensores podría proporcionar condiciones de entrada más precisas que conduzcan a conclusiones más sólidas y confiables sobre los niveles de calidad del aire en términos del monitoreo (Kumar et al., 2015). Su ventaja es que se puede implementar un número suficiente de equipos que permitan mejores estimaciones de la variación del MP en relación con un monitor central el cual podría ser una “Estaciones de Monitoreo con Representatividad Poblacional” (EMRP), las cuales tienen una representatividad de 2km, sin embargo los criterios utilizados para su definición son la cantidad de población que se encuentra dentro de estos dos kilómetros y las condiciones de emplazamiento y toma de muestra (Resolución N°11.481/1998, Ministerio de Salud y Resolución Exenta N°744/2017, Superintendencia del Medio Ambiente),

lo que deja de lado criterios como la alta heterogeneidad espacial y temporal del contaminante, contraviniendo el objetivo de determinar la exposición cotidiana de la población a la contaminación.

Este último punto es de particular relevancia cuando se trata de evaluar el desempeño del monitor, Dinoi et al. (2017) destaca la necesidad de usar los métodos ópticos en conjunto con métodos de referencia gravimétricos de atenuación beta para verificar su respuesta en las condiciones operativas efectivas, ya que aún se cuestiona si hay valor en los datos menos precisos que generan (Kumar et al., 2015). También cabe mencionar aplicaciones novedosas de monitoreo que aprovechan la naturaleza portátil de estos equipos. Algunos casos:

- Carrasco (2018) utilizando un monitor continuo de partículas 11-C y sensores acoplados a un vehículo aéreo no tripulado de clase “Drone” explota el potencial del instrumento para responder a la necesidad de información que existe con respecto a la concentración de aerosoles en altura y el efecto de la estratificación atmosférica sobre su distribución vertical. Las mediciones de la Red de Monitoreo Automático de la Calidad del Aire y Meteorología (red MACAM) entregan mediciones que son de carácter superficial y por lo tanto permiten registrar las concentraciones de contaminantes y su variabilidad espacial sólo en dos dimensiones (2D).

- Castellini, Moroni y Cappelletti (2014), utilizaron un sensor bautizado PMetro que usa como núcleo del sistema un contador óptico de partículas integrado a la cabina de un sistema de transporte urbano en Perugia, Italia, se basa en un número relativamente alto de cabinas (20) impulsadas por un cable que corre continuamente a baja velocidad (4–7 m/s) a lo largo de un transecto radial (3km) sobre la ciudad y a 5m por encima del nivel de la carretera. Esto le permite al sensor mediciones en tiempo real de partículas de aerosol en un camino bien definido a través de la ciudad durante todo el día; además, integra las mediciones obtenidas con las estaciones de monitoreo fijas a lo largo de la ruta del metro para lograr modelos de la evolución de la contaminación por MP.
- Hasenfratz et al. (2015) recolectaron información durante más de dos años utilizando nodos de sensores móviles instalados en la parte superior de vehículos de transporte público en la ciudad de Zurich, Suiza. Sobre esta base de datos desarrollaron modelos de regresión del uso de la tierra (LUR) para producir mapas de contaminación precisos con una alta resolución espacio-temporal.

Otro punto importante a considerar son los costos de gestión/análisis/visualización de los datos, que en muchos casos exceden el costo del sistema de sensores en sí (Kumar et al., 2015). Tal y como se ha expuesto en el presente proyecto, gracias a este principio de medición se pueden obtener grandes cantidades de datos; estos se pueden transmitir en

tiempo real y almacenarse en bases de datos y plataformas en línea proporcionando un medio excelente para una difusión rápida y transparente convirtiendo a la propiedad y la difusión de los datos monitoreados en desafíos y oportunidades.

5.8.4 Estudios epidemiológicos de salud

Evaluar la exposición personal a la contaminación es un paso crítico en epidemiología; sin embargo, el flujo de masas de aire en entornos urbanos suele ser turbulento y difícil de predecir. Esta complejidad hace que la evaluación de la real exposición de las personas a los contaminantes sea un desafío (Croxford & Penn, 1998; Vardoulakis et al., 2005; Tsai et al., 2019). Diversos autores señalan a la espectrometría como una opción que podría hacer frente a este desafío y caracterizar el efecto de la calidad del aire en diferentes microambientes y en la exposición personal (Tittarelli et al., 2008; Kumar et al., 2015; Suárez et al., 2014; Manikonda et al., 2016), y de este modo, aportar con información con mayor resolución espacial y temporal a los modelos que buscan correlacionar los niveles de contaminación de las estaciones de monitoreo con los efectos en la salud de la población (Miller et al., 2007; Siddique, Ray & Lahiri, 2010; Leiva et al., 2013; Tsai et al., 2019). También este tipo de datos entregados mediante monitores basados en

espectrometría visible pueden ser útiles para el monitoreo de concentraciones de metales definidos en partículas en el aire de fundiciones; dichas partículas contenidas en las muestras de polvo respirable se pueden correlacionar con las lecturas de un monitor en el mismo lugar de trabajo (Mecham et al., 2010). También para estimaciones de riesgo en el tabaquismo, por ejemplo, la concentración de MP2,5 y la exposición de humo secundario (fumadores pasivos), y su relación con el cáncer de pulmón y enfermedades cardiovasculares (Pope et al., 2011).

5.8.5 Justicia Ambiental

Estudios similares a los de Pope et al. (2011), como los de Schikowski et al., (2008), llevan la discusión de la exposición a la contaminación del aire a pequeña escala al terreno de la justicia ambiental, poniendo en relieve la conexión del severo deterioro del entorno natural y el reparto desigual de sus efectos negativos y de las políticas y leyes ideadas para afrontarlo, concluyendo que existe una asociación entre el estado socioeconómico y la salud respiratoria. Esto puede explicarse en parte por las condiciones de vida, la exposición ocupacional, el hábito de fumar y la contaminación del aire ambiente de las personas estudiadas (Schikowski et al., 2008). También diversos autores han señalado que el alcance para poder detectar injusticias ambientales se ve

limitado por la escala del análisis que es posible hacer (Heynen, 2003; Buzzelli, 2007; Buzzelli, 2008); por ejemplo, se señala que la disponibilidad de datos de la calidad ambiental con una escala adecuada para el análisis de injusticias ambientales se encuentra raramente, por lo que monitores con las características que entrega la espectrometría visible podrían significar un gran aporte en este sentido.

5.8.6 Modelos de contaminación de aire

Los modelos de contaminación del aire tienen un papel importante en la ciencia y la gestión, debido a su capacidad para investigar procesos relevantes, al igual que un mayor rol en la aplicación. Son los únicos métodos que pueden cuantificar la relación entre emisiones y concentración-depositación, incluyendo las consecuencias de escenarios futuros y las estrategias de disminución (Buitjes, 2001). Sin embargo, la distribución de la concentración de contaminación del aire en las grandes áreas urbanas generalmente se determina por modelos de dispersión bastante universales y su capacidad para predecir concentraciones para situaciones de emergencia es bastante limitada (Kumar et al., 2015; Pannullo et al., 2016; Castell et al., 2017).

La evaluación de los modelos relacionados con la respuesta a emergencias se debe basar en proveer conjuntos de datos de campo de alta resolución espacial

y temporal. La complejidad de un entorno urbano real construido y las fuentes de emisión antropogénicas, así como la variabilidad natural, hacen que la evaluación continua de los modelos de respuesta a emergencias sea aún más exigente en cuanto a la calidad y cantidad de información disponible. Tales conjuntos de datos y evaluaciones exhaustivas de los modelos de respuesta a emergencias y calidad del aire son bastante escasos (Shallcross et al., 2009; Neophytou et al., 2011). Por lo tanto, las redes de sensores basadas en espectrometría visible definitivamente tienen un papel importante que desempeñar en el futuro, tanto como alternativa o como complemento de modelos de dispersión o mapeos de regresión del uso del suelo (LUR) (Ainslie et al., 2008; Buzzelli, 2008; Castell et al., 2017)

6 CONCLUSIONES

La campaña de muestreo y la revisión bibliográfica han permitido evaluar las potencialidad y limitaciones de la espectrometría visible para la gestión de la contaminación por material particulado, resultando en las siguientes conclusiones:

a. Ventajas:

- Se pudo observar variaciones en la concentración en masa del MP en áreas relativamente pequeñas y próximas dentro el área de representatividad de la EI, y determinar propiedades del aerosol atmosférico hasta ahora no registradas por el monitoreo oficial.
- Se observaron efectos sobre la concentración en masa y la distribución de números y superficie de partículas del MP, posiblemente atribuibles a fuentes locales tales como construcciones, cocina callejera, polen y tráfico vehicular; sin embargo, se propone que estas observaciones debiesen ser complementadas con otras técnicas que aporten el análisis elemental del MP para identificar fuentes con mayor precisión y eficacia.
- Se identificaron potenciales aplicaciones de la espectrometría visible en instrumentos de gestión ambiental tales como:

- Normativa primaria de calidad de aire
- Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA)
- Red estatal de monitoreo de la calidad del aire
- Modelos de contaminación de aire

- Otras posibles aplicaciones para esta tecnología se encuentran en el ámbito de la Justicia ambiental y en estudios epidemiológicos, al requerir éstos de una mayor resolución espacial y temporal para abordar las problemáticas que les conciernen.

- La evidencia bibliográfica señala la importancia en términos de salud y la utilidad que podría aportar el monitoreo de propiedades como el MP1, distribución de superficie y numérica de las partículas a la gestión de la calidad del aire por material particulado.

b. Limitaciones

-Condiciones ambientales adversas tales como alta humedad relativa en el aire o eventos de precipitación limitan la funcionalidad de monitores basados en espectrometría y su aplicabilidad como monitores continuos.

-Se identificaron las siguientes limitaciones de índole teórica que afectan a la aplicación de la espectrometría visible a la gestión ambiental:

- Al ser un principio de medición basado en la Teoría de Mie se tiene un límite inferior teórico del rango de tamaños que se puede registrar de 10nm.
- Todas las partículas registradas son consideradas esféricas.

