



Universidad de Chile - Facultad de Ciencias – Escuela de Ciencias Ambientales y Biotecnología

“Evaluación operacional del desempeño de un sensor de bajo costo para monitoreo de material particulado atmosférico en diferentes condiciones ambientales”

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Química Ambiental.

Oliver Rodrigo Barrios Suter

Director del Seminario de Título: Dr. Richard Toro Araya.

Co-directora del Seminario de Título: Dra. Bárbara Azucena Macías Hernández

Santiago de Chile,

Octubre 2021.

Universidad de Chile - Facultad de Ciencias – Escuela de Ciencias Ambientales y Biotecnología



INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por el **Sr. Oliver Rodrigo Barrios Suter**

“EVALUACIÓN OPERACIONAL DEL DESEMPEÑO DE UN SENSOR DE BAJO COSTO PARA MONITOREO DE MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO EN DIFERENTES CONDICIONES AMBIENTALES”

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Química Ambiental

Director Seminario de Título: Dr. Richard Toro Araya

Co-directora del Seminario de Título: Dra. Bárbara Azucena Macías Hernández

Comisión Revisora y Evaluadora

Presidente Comisión: _____

Evaluador: _____

Santiago de Chile, Octubre 2021.

BIOGRAFÍA



Nací un 25 de Marzo de 1996 en el Hospital San Juan de Dios en Los Andes, de Padre Cureptano y Madre Suiza, que me enseñaron de valores y me educaron para ser la persona que soy actualmente.

Crecí en el campo, rodeado de animales y vegetación donde aprendí a explorar e interesarme por la naturaleza. Con el pasar del tiempo me fui intrigando más por la ciencia y la naturaleza, siempre buscando esa salida a la montaña o la playa para ver esos insectos, aves o moluscos que jamás había visto antes.

Decidí estudiar algo con las ciencias naturales para expandir mis conocimientos y entendimiento de la tierra, con la idea de ayudar en ese avance hacia un futuro en sintonía de la naturaleza con las comunidades.

AGRADECIMIENTOS

Primero que todo agradecer a mi familia, desde mis parientes más lejanos hasta mis padres, hermanos, abuelos, tíos, primos, etc.

Gracias a mi Mama y Papá, por creer y confiar en mí, por el esfuerzo y el apoyo que han realizado durante este tiempo para que yo pueda realizar mis estudios lejos de ellos y de la ciudad donde vivo. Gracias a mis abuelas por el apoyo incondicional en todo mi periodo de aprendizaje desde que era un niño hasta este momento a punto de titularme y por el apoyo que siempre me darán independientemente de la distancia y el contexto.

Gracias a mi hermano por ayudarme en mi periodo universitario y sembrar esa semilla en pro a la ciencia y el desarrollo científico. Gracias a mi hermana por apoyarme durante todo este periodo que estuve realizando la tesis e insistir para terminar lo antes posible.

Gracias a los grandes amigos que tengo desde el colegio y las grandes amistades que he formado en la Universidad, autodenominados los 4F, gracias por estar ahí, acompañarme y por siempre confiar en mí. A la Coni por su apoyo incondicional en todo momento desde que nos conocimos en la universidad, por aguantar esos malos días y motivarme a seguir adelante.

Un especial agradecimiento al profesor Richard Toro, por ser parte de todo mi proceso Universitario, desde las clases, la unidad de investigación y el Seminario de Título, siempre ayudando y aportando desde su conocimiento y sabiduría. A los colegas de la Universidad Autónoma de Tamaulipas que fueron parte de este estudio. Agradecer a todos los profesores, funcionarios, tío/as del quiosco sur o norte, casino de ciencia, compañeros y compañeras de todas las carreras de la facultad que conocí por esas tardes de estudio en la biblioteca, cenicero, calama o los pastos.

Agradecer a todos los que se interesan por la ciencia en pro de la naturaleza y las comunidades, que he ido conociendo este tiempo, al Nico de CODECIAM y toda la ONG que siempre están ahí para apoyar esas ideas y contribuir a la educación ambiental que tan necesaria es.

A todos y todas, gracias infinitas.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

ÍNDICE DE TABLAS.....	ix
ÍNDICE DE FIGURAS	xi
LISTA DE ABREVIATURAS	xiv
RESUMEN.....	xv
ABSTRACT	xvii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Antecedentes Generales	1
1.1.1. Calidad del Aire	1
1.1.2. Monitoreos de calidad de aire.....	3
1.1.3. Avances en tecnologías complementarias al monitoreo ambiental atmosférico	4
1.2. Antecedentes Específicos	5
1.2.1. Descripción del Material Particulado Atmosférico	5
1.2.2. Clasificación del Material Particulado.....	5
1.2.3. Caracterización química del Material Particulado	6
1.2.4. Normas para el Material Particulado	7
1.2.5. Geografía y Clima de Santiago.....	8

1.2.6.	Contaminación atmosférica en Santiago.....	9
1.2.7.	Sensores de bajo costo	11
1.2.8.	Usos de los sensores.....	13
1.3.	Marco Teórico	17
1.4.	Hipótesis	20
1.5.	Objetivos	20
1.5.1.	Objetivo General	20
1.5.2.	Objetivos Específicos.....	21
2.	MATERIALES Y MÉTODOS	22
2.1.	Instrumentos de Medición	22
2.1.1.	Monitor de Referencia GRIMM Modelo 11-C	22
2.1.2.	Sensor PLANTOWER PMS-7003.....	24
2.1.3.	Estación meteorológica	26
2.2.	Diseño experimental.....	26
2.2.1.	Co-localización o colocación	28
2.3.	Zona de Estudio.....	30
2.4.	Procesamiento de los Datos.....	30
2.4.1.	Obtención de los datos crudos.....	30
2.4.2.	Compilación de los datos	31
2.4.3.	Validación de los datos	32

2.5. Manejo de datos	33
2.5.1. Subperíodos	34
2.5.2. Clasificación.....	34
2.6. Criterios de comparación de los instrumentos	34
2.6.1. Evaluación estadística de las diferencias	35
2.6.2. Criterios estadísticos de la EPA.....	37
2.6.3. Criterios gráficos de comparación.....	40
2.7. Modelo de corrección.....	40
2.7.1. Métricas de evaluación de los modelos	41
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	42
3.1. Procesamiento de los registros de los instrumentos y las variables meteorológicas	42
3.1.1. Procesamiento datos monitor de referencia.....	42
3.1.2. Procesamiento del sensor PMS7003-1/2 y variables meteorológicas	43
3.2. Análisis previo a la evaluación del desempeño	43
3.2.1. Evaluación de las condiciones ambientales y meteorológicas durante el estudio	46
3.2.2. Operación del sensor durante el estudio.....	49
3.3. Comparación entre sensor PMS7003-1 y PMS7003-2	51

3.4. Comparación de los registros del sensor con el instrumento de referencia	55
3.4.1. Comparación estadística de los registros	56
3.4.2. Criterios estadísticos de la EPA	59
3.5. Evaluación de las diferencias entre ambos instrumentos.....	62
3.5.1. Evaluación de las diferencias en el desempeño del sensor PMS7003 en las distintas fracciones de PM.....	62
3.5.2. Evaluación de las diferencias en el desempeño del sensor PMS7003 en distintas condiciones de humedad relativa y temperatura.....	68
3.6. Aplicación de modelos de corrección.....	81
3.6.1. Modelo de corrección <i>PM1</i>	81
3.6.2. Modelo de corrección <i>PM2.5</i>	84
3.6.3. Modelo de Corrección <i>PM10</i>	87
3.7. Recomendaciones	90
4. CONCLUSIONES	95
5. BIBLIOGRAFÍA	98
6. ANEXOS	104

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Normas para <i>PM10</i> y <i>PM2.5</i>	8
Tabla 2 Inventario de emisión <i>PM10</i> y <i>PM2.5</i> (USACH, 2014).	10
Tabla 3 Comparación de las características de los monitores de referencia y los sensores.....	13
Tabla 4 Descripción de los potenciales usos para los sensores.	14
Tabla 5 Rendimientos esperados para los 5 niveles distintos de uso de los sensores. 16	
Tabla 6 Días colocados de los instrumentos.....	27
Tabla 7 Resumen de las variables meteorológicas en el período en estudio.....	46
Tabla 8 Resumen de las concentraciones por ambos instrumentos en μgm^3	48
Tabla 9 Regresión lineal entre PMS7003-2 y PMS7003-1.....	54
Tabla 10 Coeficiente de determinación entre ambos sensores utilizados y el FRM promedios horarios.	55
Tabla 11 Valores p obtenidos de las pruebas realizadas.....	58
Tabla 12 Valores obtenidos para el sesgo.....	60
Tabla 13 Valores obtenidos para el sesgo absoluto y la precisión en términos de coeficiente de variación (%).	61
Tabla 14 Métricas de evaluación <i>PM1</i>	82
Tabla 15 Valores de las condiciones ambientales de los modelos M2 y M3.....	85
Tabla 16 Valores de los parámetros para realizar los modelos de <i>PM2.5</i>	85
Tabla 17 Valores de los parámetros de evaluación de modelos.....	86
Tabla 18 Parámetros de los modelos de <i>PM10</i>	88
Tabla 19 Valores de los parámetros de evaluación de modelos para <i>PM10</i>	88

Tabla 20 Cuadro comparativo de las métricas de evaluación de modelos mejores evaluados para las distintas fracciones de diámetro.89

Tabla 21 Uso de los sensores según los resultados de los criterios estadísticos de la EPA.92

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Ejemplo de un potencial uso del sensor en un escenario real (Fuente: Sydnier y col., 2013).....	17
Figura 2 Espectrómetro de aerosoles modelo GRIMM 11-C.....	22
Figura 3 Principio de funcionamiento GRIMM 11-C.....	23
Figura 4 Fotografía del sensor PMS7003 utilizado.	24
Figura 5 Diagrama de flujo del principio de funcionamiento del sensor.	25
Figura 6 Ejemplo de colocación de instrumentos (Conner, 2015).	28
Figura 7 Diagrama de flujo para la recopilación de los datos del sensor.	31
Figura 8 Representación gráfica del sesgo.	37
Figura 9 Serie de tiempo en distintas escalas temporales a) minuto; b) horario; c) diario para el monitor de referencia (azul/rayado) y el sensor (negro/línea).	44
Figura 10 Serie de tiempo de las mediciones de $PM_{2.5}$ del sensor PMS7003 durante el periodo de estudio.....	50
Figura 11 Variabilidad temporal del $PM_{2.5}$ del sensor (azul) y el monitor de referencia (amarillo) en el periodo de estudio.	51
Figura 12 Serie de tiempo de las concentraciones de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 para los sensores PMS7003-1 (Naranja) y PMS7003-2 (Azul).	52
Figura 13 Gráfico de dispersión entre las concentraciones de a) PM_{10} ; b) $PM_{2.5}$; c) PM_1 para los sensores PMS7003-1 y PMS7003-2 con el valor del coeficiente de determinación (R^2) en la esquina superior derecha.	53
Figura 14 Distribución de las concentraciones medidas por el sensor de bajo costo y el monitor de referencia. Color rojo (Sensor de bajo costo) y color Negro (Monitor de Referencia).....	56

Figura 15 Serie de tiempo horaria de las concentraciones medidas por el sensor y el instrumento de referencia de todas las fracciones. En línea continua las concentraciones medidas por la referencia y con línea discontinua el sensor. Las concentraciones de <i>PM10</i> se presentan en rojo para la referencia y en verde para el Sensor.	63
Figura 16 Series de tiempo invierno promedio horario de las distintas fracciones de diámetro; a) <i>PM10</i> ; b) ; c) <i>PM1</i>	64
Figura 17 Series de tiempo verano promedio horario de las distintas fracciones de diámetro; a) <i>PM10</i> ; b) <i>PM2.5</i> ; c) <i>PM1</i>	65
Figura 18 Correlaciones multivariadas para todas las fracciones estudiadas de ambos instrumentos.	67
Figura 19 Serie de tiempo de humedad relativa (%) y concentraciones medida por el monitor de referencia (verde) y el sensor (rojo) en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	68
Figura 20 Serie de tiempo de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y concentraciones medida por el monitor de referencia (verde) y el sensor (rojo) en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	69
Figura 21 Dispersión de las concentraciones promediadas horaria en las 4 estaciones del año para (a) <i>PM10</i> , (b) <i>PM2.5</i> ; (c) <i>PM10</i> . Coeficiente de determinación (R^2) en la esquina superior derecha.	70
Figura 22 Gráfico de dispersión de las concentraciones medidas por el sensor PMS7003 y el monitor de referencia GRIMM para a) <i>PM10</i> y b) <i>PM2.5</i> y en escala de colores la Temperatura.	71
Figura 23 Gráfico de dispersión de las concentraciones medidas por el sensor PMS7003 y el monitor de referencia GRIMM para a) <i>PM10</i> y b) <i>PM2.5</i> y en escala de colores la humedad relativa.	72
Figura 24 Dispersión en distintos rangos de temperatura para <i>PM2.5</i>	73

Figura 25 Dispersión en distintos rangos de humedad relativa	74
Figura 26 Dispersión de la concentración de <i>PM10</i> a distintos rangos de temperatura.	76
Figura 27 Dispersión de la concentración de <i>PM10</i> a distintos rangos de humedad relativa	77
Figura 28 Matriz de correlación para <i>PM2.5</i> en las distintas estaciones del año.....	79
Figura 29 Modelo de Corrección <i>PM1</i>	82
Figura 30 Evaluación del modelo <i>PM1</i>	83
Figura 31 Evaluación de los modelos para <i>PM2.5</i>	87
Figura 32 Evaluación del modelo <i>PM10</i>	89

LISTA DE ABREVIATURAS

PM: Material Particulado.

FRM/FEM: Métodos Denominados de Referencia y Equivalentes.

USEPA/EPA: Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos.

DS: Decreto Supremo.

Sensor: Sensores de bajo costo.

T°: Temperatura.

HR: Humedad Relativa.

PPA: Plan de prevención ambiental.

PDA: Plan de descontaminación ambiental.

CV: Coeficiente de Variación.

RESUMEN

Nuevas oportunidades de estudio y conocimiento se han ido desarrollando debido a la implementación de los sensores de bajo costo. Este nuevo método de monitoreo del aire permite conocer con mejor resolución espacial-temporal la contaminación del aire y sus posibles usos se clasifican en 5 niveles según la Agencia de Protección Ambiental de Estado Unidos (USEPA), estos son: I) Educación, II) Identificación de fuentes, III) Monitoreo suplementario, IV) Exposición personal, V) Monitoreo para la regulación. Cada uno de estos niveles requieren distintas exigencias en la calidad de sus mediciones siendo el nivel I) el menos exigente y con más margen de error.

Se ha demostrado que los sensores de bajo costo muestran variaciones en sus respuestas en las distintas condiciones ambientales y para su correcta utilización se requiere evaluar operacionalmente en las diferentes condiciones ambientales, que se puede realizar mediante una co-localización con un instrumento de referencia o federal. Esta metodología permite conocer las diferencias entre ambos instrumentos y en qué condiciones ambientales se acentúan más.

En este trabajo se realizó una co-localización que permitió un monitoreo simultáneo y en las mismas condiciones ambientales de dos sensores PMS7003 con un monitor de referencia GRIMM Model 11C durante un periodo de 9 meses con la finalidad de evaluar el desempeño del sensor y desarrollar modelos matemáticos de regresión para corregir la respuesta del sensor de bajo costo en función de las concentraciones del monitor de referencia. La comparación del sensor con el monitor de referencia se llevó a cabo mediante criterios estadísticos establecidos por la USEPA, pruebas de contraste y comparaciones gráficas de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 en distintas concentraciones de partículas

y condiciones de humedad relativa y temperatura ambiental. Esto se realizó con la finalidad de evaluar el desempeño del sensor y ser corregido mediante modelos matemáticos de regresión, para su correcto uso según los criterios establecidos por la USEPA.

Se obtuvo diferencias en el desempeño del sensor según el tamaño aerodinámico medido y las condiciones ambientales. La mejor respuesta del sensor de bajo costo se obtuvo para la fracción PM_1 y sin variaciones con respecto a las condiciones del ambiente, pero no es suficiente para su uso en los 5 niveles establecidos por la EPA y se llevó a cabo una corrección de su respuesta mediante un modelo matemático de regresión lineal simple.

El desempeño del sensor para $PM_{2.5}$ disminuyó en bajos niveles de concentración de partículas. En invierno, se encontraron los mejores desempeños y se logró clasificar su uso en los niveles de Educación, identificación de fuentes y exposición personal. Se aplicó 3 modelos de corrección diferentes, siendo el modelo cuadrático con valores límites el mejor modelo evaluado.

Las mediciones del sensor para PM_{10} fueron las que presentaron una menor correlación con el sensor de referencia y se notó un efecto de las concentraciones ambientales, humedad relativa y temperatura que afecta a su respuesta. No se logró clasificar su uso en ninguno de los 5 niveles y su corrección se realizó mediante 2 modelos diferentes, siendo el modelo lineal con valores límites que mejoró considerablemente la respuesta del sensor.

ABSTRACT

The implementation of low cost sensors has opened up new opportunities and knowledge. These new air monitoring methods allows knowing air pollution with a better spatial-time resolution. Its possible uses are classified into 5 levels according to United States Environmental Protection Agency (USEPA), these are: I) Education, II) Hotspot identification and characterization, III) Supplemental Monitoring, IV) Personal Exposure, V) Regulatory Monitoring. Each of these levels require a different demand of quality of measurement, with the level I) being the least demanding.

Low-cost sensors have been shown variations in their responses under different environmental conditions. In order to validate and ensure a good performance it is necessary to evaluate them operationally in different environmental conditions. The correct implementation of these sensors is possible through the collocation with Federal or Reference Method Monitors. This methodology makes it possible to know the differences between both methods and the environmental conditions that explain them.

In order to assess the low-cost sensor performance a simultaneous monitoring of PM_{1} , $PM_{2.5}$ and PM_{10} with a low-cost sensor PMS7003 and a reference monitor GRIMM Model 11C was performed. Monitoring was carried out for a period of 9 months. Comparisons of the sensor with the monitor reference was done through statistical test, statistical criteria of USEPA and graphical comparisons in different ambient conditions (temperature and relative humidity) and particle concentrations. Different correction models were proposed to improve the performance of the low-cost sensors under the USEPA statistical criteria's.

Differences in the sensor performance were obtained according to the aerodynamic size of particles and environmental conditions. Good agreements between PM7003 and GRIMM were obtained for PM_1 regardless the environmental conditions. However, performance was not enough for using it under the five levels of USEPA statistical criteria's. Consequently, a simple linear model was developed for the sensor correction.

Sensor performance for $PM_{2.5}$ was lower in low particle concentrations levels. The higher performance was found in winter, making it possible to classify its use in levels for: Education, Hotspot identification, characterization, and personal exposure. In order to improve the sensor response, three different statistical models were applied. Quadratic regression model showed the higher performance to correct the response of the low-cost sensor.

Sensor measurements for PM_{10} showed the lowest agreement with the reference monitor. Particle concentrations, relative humidity and temperature affected the sensor performance. It was not possible to classify its use under the five level criteria. This issue was corrected by two statistical models. Finally, the model that was best suited for improving the sensor performance was the linear model with limit values.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes Generales

Los primeros habitantes fotosintéticos cambiaron la composición de la atmósfera, enriqueciéndola de O₂ para permitir la vida de los organismos más avanzados. Actualmente, se ha visto cómo las distintas actividades antropogénicas han ido alterando la composición natural del aire, aumentando la composición de gases trazas y partículas, siendo los receptores los más afectados por esta alteración (Herrero, 1999). Muchas de estos cambios, ya han tenido efectos sobre la salud de las personas y efectos negativos sobre el medio ambiente, que se traduce en un aumento en el interés científico en el estudio y monitoreo de la calidad del aire (Carrasco, 2018).

El análisis de la contaminación atmosférica significa, abocarnos a entender una compleja red de interconexiones de estudios científicos, legislación y gestión ambiental (Morales, 2006), a la cual hay que sumar un actuar social en torno a la educación y protección del medio ambiente.

1.1.1. Calidad del Aire

Numerosos estudios han vinculado la calidad del aire con la salud y el bienestar. Se registran entre 4.2 a 9.8 millones de muertes prematuras por año debido a la contaminación atmosférica (Bulot y col., 2019). La exposición prolongada de material particulado (PM) está asociada a un incremento en el riesgo de presentar cáncer de pulmón, asma, cardiopatía isquémica y accidentes cerebrovasculares, además, una creciente evidencia con enfermedad pulmonar (EPOC), diabetes mellitus tipo 2 y demencia (Bulot y col., 2019). Dentro de los efectos al medio ambiente incluyen daños

a la vegetación, disminución de la visibilidad y efectos en el cambio climático (Williams y col., 2014).

La contaminación del aire consiste en una compleja mezcla de compuestos químicos en estados sólido (en un amplio rango de tamaños), gaseosos y gotas líquidas. Algunos de estos componentes poseen un periodo muy corto de vida en la atmósfera (segundos) y otros muy largos (años), el tiempo de vida de ellos dependerá de su reactividad, tamaño y condiciones en el medio ambiente como la radiación solar, temperatura, humedad relativa, dirección y velocidad del viento, presión (Morales, 2006).

Los contaminantes son emitidos por una amplia gama de fuentes emisoras hechas por el hombre o naturales, algunos ejemplos de las fuentes antropogénicas son, plantas de electricidad, automóviles, ganaderías. Las fuentes naturales suelen ser, incendios forestales, erupciones volcánicas, tormentas de arena, por mencionar algunas (Williams y col., 2014).

Un reconocido tipo de aerosol y uno de los principales indicadores de calidad de aire es el PM (Carrasco, 2018), que ha sido clasificado como uno de los contaminantes atmosféricos más influyentes en la mortalidad y morbilidad de la población, que se ve expuesta a exposiciones a corto y largo plazo. Frente a este escenario, la preocupación e investigación en torno al PM ha ido creciendo con el tiempo, desarrollandose distintos protocolos en torno a la gestión para el control y monitoreo del PM, donde se incluye información acerca de estándares de emisión por parte de las fuentes, calidad del aire para evitar los efectos negativos en la salud y herramientas para asegurar la calidad del aire en las ciudades (DIGESA, 2005).

1.1.2. Monitoreos de calidad de aire

El monitoreo atmosférico es una de las etapas fundamentales en la identificación de estrategias para minimizar, prevenir y controlar los impactos de la dispersión de contaminantes en el aire, sobre la salud pública y el ambiente (Álvarez y col., 2016).

El diseño y planificación del monitoreo dependen de los objetivos que se desean alcanzar, la disponibilidad de recursos (económicos, humanos y tiempo), los contaminantes que se van a monitorear, la estrategia de monitoreo y el equipamiento necesario, tipo de información requerida (periodo de monitoreo), calidad de la información (exactitud, precisión, representatividad y comparabilidad) y del usuario para el que se genera la información (DIGESA, 2005).

Para las estaciones de monitoreo se emplean instrumentos de medición incluidos en la lista de Métodos Denominados de Referencia y Equivalentes (FRM/FEM) publicados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 2016). Son utilizados para monitorear la calidad ambiental del aire a escalas estatales o locales y están bajo protocolos estrictos para asegurar su confiabilidad y credibilidad. Estos instrumentos requieren procesos de calibración, mantención, auditoría y validación de datos, para asegurar la calidad de sus mediciones (EPA, 2016).

La EPA publicó un listado de 6 contaminantes criterios los cuales deben ser monitoreados debido a sus impactos en la salud y en el ecosistema, dentro de estos encontramos el PM_{10} y $PM_{2.5}$ que han sido homologados en Chile, con normas y estándares para sus concentraciones en el ambiente (Williams y col., 2014).

1.1.3. Avances en tecnologías complementarias al monitoreo ambiental atmosférico

Los actuales sistemas de monitoreo ambiental atmosférico son de costos elevados, complejos y estacionarios, además la instalación de estos instrumentos se caracteriza por sus altos costos de inversión, operación y requerimientos de espacio territorial, permisos, seguridad, suministro eléctrico y personal capaz de calibrar y mantener los equipos de medición (Ahumada, 2019).

Este paradigma está cambiando hacia un monitoreo de bajo costo, fácil de usar y portátil gracias a los desarrollos recientes de los sensores de bajo costo para monitoreo ambiental atmosférico (Snyder y col., 2013). Bajo costo en este contexto se refiere principalmente al costo del Hardware que es un componente necesario para hacer la medición. Estos sensores permiten limitar las barreras de estudio, como por ejemplo en los costos iniciales en las mediciones y en la logística del monitoreo. Las implicaciones de esto recién se están explorando, pero permite nuevas oportunidades de expandir las posibles aplicaciones a estudios atmosféricos (Lewis y col., 2018).

Estas nuevas oportunidades de estudio han permitido incluir a la comunidad en torno a la educación ambiental y el monitoreo atmosférico mediante, principalmente en zonas caracterizadas por un alto deterioro ambiental debido a emisiones de industrias vecinas (Cerdeña, 2019). Los sensores de bajo costo, serán una herramienta muy útil en este aspecto para monitorear estas zonas a futuro, ya que sus características permiten generar redes de sensores, potenciar la ampliación de las redes de monitoreo actuales y mejorar el conocimiento sobre la contaminación del aire en un área con puntual o nulo monitoreo ambiental (Ahumada, 2020).

1.2. Antecedentes Específicos

1.2.1. Descripción del Material Particulado Atmosférico

El material particulado está compuesto de partículas sólidas y líquidas suspendidas y dispersas en el aire. Posee una variada diversidad de formas y fuentes. Los niveles de PM en la atmósfera se definen en términos de número de partículas en unidad de volumen (1/L) o en términos de masa de partículas en unidad de volumen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Salinas, 2011).

1.2.2. Clasificación del Material Particulado

Debido a que son de diferente tamaño y forma, se han clasificado en términos de diámetro aerodinámico. En esta clasificación encontramos las partículas totales respirables (PM_{10}) que poseen un diámetro aerodinámico menor a 10 micrómetros y las partículas finas y ultrafinas ($PM_{2.5}$ y PM_1) con tamaño aerodinámico inferior a 2,5 y 1 micrómetro respectivamente (Bulot y col., 2019). También podemos encontrar las partículas sedimentables que poseen un diámetro aerodinámico de $>20 \mu\text{m}$, que se encuentran en suspensión y poseen un tiempo de vida de sólo algunas horas en la atmósfera (Salinas, 2011).

Según el origen del material particulado, se pueden clasificar por partículas de origen naturales o antropogénicas. Se denominan partículas de origen natural a las que provienen de emisiones no causadas, directa o indirectamente, por actividades humanas, lo que incluye fenómenos naturales tales como, erupciones volcánicas, actividades sísmicas y geotérmicas, incendios de zonas silvestres, fuertes vientos, aerosoles marinos, re-suspensión atmosférica y transporte de partículas naturales provenientes de regiones áridas (Salinas, 2011). Para las partículas de origen

antropogénicos, se consideran, entre otras, aquellas relacionadas a los procesos de combustión ligados a industrias, el tráfico o las actividades domésticas, caracterizadas por presentarse en forma de material carbonoso (Salinas, 2011).

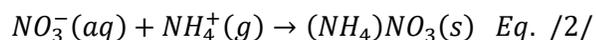
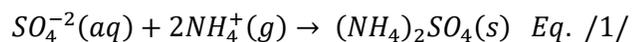
También existe una clasificación según el mecanismo de formación; se denominará partículas primarias aquellas que son emitidas directamente a la atmósfera y las secundarias son las resultantes de transformaciones químicas de precursores gaseosos como los óxidos de azufre y nitrógeno, amonio y compuestos orgánicos (Salinas, 2011).

1.2.3. Caracterización química del Material Particulado

Debido a la diversidad de fuentes, el PM posee una composición química muy variada. De la naturaleza química se establecen los siguientes grupos: material mineral, aerosol marino, compuestos de carbono, partículas derivadas del azufre, compuestos de nitrógeno, elementos traza e hidrocarburos aromáticos policíclicos (Salinas, 2011).

Con respecto al material mineral, estas representan el 44% en masa de las emisiones globales, y las características químicas del PM dependerán de la composición del suelo, pero generalmente están compuestas por calcita (CaCO_3), dolomita [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$], arcillas [sobre todo caolinita [$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$], e illita $\text{K}(\text{Al},\text{Mg})_3\text{SiAl}_{10}(\text{OH})$], fedelspató [KAlSi_3O_8 y $(\text{Na},\text{Ca})(\text{AlSi})_4\text{O}_8$] cantidades inferiores de Sulfato de Calcio ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y óxidos de hierros (Fe_2O_3), entre otros (Salinas, 2011). El aerosol marino son partículas originadas en mares y océanos con un porcentaje equivalente al 38% de las emisiones globales, que se componen principalmente de NaCl y otras sales como MgCl_2 , Na_2SO_4 , y MgSO_4 . También podemos encontrar partículas de carbono que representan entre el 2 y el 5% de las emisiones globales y se componen principalmente compuestos que presentan carbonos en sus estructuras (Fernández-Camacho, 2011).

Las partículas Sulfurosas y Nitrogenadas también se encuentran en la atmósfera y se suelen formar por reacciones químicas generados como resultados de la oxidación de precursores gaseosos, por ejemplo:



También se pueden encontrar elementos traza dentro de las partículas como metales (V, Ni, Pb, Hg, etc) e Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en menor proporción (Salinas, 2011).

1.2.4. Normas para el Material Particulado

Para resguardar la salud de las personas y el medio ambiente, se han creado normas de calidad ambiental y estándares internacionales con respecto a las concentraciones de material particulado atmosférico (PM_{10} , $PM_{2.5}$) en el aire.

La guía de la OMS, indica que para $PM_{2.5}$ la media anual debe ser menor a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y la media diaria inferior a $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, para PM_{10} la media anual debe ser inferior a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y la media diaria inferior a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (OMS, 2005).

La EPA, define la norma para $PM_{2.5}$ en un máximo de 15 y $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para promedios anuales y diarios respectivamente. Para PM_{10} se indican máximos de 50 y $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para promedios anuales y diarios respectivamente (CICA, 2012).

Por último, la norma chilena define máximos para $PM_{2.5}$ de 20 y $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para promedios anuales y diarios respectivamente. Para el PM_{10} se define un máximo de 50 y $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para un promedio anual y diario respectivamente. En estas normas, también se fijan los criterios de cómo deben ser calculados los promedios y los casos donde se sobrepasa la norma, donde se considera sobrepasada la norma anual cuando el promedio trianual

del percentil 98 de las concentraciones supera 20 y 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para $PM_{2.5}$ y PM_{10} respectivamente (Torres, 2018).

Tabla 1 Normas para PM_{10} y $PM_{2.5}$

Norma	Media PM_{10} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Media $PM_{2.5}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
OMS	anual <20 diaria <50	anual <10 diaria <25
EPA	anual <50 diaria <150	anual <15 diaria <65
Chilena	anual <50 diaria <150	anual <20 diaria <50

Fuente: Elaboración propia.

1.2.5. Geografía y Clima de Santiago

Santiago está caracterizado por ser una cuenca que se ubica en el borde Occidental de Sur América Subtropical con coordenadas 35.5°S, 70.8°O, delimitada al norte y sur por cadenas montañosas transversales (Cordillera de Los Andes y Cordillera de la Costa) cuyas alturas promedias sobrepasan los 4500 y 1200 msnm respectivamente (Carrasco, 2018). Según el censo del 2002, Santiago tiene una población de 6.945.593 y el 92% de esta población vive en la zona urbana de Santiago (I.N, 2002).