7 BLIOGRAFIA

- A. Thorpe, P.T. Walsh, Performance testing of three portable, direct-reading dust monitors, *Ann. Occup. Hyg.* 46 (2002) 197–207.
- Ahmadipour, F., Esmaeili Sari, A., & Bahramifar, N. (2019). Characterization, concentration and risk assessment of airborne particles using car engine air filter (case study: Tehran metropolis). *Environmental Geochemistry and Health*, 41(6), 2649–2663. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00319-1>
- Ainslie, B., Steyn, D., Su, J., Buzzelli, M., Brauer, M., Larson, T., & Rucker, M. (2008). A source area model incorporating simplified atmospheric dispersion and advection at fine scale for population air pollutant exposure assessment. *Atmospheric Environment*, 42(10), 2394–2404. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.12.021>
- Amanina, N. A., Md Yusof, N. F. F., Shith, S., & Suroto, A. (2020). Chemical and Biological Compositions Associated with Ambient Respirable Particulate Matter: a Review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(3). <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04490-5>
- Araya, M., Préndez, M., Criollo, C., Egas, C., Farías, I., Fuentealba, R., & González, E. (2019). Urban Trees and Their Relationship with Air Pollution by Particulate Matter and Ozone in Santiago, Chile. *Urban Climates in Latin America*, 167-206. https://doi.org/10.1007/978-3-319-97013-4_8
- Asadi, S., Bouvier, N., Wexler, A. S., & Ristenpart, W. D. (2020). The coronavirus pandemic and aerosols: Does COVID-19 transmit via expiratory particles? *Aerosol Science and Technology*, 54(6), 635-638. <https://doi.org/10.1080/02786826.2020.1749229>
- Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H., Taylor, G., 1998. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environ. Pollut.* 99 (3), 347-360.
- Bind, M., Baccarelli, A., Zanobetti, A., Tarantini, L., Suh, H., Vokonas, P., & Schwartz, J. (2012). Air Pollution and Markers of Coagulation, Inflammation, and Endothelial Function. *Epidemiology*, 23(2), 332–340. <https://doi.org/10.1097/ede.0b013e31824523f0>
- Bohren CF, Huffman DR. Absorption and scattering of light by small particles. New York, NY: John Wiley; 1983.
- Breitner, S., Liu, L., Cyrus, J., Bröske, I., Franck, U., Schlink, U., . . . Peters, A. (2011). Sub-micrometer particulate air pollution and cardiovascular mortality in Beijing, China. *Science of The Total Environment*, 409(24), 5196–5204. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.023>
- Britter, R. E., & Hanna, S. R. (2003). Flow and dispersion in urban areas. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 35(1), 469–496. <https://doi.org/10.1146/annurev.fluid.35.101101.161147>
- Buccolieri, R., Sandberg, M., & Di Sabatino, S. (2010). City breathability and its link to pollutant concentration distribution within urban-like geometries. *Atmospheric Environment*, 44(15), 1894-1903. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.02.022>

- Burkart, J., Steiner, G., Reischl, G., Moshhammer, H., Neuberger, M., & Hitznerberger, R. (2010). Characterizing the performance of two optical particle counters (Grimm OPC1.108 and OPC1.109) under urban aerosol conditions. *Journal of Aerosol Science*, 41(10), 953-962. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2010.07.007>
- Buonanno, G., Morawska, L., & Stabile, L. (2009). Particle emission factors during cooking activities. *Atmospheric Environment*, 43(20), 3235-3242. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.03.044>
- Buzzelli M, Jerrett M. 2007. Geographies of susceptibility and exposure in the city: environmental inequity of trafficrelated air pollution in Toronto. *Can J Reg Sci* 30(2):195–210
- Buzzelli, M. (2008). A political ecology of scale in urban air pollution monitoring. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 33(4), 502–517. <https://doi.org/10.1111/j.1475-5661.2008.00316.x>
- Carrasco P. C. (2014). Efecto De La Estratificación Atmosférica En La Distribución Vertical De Aerosoles Segregados Por Tamaño En La Atmósfera De Santiago. Santiago, Chile: Memoria para optar al Título Profesional de Químico Ambiental, Universidad de Chile.
- CarvajalV. (2011) Contribución al inventario de emisiones de compuestos orgánicos volátilesbiogénicos del arbolado urbano de la Región Metropolitana. Santiago, Chile. Santiago, Chile: Memoria para optar al Grado de Magister en Gestión y Planificación Ambiental, Universidad de Chile.
- Cassee, F. R., Héroux, M.-E., Gerlofs-Nijland, M. E., & Kelly, F. J. (2013). Particulate matter beyond mass: recent health evidence on the role of fractions, chemical constituents and sources of emission. *Inhalation Toxicology*, 25(14), 802-812. <https://doi.org/10.3109/08958378.2013.850127>
- Castell, N., Dauge, F. R., Schneider, P., Vogt, M., Lerner, U., Fishbain, B., ... Bartonova, A. (2017). Can commercial low-cost sensor platforms contribute to air quality monitoring and exposure estimates? *Environment International*, 99, 293-302. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.12.007>
- Castellini, S., Moroni, B., & Cappelletti, D. (2014). PMetro: Measurement of urban aerosols on a mobile platform. *Measurement*, 49, 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.measurement.2013.11.045>
- Chen, G., Li, S., Zhang, Y., Zhang, W., Li, D., Wei, X., . . . Guo, Y. (2017). Effects of ambient PM 1 air pollution on daily emergency hospital visits in China: an epidemiological study. *The Lancet Planetary Health*, 1(6). [https://doi.org/10.1016/s2542-5196\(17\)30100-6](https://doi.org/10.1016/s2542-5196(17)30100-6)
- Chen, G., Morawska, L., Zhang, W., Li, S., Cao, W., Ren, H., . . . Guo, Y. (2018). Spatiotemporal variation of PM1 pollution in China. *Atmospheric Environment*, 178, 198–205. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.01.053>

- Cheng, Y.-H., & Li, Y.-S. (2010). Influences of Traffic Emissions and Meteorological Conditions on Ambient PM10 and PM2.5 Levels at a Highway Toll Station. *Aerosol and Air Quality Research*, 10(5), 456-462. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2010.04.0025>
- Conticini, E., Frediani, B., & Caro, D. (2020). Can atmospheric pollution be considered a co-factor in extremely high level of SARS-CoV-2 lethality in Northern Italy? *Environmental Pollution*, 261, 114465. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114465>
- Cirilley, L. R., Shaw, M., Pound, R., Kramer, L. J., Price, R., Young, S., ... Pope, F. D. (2018). Evaluation of a low-cost optical particle counter (Alphasense OPC-N2) for ambient air monitoring. *Atmospheric Measurement Techniques*, 11(2), 709-720. <https://doi.org/10.5194/amt-11-709-2018>
- Croxford, B., Penn, A., 1998. Siting considerations for urban pollution monitors. *Atmos. Environ.* 32, 1049–1057.
- D.S. N°12 del Ministerio del Medio Ambiente de 2011. Establece norma primaria de calidad ambiental para material particulado fino respirable MP2,5.
- D.S. N°31 del Ministerio del Medio Ambiente de 2017. Establece plan de prevención y descontaminación atmosférica para la región metropolitana de Santiago.
- D.S. N° 59 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República de 1998. Establece norma de calidad primaria para material particulado respirable MP10, en especial de los valores que definen situaciones de emergencia.
- Di, Q., Dai, L., Wang, Y., Zanobetti, A., Choirat, C., Schwartz, J. D., & Dominici, F. (2017). Association of Short-term Exposure to Air Pollution With Mortality in Older Adults. *JAMA*, 318(24), 2446. <https://doi.org/10.1001/jama.2017.17923>
- Dinoi, A., Donateo, A., Belosi, F., Conte, M., & Contini, D. (2017). Comparison of atmospheric particle concentration measurements using different optical detectors: Potentiality and limits for air quality applications. *Measurement*, 106, 274–282. <https://doi.org/10.1016/j.measurement.2016.02.019>
- Dinoi, A., Donateo, A., Belosi, F., Conte, M., & Contini, D. (2017). Comparison of atmospheric particle concentration measurements using different optical detectors: Potentiality and limits for air quality applications. *Measurement*, 106, 274–282. <https://doi.org/10.1016/j.measurement.2016.02.019>.
- Donaldson K. & MacNee, W. 1998 The mechanism of lung injury caused by PM10. In *Issues in environmental science and technology* (ed. R.e. Hester & R.M. Harrison), no. 10, pp 21-32. The Royal Society of Chemistry.
- Egas C. L. (2017) Características biológicas del arbolado urbano para contribuir con nuevos criterios de selección de especies arbóreas. Santiago, Chile. Santiago, Chile: Memoria para optar al Grado de Magister en Gestión y Planificación Ambiental, Universidad de Chile.

- Escobedo, F. J., Kroeger, T., & Wagner, J. E. (2011). Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, 159(8-9), 2078–2087. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.010>
- F. Belosi, G. Santachiara, F. Prodi, Performance evaluation of four commercial optical particle counters, *Atmos. Climate Sci.* 3 (2013) 41–46.
- Ferrero L., Mocnik G., Ferrini B.S., Perrone M.G., Sangiorgi G., Bolzacchini E. (2011). Vertical profiles of aerosol absorption coefficient from micro-Aethalometer data and Mie calculation over Milan. *Science of the Total Environment*, Vol. 409, 2824-2837
- Filep, Á., Fodor, G. H., Kun-Szabó, F., Tiszlavicz, L., Rázga, Z., Bozsó, G., ... Peták, F. (2016). Exposure to urban PM1 in rats: development of bronchial inflammation and airway hyperresponsiveness. *Respiratory Research*, 17(1), 17-26. <https://doi.org/10.1186/s12931-016-0332-9>
- Finlayson-Pitts, B. J., & Pitts, J. N. (1999). *Upper and lower atmosphere* (Ed. rev.). New York, USA: Academic Press. 349-351p.
- Finlayson-Pitts, B. J., & Pitts, J. N. (1999). *Upper and lower atmosphere* (Ed. rev.). New York, USA: Academic Press. 380-381p
- Flood-Garibay JA, Méndez-Rojas MÁ, Pérez-Cortés EJ. Respiratory immune system and consequences due to particulate matter in air pollution. *Rev Med Inst Mex Seguro Soc.* 2019;57(3):170-180.
- Forlivesi, S., Turcato, G., Zivelonghi, C., Zannoni, M., Ricci, G., Cervellin, G., ... Cappellari, M. (2018). Association of Short- and Medium-Term Particulate Matter Exposure with Risk of Mortality after Spontaneous Intracerebral Hemorrhage. *Journal of Stroke and Cerebrovascular Diseases*, 27(9), 2519-2523. <https://doi.org/10.1016/j.jstrokecerebrovasdis.2018.05.007>
- Freiman, M., Hirshel, N., & Broday, D. (2006). Urban-scale variability of ambient particulate matter attributes. *Atmospheric Environment*, 40(29), 5670-5684. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.04.060>
- Fuentealba, R. E. (2014). *Estudio Diurno y Nocturno del Material Particulado MP2,5 y MP10 en la Comuna de Independencia, Santiago, Chile*. Santiago, Chile: Memoria para optar al Título Profesional de Químico, Universidad de Chile. p7.
- Fuentealba, R. E. (2018). *Caracterización y Estimación de Fuentes del Polvo Urbano y Material Particulado del Sector Norte de Santiago Mediante Métodos No Destructivos de Análisis Elemental*. Santiago, Chile: Tesis presentada a la Universidad de Chile para optar al grado de Magíster en Química área de Especialización en Química.
- Galvão, E. S., Santos, J. M., Lima, A. T., Reis, N. C., Jr., Orlando, M. T. D., & Stuetz, R. M. (2018). Trends in analytical techniques applied to particulate matter characterization: A critical review of fundamentals and applications. *Chemosphere*, 199, 546-568. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.034>