Las principales características climáticas de la región metropolitana corresponden al tipo Mediterraneo, de estación seca prolongada y con un corto invierno lluvioso. La temperatura anual media es de 14°C, con Enero el mes más calido, alcanzando temperatura media de 22°C y el mes más frio Julio con una una Media de 7°C. En algunos sectores, existen climas más áridos y con algunas fluctuaciones térmicas que reflejan la penetración del clima estepa, fenómeno dado a la presencia de la cordillera

costera relativamente alta, que actúa como pantalla dificultando la penetración de las condiciones climáticas marinas (Inzunza, 2012).

El promedio anual de las lluvias en Santiago es de 350 mm, que decrecen desde la costa hacia la depresión intermedia, para aumentar nuevamente en la cordillera de Los Andes. Las precipitaciones presentan gran irregularidad, debido a que se puede tener años muy lluviosos y otros muy secos, dados por fenómenos climáticos a escalas locales y globales (Inzunza, 2012).

En cuanto a la humedad relativa en general esta decrece progresivamente desde la costa hacia el interior (Inzunza, 2012).

1.2.6. Contaminación atmosférica en Santiago

Santiago es una ciudad declarada Zona Saturada por Material Particulado respirable, partículas totales en suspensión, monóxido de carbono y ozono, y Zona Latente con respecto al dióxido de Nitrógeno declarada en 1996. A partir de esto, se ha desarrollado un plan de prevención y descontaminación para Santiago (Morales, 2006). Este plan, aprobado por DS N° 16 en 1998 tiene como objetivo cumplir con las normas de calidad ambiental en Santiago, proteger la salud y el bienestar de la población, por lo tanto, disminuir la exposición a concentraciones elevadas de sustancias nocivas. Este primer plan, en su visión considera aspectos como; diagnóstico de la calidad del aire y su efecto en la salud de las personas; antecedentes sobre las fuentes emisoras que impactan en la calidad del aire de Santiago; línea de base de emisiones; metas de reducción de emisiones, instrumentos de gestión ambiental para el control y prevención de la contaminación, entre otras (Morales, 2006). En 2004, este plan se renovó derogando el anterior del año 1998. Este plan actualizado, contempla nuevas expectativas y objetivos que conllevan a la renovación del transporte público, nuevos requisitos de calidad de

combustible, nuevas normas para vehículos pesados, control de emisiones asociadas a la calefacción, entre otras (Morales, 2006).

Para cuantificar el aporte de las distintas fuentes emisoras en la contaminación urbana de Santiago, se han realizado inventarios de emisiones, el primero de ellos, se realizó en 1989 por la Intendencia de la Región Metropolitana, que se ha ido actualizando con investigaciones académicas y autoridades medio ambientales (Morales, 2006).

En la tabla 2, se presenta el inventario de emisión de las principales fuentes de emisión de PM_{10} y $PM_{2.5}$. Los datos de entrada de estos modelos se basan en la idea en que la contaminación es emitida por una fuente, experimentan procesos de dispersión y se cuantifican sus concentraciones (USACH, 2014). El resultado de este inventario indica que, en Santiago tanto para el PM_{10} y $PM_{2.5}$ las principales fuentes emisoras son el transporte y la residencia, en menor proporción, pero altamente contribuyente está la construcción y la industria.

Tabla 2 Inventario de emisión PM_{10} y $PM_{2.5}$ (USACH, 2014).

Fuente	PM_{10} [ton/año]	$PM_{2.5}$ [ton/año]
Industria	742	662
Residenciales	2186	2077
Agrícolas	205	183
Transporte	2877	2398
Construcción	568	534

Debido a las condiciones geográficas de cuenca en Santiago, se han dado episodios críticos de contaminación, los cuales suelen ocurrir en invierno. En junio de 2002, se vivió uno de estos episodios críticos, donde por 6 días seguidos se tuvo valores de alerta ambiental (por sobre $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y los días 19, 21 y 22 por sobre los niveles de

preemergencia ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$), estos episodios son recurrentes en casi todos los inviernos (Morales, 2006).

1.2.7. Sensores de bajo costo

Últimamente se ha dado un creciente interés en sensores bajo costo (sensor), uso simple y portables, los que ofrecen nuevas oportunidades de estudio. Las características más útiles y buscadas para estos monitores son el bajo costo hardware y operación, baterías de largas duración, resistente a condiciones meteorológicas extremas, poco mantenimiento, entre otros (Conner, 2015).

El reciente avance en áreas ingenieriles eléctricas tales como (a) técnicas de micro fabricación (b) sistemas micro-electromecánicos (c) eficiencia energética (d) visualización de datos amigables han permitido el desarrollo de los sensores (Sydner y col., 2013). Los sensores pueden ser clasificados en 2 grandes grupos (1) aquellos que miden gases (2) los que miden partículas en el aire. El principio de funcionamiento del sensor dependerá del tipo de contaminante que monitorean (1) o (2).

Los sensores de PM pueden medir las concentraciones directamente mediante el cambio en la frecuencia de oscilación de un elemento del sensor o indirectamente mediante dispersión de rayo luz utilizando una proporcionalidad que relaciona el diámetro aerodinámico de la partícula con la luz dispersa (Sydner y col., 2013).

Dentro de las características de los sensores de bajo costo están la portabilidad y movilidad (considerando el concepto de telecomunicaciones), en donde portabilidad indica función en diferentes zonas geográficas y movilidad la posibilidad de usar diferentes redes de telecomunicación. También los sensores de bajo costo tienen otros aspectos que son relevantes para la generación de nuevas oportunidades de estudio, tales como; la capacidad de registro y almacenamiento de datos (datalogger), uso de

radiocomunicación de bajo costo en lugares donde no hay cobertura telefónica, a través de módulos electrónicos independientes. Otro aspecto es la facilidad de energizar, en donde se utilizan baterías de bajo costo y de mayor carga, con energía solar y otros elementos.

Las principales ventajas del sensor en comparación a los instrumentos FRM/FEM estandarizados son que suelen ser de costos más bajos, poco mantenimiento y al ser portátiles pueden detectar exposiciones personales de contaminación. Ambos métodos combinados, podrían dar resultados para detallar espacialmente mediante mapas de monitoreo la calidad del aire, validación de modelos atmosféricos, exposiciones personales que podrían ser utilizados para implementar nuevas estrategias y mitigar la contaminación del aire (Borrego y col., 2016).

Estándares Europeos y de la EPA aún no permiten el uso de los sensores en la legislación debido a que aun hacen falta estudios que permitan evaluar su confiabilidad en la calidad de sus mediciones, es por esto, que investigadores de todas partes del mundo están trabajando en determinar la calidad de sus datos mediante la comparación con instrumentos de referencia (Borrego y col., 2016).

Para su correcto uso, se requiere una evaluación de su desempeño y sin una correcta calibración puede dar conclusiones injustificadas a la hora de tomar decisiones (Sayahi y col., 2018) y muchas veces su respuesta está influenciada por las condiciones locales como la humedad relativa o la temperatura (Borrego y col., 2016).

La precisión y exactitud de los sensores es baja en comparación a los monitores de referencia, por lo que se suelen hacer correcciones que permitan mejorar el desempeño del sensor (Sayahi y col., 2018).

En la tabla 3 se presenta una comparación entre los monitores de referencia y los sensores acerca de, los distintos costos de ambos en términos de adquisición. También se presenta una comparación entre el desarrollo de ellos y los diversos usos que se la han ido dando.

Tabla 3 Comparación de las características de los monitores de referencia y los sensores.

	Monitores de referencia	Sensores
Rango Típico de Costo	US\$ 15.000 a 50.000	US\$ 100 a 2.500
Costo de Operación	Alto	Bajo
Sitio de Localización	Fijo	Portable
Capacitación de Operadores	Altamente entrenados	Entrenamiento Intermedio
Calidad de los Datos	Conocida y consistente a las distintas condiciones ambientales.	Desconocida y varía entre los sensores con respecto a las condiciones meteorológicas.
Tiempo de operación	Más de 12 años.	2 años.
¿Usado para regulación?	Sí	No

Fuente: Modificación Conner.

*Precios de los instrumentos en dólares.

1.2.8. Usos de los sensores

Las nuevas generaciones de sensores de bajo costo, portable y livianas para monitoreo de calidad de aire permiten un amplio rango de nuevas oportunidades de estudios para complementar a los monitores de referencia. Debido a que los sensores se encuentran en una etapa temprana de desarrollo, la EPA ha establecido pautas específicas para la utilización de los sensores en distintos niveles en función de la precisión y completitud de los datos (Williams y col., 2014). Estas corresponden a áreas de aplicaciones no reguladas las cuales se presentan en la tabla 4, con ejemplos de potenciales aplicaciones en situaciones reales (Williams y col., 2014).

Tabla 4 Descripción de los potenciales usos para los sensores.

Aplicación	Descripción	Ejemplo
Investigación	Estudios científicos motivados a descubrir nueva información acerca de la contaminación del aire	Una red de sensores usados para medir material particulado atmosférico a través de una ciudad.
Monitoreo de exposición personal	Monitoreo del aire de un individuo singular expuesto durante sus actividades comunes.	En un individuo con enfermedades crónicas de base usando el sensor para identificar los lugares por donde anda que son más riesgosos.
Apoyo a las estaciones de monitoreo actuales.	Ubicar los sensores junto a monitorear junto con las estaciones de monitoreo.	Ubicar un sensor junto a la estación de la red Sinca en cementos bio-bio en Teno u aquellas sin datos.
Identificación y caracterización de fuentes	Establecer estaciones de monitoreo cerca de las posibles fuentes.	El sensor es ubicado en dirección del viento cercano a una industria.
Educación	Usar el sensor en establecimientos de ciencias, ingeniería, tecnología, etc.	Se entrega sensores a los estudiantes para que aprendan sobre mediciones de calidad de aire.
Información/Conciencia	Usar los sensores para la conciencia informal de la calidad de aire.	Los sensores se utilizan para comparar calidad de aire de lugares de trabajo o casas.

Fuente: Modificación Williams

Las distintas aplicaciones de los sensores requieren desempeños diferentes, algunas con mejor calidad en los datos que otras. La calidad de las mediciones está dada por: el desempeño del sensor, el modo en que el sensor es operado y el modo en que sus datos son analizados. Conocer las fortalezas y limitaciones del sensor es importante para un uso adecuado y específico del sensor (Williams y col., 2014).

A continuación, se presenta una tabla que indica diferentes criterios y exigencias establecidos por la EPA para un uso adecuado de los sensores. Para esto, los usos se

clasificaron en 5 niveles de exigencia, siendo el nivel 5 para regulación, el que requiere mejores performances de los sensores.

Las metas de desempeño presentadas en la tabla 5, se desarrollaron en base a entrevistas de expertos, congresos y discusiones, y literatura gubernamental revisada por pares. Estos objetivos de rendimiento son una pauta inicial, que debe ir mejorando con la experiencia colectiva de la comunidad, tecnología y desarrollo de los sensores (Williams y col., 2014).

Tabla 5 Rendimientos esperados para los 5 niveles distintos de uso de los sensores.

Nivel	Área de aplicación	Contaminantes	Sesgo y precisión	Compleitud.	Relación con el nivel.
I	Educación e información	Todos	<50%	≥50%	El error de las mediciones no es tan importante para ejercicios demostrativos.
II	Identificación y caracterización de fuentes	Todos	<30%	≥75%	Aquí se necesita una alta calidad para asegurar que no solo existe el contaminante de interés, sino que también se conoce un valor verdadero a él.
III	Monitoreo Suplementario	Todos	<20%	≥80%	Se necesita una alta calidad para complementar los datos del monitoreo y que estos sean útiles.
IV	Exposición Personal	Contaminantes criterios y tóxicos	<30%	≥80%	Errores altos pueden dificultar saber dónde, cuándo y cómo estuvo expuesta esa persona a los altos niveles de contaminación.
V	Monitoreo para la regulación	O ₃ CO, SO ₂ NO ₂ PM _{2.5} ; PM ₁₀	<7% <10% <15% <10%	≥75%	Se necesita una alta calidad para cumplir con los criterios de la regulación.

Fuente: Modificación Williams.

1.3. Marco Teórico

Los sensores de bajo costo pueden emplear un papel importante en la medición y creación de una red de calidad ambiental comunitaria y de bajo costo, mediante su utilización en distintos puntos de una localidad ya sea fija o en plataformas móviles que, mediante un monitoreo continuo se generaría información suficiente para obtener mapas de calidad ambiental e identificación de hotspots (Castell y col., 2017). Además, permitiría obtener concentraciones en lugares cerrados y aplicar una posible legislación a estos.

La figura 1, muestra un ejemplo de un posible uso, para determinar concentraciones aledañas a una avenida en un paradero, que correspondería a la exposición de un peatón o alguien que espera locomoción colectiva.

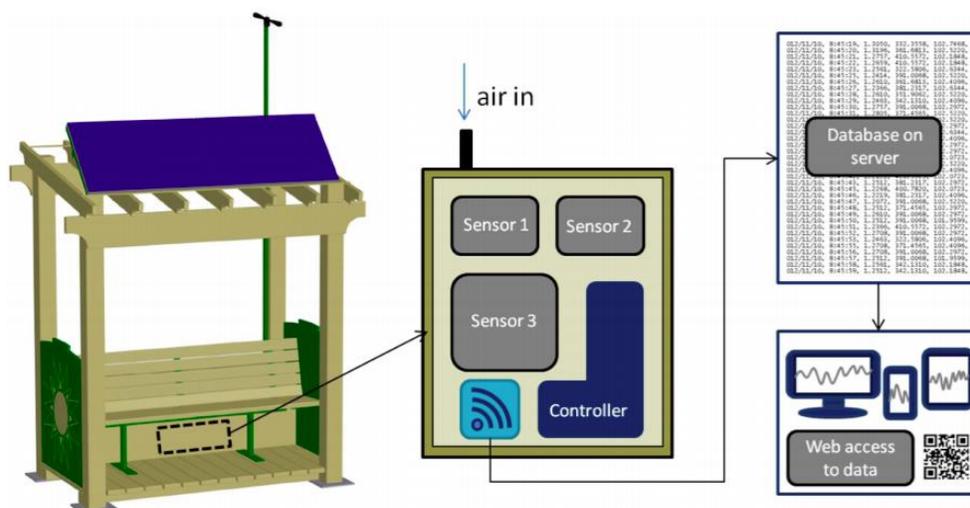


Figura 1 Ejemplo de un potencial uso del sensor en un escenario real (Fuente: Sydner y col., 2013).

La EPA, especifica que la respuesta de los sensores de bajo costo es lineal y en su evaluación se deben considerar 5 factores: precisión de la medición, tamaño de partícula, límite de detección, efecto de la humedad relativa y la temperatura y la dependencia de la composición química (Zicova y col., 2017).

El uso de los sensores sería de mucha utilidad, pero la complejidad de ellos radica en la calidad de los datos obtenidos. Estudios recientes, han demostrado que los distintos tipos de sensores presentan ciertas variaciones y comportamientos según las condiciones meteorológicas presentes, específicamente, son sensibles a cambios de temperatura (T°) y humedad relativa (HR) (Wang y col., 2015; Badura y col., 2018; Bulot y col., 2019). El Comité Europeo de Estandarización sigue trabajando en especificaciones técnicas, que requieren los sensores de muestreo de bajo costo y calibraciones para las variaciones que presentan con las condiciones meteorológicas (Castell y col., 2017).