- Gao, G., sun, F., Thanh Thao, N. T., lun, X., yu, X. (2015). Different Concentrations of TSP, PM10, PM2.5, and PM1 of Several Urban Forest Types in Different Seasons. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(6), 2387-2395. <https://doi.org/10.15244/pjoes/59501>
- Gérard, V., Noziere, B., Fine, L., Ferronato, C., Singh, D. K., Frossard, A. A., ... Cvitešić Kušan, A. (2019). Concentrations and Adsorption Isotherms for Amphiphilic Surfactants in PM1 Aerosols from Different Regions of Europe. *Environmental Science & Technology*, 53(21), 12379-12388. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03386>
- Gietl, J. K., Lawrence, R., Thorpe, A. J., & Harrison, R. M. (2010). Identification of brake wear particles and derivation of a quantitative tracer for brake dust at a major road. *Atmospheric Environment*, 44(2), 141-146. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.10.016>
- Grimm, H., & Eatough, D. J. (2009). Aerosol Measurement: The Use of Optical Light Scattering for the Determination of Particulate Size Distribution, and Particulate Mass, Including the Semi-Volatile Fraction. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 59(1), 101–107. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.59.1.101>
- Guía de reconocimiento de árboles del Parque Metropolitano de Santiago: “LosárbolesdelParque” (2017). Dirección Editorial: Parque Metropolitano de Santiago. [En Línea]: https://issuu.com/parquemet/docs/libro_arboles_issuu3
- Gurjar, B.R., Jain, A., Sharma, A., Agarwal, A., Gupta, P., Nagpure, A.S., Lelieveld, J., 2010. Human health risks in megacities due to air pollution. *Atmos. Environ.* 44, 4606–4613.
- Guo, J., Zhai, Z., Wang, L., Wang, Z., Wu, J., Zhang, B., & Zhang, J. (2017). Dynamic and thermodynamic mechanisms of TFA adsorption by particulate matter. *Environmental Pollution*, 225, 175-183. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.049>
- Hasenfratz, D., Saukh, O., Walser, C., Hueglin, C., Fierz, M., Arn, T., . . . Thiele, L. (2015). Deriving high-resolution urban air pollution maps using mobile sensor nodes. *Pervasive and Mobile Computing*, 16, 268–285. <https://doi.org/10.1016/j.pmcj.2014.11.008>
- HEI (2013). Understanding the Health Effects of Ambient Ultrafine Particles Retrieved from: <https://www.healtheffects.org/system/files/Perspectives3.pdf>
- Heynen, NC (2003) The scalar production of injustice within the urban forest. *Antipode* 35: 980–998.
- Hicks, J. B., McCarthy, S. A., Mezei, G., & Sayes, C. M. (2011). PM1 Particles at Coal- and Gas-Fired Power Plant Work Areas. *Annals of Occupational Hygiene*, 56(2), 182-193. <https://doi.org/10.1093/annhyg/mer085>
- Hofman, J., Stokkaer, I., Snauwaert, L., & Samson, R. (2013). Spatial distribution assessment of particulate matter in an urban street canyon using biomagnetic leaf monitoring of tree crown deposited particles. *Environmental Pollution*, 183, 123-132. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.09.015>

- Hofman, J., Maher, B. A., Muxworthy, A. R., Wuyts, K., Castanheiro, A., & Samson, R. (2017). Biomagnetic Monitoring of Atmospheric Pollution: A Review of Magnetic Signatures from Biological Sensors. *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6648-6664. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00832>
- Holstius, D. M., Pillarisetti, A., Smith, K. R., and Seto, E. (2014). Field Calibrations of a Low-Cost Aerosol Sensor at a Regulatory Monitoring Site in California. *Atmospheric Measurement Techniques*, 7, 1121–1131.
- IPCC, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Chapter 2: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. Fourth Assessment Report: Climate Change. Report to IPCC from the Scientific Assessment Group (WGI), Cambridge University Press, New York.
- J. Burkart, G. Steiner, G.P. Reischl, H. Moshhammer, M. Neuberger, R. Hitzemberger, Characterizing the performance of two optical particle counters (GRIMM OPC1.108 and OPC1.109) under urban aerosol conditions, *J. Aerosol Sci.* 41 (2010) 953–962.
- Jiao, W., Hagler, G., Williams, R., Sharpe, R., Brown, R., Garver, D., Buckley, K. (2016). Community Air Sensor Network (CAIRSENSE) project: evaluation of low-cost sensor performance in a suburban environment in the southeastern United States. *Atmospheric Measurement Techniques*, 9(11), 5281–5292. <https://doi.org/10.5194/amt-9-5281-2016>
- Jordanova, N. V., Jordanova, D. V., Veneva, L., Yorova, K., & Petrovsky, E. (2003). Magnetic Response of Soils and Vegetation to Heavy Metal Pollution A Case Study. *Environmental Science & Technology*, 37(19), 4417-4424. <https://doi.org/10.1021/es0200645>
- Karner, A. A., Eisinger, D. S., & Niemeier, D. A. (2010). Near-Roadway Air Quality: Synthesizing the Findings from Real-World Data. *Environmental Science & Technology*, 44(14), 5334-5344. <https://doi.org/10.1021/es100008x>
- Kelly, K., Whitaker, J., Petty, A., Widmer, C., Dybwad, A., Sleeth, D., Butterfield, A. (2017). Ambient and laboratory evaluation of a low-cost particulate matter sensor. *Environmental Pollution*, 221, 491–500. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.039>.
- Kim, J.W., Jeong, Y.K., Lee, I.W., 2012. Automatic sensor arrangement system for building energy and environmental management. *Energy Procedia* 14, 265–270.
- Kim, K.-H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, 74, 136-143. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- Kuebler D., (2017). Teledyne API Model 640 Field Comparison with the Thermo1405DF and R&P 2025 FRM [En Línea]: https://dnr.mo.gov/env/apcp/docs/st.l_2017mtg_640x.pdf
- Kulkarni, P., Baron, P., Willeke, K., 2011. Chapter 1: "Introduction to aerosol characterization". In: Kulkarni, P., Baron, P., Willeke, K., (Eds.), *Aerosol Measurements. Principles Techniques and Applications*, 3rd Edition. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. 3 – 14.

- Kumar, P., Morawska, L., Martani, C., Biskos, G., Neophytou, M., Di Sabatino, S., . . . Britter, R. (2015). The rise of low-cost sensing for managing air pollution in cities. *Environment International*, 75, 199–205. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.11.019>
- Kumar, P., Skouloudis, A. N., Bell, M., Viana, M., Carotta, M. C., Biskos, G., & Morawska, L. (2016). Real-time sensors for indoor air monitoring and challenges ahead in deploying them to urban buildings. *Science of The Total Environment*, 560-561, 150-159. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.032>
- Kuuluvainen, H., Rönkkö, T., Järvinen, A., Saari, S., Karjalainen, P., Lähde, T., . . . Keskinen, J. (2016). Lung deposited surface area size distributions of particulate matter in different urban areas. *Atmospheric Environment*, 136, 105-113. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.04.019>
- Leiva, M., Santibañez, D., Ibarra, S., Matus, P., Seguel, R., 2013. A five-year study of particulate matter (PM_{2.5}) and cerebrovascular diseases. *Environmental Pollution*, vol.181, 1–6.
- Leoni, C., Pokorná, P., Hovorka, J., Masiol, M., Topinka, J., Zhao, Y., . . . Hopke, P. K. (2018). Source apportionment of aerosol particles at a European air pollution hot spot using particle number size distributions and chemical composition. *Environmental Pollution*, 234, 145–154. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.097>
- Li, Q., Wyatt, A., & Kamens, R. M. (2009). Oxidant generation and toxicity enhancement of aged-diesel exhaust. *Atmospheric Environment*, 43(5), 1037-1042. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.11.018>
- Li, Y.-R., Feng, L.-T., Chen, B.-Y., Kim, H., Yi, S.-M., Guo, Y. L., & Wu, C.-F. (2016). Association of urban particle numbers and sources with lung function among children with asthma or allergies. *Science of The Total Environment*, 542, 841-844. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.098>
- Lin, H., Tao, J., Du, Y., Liu, T., Qian, Z., Tian, L., . . . Ma, W. (2016). Particle size and chemical constituents of ambient particulate pollution associated with cardiovascular mortality in Guangzhou, China. *Environmental Pollution*, 208, 758–766. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.056>
- Liu, L., Breitner, S., Schneider, A., Cyrys, J., Brüske, I., Franck, U., . . . Peters, A. (2013). Size-fractionated particulate air pollution and cardiovascular emergency room visits in Beijing, China. *Environmental Research*, 121, 52–63. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.10.009>
- Liu, Y., Beaucham, C. C., Pearce, T. A., & Zhuang, Z. (2014). Assessment of Two Portable Real-Time Particle Monitors Used in Nanomaterial Workplace Exposure Evaluations. *PLoS ONE*, 9(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105769>
- Liu, Y., Beaucham, C. C., Pearce, T. A., & Zhuang, Z. (2014). Assessment of Two Portable Real-Time Particle Monitors Used in Nanomaterial Workplace Exposure Evaluations. *PLoS ONE*, 9(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105769>

- Liu, Z., Hu, B., Zhang, J., Yu, Y., & Wang, Y. (2016). Characteristics of aerosol size distributions and chemical compositions during wintertime pollution episodes in Beijing. *Atmospheric Research*, 168, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.08.013>
- Long, C. M., Nascarella, M. A., & Valberg, P. A. (2013). Carbon black vs. black carbon and other airborne materials containing elemental carbon: Physical and chemical distinctions. *Environmental Pollution*, 181, 271-286. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.009>
- López, I. (2014). Justicia Ambiental. *EUNOMIA*, 6,261-268
- López, L. (2011). Relación entre componentes iónicos de la lluvia, sus fuentes de emisión y condiciones meteorológicas estacionales. Aporte a la gestión de la calidad del aire en Cuba. Tesis de maestría en gestión y planificación ambiental.
- M. Teikari, M. Linnainmaa, J. Laitinen, P. Kalliokoski, J. Vincent J, P. Tiitta, T. Raunemaa, Laboratory and field testing of particle size-selective sampling methods for mineral dusts, *AIHA J (Fairfax, Va)* 64 (2003) 312–318.
- M.T. Peters, D. Ott, P.T. O’Shaughnessy, Comparison of the Grimm 1.108 and 1.109 portable aerosol spectrometer to the TSI aerodynamic particle sizer for dry particles, *Ann. Occup. Hyg.* 50 (2006) 843–850.
- Maher, B. A., Ahmed, I. A. M., Karloukovski, V., MacLaren, D. A., Foulds, P. G., Allsop, D., ... Calderon-Garciduenas, L. (2016). Magnetite pollution nanoparticles in the human brain. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(39), 10797-10801. <https://doi.org/10.1073/pnas.1605941113>
- Maher, B. A., González-Maciel, A., Reynoso-Robles, R., Torres-Jardón, R., & Calderón-Garcidueñas, L. (2020). Iron-rich air pollution nanoparticles: An unrecognised environmental risk factor for myocardial mitochondrial dysfunction and cardiac oxidative stress. *Environmental Research*, 188, 109816. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109816>
- Manikonda, A., Zíková, N., Hopke, P. K., & Ferro, A. R. (2016). Laboratory assessment of low-cost PM monitors. *Journal of Aerosol Science*, 102, 29–40. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2016.08.010>
- Mazzoli-Rocha, F., Fernandes, S., Einicker-Lamas, M., & Zin, W. A. (2010). Roles of oxidative stress in signaling and inflammation induced by particulate matter. *Cell Biology and Toxicology*, 26(5), 481-498. <https://doi.org/10.1007/s10565-010-9158-2>
- McDonald, A., Bealey, W., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R., . . . Nemitz, E. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, 41(38), 8455–8467. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.025>
- Mecham, J., Pahler, L., VanDerslice, J., & Larson, R. (2010). Monitoring concentrations of select metals in workplace smelter airborne particulates using a Grimm 1.109 Real-time Portable Aerosol Spectrometer. *Journal of Chemical Health and Safety*, 17(2), 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.jchas.2009.06.002>

- Meng, X., Ma, Y., Chen, R., Zhou, Z., Chen, B., & Kan, H. (2013). Size-Fractionated Particle Number Concentrations and Daily Mortality in a Chinese City. *Environmental Health Perspectives*, 121(10), 1174–1178. <https://doi.org/10.1289/ehp.1206398>
- Met One Instrument, Inc. August, 2019. BAM 1020 Continuous Particulate Monitor [En línea] <<https://metone.com/wp-content/uploads/2019/10/BAM-1020-1.pdf>>
- Miller KA, Siscovick DS, Sheppard L, Shepherd K, Sullivan JH, Anderson GL, Kaufman JD. (2007). Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. *N Engl J Med*. 2007; 356: 447–458
- MMA, 2019. Quinto Reporte del Estado del Medio Ambiente. Ministerio del Medio ambiente. Gobierno de Chile [En línea] <https://sinia.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2019/12/REMA-2019-comprimido.pdf>
- Morales, R. G. (2016). Contaminación atmosférica urbana: episodios críticos de contaminación ambiental en la ciudad de Santiago. Santiago: Editorial Universitaria.
- Muñoz, D., Aguilar, B., Fuentealba, R., & Préndez, M. (2017). Environmental studies in two communes of Santiago de Chile by the analysis of magnetic properties of particulate matter deposited on leaves of roadside trees. *Atmospheric Environment*, 152, 617–627. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.047>
- Neophytou, M., Gowardhan, A., & Brown, M. (2011). An inter-comparison of three urban wind models using Oklahoma City Joint Urban 2003 wind field measurements. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 99(4), 357–368. <https://doi.org/10.1016/j.jweia.2011.01.010>
- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A., & Hoehn, R. (2013). Modeled PM2.5 removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. *Environmental Pollution*, 178, 395-402. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.050>
- Ntziachristos, L. y Samara, Z., New Directions: Emerging demands for vehicle particle emission characterization. *Atmospheric Environment*, 37(3); 299-442. (2003).
- Ntziachristos, L., Polidori, A., Phuleria, H., Geller, M. D., & Sioutas, C. (2007). Application of a Diffusion Charger for the Measurement of Particle Surface Concentration in Different Environments. *Aerosol Science and Technology*, 41(6), 571-580. <https://doi.org/10.1080/02786820701272020>
- OECD. (2019). Retrieved from <http://www.oecdbetterlifeindex.org/es/topics/environment-es/>
- Paluga, M. (2011). La teoría de Mie. Fritsch. <https://www.fritsch.es/medicion-de-particulas/conocimientos-de-fritsch/la-teoria-de-mie/>
- Pannullo, F., Lee, D., Waclawski, E., & Leyland, A. H. (2016). How robust are the estimated effects of air pollution on health? Accounting for model uncertainty using Bayesian model averaging. *Spatial and Spatio-temporal Epidemiology*, 18, 53-62. <https://doi.org/10.1016/j.sste.2016.04.001>

- Patel, M. M., Chillrud, S. N., Correa, J. C., Feinberg, M., Hazi, Y., Deepti, K. C., ... Kinney, P. L. (2009). Spatial and temporal variations in traffic-related particulate matter at New York City high schools. *Atmospheric Environment*, 43(32), 4975-4981. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.07.004>
- Pérez, N., Pey, J., Cusack, M., Reche, C., Querol, X., Alastuey, A., & Viana, M. (2010). Variability of Particle Number, Black Carbon, and PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁ Levels and Speciation: Influence of Road Traffic Emissions on Urban Air Quality. *Aerosol Science and Technology*, 44(7), 487-499. <https://doi.org/10.1080/02786821003758286>
- Perrone, M. R., Dinoi, A., Becagli, S., & Udisti, R. (2013). Chemical composition of PM₁ and PM_{2.5} at a suburban site in southern Italy. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 94(2), 127-150. <https://doi.org/10.1080/03067319.2013.791978>
- Perrone, M. R., Dinoi, A., Becagli, S., & Udisti, R. (2013). Chemical composition of PM₁ and PM_{2.5} at a suburban site in southern Italy. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 94(2), 127-150. <https://doi.org/10.1080/03067319.2013.791978>
- Pope, C. A., Burnett, R. T., Turner, M. C., Cohen, A., Krewski, D., Jerrett, M., . . . Thun, M. J. (2011). Lung Cancer and Cardiovascular Disease Mortality Associated with Ambient Air Pollution and Cigarette Smoke: Shape of the Exposure–Response Relationships. *Environmental Health Perspectives*, 119(11), 1616–1621. <https://doi.org/10.1289/ehp.1103639>
- Pope, C., Renlund, D., Kfoury, A., May, H., Horne, B., 2008. Relation of heart failure hospitalization to exposure to fine particulate air pollution, *Am. J. Cardiol.*, vol. 102, 1230–1234
- Préndez, M., Araya, M., Criollo, C., Egas, C., Farías, I., Fuentealba, R., & González, E. (2019). Urban Trees and Their Relationship with Air Pollution by Particulate Matter and Ozone in Santiago, Chile. *Urban Climates in Latin America*, 167-206. https://doi.org/10.1007/978-3-319-97013-4_8
- Préndez, M., Carvajal, V., Corada, K., Morales, J., Alarcón, F., & Peralta, H. (2013). Biogenic volatile organic compounds from the urban forest of the Metropolitan Region, Chile. *Environmental Pollution*, 183, 143-150. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.04.003>
- Préndez, M., Alvarado, G., Serey, I., 2011. Chapter 15: "Some Guidelines to Improve Air Quality Management in Santiago, Chile: from Commune to Basin level" In: *Air Quality Monitoring, Assessment and Management*. pp. 305–328.
- Préndez, M., Corvalán, R., Cisternas, M., 2007. Estudio Preliminar del Material Particulado de Fuentes Estacionarias: Aplicación al Sistema de Compensación de Emisiones en la Región Metropolitana, Chile. *Información Tecnológica*, vol. 18, 93 -103.
- Rai, A. C., Kumar, P., Pilla, F., Skouloudis, A. N., Di Sabatino, S., Ratti, C., ... Rickerby, D. (2017). End-user perspective of low-cost sensors for outdoor air pollution monitoring. *Science of The Total Environment*, 607-608, 691-705. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.266>