La co-localización, es el proceso donde se ubica un sensor con un FRM/FEM midiendo simultáneamente y en las mismas condiciones. Esto permite evaluar el desempeño de un sensor mediante una comparación entre ambos métodos y permite responder preguntas tales como: ¿Por qué los sensores miden diferentes concentraciones? ¿Es correcta la medición de mi sensor? ¿Qué significa lo que mide mi sensor? ¿Cuál es el efecto de las variables meteorológicas en la lectura del sensor? (Conner., 2015). También, la comparación entre ambos métodos permite realizar modelos y ajustes a las mediciones del sensor, para estimar el valor que tomaría el monitor de referencia si estuviera ubicado donde está el sensor.

Diversos estudios ya se han realizado con los sensores, evidenciando que cada sensor presenta respuestas distintas a bajas y altas concentraciones de PM y también variaciones con respecto a las variables meteorológicas como la humedad relativa (Sousan y col., 2018; Bulot y col., 2019). También, se han descrito métodos para una correcta calibración de los sensores (Wang y col., 2015; Sousan y col., 2018; Zheng y col., 2018) y debido a que no existe un método estándar para la determinación del límite de detección (LOD) de PM, se han descrito distintas formas de calcularlo, permitiendo observar las limitaciones que presentan los sensores (Wang y col., 2015; Zicova y col., 2017; Sayahi y col, 2019).

También se ha encontrado que los sensores presentan buenas y moderadas correlaciones si se comparan con FMR/FEM. (Badura y col, 2018; Sayahi y col, 2019)

Los sensores, han sido implementados en distintas comunidades en Estados Unidos, como el caso de Newark en New Jersey o Ponce en Puerto Rico (Conner, 2015), que permite una participación de la gente en el monitoreo de calidad de aire y por lo tanto una forma de hacer educación ambiental, esto se podría replicar en zonas de sacrificio en Chile, como el caso de Quintero-Puchuncaví para tener mapeos más exactos de la contaminación atmosférica de la zona.

Se utilizará como FMR el GRIMM-11C, que es un monitor de alta resolución y con las características descritas por la EPA como monitores de referencia. Como sensor, se utilizará el PMS-7003, que es un sensor de séptima generación de la línea Plantower. Algunos modelos de este tipo de sensor ya han sido evaluados en otros estudios, como el Plantower PMS-5003, PMS-1003 entre otros (Badura y col., 2018; Sayahi y col., 2019).

1.4. Hipótesis

Con los datos obtenidos, se evaluará el desempeño del sensor midiendo PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 , comparado con el monitor de referencia GRIMM-11C, en distintas estaciones del año y por lo tanto en diferentes condiciones ambientales. También se buscará una calibración del sensor mediante regresiones en las distintas condiciones ambientales.

El sensor de bajo costo para el monitoreo ambiental de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 posee una respuesta similar a un método óptico de referencia y su desempeño varía con respecto a distintas condiciones meteorológicas, el que puede ser corregido mediante modelos matemáticos de regresión.

1.5. Objetivos

1.5.1. Objetivo General

Evaluar el desempeño de un sensor de bajo costo Plantower PMS-7003 para monitoreo ambiental de material particulado PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 mediante su comparación con las mediciones de un Espectrómetro de aerosoles de referencia GRIMM-11C entre el invierno de 2019 y el otoño de 2020.

1.5.2. Objetivos Específicos

1. Procesar los registros PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 del sensor de bajo costo y del instrumento de referencia junto con las variables meteorológicas en el período de estudio.
2. Comparar y analizar los registros de ambos instrumentos para evaluar la significancia estadística de las diferencias y el efecto de las variables meteorológicas en su desempeño.
3. Corregir la respuesta del sensor de bajo costo mediante modelos matemáticos de regresión y su aplicación en diferentes condiciones ambientales.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Instrumentos de Medición

2.1.1. Monitor de Referencia GRIMM Modelo 11-C

Como monitor de referencia, se utilizó un espectrómetro laser de aerosoles de la marca GRIMM, modelo 11-C (GRIMM Aerosol Technik GmbH & Co.K, Alemania) (figura 2).



Figura 2 Espectrómetro de aerosoles modelo GRIMM 11-C.

Este es un monitor portable que puede detectar partículas de 31 canales diferentes captando un rango de tamaños entre 0.25-32 μm .

El espectrómetro designa la concentración de partículas en número de partículas por unidad de volumen (1/L) o en masa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Los límites de detección son de 1-2.000.000 [1/L] o 0.1-100.000 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Las mediciones también pueden ser interpretadas para un uso medicinal en valores de partículas inhalables, torácicas o alveólicas y también según la normativa EPA en PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 . El intervalo de tiempo más corto para las mediciones es de 1 segundo para 16 canales o 6 segundos para los 31 canales. Se

utiliza un flujo constante de aire de 0.4 L/min. Las mediciones quedan registradas en una tarjeta de memoria que puede ser conectada al PC y mediante un software para ser visualizadas.

Al espectrómetro GRIMM Model 11-C se le puede incorporar un filtro gravimétrico de 47 mm PTFE (ANEXO 1), que permite coleccionar las partículas luego de la medición óptica para una determinación gravimétrica usado para el control de las mediciones o análisis posteriores de las partículas (GRIMM aerosol technik GmbH & Co.KG., 2016).

El principio de funcionamiento (figura 3) se fundamenta en la dispersión producida por las partículas al hacer incidir un haz de luz sobre la muestra, que mediante una proporción de la dispersión del rayo láser asocia un tamaño aerodinámico de la partícula.

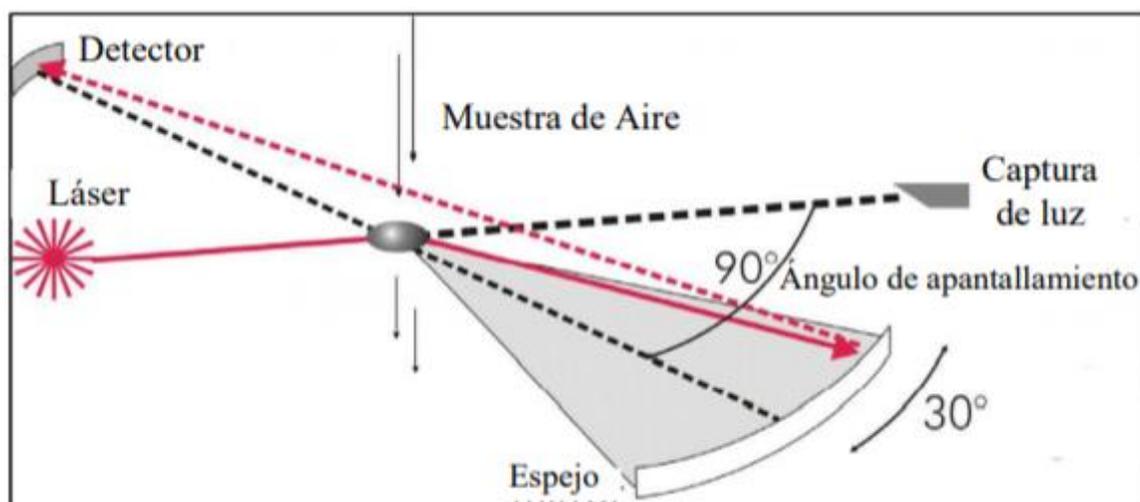


Figura 3 Principio de funcionamiento GRIMM 11-C.

Para realizar el conteo, se colecta una muestra de aire que es conducida a una cámara de medición (representación en ANEXO 1), donde las partículas son incididas por un haz de luz de láser a 660 nm y contados por un diodo donde a la intensidad de la señal se le

asocia un tamaño de partícula, siendo mayor la intensidad reflejada por la partícula a mayor diámetro aerodinámico. El diodo receptor capta la luz dispersa emitida, que fue desviada por un espejo curvo a un ángulo de 90° que permite minimizar la influencia de la refracción por la orientación de la partícula. (GRIMM aerosol technik GmbH & Co.KG, 2016).

2.1.2. Sensor PLANTOWER PMS-7003

Se utilizaron 2 sensores de la línea PLANTOWER de la séptima generación, modelos PMS7003 (Plantower Co, Beijing, China) (figura 4).



Figura 4 Fotografía del sensor PMS7003 utilizado.

Este sensor entrega mediciones de PM suspendido en el aire y es capaz de distinguir un diámetro de partícula de $0.3 \mu\text{m}$. Para medir utiliza dos modos; el modo estable, que se utiliza cuando el cambio de concentración es pequeño, en el cual se realiza la medición cada 2.3 [s] y si el cambio es grande, se activa automáticamente el modo rápido donde se mide entre $200\text{-}800 \text{ ms}$ (Yong, 2016).

Las concentraciones de partículas las mide en número de partícula [1/l] o en masa [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (Yong, 2016).

El sensor se caracteriza por tener características físicas que permiten su traslado y funcionamiento en un amplio espectro de lugares, ya que es liviano, pequeño y no requiere de mucha mantención y conocimiento previo para su operación

El principio de funcionamiento es mediante dispersión, usando luz blanca como fuente a una longitud de onda de 680 ± 10 nm que incide sobre una muestra de aire. En la figura 5, se muestra un diagrama de flujo que sintetiza el principio de funcionamiento del sensor.

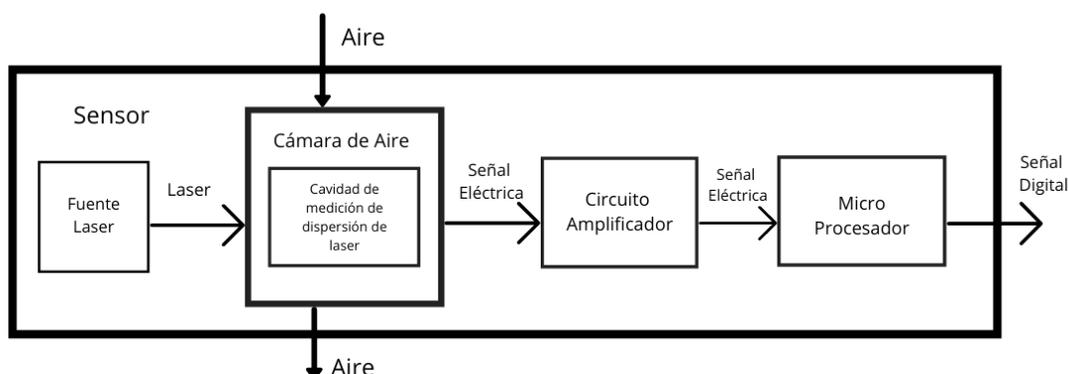


Figura 5 Diagrama de flujo del principio de funcionamiento del sensor.

La dispersión de la luz se mide con un ángulo de 90° y se utiliza fotodiodo como detector que convierte la señal en voltaje. Luego a través de un circuito amplificador y un microprocesador, la señal eléctrica se convierte en señal digital que puede ser leída por el receptor. En el ANEXO 1 se podrá encontrar una tabla con las principales características del sensor utilizado.

2.1.3. Estación meteorológica

Como complemento a los dos instrumentos a comparar se utilizó una estación meteorológica marca DAVIS Instruments Incorporated modelo Vantage Pro 2 (DAVIS Instruments Incorporated, Hayward, California, USA) que mide las variables de Temperatura, Humedad Relativa, Radiación Solar, Dirección del Viento, Velocidad del viento. Esto para tener los parámetros meteorológicos lo más exacto posible y estandarizados para ambos instrumentos. La frecuencia de medición es cada 15 minutos para todas las variables anteriormente mencionadas.

2.2. Diseño experimental

Se realizó una co-localización de 2 sensores (PMS7003-1 y 2) y un FRM (GRIMM) en el Edificio Milenio de la facultad de Ciencias, Universidad de Chile. El sensor PMS7003-1 se colocó con el monitor de referencia entre el 10 de Junio de 2019 y el 30 de Enero de 2020, mientras que el sensor PMS7003-2 se colocó con el monitor de referencia entre el 5 de Diciembre de 2019 y 23 de Abril de 2020, por lo que también se tiene una co-localización entre el sensor PMS7003-1 y el sensor PMS7003-2 entre el 5 de diciembre de 2019 y 30 de Enero de 2020. Este diseño permitió realizar una comparación intrasensor (PMS7003-1 y 2) una comparación entre el monitor de referencia con ambos sensores.

En la tabla 6 se muestran los días totales que estuvieron colocados los instrumentos que permitió la investigación en las distintas estaciones del año y en distintas condiciones ambientales de temperatura y humedad relativa.

Tabla 6 Días colocalizados de los instrumentos.

Colocación	Días de Otoño	Días de Invierno	Días de Primavera	Días de Verano	Total de Días
Grimm - (PMS7003-1)	0	46	90	39	175
Grimm - (PMS7003-2)	19	0	17	89	125
(PMS7003-1) – (PMS7003- 2)	0	0	17	8	25

Se desarrollo un sistema de monitoreo con base a sensores de bajo costo, la implementación incluye sensores para medir PM_{1} , $PM_{2.5}$ y PM_{10} en masa para condiciones ambientales y estándar. También, los sensores determinaron las concentraciones en número de partículas para las fracciones 0.3, 0.5, 1, 2.5, 5 y 10 μm . Así mismo se agregó un sensor el cual tiene la capacidad de medir temperatura ($^{\circ}C$), humedad relativa en (% de humedad). El monitor de referencia incluye concentraciones en masa y en número de partículas de PM_{1} , $PM_{2.5}$ y PM_{10} y todas las fracciones presentadas en el ANEXO 1, además, con fines para estudios de salud, incluye concentraciones de fracciones inhalables, torácicas y alveólicas y las variables meteorológicas que mide son temperatura, radiación solar, humedad relativa y dirección del viento.

Para efectos de este estudio, se considerará las fracciones PM_{1} , $PM_{2.5}$ y PM_{10} estándar del sensor y del monitor de referencia y las variables meteorológicas de humedad relativa, temperatura, radiación solar y velocidad del viento obtenidas de la estación meteorológica.

2.2.1. Co-localización o colocación

La co-localización es el proceso en el cual un monitor de referencia y un sensor miden al mismo tiempo, en el mismo lugar bajo condiciones reales y en un tiempo definido. Esto permite evaluar el desempeño del sensor al comparar los datos (Conner, 2015).

La figura 6 muestra un ejemplo de un proceso de colocación para la evaluación del desempeño de un sensor mediante la comparación con un instrumento de referencia.



Figura 6 Ejemplo de colocación de instrumentos (Conner, 2015).

La co-localización es un proceso que consta de 5 pasos: (Conner, 2015)

1. Planificación: En esta etapa se debe conocer e investigar acerca de los instrumentos que se van a utilizar, escoger el lugar adecuado minimizando las interferencias. Se debe reconocer si en el lugar de estudio se tiene las correctas fuentes de poder eléctricas que se necesitan para que el equipo funcione, como

se almacenará la información, si tiene acceso a una red Wi-Fi y conocer la disponibilidad de los Softwares que se necesitarán.

2. Medición: En esta etapa, es necesario tener un libro de apuntes para anotar las consideraciones y observaciones durante la medición. Se recomienda que, la separación entre los sensores y el FEM no debería ser más de 10 metros y ubicados a la misma altura. También se debe escoger el intervalo de medición según las características de nuestros instrumentos. Así mismo, se debe hacer un seguimiento durante el tiempo que duren las mediciones y velar por el correcto funcionamiento en todas las condiciones ambientales, es decir, a temperaturas extremas, episodios críticos de contaminación, lluvias, etc.
3. Recopilación de los datos: En esta etapa, se recopilarán y revisarán los datos, para evaluar en los momentos donde existieron problemas en las mediciones. Se tomarán las decisiones acerca de valores anormales y momentos donde existió interferencia, ya que pueden existir efectos en las mediciones debido a la presencia de otros contaminantes.
4. Comparación de los datos: En esta fase se realizará el análisis de datos, en donde es posible comparar los registros mediante gráficas y estadística. Para esto se debe hacer un uso adecuado de los datos, los cuales se promediarán en distintos intervalos de tiempos y se clasifican en periodos y estaciones.
5. Correcto uso del sensor: Mediante la comparación del sensor con el FEM/FRM, se podrán realizar modelos matemáticos de regresión que me permitan corregir la respuesta de mi sensor.