- Rajput, P., Mandaria, A., Kachawa, L., Singh, D. K., Singh, A. K., & Gupta, T. (2016). Chemical characterisation and source apportionment of PM₁ during massive loading at an urban location in Indo-Gangetic Plain: impact of local sources and long-range transport. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 68(1), 30659. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v68.30659>
- Reche, C., Viana, M., Brines, M., Pérez, N., Beddows, D., Alastuey, A., & Querol, X. (2015). Determinants of aerosol lung-deposited surface area variation in an urban environment. *Science of The Total Environment*, 517, 38-47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.049>
- Sabbagh-Kupelwieser, N., Horvath, H., & Szymanski, W. W. (2010). Urban Aerosol Studies of PM₁ Size Fraction with Reference to Ambient Conditions and Visibility. *Aerosol and Air Quality Research*, 10(5), 425-432. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2010.02.0009>
- Samad, A., Vogt, U., Panta, A., & Uprety, D. (2020). Vertical distribution of particulate matter, black carbon and ultra-fine particles in Stuttgart, Germany. *Atmospheric Pollution Research*, 11(8), 1441-1450. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.05.017>
- Schikowski, T., Sugiri, D., Reimann, V., Pesch, B., Ranft, U., & Krämer, U. (2008). Contribution of smoking and air pollution exposure in urban areas to social differences in respiratory health. *BMC Public Health*, 8(1). <https://doi.org/10.1186/1471-2458-8-179>
- Seaton, A, MacNee, W., Donaldson, K. & Godden, D. 1995 Particulate air pollution and acute health effects. *Lancet* 345, 176-178p.
- Seinfeld, J., Pandis, S., 2006a, "Atmospheric Chemistry and Physics: from air pollution to Climate Change", John Wiley Sons, Inc., 2^a Ed., 55p.
- Seinfeld, J.H. y Pandis, S.N. 2006b. Wet deposition in Atmospheric chemistry and physics from air pollution to climate change: from air pollution to climate change. Editorial John Wiley & Sons, Inc, Hoboken, New Jersey, Segunda edición, 932-979p.
- Setti, L., Passarini, F., De Gennaro, G., Barbieri, P., Perrone, M. G., Borelli, M., ... Miani, A. (2020a). Airborne Transmission Route of COVID-19: Why 2 Meters/6 Feet of Inter-Personal Distance Could Not Be Enough. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(8), 2932. <https://doi.org/10.3390/ijerph17082932>
- Setti, L., Passarini, F., De Gennaro, G., Barbieri, P., Perrone, M. G., Piazzalunga, A., ... Miani, A. (2020b). The Potential role of Particulate Matter in the Spreading of COVID-19 in Northern Italy: First Evidence-based Research Hypotheses. *Medrxiv*, 21-40. <https://doi.org/10.1101/2020.04.11.20061713>
- Shallcross, D. E., Martin, D., Price, C. S., Nickless, G., White, I. R., Petersson, F., . . . Robins, A. (2009). Short-range urban dispersion experiments using fixed and moving sources. *Atmospheric Science Letters*, 10(2), 59–65. <https://doi.org/10.1002/asl.211>
- Siddique, S., Ray, M. R., & Lahiri, T. (2010). Effects of air pollution on the respiratory health of children: a study in the capital city of India. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 4(2), 95–102. <https://doi.org/10.1007/s11869-010-0079-2>

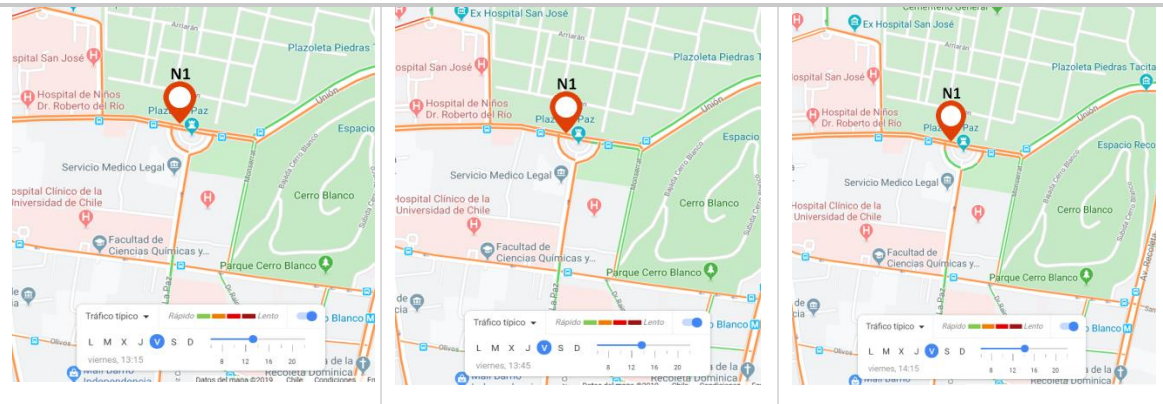
- SINCA. Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile. Sistema Nacional de Información de la Calidad del Aire. [En línea] <<http://sinca.mma.gob.cl/>> [Consulta: 05 Junio 2019]
- Sinha, P. R., Manchanda, R. K., Kaskaoutis, D. G., Sreenivasan, S., Krishna Moorthy, K., & Suresh Babu, S. (2011). Spatial heterogeneities in aerosol size distribution over Bay of Bengal during Winter-ICARB Experiment. *Atmospheric Environment*, 45(27), 4695-4706. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.085>
- Sinha, P. R., Manchanda, R. K., Kaskaoutis, D. G., Sreenivasan, S., Krishna Moorthy, K., & Suresh Babu, S. (2011). Spatial heterogeneities in aerosol size distribution over Bay of Bengal during Winter-ICARB Experiment. *Atmospheric Environment*, 45(27), 4695-4706. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.085>
- Sorribas, M. (2007). Medida Y Caracterización Del Aerosol Atmosférico En Un Ambiente Rural Y Costero Del Suroeste De Europa. La Distribución Numérica De Tamaños En El Rango Sub-Micrométrico. España: Faculta de Ciencias Universidad de Valladolid.
- Stevanovic, S., Miljevic, B., Surawski, N. C., Fairfull-Smith, K. E., Bottle, S. E., Brown, R., & Ristovski, Z. D. (2013). Influence of Oxygenated Organic Aerosols (OOAs) on the Oxidative Potential of Diesel and Biodiesel Particulate Matter. *Environmental Science & Technology*, 47(14), 7655-7662. <https://doi.org/10.1021/es4007433>
- Stoeger, T., Reinhard, C., Takenaka, S., Schroepfel, A., Karg, E., Ritter, B., Heyder, J. and Schulz, H. 2006. Instillation of Six Different Ultrafine Carbon Particles Indicates a Surface Area Threshold Dose for Acute Lung Inflammation in Mice. *Environ. Health Perspect.*, 114: 328–333.
- Su, R., Jin, X., Li, H., Huang, L., & Li, Z. (2020). The mechanisms of PM_{2.5} and its main components penetrate into HUVEC cells and effects on cell organelles. *Chemosphere*, 241, 125127. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125127>
- Suárez, L., Mesías, S., Iglesias, V., Silva, C., Cáceres, D. D., & Ruiz-Rudolph, P. (2014). Personal exposure to particulate matter in commuters using different transport modes (bus, bicycle, car and subway) in an assigned route in downtown Santiago, Chile. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 16(6), 1309–1317. <https://doi.org/10.1039/c3em00648d>
- Thorpe, A.J., Harrison, R.M., Boulter, P.G., McCrae, I.S., 2007. Estimation of particle
- Tittarelli, A., BORGINI, A., BERTOLDI, M., DESAEGER, E., RUPRECHT, A., STEFANONI, R., . . . CROSIGNANI, P. (2008). Estimation of particle mass concentration in ambient air using a particle counter. *Atmospheric Environment*, 42(36), 8543–8548. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.056>
- Toro, R., Morales, R., Canales, S., Gonzalez-Rojas, C., Leiva, M., 2014. Inhaled and inspired particulates in Metropolitan Santiago Chile exceed air quality standards. *Build. Environ.* 79, 115e123.

- Tran, C. L., Buchanan, D., Cullen, R. T., Searl, A., Jones, A. D. and Donaldson, K. 2005. Inhalation of Poorly Soluble Particles. II. Influence of Particle Surface Area on Inflammation and Clearance. *Inhal. Toxicol.*, 12: 1113–1126.
- Tsai, D., Riediker, M., Berchet, A., Paccaud, F., Waeber, G., Vollenweider, P., & Bochud, M. (2019). Effects of short- and long-term exposures to particulate matter on inflammatory marker levels in the general population. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(19), 19697–19704. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05194-y>
- TSI Incorporated (2012). Aerosol statistics lognormal distributions and dN/dLogDp. [en línea]http://www.tsi.com/uploadedFiles/Site_Root/Products/Literature/Application_Notes/PR-001-RevA_Aerosol-Statistics-AppNote.pdf
- Universidad de Santiago de Chile, 2014. Estudio “Actualización y sistematización del inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos en la Región Metropolitana” Departamento de Física. [en línea]https://sustempo.com/website/wp-content/uploads/2015/07/Inventario-de-emisiones-RM_USACH_2014.pdf
- USEPA, 2004. Air Quality Criteria for Particulate Matter, EPA/600/P-99/002aF. Research Triangle Park, NC, October 2004.
- Viana, M., Díez, S., & Reche, C. (2011). Indoor and outdoor sources and infiltration processes of PM1 and black carbon in an urban environment. *Atmospheric Environment*, 45(35), 6359-6367. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.08.044>
- Wang, X., Sato, T. S., Xing, B., Tamamura, S., & Tao, S. (2005). Source identification, size distribution and indicator screening of airborne trace metals in Kanazawa, Japan. *Journal of Aerosol Science*, 36, 197–210.
- Wang, Y., Li, J., Jing, H., Zhang, Q., Jiang, J., & Biswas, P. (2015). Laboratory Evaluation and Calibration of Three Low-Cost Particle Sensors for Particulate Matter Measurement. *Aerosol Science and Technology*, 49(11), 1063–1077. <https://doi.org/10.1080/02786826.2015.1100710>
- Watanabe, J., & Watanabe, M. (2019). Anatomical factors of human respiratory tract influencing volume flow rate and number of particles arriving at each bronchus. *Biocybernetics and Biomedical Engineering*, 39(2), 526-535. <https://doi.org/10.1016/j.bbe.2019.03.004>
- WHO, 2019. World Health Organization. State of Global Air 2019: Air pollution a significant risk factor worldwide. [En línea] < <https://www.healtheffects.org/announcements/state-global-air-2019-air-pollution-significant-risk-factor-worldwide>>.
- Wiseman, C. L. S., & Zereini, F. (2014). Characterizing metal(loid) solubility in airborne PM10, PM2.5 and PM1 in Frankfurt, Germany using simulated lung fluids. *Atmospheric Environment*, 89, 282-289. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.02.055>
- Zhang, S., Li, G., Tian, L., Guo, Q., & Pan, X. (2016). Short-term exposure to air pollution and morbidity of COPD and asthma in East Asian area: A systematic review and meta-analysis. *Environmental Research*, 148, 15-23. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.03.008>