Esta metodología nos permitirá cumplir con los objetivos generales y específicos del proyecto, además, de darle un uso adecuado al sensor según la calidad de los datos.

Nos permitirá conocer si el sensor está midiendo correctamente y en qué condiciones ambientales lo hace.

2.3. Zona de Estudio

La colocación se realizó en el Edificio Milenio de la facultad de Ciencias de Universidad de Chile ubicado en las Palmeras 3425, comuna de Ñuñoa con coordenadas 33°28'07.58 S y 70°35'46.00". Los instrumentos se ubicaron en techo del edificio para permitir la circulación del aire.

Cerca del lugar de estudio, se tiene la Avenida Macul, la cual es una calle altamente transitada a todas horas del día, pero más aún en horario punta. También, la comuna se caracteriza por tener muchas construcciones de edificios y dentro de la Universidad también se realizan obras gruesas debido a remodelaciones. En algunas ocasiones, también se presenta quema de distintos elementos debido a actividades recreativas y en forma de protestas.

2.4. Procesamiento de los Datos

2.4.1. Obtención de los datos crudos

Para el instrumento GRIMM, se procesó mediante el Software 1178 que viene incluido con el instrumento y permite la exportación a Excel (Microsoft, Redmond, Washington, Estados Unidos).

Para los sensores, los datos fueron entregados por colaboradores del estudio de la Universidad Autónoma de Tamaulipas, Ciudad de Victoria. Quienes procesaron los datos en Python (Python Software Foundation, Países Bajos) y posteriormente se compartieron para su uso.

2.4.2. Compilación de los datos

Para el GRIMM, se generó una planilla mes a mes, la cual posteriormente se compiló en una planilla con todos los meses. En los intervalos de tiempo donde no se tenía información debido a alguna falla operacional o mantenimiento del equipo, se rellenó con “NA”.

Para los sensores, en base a la guía de la EPA “Air Sensor Guidebook”, se sistematizó una forma de coleccionar los datos de los sensores presentados en el diagrama de flujo de la figura 7 a continuación.

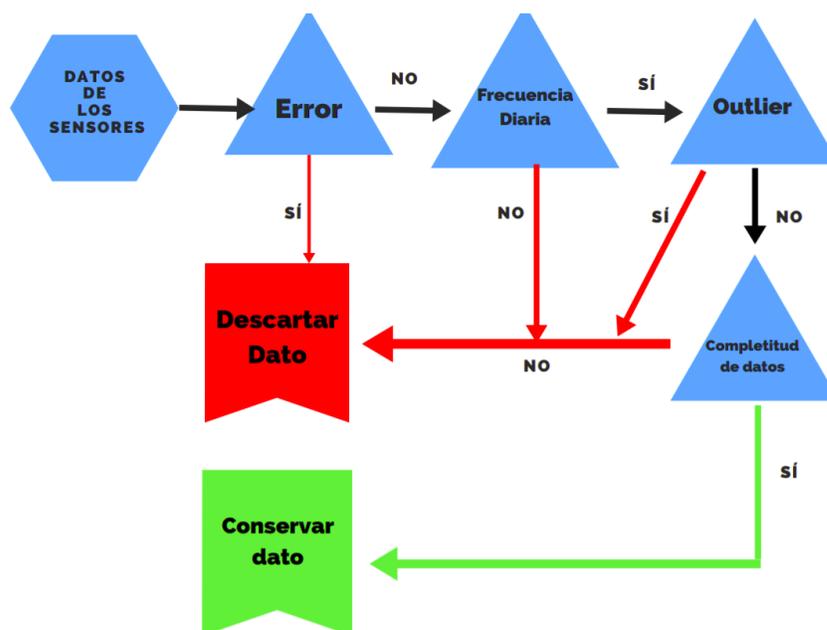


Figura 7 Diagrama de flujo para la recopilación de los datos del sensor.

Se observó si el valor entregado por el sensor era un error, que se entregó como “-99” que significa que el sensor no midió correctamente ese dato, el cual fue reemplazado por “NA”. Luego se analizó el criterio de frecuencia, es decir, se evaluó si existían datos en un intervalo de tiempo, donde el criterio que se seleccionó fue diario. En caso de que

se tuviera un dato válido el día, se conserva el día y se pasa al criterio de completitud de datos. La completitud de datos hace referencia al número de datos obtenidos en un intervalo de tiempo, que al igual que el criterio anterior se fijó un intervalo de tiempo diario en base a lo descrito en las guías EPA para la evaluación de sensores (Ron Williams, 2014). Para la completitud de datos se consideró un criterio de 75%, debido a que según la tabla 5, para una adecuada caracterización del sensor, se debe tener por lo menos un 75% de los datos, es decir, de los datos cada 1 minuto y considerando que el día tiene 1440 minutos, el día es válido si se tienen como mínimo 1080 valores numéricos o en su defecto, menos de 360 datos entregados como "NA". Si el dato, cumplió con todos los criterios, se conservó, en caso de que no cumpliera uno de ellos se debió descartar y fue reemplazado con "NA".

Con esto, se generó una planilla en Excel compilando la información de los sensores y el GRIMM. Para esto, se sincronizó las horas de ambos instrumentos y se obtuvo las concentraciones por minuto para cada uno. Similarmente, se generó una planilla compilada para los sensores PMS7003-1 y PMS7003-2, que posteriormente se validaron utilizando la misma metodología.

2.4.3. Validación de los datos

Se utilizó distintos criterios para la validación de datos, que permiten eliminar datos sin sentido físico y anómalos.

- **Criterio de $PM_{2.5} < PM_{10}$:** Para utilizar este criterio se calculó la proporción:

$$\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}} \leq 1 \quad Eq. /3/$$

Debido a que el $PM_{2.5}$ es una subparte del PM_{10} , la concentración del PM_{10} siempre tiene que ser mayor a la de $PM_{2.5}$ por lo que la proporción siempre tiene que ser menor a 1. En caso de que no se cumpla, el dato es eliminado debido a que carece de sentido físico.

- **Criterio $PM_1 < PM_{10}$:** Al igual que el criterio anterior, el PM_1 es una subparte del $PM_{2.5}$, por lo que siempre se deberá cumplir:

$$\frac{PM_1}{PM_{2.5}} \leq 1 \quad Eq. /4/$$

En caso de que no se cumpla este criterio, se eliminará el dato debido a que no tiene sentido físico.

- **Criterio de 75% de completitud:** Como se mencionó anteriormente, el porcentaje utilizado para el criterio de completitud de datos es 75% ya que es lo especificado para el uso que le damos al sensor. Para esto, se evaluó diariamente si se tenía un 75% de los datos válidos, es decir, se necesitó de 1080 datos para considerar el día válido.
- **Percentil 99,9:** Este criterio nos permite eliminar los datos anómalos o “outliers”, ya que considera que 0,1% son datos no válidos y deben ser eliminados.

2.5. Manejo de datos

El análisis de los datos se hará con la finalidad de encontrar correlaciones de Pearson y coeficientes de determinación que permitan mejorar la respuesta entre los sensores y el FEM/FRM para así poder mediante un modelo de corrección del sensor. La variable dependiente serán los datos medidos por el sensor y la variable independiente los datos medidos por el monitor de referencia.

2.5.1. Subperíodos

La compilación de los datos en la planilla Excel generó datos con resolución temporal de 1 minuto de concentraciones de PM_1 , $PM_{2.5}$ y PM_{10} y las variables meteorológicas. Estos datos, se promediaron en subperíodos de 15 minutos, 1 hora y diarios para con el fin de realizar un análisis que permita identificar la resolución en tiempo que proporcione más precisión en la información y de esa manera comparar los datos. (Sayahi y col, 2018).

2.5.2. Clasificación

Se realizó una subclasificación de los datos en periodos cálidos/fríos y estaciones del año (Sayahi y col, 2018) para las concentraciones de PM_1 , $PM_{2.5}$ y PM_{10} y variables meteorológicas. También se clasificaron los valores de HR y T°. (Quartiles, altos-medios-bajos) (Wang y col., 2015; Badura y col., 2018; Bulot y col., 2019). Por último, una clasificación de las concentraciones en valores altos, bajos y medios (Badura y col., 2019; Bulot y col., 2019).

2.6. Criterios de comparación de los instrumentos

Se realizó dos tipos de comparaciones; entre dos sensores tipo Plantower PMS7003 y entre el sensor con el monitor de referencia (GRIMM). La primera se realizó mediante comparación gráfica con el fin de determinar la variabilidad intrasensor y la segunda mediante comparación estadística y gráfica que permite evaluar el desempeño del sensor.

También se utilizó medidas de tendencias como la media, máximos, mínimos y desviación estándar de las mediciones del sensor, instrumento de referencia y las variables meteorológicas.

2.6.1. Evaluación estadística de las diferencias

2.6.1.1. Análisis de normalidad

Los análisis de normalidad, también llamados contrastes de normalidad tienen como objetivo analizar cuánto difiere la distribución de los datos observados respecto a lo esperado si procediesen de una distribución normal con la misma media y desviación típica. Pueden diferenciarse tres estrategias: las basadas en representaciones gráficas, en métodos analíticos y en pruebas de hipótesis (Gonzalez, 2015).

- i. Representaciones gráficas: Consiste en representar los datos mediante un histograma y superponer la curva de una distribución normal con la misma media y desviación estándar que muestran los datos.
- ii. Pruebas de Hipótesis: A continuación, se muestran las pruebas de hipótesis más empleadas para analizar la normalidad de los datos. En todos ellos, se considera como hipótesis nula que los datos sí proceden de una distribución normal y como hipótesis alternativa que no lo hacen. El p-value de estas pruebas indican la probabilidad de obtener una distribución como la observada si los datos proceden realmente de una población con una distribución normal.

Se utilizó la prueba de Lilliefors, que es una modificación a la prueba de Kolmogorov-Smirnov debido a que, a diferencia de este último, asume media y varianzas desconocidas, estando especialmente desarrollado para contrastar normalidad.

2.6.1.2. Análisis de homogeneidad de varianzas

La prueba de homogeneidad de varianza o Homocedasticidad considera que la varianza es constante (no varía) en los diferentes niveles de un factor, es decir, entre diferentes grupos. Dichas pruebas, consideran como hipótesis nula que la varianza es igual entre

los grupos y como hipótesis alternativa que no lo es, donde un valor de $p < 0,05$ (95% de confiabilidad) rechaza H_0 y se concluye que las medianas y las distribuciones de ambas poblaciones de datos son estadísticamente **diferentes**. Por el contrario, con $p > 0,05$ se acepta H_0 y se concluye que las medianas y distribuciones de ambas poblaciones de datos son estadísticamente **iguales** (González, 2015).

Para evaluar la homocedasticidad de las poblaciones se utilizó la prueba de Fligner-Killeen, que es una alternativa cuando no se cumple la condición de normalidad en las muestras.

2.6.1.3. Prueba de Wilcoxon Mann Whitney

Se realizó la prueba de Wilcoxon Mann Whitney como alternativa al t-test para comparar si las medias de las poblaciones son idénticas (Rodrigo, 2017).

Esta prueba no paramétrica permite contrastar la hipótesis nula donde se afirma que la de que las medias de dos poblaciones son iguales, frente a la hipótesis alternativa de que no lo son.

$$H_0: \mu_a = \mu_b \text{ Eq.}/5/$$

$$H_i: \mu_a \neq \mu_b \text{ Eq.}/6/$$

Es necesario que se cumplan una serie de condiciones, entre las que se encuentran:

- i. Los datos tienen que ser independientes.
- ii. Los datos tienen que ser ordinales o bien se tienen que poder ordenar de menor a mayor.
- iii. No es necesario asumir que las muestras se distribuyen de forma normal o que proceden de poblaciones normales. Pero, para que la prueba compare

medianas, ambas han de tener el mismo tipo de distribución (varianza, asimetría).

- iv. Igualdad de varianza entre grupos (homocedasticidad).

2.6.2. Criterios estadísticos de la EPA

Se calculó los criterios de Sesgo, Sesgo Absoluto y Coeficiente de Variación establecidos por la EPA para la evaluación de desempeños de sensores mediante agrupaciones horarias de datos (Conner, 2015; Badura y col., 2018). Esta consiste en realizar promedios de los datos validados por minuto en intervalos cada 1 hora.

2.6.2.1. Sesgo y Sesgo Absoluto

El sesgo es un parámetro que indica el error persistente en las mediciones que provocan una distorsión en una dirección. Este puede ser considerado como un valor fijo que siempre se agrega o se resta al valor real del contaminante medido por el sensor. El sesgo puede ser causado por una característica del sensor o por un error persistente del operador.

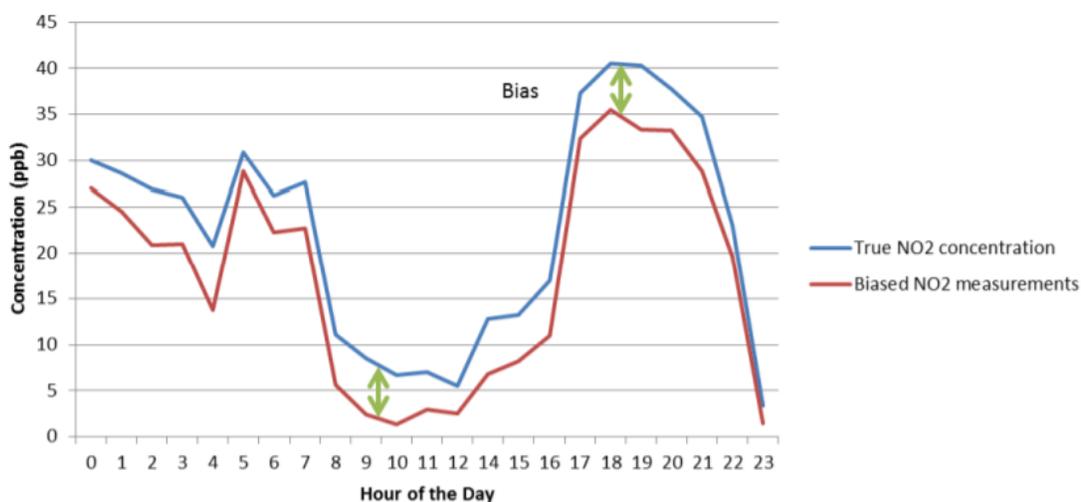


Figura 8 Representación gráfica del sesgo.

El Sesgo puede corregirse mediante un recalibrado del sensor, alterando el método o corrigiendo los procedimientos operativos y suele incrementarse con el número de mediciones realizadas (Zikova y col., 2017).

El ideal de Sesgo es cero, pero valores pequeños son aceptable. También puede variar con las condiciones ambientales en las cuales mide el sensor (Williamns y col., 2014) .

Existen diversos métodos correctos para calcular el sesgo, sin embargo, el recomendado por la EPA es el que se utilizará, y se muestra en la ecuación (Conner, 2015).

$$Sesgo_{i,t} = d_i = \left(\frac{PMS7003_{i,t}}{GRIMM_{i,t}} - 1 \right) * 100 \quad Eq./7/$$

Donde $PMS7003_{i,t}$ es la concentración medida por el sensor y $GRIMM_{i,t}$ es la concentración medida por el FRM. También, puede ser expresada como sumatoria, que corresponde a un valor en un tiempo determinado.

$$D_i = \frac{1}{n_j} \sum_{i=1}^{n_j} d_i \quad Eq./8/$$

De la siguiente forma, se puede entregar un intervalo de confianza para el sesgo (Camalier, 2007).

$$IC_{90\%} = D \pm t_{95\%,df} * \frac{S_d}{\sqrt{n_j}} \quad Eq. /9/$$

Donde, $t_{95\%,df}$ es el cuartil 95 de la distribución t con N-1 grados de libertad y S_d es una estimación de la variabilidad del promedio del sesgo si se calcula con la ecuación 8 donde d_i y D están dados por las ecuaciones 7 y 8 respectivamente.

$$S_d = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n_j} (d_i - D^2)}{n_j - 1}} \quad \text{Eq. /10/}$$

Por último, el Sesgo Absoluto de la siguiente forma:

$$AS = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n |d_i|^2 - (\sum_{i=1}^n |d_i|)^2}{n(n-1)}} \quad \text{Eq. /11/}$$

2.6.2.2. Coeficiente de variación

El coeficiente de variación se calculó mediante la fórmula propuesta por Camalier, 2007:

$$C_i = \frac{X_i - Y_i}{(X_i + Y_i)/2} * 100 \quad \text{Eq. /12/}$$

Donde X_i es la concentración del sensor PMS7003 y Y_i es la concentración medida por el GRIMM.

Con una confianza del 90%, el límite superior estadístico del coeficiente de variación se calcula:

$$CV_{ub} = \sqrt{\frac{n * \sum_{i=1}^n C_i^2 - (\sum_{i=1}^n C_i)^2}{2n(n-1)}} * \sqrt{\frac{n-1}{X_{0.1, n-1}^2}} \quad \text{Eq. /13/}$$

Donde n es el número de pares de datos válidos, $X_{0.1, n-1}^2$ es el percentil 10 de la distribución de Chí-cuadrado con $N-1$ grados de libertad y el factor de 2 en el denominador se ajusta por el hecho de que cada C_i se calcula a partir de dos valores con error (Eq. 12).

2.6.3. Criterios gráficos de comparación

2.6.3.1. Series temporales

Mediante series temporales de los contaminantes, se podrá comparar el comportamiento de los instrumentos, ya que permite distinguir los máximos de concentración y si son captados por ambos instrumentos simultáneamente.

Se realizarán en las distintas estaciones del año y con subperiodos de 15 minutos y horarios (Badura y col., 2019; Bulot y col., 2019).

2.6.3.2. Gráficos de dispersión

Los gráficos de dispersión permiten reconocer si existe una cierta tendencia entre las mediciones de ambos instrumentos y la variación de la respuesta con las variables meteorológicas.

Se realizará en distintas condiciones ambientales y nos permitirá conocer en qué condiciones los instrumentos tienen mejor respuesta mediante el coeficiente de determinación y correlación de Pearson (Zikova y col., 2017).

2.7. Modelo de corrección

Se empleó un modelo de corrección para mejorar la respuesta del sensor en función de los coeficientes de correlaciones de Pearson y coeficientes de determinación que se obtienen al comparar el sensor con el monitor de referencia en distintas condiciones ambientales.

Se subdividió los datos en 2 para realizar el modelo y para evaluar el mismo (Badura y col., 2019). Para evaluar en todas las condiciones posibles de concentración (alto, bajo, medio) y condiciones meteorológicas, los meses que se utilizaron para la evaluación del

modelo fueron Enero-Marzo y Septiembre. En los meses restantes se estudiaron los coeficientes de determinación para la selección del modelo más eficiente, donde se probó regresiones lineales y cuadráticas simples y con valores límites para PM_1 , $PM_{2.5}$ y PM_{10} de la forma:

$$y = \beta_0 + \beta_1 * x_{1,j} + \varepsilon \quad Eq. /14/$$

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 * x_i^2 + \beta_2 * x_i + \varepsilon \quad Eq. /15/$$

Donde y_i es la variable independiente; $\beta_0, \beta_1, \beta_2$ parámetros de la ecuación que son desconocidos ; x_i es la i -ésima parte del valor independiente y ε es el residuo o error.

2.7.1. Métricas de evaluación de los modelos

La evaluación de los modelos y la determinación del más adecuado en cada diámetro aerodinámico se realizó mediante gráficas y métricas de evaluación de modelos explicadas en el ANEXO 3 y calculadas mediante el software R-Studio (RStudio Public-benefit corporation, Boston, Massachusetts, Estados Unidos).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Procesamiento de los registros de los instrumentos y las variables meteorológicas

La co-localización de ambos instrumentos es una metodología que permitió la medición simultánea y en las mismas condiciones del monitor de referencia (GRIMM) y el sensor (PMS7003) en un período de tiempo extenso (9 meses), sumado a que las condiciones meteorológicas varían en cada estación del año. El monitoreo de la humedad relativa, temperatura y de los contaminantes de interés, permitió evaluar el desempeño del sensor a través de los cambios estacionales. Estudios previos (Wang y col., 2015; Badura y col., 2019; Bulot y col., 2019), ya habían descrito variaciones en los desempeños con respecto a la humedad relativa, la temperatura y el tamaño de partícula lo cual se pudo observar y comprobar en los resultados obtenidos en este estudio

El procesamiento de los registros se llevó a cabo por separado para los tres instrumentos, que se describen a continuación.

3.1.1. Procesamiento datos monitor de referencia

La primera etapa consiste en un pre-procesamiento mediante el software GRIMM Windows Software 1178. Inicialmente se convirtió los datos diarios desde un tipo de archivo que no es reconocible por el sistema operativo del computador a un archivo del tipo texto. Estos archivos son almacenados y luego mediante el software 1178 son exportados a un documento Excel.

Se generó 318 planillas de datos por minuto correspondientes a los 318 días que duro la co-localización de los instrumentos, que luego fueron compiladas en una sola planilla y validada para su posterior uso.

3.1.2. Procesamiento del sensor PMS7003-1/2 y variables meteorológicas

Los datos de los sensores fueron entregados por los colaboradores del estudio de la Universidad Autónoma de Tamaulipas, México. Se entregó datos crudos por minuto de ambos sensores en planillas diferentes y se compiló en una sola planilla.

Los datos meteorológicos fueron entregados por el director del seminario, estos son cada 15 minutos y se analizaron previamente a la comparación de los instrumentos para evaluar las condiciones meteorológicas y ambientales en las que funcionaron los instrumentos.

3.2. Análisis previo a la evaluación del desempeño

Una vez generadas las planillas de cada instrumento por separado, se realizó una sola planilla compilada con la información de los tres instrumentos, donde se ordenó los datos correspondientes a cada minuto para el instrumento de referencia y el sensor de bajo costo de tal forma que existiría una coordinación en las horas y sin desfase en las mediciones.

La evaluación para corroborar que las horas de ambos instrumentos estaban en fase lo permitió las series de tiempo, ya que ambos instrumentos fueron capaces de captar simultáneamente los máximos y mínimos de concentración como se muestra en la figura 9.

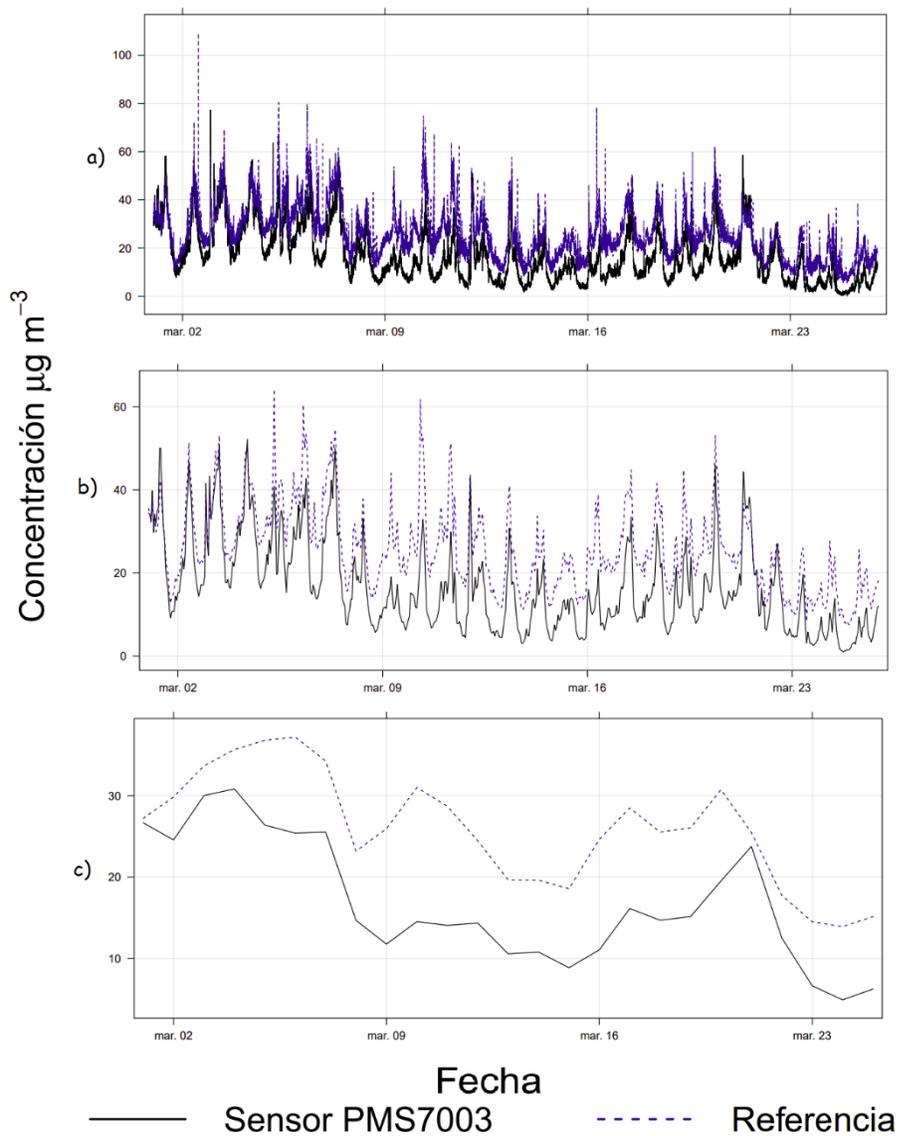


Figura 9 Serie de tiempo en distintas escalas temporales a) minuto; b) horario; c) diario para el monitor de referencia (azul/rayado) y el sensor (negro/línea).

Las series de tiempo con promedios horarios se distinguen claramente los máximos de concentración y con promedios diarios se pierde la resolución como se observa en la figura 9, que muestra las concentraciones de $PM_{2.5}$, para el sensor en color azul y el monitor de referencia de color negro, en 3 escalas temporales distintas: Valores medidos por minutos, que corresponden a los datos crudos validados, promedios horarios y diarios (a, b, c y respectivamente). En el eje de las abscisas se presenta el tiempo y el eje de las ordenadas la concentración en $\mu g/m^3$. Se puede observar en la Figura a) la presencia de ruido y poca resolución en la serie de tiempo, lo que dificulta la capacidad de observar máximos de concentración y comportamientos similares en ambos instrumentos. Además, debido a eventos puntuales de emisiones, existen puntos que se alejan del comportamiento común en las concentraciones, que, al ser promediados, disminuyen la incerteza asociados a estos puntos. La gráfica b) mejora la resolución temporal debido a una disminución del ruido y permite una correcta visualización de los datos. Para la gráfica c) con promedios diarios, la muestra es muy pequeña y se pierde la resolución temporal deseada.

Esta parte es muy importante realizarla correctamente ya que puede inducir errores en la comparación, también es necesario escoger promedios de tiempos adecuados en la comparación de ambos instrumentos para una correcta visualización de los datos. La selección de un intervalo adecuado de tiempo se realizó en base a la capacidad de diferenciar los máximos de concentración y la necesidad de no perder información necesaria para la evaluación del desempeño. Por esto, basado en los resultados se pudo observar que para realizar la evaluación del desempeño de los sensores se decidió utilizar las series de tiempo de promedios de 15 minutos y de 1 hora, este último se utiliza para hacer análisis de calidad del aire de acuerdo con la normativa.

Para incluir las variables meteorológicas, se calculó los promedios móviles cada 15 minutos para generar una planilla compilada y sin desfase con las variables meteorológicas.

3.2.1. Evaluación de las condiciones ambientales y meteorológicas durante el estudio

Santiago es una ciudad caracterizada por su estacionalidad, lo que permitió evaluar el desempeño del sensor en distintas condiciones ambientales de temperatura y humedad relativa, realizando la separación entre las estaciones del año y períodos cálidos-fríos.

En la tabla 7 se observa el promedio (media), rangos (máximo y mínimo) y desviación estándar (Sd) de los parámetros meteorológicos, donde se evidencia la estacionalidad, siendo los periodos de primavera y verano con temperaturas máximas de 34,2 y 36,1 [°C] respectivamente. Así mismo la radiación fue alta para estas épocas del año registrándose máximos de 1128 y 1071 [W/m^2] respectivamente.

Tabla 7 Resumen de las variables meteorológicas en el período en estudio.

Estación	Parámetro	Temperatura [°C]	Humedad Relativa [%]	Radiación Solar [W/m^2]	Velocidad del viento [m/s]
Otoño	Media	19,8	52,7	163,5	0,8
	Rango	11,2 - 33,7	10 - 93	0 – 690	0 - 4,5
	Sd	5,3	18,1	220,1	1
Invierno	Media	13,6	55,5	141,3	0,9
	Rango	3,1 – 29	7-92	0 – 786	0 - 4,9
	Sd	5,1	20,1	211,3	0,9
Primavera	Media	19,3	46,8	247,2	1,34
	Rango	4,5 - 34,2	6 - 93	0 – 1128	0 - 6,7
	Sd	6,2	18,6	317,1	1,3
Verano	Media	23,5	45,5	267,3	1,4
	Rango	12,2 - 36,1	12 - 84	0-1071	0 - 5,8
	Sd	5	14,5	325,5	1,21

*Sd- desviación estandar

Para otoño e invierno, los máximos en la temperatura son de 33,7 y 29 [°C] con mínimos de 11 y 3,1 [°C] respectivamente. Los valores promedios para la temperatura fueron de 19,8 ; 13,6 ; 19,3 ; 23,5 °C para otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Con respecto a la humedad relativa, las medias fueron de 52,7; 55,5 ; 46,8; 45,5% para otoño, invierno, primavera y verano respectivamente. Los valores mayores se dieron en las estaciones de invierno y primavera que corresponden a los meses más fríos. En verano, el máximo alcanzó 84% y en las otras estaciones superó el 90%.

Los valores de velocidad del viento suelen ser muy bajos en las todas las estaciones, con un máximo de 1,4 m/s en verano y 1.34 m/s para la primavera. La radiación solar sigue tendencias similares a la temperatura, con valores más altos en verano y primavera, donde las medias fueron 317,1 y 247,2 W/m^2 respectivamente.

En la tabla 8 se muestran el resumen de los valores máximos, mínimos, promedios y desviación estándar del PM en todas las fracciones de diámetro estudiadas para ambos instrumentos.

Tabla 8 Resumen de las concentraciones por ambos instrumentos en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	GRIMM			PMS7003		
	<i>PM</i> ₁₀	<i>PM</i> _{2.5}	<i>PM</i> ₁	<i>PM</i> ₁₀	<i>PM</i> _{2.5}	<i>PM</i> ₁
Otoño						
Media	51,2	27,8	19,2	25,6	21,2	13,7
rango	11 - 174	6 - 98,7	3 - 82	1 - 103	1 - 89	0 - 56
Sd	20,9	11,8	10	18,6	15,5	10,3
Invierno						
Media	62,7	37	27,5	40,6	36,8	24,4
rango	5 - 210	3 - 112	2 - 71,2	0 - 133	0 - 133	0 - 80
Sd	34,7	19,3	15,2	29,5	27,9	17,8
Primavera						
Media	49,5	21,9	12,7	12,3	12	8,1
Rango	9 - 202	5 - 89	3 - 73,3	0 - 100	0 - 93	0 - 72
Sd	21,5	11	8,4	13,6	13,3	8,2
Verano						
Media	52,9	24,7	14,4	16,5	14,2	9,5
Rango	9 - 208	4 - 83,5	3 - 71	0 - 83	0 - 79	0 - 55
Sd	20,3	9,7	6,7	10,9	9,9	7,1

Las medias más altas fueron en invierno por el instrumento de referencia siendo 62,7; 37,0 y 27,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para *PM*₁₀, *PM*_{2.5} y *PM*₁ respectivamente, seguido por las mediciones del sensor en la misma estación del año.