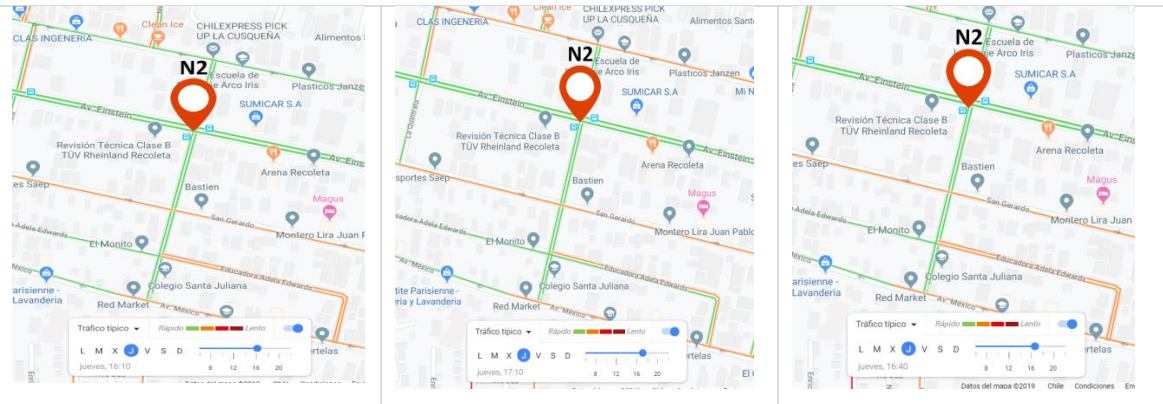
- Zhao, S., & Yu, Y. (2017). Effect of short-term regional traffic restriction on urban submicron particulate pollution. *Journal of Environmental Sciences*, 55, 86–99. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.023>
- Zhou, B., Zhao, B., Guo, X., Chen, R., & Kan, H. (2013). Investigating the geographical heterogeneity in PM10-mortality associations in the China Air Pollution and Health Effects Study (CAPES): A potential role of indoor exposure to PM10 of outdoor origin. *Atmospheric Environment*, 75, 217-223. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.044>
- Zikova, N., Hopke, P. K., & Ferro, A. R. (2017). Evaluation of new low-cost particle monitors for PM2.5 concentrations measurements. *Journal of Aerosol Science*, 105, 24–34. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2016.11.010>
- Zoran, M. A., Savastru, R. S., Savastru, D. M., & Tautan, M. N. (2020). Assessing the relationship between surface levels of PM2.5 and PM10 particulate matter impact on COVID-19 in Milan, Italy. *Science of The Total Environment*, 738, 139825. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139825>
- Zou, Y., Wu, Y., Wang, Y., Li, Y., & Jin, C. (2017). Physicochemical properties, in vitro cytotoxic and genotoxic effects of PM1.0 and PM2.5 from Shanghai, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(24), 19508–19516. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9626-9>

ANEXO1: Capturas de tráfico típico Google Maps

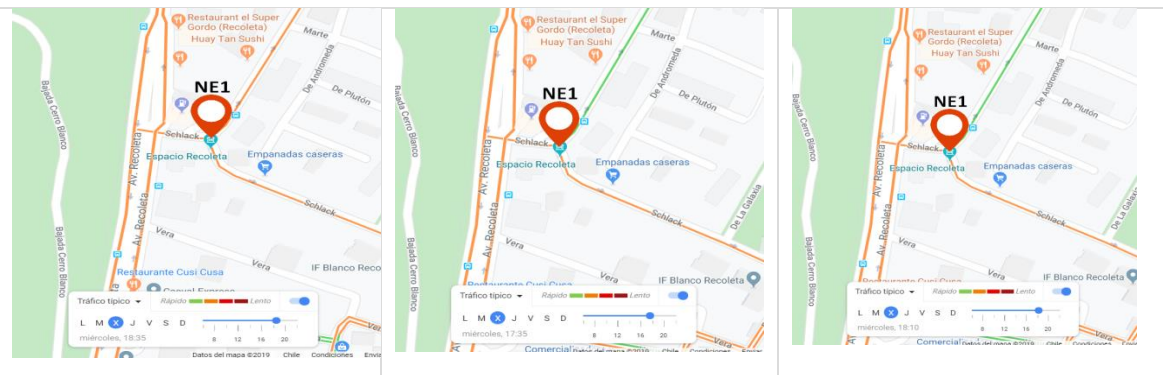
Punto N1



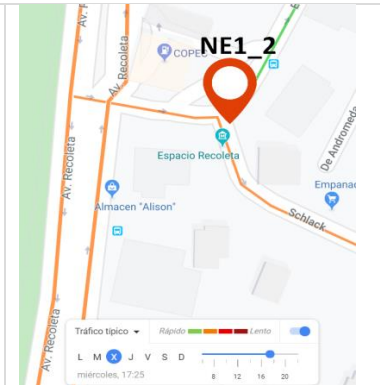
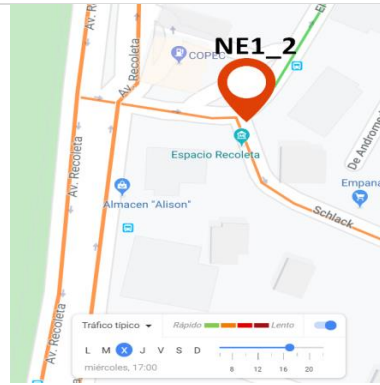
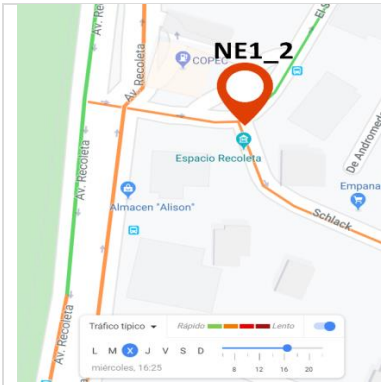
Punto N2



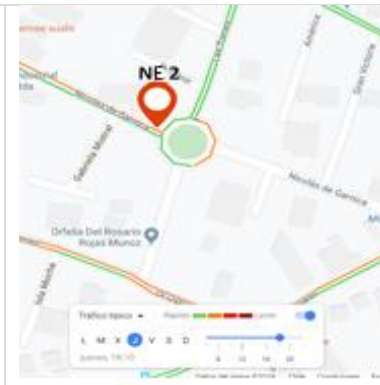
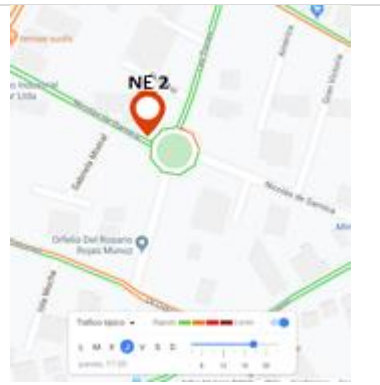
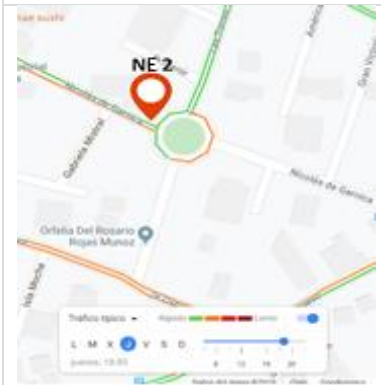
Punto NE1



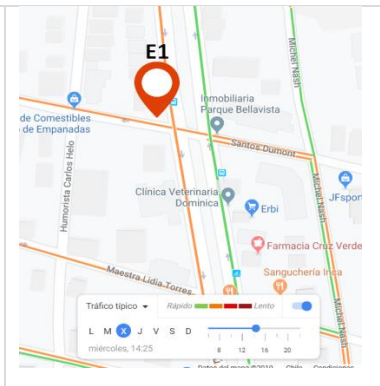
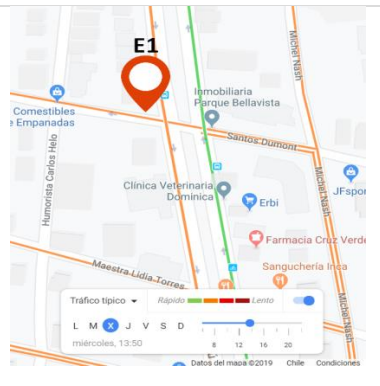
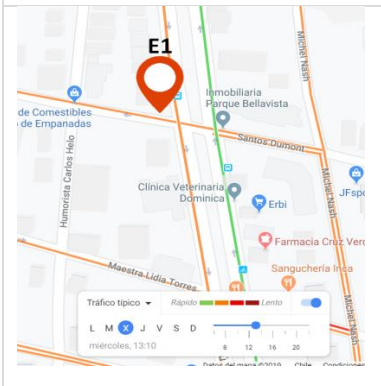
Punto NE1_2



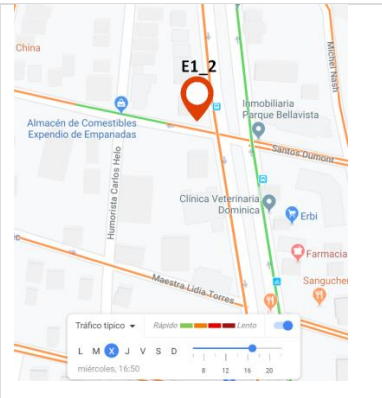
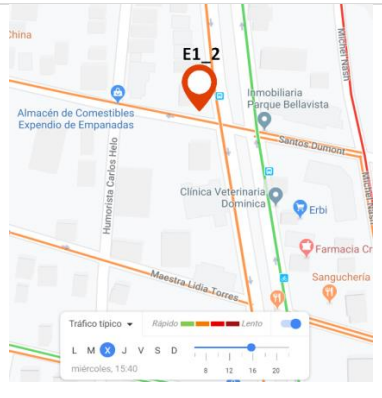
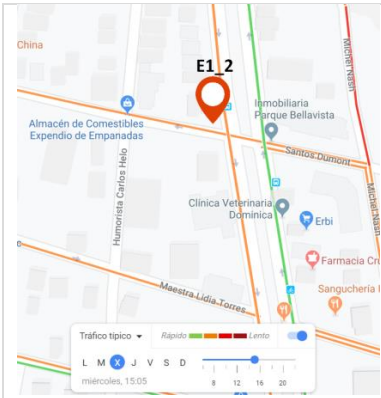
Punto NE2