El máximo de concentración medido es 210 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para *PM*₁₀ medido en invierno medido por el instrumento de referencia; 133 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para *PM*_{2.5} medido por el sensor en invierno y 82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para *PM*₁ medido en otoño por el instrumento de referencia.

La desviación estándar disminuye con el tamaño de partícula, debido a que también disminuyen las concentraciones. Para el PM_{10} la desviación estándar de la referencia fue mayor que la del sensor en todas las estaciones, por el contrario, el $PM_{2.5}$ presentó valores mayores de desviación estándar para el sensor en todas las estaciones. Por su parte, la desviación estándar de las concentraciones del PM_1 fueron similares para ambos instrumentos.

3.2.2. Operación del sensor durante el estudio

De acuerdo con la EPA, se considera como muestreo de 24-hr si se cuenta con un 75% de las mediciones. Sin embargo, se pudo observar que los sensores en ciertas épocas del año, los datos no realizaron las mediciones bajo los criterios, por lo que se eliminaron ya que no se tenía el porcentaje de completitud requerido, considerando entonces que, en esos casos, el desempeño no fue el adecuado. Una posible causa de esto es la pérdida de conectividad. En la figura 10 se puede observar la pérdida de datos los cuales se dieron del 17 al 24 de septiembre y del 30 de octubre al 17 de noviembre (Figura 10).

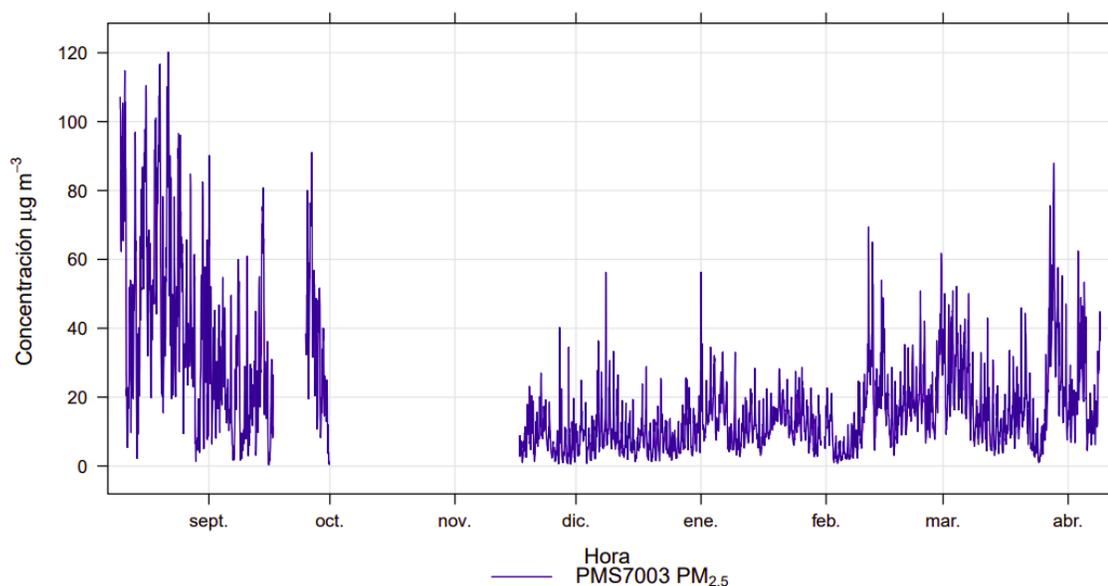


Figura 10 Serie de tiempo de las mediciones de $PM_{2.5}$ del sensor PMS7003 durante el periodo de estudio.

La figura 11 muestra la variabilidad temporal del $PM_{2.5}$ de ambos instrumentos. Se evidencia ambos instrumentos son capaces de detectar eventos puntuales, además de que ambos instrumentos identifican el mismo patrón de registro de contaminantes. Sin embargo, se observa que los valores del sensor están subestimados, registrando concentraciones menores a la observadas por el monitor de referencia. Por otro lado, se observa en la variación diaria un sesgo negativo del sensor que persiste en la variación semanal y que puede ser ocasionado por alguna falla en el sensor. La variación mensual permitió observar que patrón del desempeño del sensor tiende a cambiar en los meses de invierno, provocando una disminución del sesgo observado en la variación diaria.

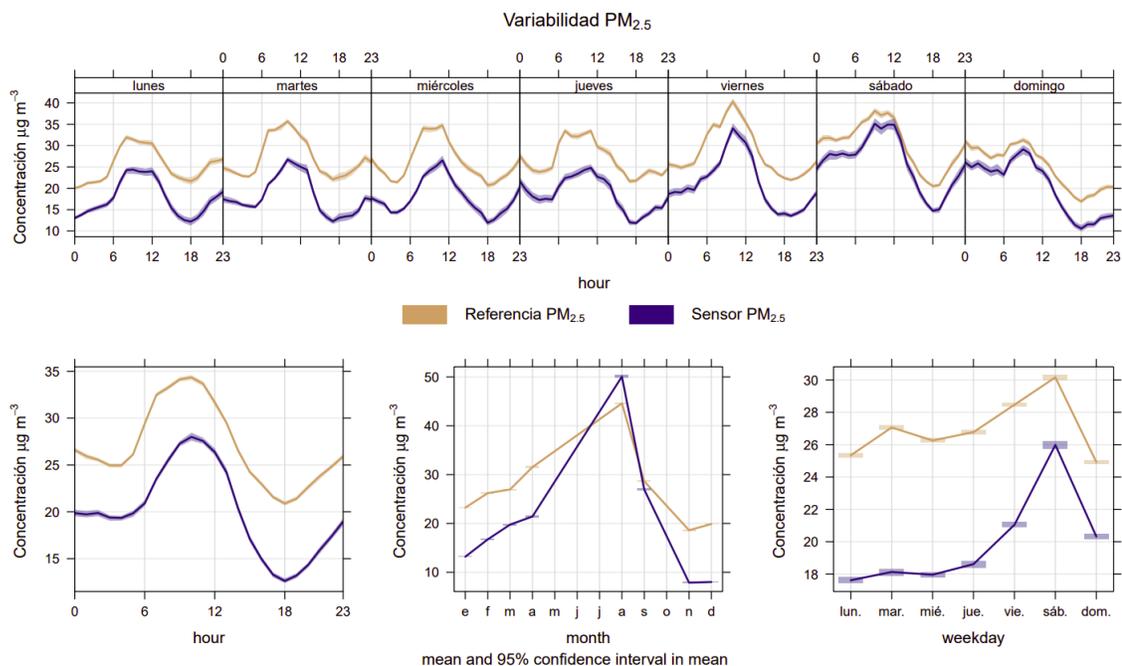


Figura 11 Variabilidad temporal del $PM_{2.5}$ del sensor (azul) y el monitor de referencia (amarillo) en el periodo de estudio.

3.3. Comparación entre sensor PMS7003-1 y PMS7003-2

El objetivo de la co-localización de los instrumentos de monitoreo PM era del de evaluar el desempeño de los sensores de bajo costo al comparar los datos con equipo ya validado. Sin embargo, también se pudo comprar el desempeño de dos sensores PMS7003 entre ellos instalados simultáneamente en el sitio de monitoreo (figura 12). Ambos equipos se expusieron a las mismas condiciones ambientales y de exposición a contaminantes. Independientemente de que el arreglo final del sensor 1 (PMS7003-1) incluía sensores de CO y CO₂, mientras que el sensor 2 (PMS7003-2) solo monitoreaba PM, se pudo observar que ambos sensores detectaron paralelamente las variaciones en concentraciones de material particulado a través de los días.

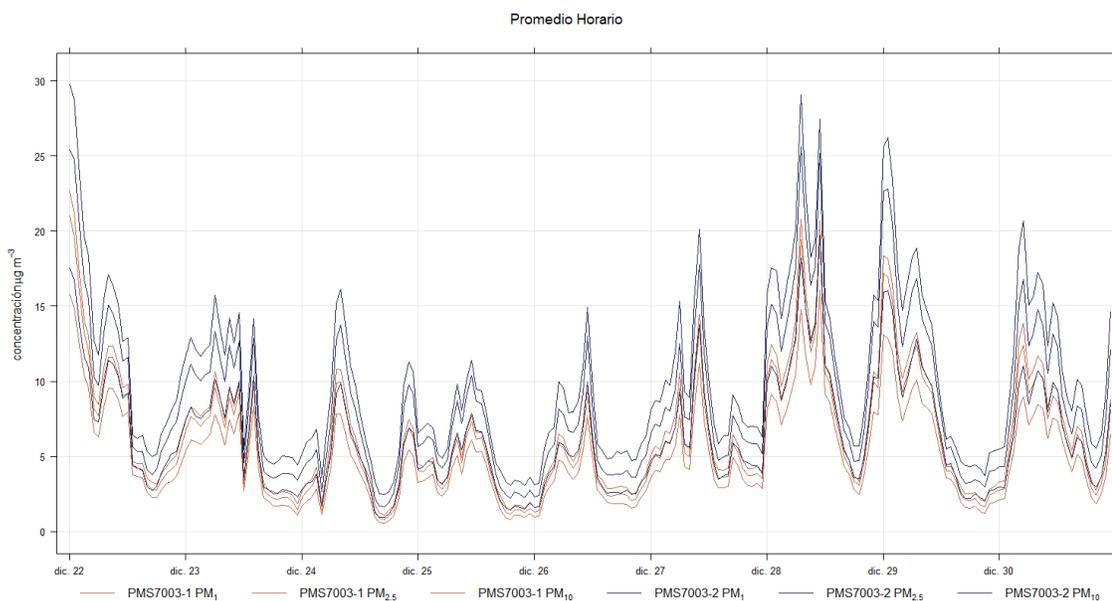


Figura 12 Serie de tiempo de las concentraciones de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 para los sensores PMS7003-1 (Naranja) y PMS7003-2 (Azul).

Se observa una tendencia muy similar entre ambos sensores, captando máximos y mínimos simultáneamente, pero con una leve sobreestimación del sensor PMS7003-2 con respecto a sensor PMS7003-1. Esto se reafirma con la figura 13, donde se presenta la correlación entre ambos sensores. El eje Y corresponde a las concentraciones medidas por el sensor PMS7003-2 y el eje X las concentraciones medidas por el sensor PMS7003-1. El coeficiente de determinación en los tres tamaños de partículas fue mayor a 95% el cual es aceptable para decir que ambos sensores se pueden utilizar en lugares diferentes.

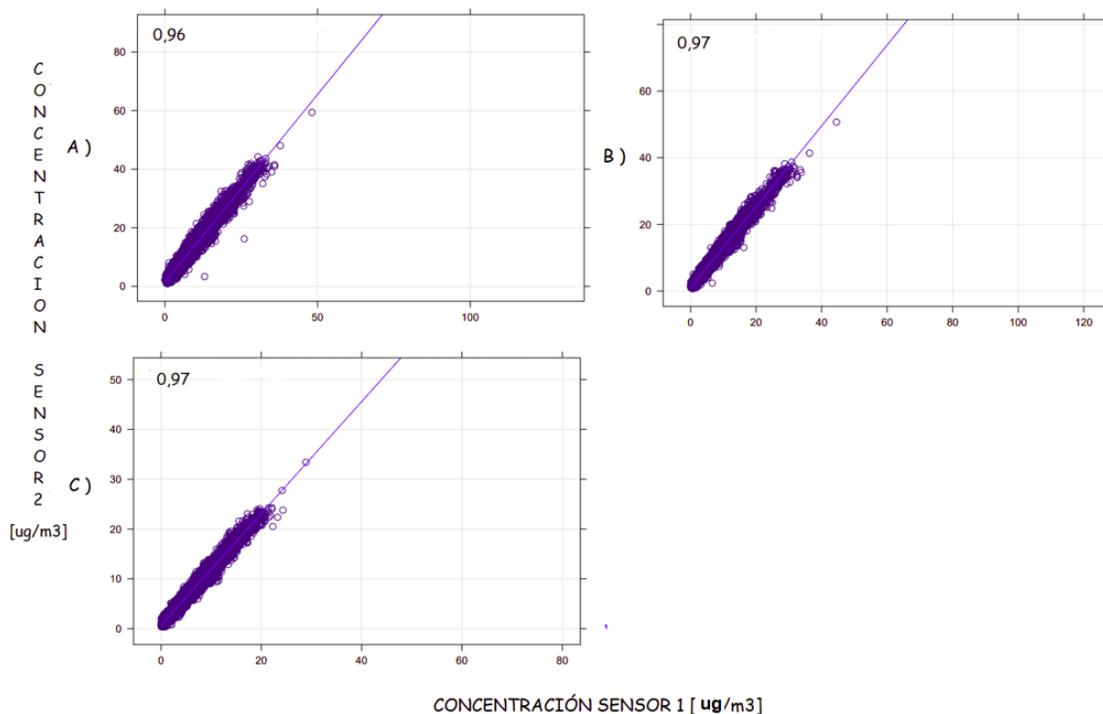


Figura 13 Gráfico de dispersión entre las concentraciones de a) PM_{10} ; b) $PM_{2.5}$; c) PM_1 para los sensores PMS7003-1 y PMS7003-2 con el valor del coeficiente de determinación (R^2) en la esquina superior derecha.

Los resultados de la regresión lineal entre ambos sensores de bajo costo (PMS7003), nos indica una sobreestimación del sensor PMS7003-2, ya que el ideal, sería una pendiente con el valor unitario. La sobreestimación de uno con respecto al otro se puede dar debido a que uno de ellos puede ser más sensibles a ciertas condiciones, por ejemplo, en escenarios donde la concentración de partículas es menor, otras limitaciones podrían ser la fuente de luz o limitaciones intrínsecas del sensor (Kely y col., 2018) o también la composición de la partícula (Wang y col., 2015).

Los valores de R^2 obtenidos son muy cercanos a la unidad y nos indican una buena relación entre las mediciones de ambos sensores, por lo que no se requeriría hacer una distinción entre los sensores.

Tabla 9 Regresión lineal entre PMS7003-2 y PMS7003-1.

Diámetro de Partícula	Pendiente	Intercepto	Coficiente de Determinación (R^2)
PM_{10}	1,30	1,41	0,96
$PM_{2.5}$	1,20	1	0,97
PM_1	1,10	0,62	0,97

La tabla 10, muestra a modo comparativo los coeficientes de determinación de ambos sensores con el instrumento de referencia en las distintas estaciones que operaron, esto se realizó con la finalidad de determinar si en la corrección de la respuesta del sensor es aplicable para ambos sensores por la similitud en su respuesta.

Tabla 10 Coeficiente de determinación entre ambos sensores utilizados y el FRM promedios horarios.