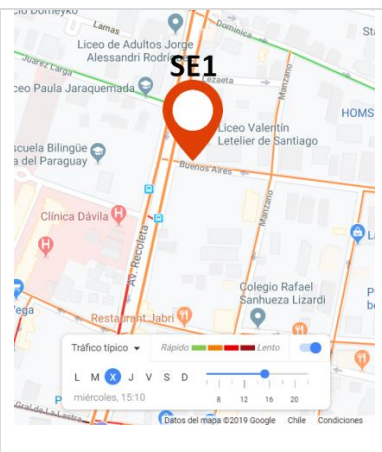
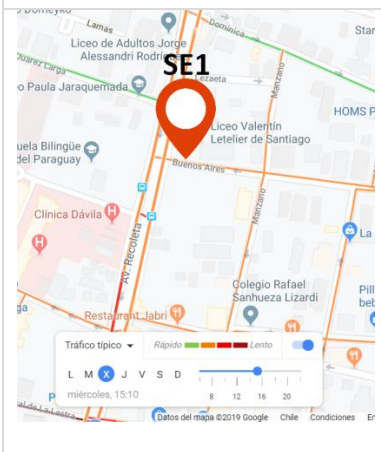
Punto E1



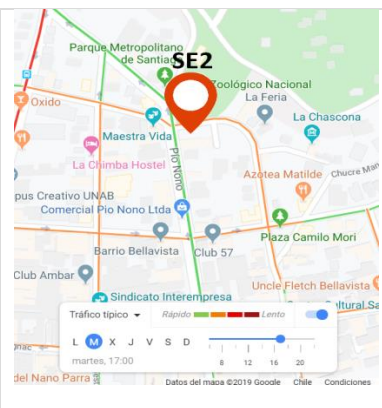
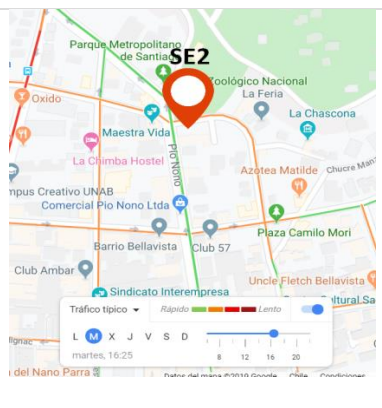
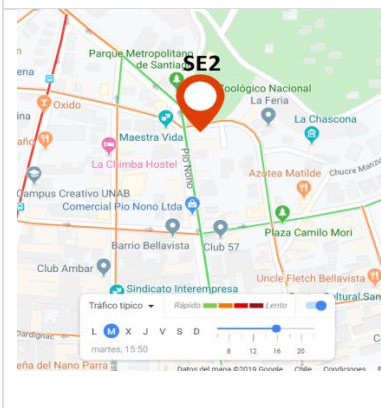
Punto E1_2



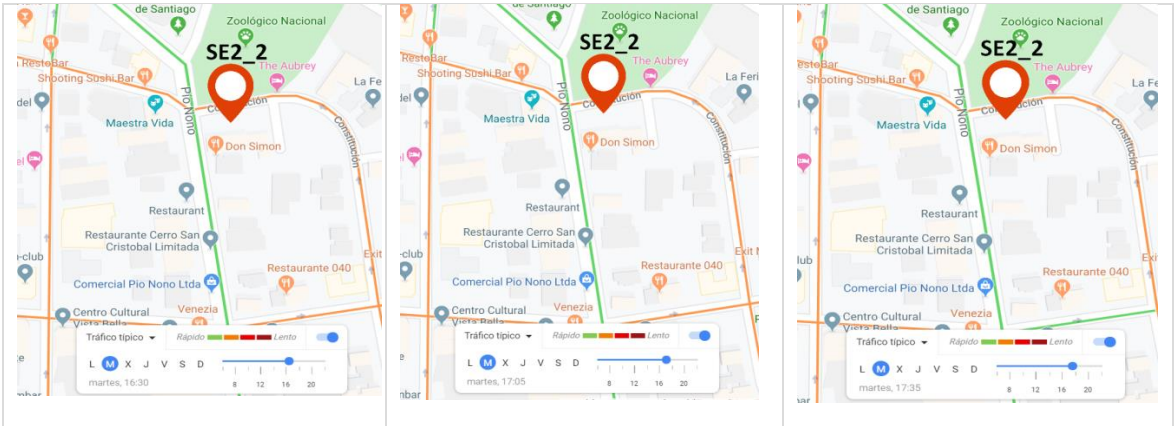
Punto SE1



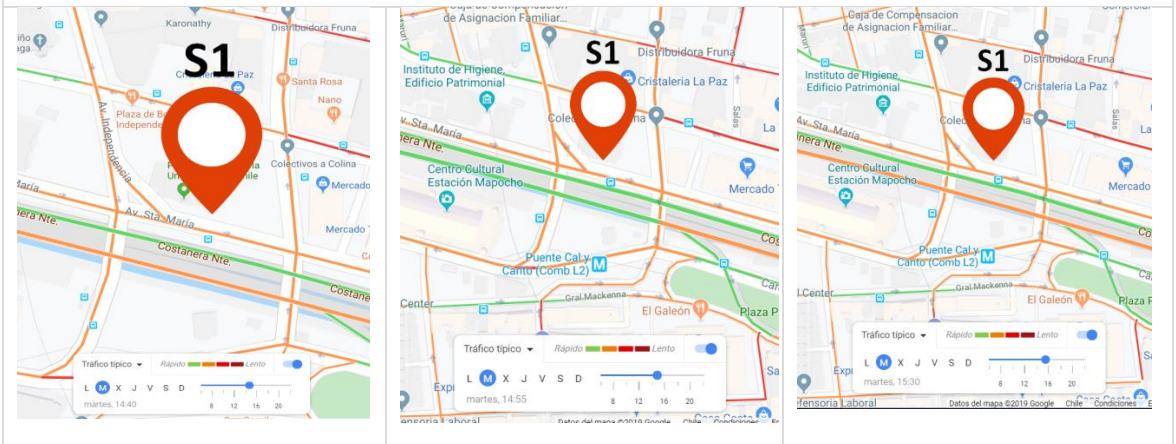
Punto SE2



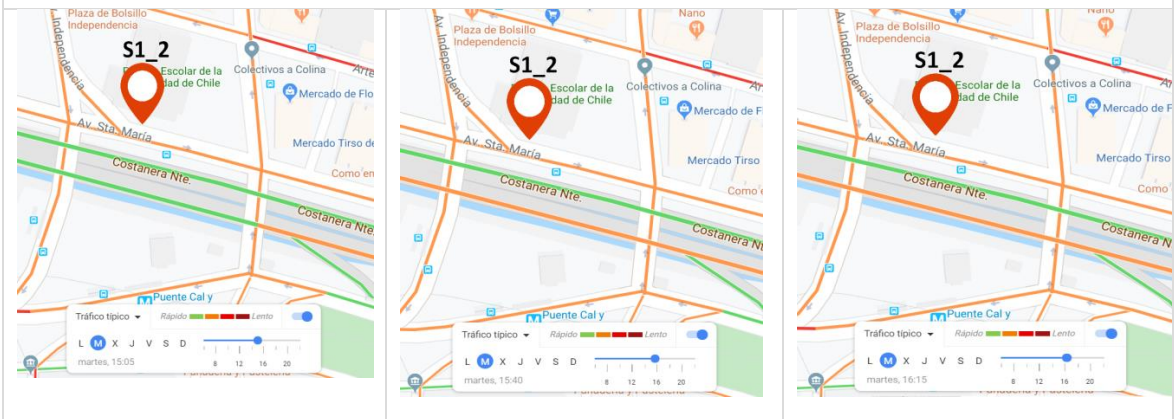
Punto SE2_2



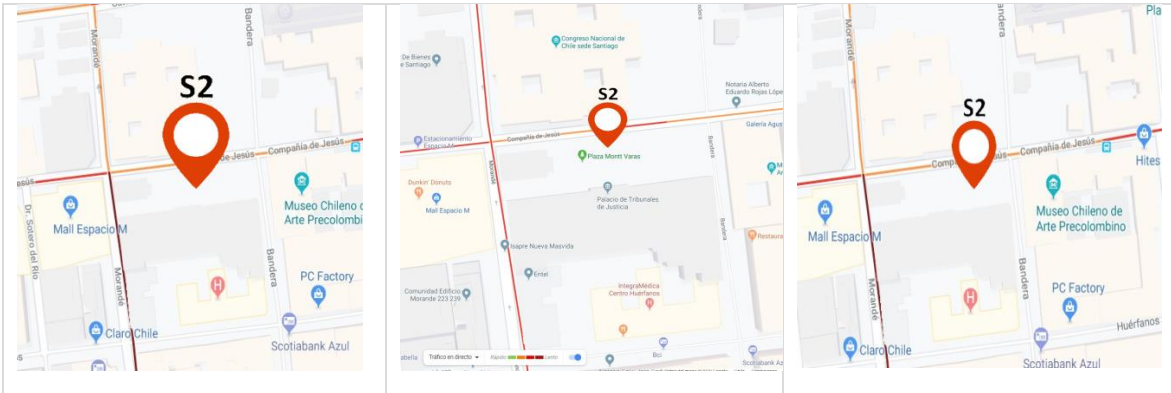
Punto S1



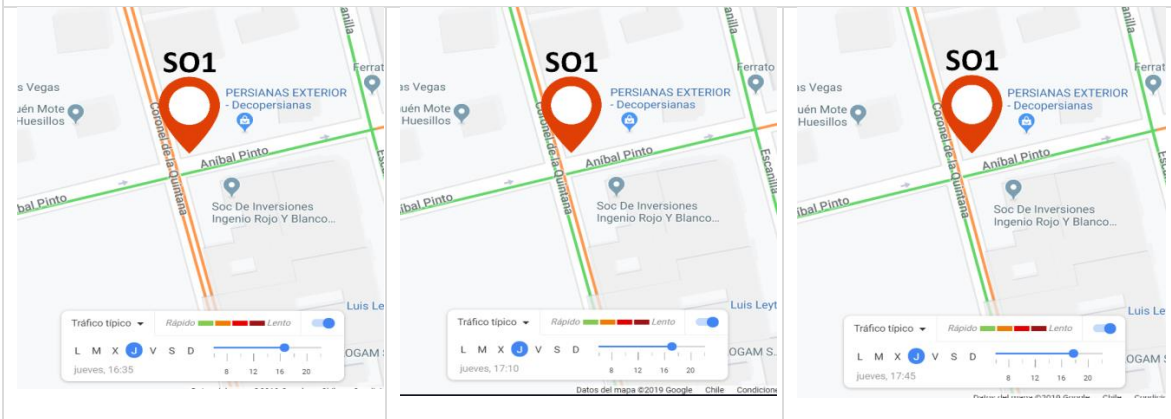
Punto S1_2



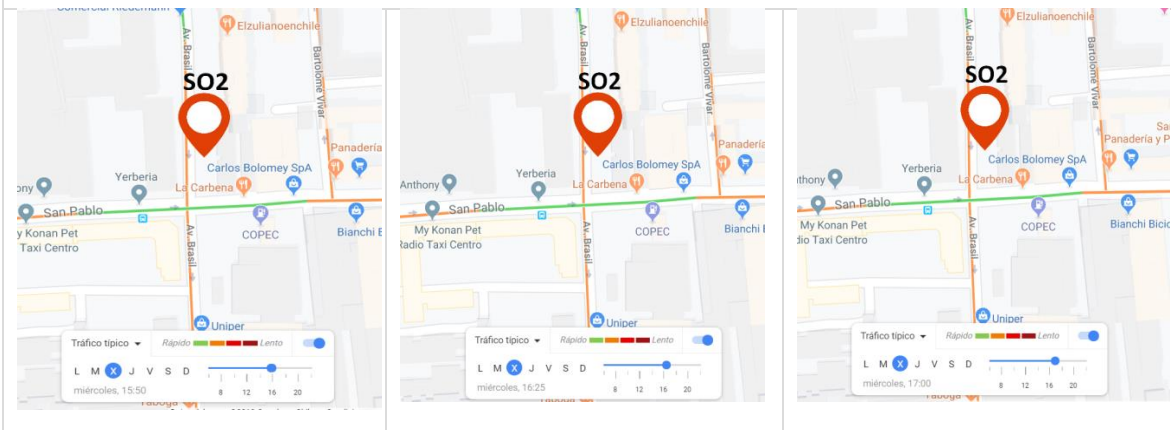
Punto S2



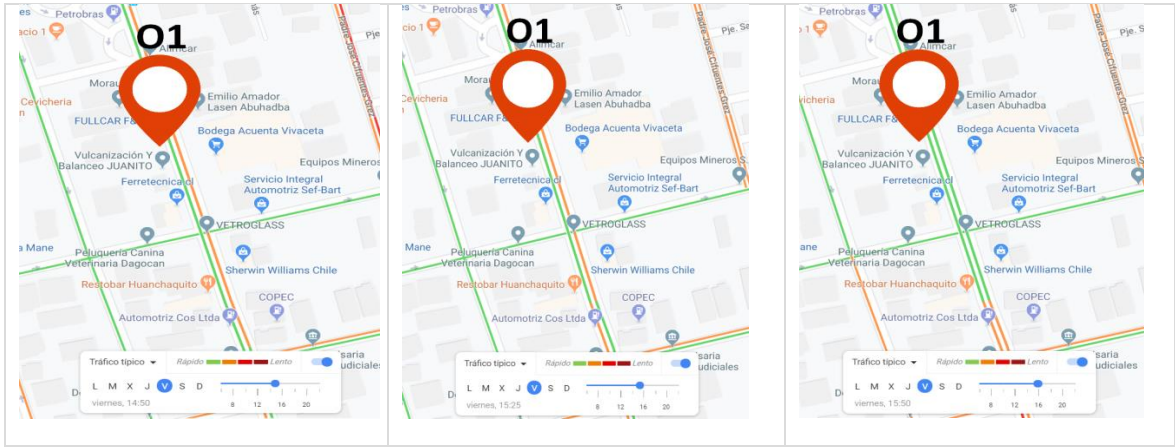
Punto SO1



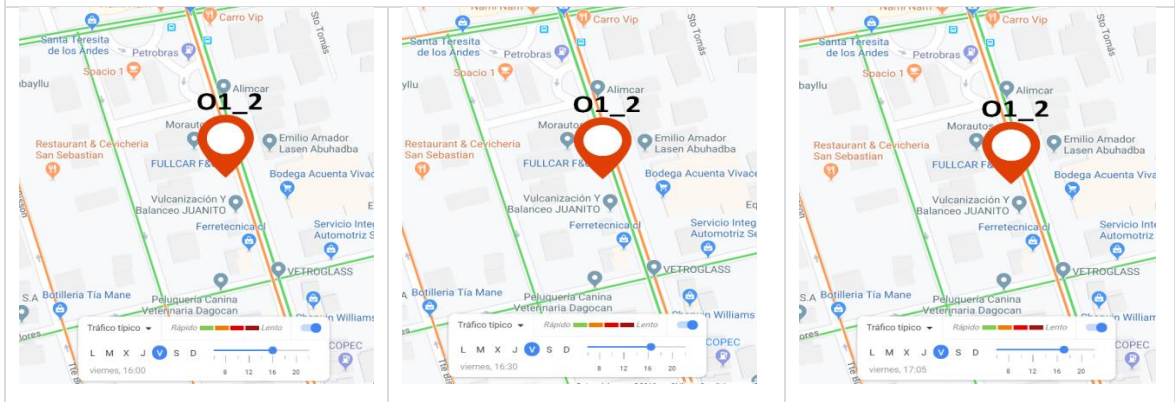
Punto SO2



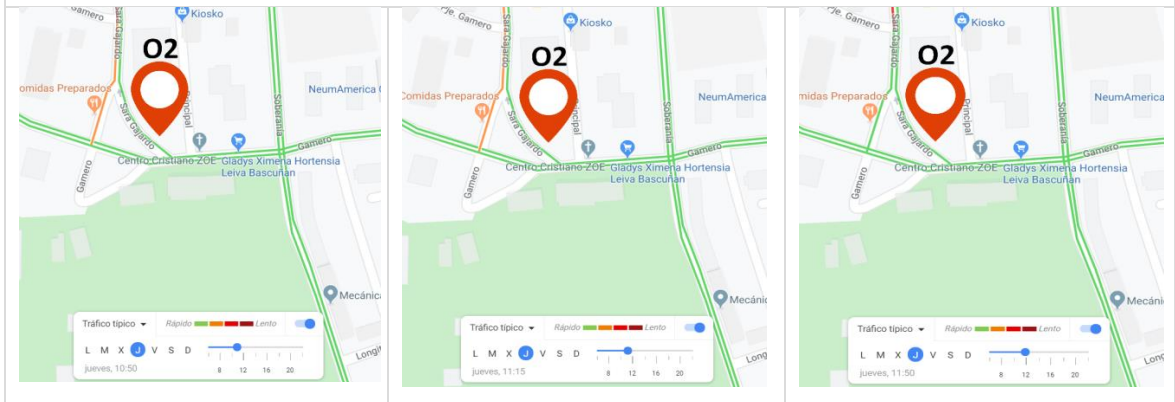
Punto O1



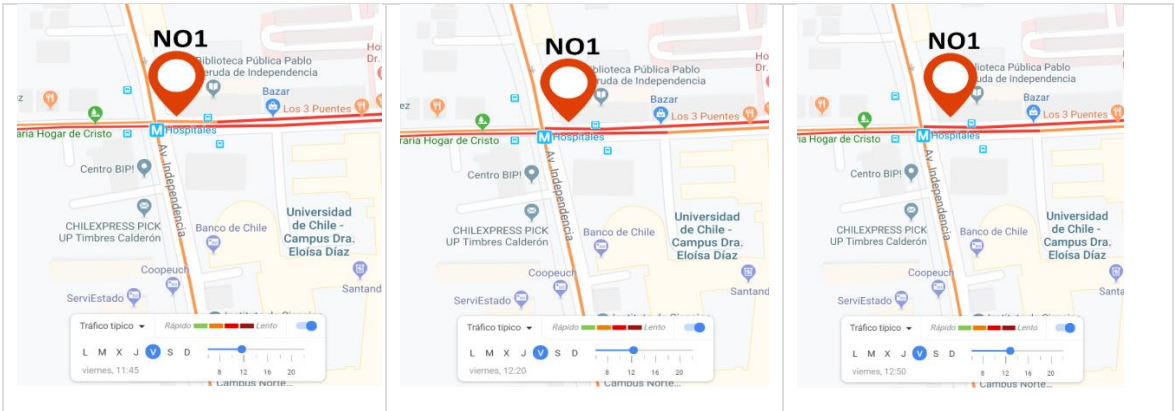
Punto O1_2



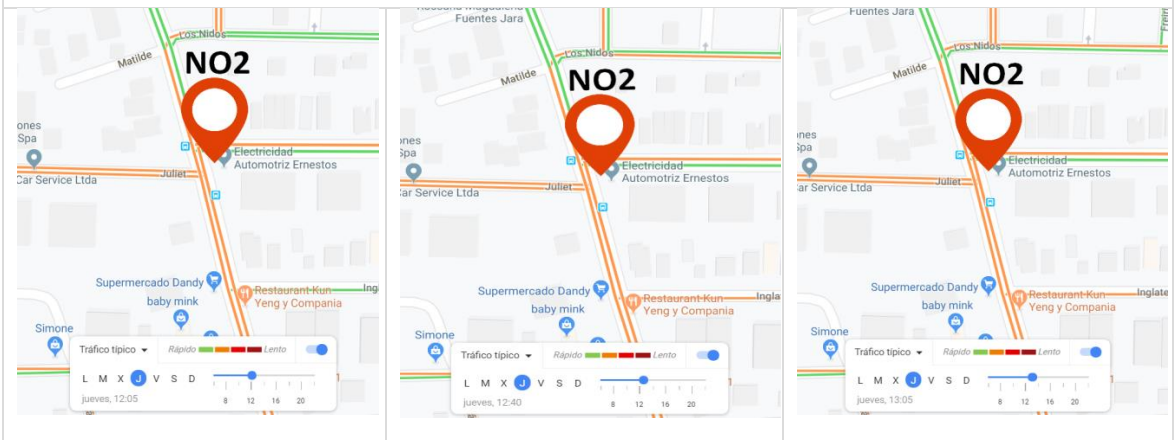
Punto O2



Punto NO1



Punto NO2



ANEXO 2: Test de Shapiro–Wilk para los puntos replicados en la segunda campaña de muestreo.

E1	E1_2	S1	S1_2	NE1	NE1_2	O1	O1_2	SE2	SE2_2
MP10	MP10	MP10	MP10	MP10	MP10	MP10	MP10	MP10	MP10
MP2,5	MP2,5	MP2,5	MP2,5	MP2,5	MP2,5	MP2,5	MP2,5	MP2,5	MP2,5
MP1	MP1	MP1	MP1	MP1	MP1	MP1	MP1	MP1	MP1

Verde: distribución normal; Rojo: distribución no normal