Estación	FRM	7003-1	7003-2
Otoño	PM_1	---	0,98
	$PM_{2.5}$	---	0,82
	PM_{10}	---	0,28
Primavera	PM_1	0,98	---
	$PM_{2.5}$	0,81	---
	PM_{10}	0,20	---
Verano	PM_1	0,98	0,98
	$PM_{2.5}$	0,82	0,79
	PM_{10}	0,31	0,36
Invierno	PM_1	0,98	---
	$PM_{2.5}$	0,87	---
	PM_{10}	0,48	---

3.4. Comparación de los registros del sensor con el instrumento de referencia

La primera etapa de la comparación de los registros es estadística aplicada a las mediciones de ambos instrumentos. Se realizó diferenciando las 4 estaciones del año y las 3 fracciones de diámetro. Esta diferenciación nos permitió evaluar en qué condiciones ambientales mejora el desempeño del sensor, que será necesario considerarlo en el modelo de corrección. Además, nos permite clasificar los sensores en posibles aplicaciones según los criterios establecidos por la EPA.

Posterior a la comparación estadística, se realizó una comparación gráfica donde se analizó con más detalles el efecto del tamaño de partícula y las variables meteorológicas

de humedad relativa y temperatura, que será necesario considerarlos para aplicar el modelo de corrección.

3.4.1. Comparación estadística de los registros

En esta sección, se presentan los análisis estadísticos realizados para evaluar el desempeño del sensor en comparación con el instrumento de referencia.

3.4.1.1. Análisis de Normalidad

A continuación, se presenta un gráfico de distribución de las concentraciones medidas por el sensor (rojo) y el monitor de referencia (negro), donde el eje Y corresponde a la frecuencia y el eje X a las concentraciones de $PM_{2.5}$

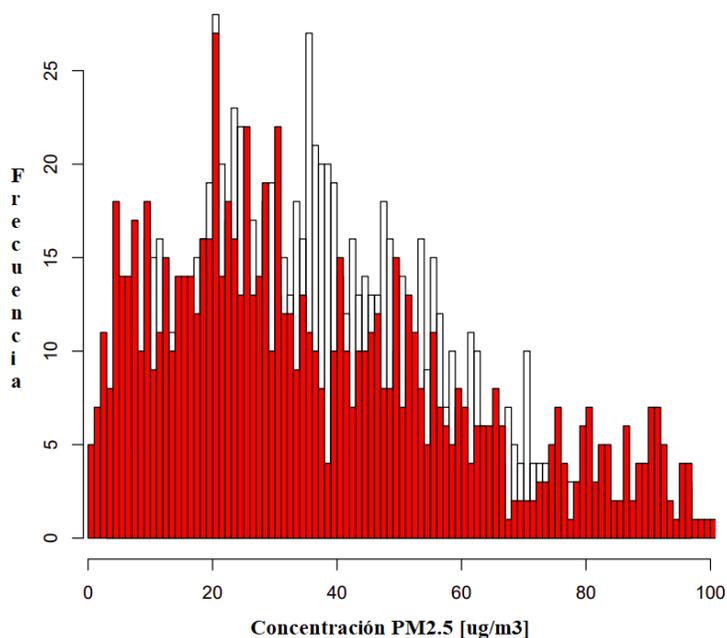


Figura 14 Distribución de las concentraciones medidas por el sensor de bajo costo y el monitor de referencia. Color rojo (Sensor de bajo costo) y color Negro (Monitor de Referencia)

Como se puede observar en la figura 14, la distribución de las concentraciones de material particulado $PM_{2.5}$ no siguen una distribución normal y presenta una asimetría positiva con respecto a la media.

De acuerdo con los resultados obtenidos de la prueba de normalidad (tabla 11) las concentraciones del material particulado en sus diferentes tamaños no son normales cuando se realizó el análisis para las diferentes épocas del año, siendo el p-valor inferior a la exponente -5 en la mayoría de los casos. Lo más cerca a la normalidad obtenido, fue en otoño para el monitor de referencia con un p-valor de 0,00084960, que sigue siendo inferior a 0,05 que nos permite rechazar la hipótesis nula y concluir que las poblaciones no son normales. A partir de estos resultados, se decidió realizar estadística no paramétrica para evaluar las diferencias en las mediciones.

3.4.1.2. Homogeneidad de varianza

El fin de analizar homogeneidad de varianzas es poder realizar una prueba estadística que nos permita evaluar la significancia estadística de las diferencias, ya que, en las mayorías de estas pruebas, este criterio es un requisito.

El contraste de hipótesis nos indicó que se acepta la hipótesis nula para todos los casos, a excepción de otoño, donde falta información para determinar esto (Ver tabla 11), ya que los p-valores obtenidos en todos los casos fueron mayor a 0,05, incluso cercanos a 0,5 en algunos casos, por lo que, se concluyó que las poblaciones tienen varianzas iguales.

3.4.1.3. Prueba de Wilcoxon Mann Whitney

Para la prueba de Wilcoxon Mann Whitney dio valores p muy pequeños (el mínimo entregado por el software) que corresponde a $1E-16$, por lo que se rechazó la hipótesis

nula y se concluye que existe diferencia estadística significativa en las medias de las poblaciones, con una confianza del 95%. Para el $PM_{2,5}$ sólo en invierno se aceptó la hipótesis nula y se concluyó que no existen diferencias significativas entre las mediciones de ambos instrumentos, en el resto de las estaciones, esto no fue posible ya que al igual que para el PM_{10} se obtuvo el valor mínimo para el p.

Para el caso del PM_1 , no se logró aceptar la hipótesis nula en ninguna estación, ya que los valores de p eran bajo 0,05. El caso del invierno, se podría aceptar la hipótesis nula con un 90% de confianza, ya que se obtuvo un p-valor de 0,01539 (Ver tabla 11)

Tabla 11 Valores p obtenidos de las pruebas realizadas.

Estación	Parámetros	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_1
Invierno	G-Normalidad	1,36E-11	1,05E-07	5,87E-11
	S-Normalidad	2,20E-16	2,20E-16	2,20E-16
	Homocedasticidad	0,48	0,49	0,48
	Wilcoxon	2,20E-16	0,31	0,015
Primavera	G-Normalidad	4,21E-09	2,20E-16	2,20E-16
	S-Normalidad	2,20E-16	2,20E-16	2,20E-16
	Homocedasticidad	0,48	0,46	4,57E-01
	Wilcoxon	2,20E-16	2,20E-16	2,20E-16
Verano	G-Normalidad	2,20E-16	6,36E-13	2,20E-16
	S-Normalidad	2,20E-16	2,20E-16	2,20E-16
	Homocedasticidad	0,41	0,46	4,35E-01
	Wilcoxon	2,20E-16	2,20E-16	2,20E-16
Otoño	G-Normalidad	8,50E-4	1,10E-06	2,64E-08
	S-Normalidad	2,20E-16	2,20E-16	8,38E-11
	Homocedasticidad	NA	NA	NA
	Wilcoxon	2,20E-16	2,20E-16	2,74E-12

Estos resultados son contundentes, y sólo en invierno para $PM_{2,5}$ se pudo determinar que no existen diferencias dado el valor p. Esta prueba permite concluir que las poblaciones de ambos instrumentos difieren, pero la robustez de este dependerá del tamaño de la población y la distribución de las poblaciones (Fagerland, 2009). Sin

embargo, cabe destacar que en este estudio; i) no se demostró si ambas poblaciones tenían distribuciones iguales, solo se demostró que ambas no tenían distribución normal y ii) el tamaño de población es muy grande, por lo que es más necesario tener la distribución exacta de la población (Feltovich, 2003). Sin embargo, la prueba es válida debido a que se comprobaron todos los supuestos necesarios para que sea aplicada y es complementada con los criterios estadísticos de la EPA que nos permiten hacer una clasificación de los sensores para un uso adecuado de ellos. En el caso de otoño, no se pudo comprobar el criterio de homocedasticidad probablemente a que el tamaño de la población era menor, pero se asume que no se tiene distribución normal al igual que en todos los otros casos.

3.4.2. Criterios estadísticos de la EPA

Los criterios estadísticos de la EPA nos permiten evaluar el desempeño del sensor en términos de precisión y exactitud. También permite reconocer los casos en los cuales se requiere una calibración mediante un modelo de regresión y que uso es el adecuado según los resultados.

3.4.2.1. Sesgo

En la tabla 12 se presentan los sesgos de las mediciones con un intervalo de confianza del 99% y el número de datos que se utilizó para calcularlo.

Se obtuvo un sesgo total de -56, -32,94 y -28,17 para PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 respectivamente. El signo negativo en estos valores nos indica sobre una subestimación del sensor en comparación al monitor de referencia.

Si evaluamos por época del año, se obtienen los mejores resultados en invierno con sesgos de -34,46; -4,8; -10,76 para PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 respectivamente, seguido por el otoño, luego el verano y por último la primavera.

Tabla 12 Valores obtenidos para el sesgo.

Estación	Parámetros	PM_{10}	$PM_{2.5}$	PM_1
Invierno	N	881	901	903
	Di	-34,46	-4,80	-10,76
	IC	[-38,61 a -30,31]	[-6,61 a -3,12]	[-12 a -9,58]
Primavera	N	911	922	921
	Di	-72,56	-52,06	-39,27
	IC	[-73,98 a -71,14]	[-50,52 a -53,60]	[-44,08 a -35,26]
Verano	N	2067	2085	2085
	Di	-68,30	-45,35	-33,90
	IC	[-68,85 a -67,70]	[-48,70 a -42]	[-34,47 a -33,33]
Otoño	N	425	427	427
	Di	-51,79	-29,53	-28,74
	IC	[-54,11 a -49,47]	[-31,80 a -27,20]	[-30,05 a -27,40]
Total	N	4284	4335	4336
	Di	-56,78	-32,94	-28,17
	IC	[-58,89 a -54,65]	[-34,40 a -31,48]	[-30,15 a -26,39]

*N= número de observaciones, Di= Sesgo, IC= Intervalo de Confianza

3.4.2.2. Sesgo absoluto y precisión

Se obtuvo una precisión total de 30; 26,57 y 17,82% para PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 y un sesgo absoluto de 58;36; 40,59 y 28,65%.

Se observaron diferencias notables entre las distintas estaciones del año, observando un mejor desempeño del sensor durante el invierno con un sesgo absoluto de 39,6; 25,2 y 13,85% y una precisión de 32,57; 25,22 y 16% para PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 respectivamente. Durante el otoño, los valores incrementaron con un sesgo absoluto de 52,38; 37,78 y 27,48% y una precisión de 32,46; 26,63 y 16,91% para PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 respectivamente. Posteriormente el verano registra valores de 68,28; 44,97 y 34,48%

para el sesgo absoluto y 23,91; 23,99 y 17,42% para la precisión. Por último, en primavera se pudieron observar valores de 73,18; 54,41 y 38,78% para el sesgo absoluto y 32,44; 30,43 y 20,93% para la precisión, lo que representa un menor desempeño del sensor (Tabla 13).

Tabla 13 Valores obtenidos para el sesgo absoluto y la precisión en términos de coeficiente de variación (%).

Estación	Parámetros	PM_{10}	$PM_{2.5}$	PM_1
Invierno	Sesgo Absoluto	39,60	25,20	13,85
	CV	32,57	25,22	16,01
Primavera	Sesgo Absoluto	73,18	54,41	38,78
	CV	32,44	30,43	20,93
Verano	Sesgo Absoluto	68,28	44,97	34,48
	CV	23,91	23,99	17,42
Otoño	Sesgo Absoluto	52,38	37,78	27,48
	CV	32,46	26,63	16,91
Total	Sesgo Absoluto	58,36	40,59	28,65
	CV	30,35	26,57	17,82

En todas las situaciones, independiente del tamaño de partícula o la estación del año, el sesgo obtenido tenía un valor negativo desde -72.56% hasta -4.8%, que nos indica una subestimación del sensor con respecto al monitor de referencia. Los valores de sesgo absoluto y coeficiente de variación siguen la misma tendencia que el sesgo, con mejores resultados en invierno y para fracciones de diámetro más pequeña. Se sugiere que existe una tendencia a aumentar los valores de coeficiente de variación y sesgo absoluto en condiciones que las concentraciones de partículas son menores ya que esta subestimación vista con el sesgo se hará más crítica en condiciones de menor concentración de partículas presente en el aire. Esto también se observa con los

intercepto obtenidos en las regresiones lineales en los modelos de corrección donde siempre tomaron valores negativos entre -5 y $-15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Liu y col., 2018; Wang y col., 2018).

3.5. Evaluación de las diferencias entre ambos instrumentos

Con el fin de validar los sensores estos se compararon entre sí, las características que se evaluaron fueron la concentración por tamaño de partícula, diferencias entre las estaciones del año y las variables meteorológicas, humedad relativa y temperatura.

3.5.1. Evaluación de las diferencias en el desempeño del sensor PMS7003 en las distintas fracciones de PM

Otro método de evaluar el desempeño de los sensores y la diferencia que existe entre ellos es mediante las series de tiempo, en esta sección, se realizaron series de tiempo de una sucesión de datos horario para los tres tamaños de PM analizado en este estudio. A partir de este método se puede corroborar visualmente lo reportado en las comparaciones estadísticas (método utilizado estadísticamente o pruebas utilizadas) y los criterios de la EPA definidos para evaluar el desempeño de los sensores.

La figura 15 representa una serie de tiempo de promedios horarios para las concentraciones medidas por el sensor y el instrumento de referencia.

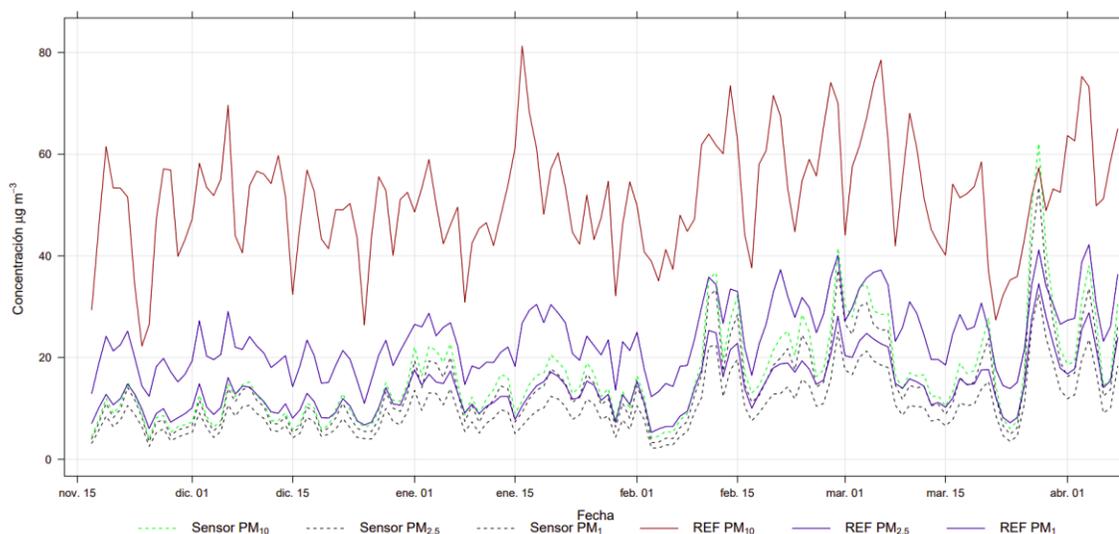


Figura 15 Serie de tiempo horaria de las concentraciones medidas por el sensor y el instrumento de referencia de todas las fracciones. En línea continua las concentraciones medidas por la referencia y con línea discontinua el sensor. Las concentraciones de PM_{10} se presentan en rojo para la referencia y en verde para el Sensor.

De la figura 15, se observa un efecto en las mediciones de PM_{10} entre el sensor y el monitor de referencia siendo las mediciones del sensor muy inferior a las del monitor de referencia. Así mismo, las concentraciones de PM_{10} capturadas por el sensor están apenas por sobre el PM_1 del monitor de referencia y por debajo del $PM_{2.5}$.

Las figuras 16 y 17 muestran una serie de tiempo de las tres fracciones de diámetro a) PM_{10} b) $PM_{2.5}$ y c) PM_1 de invierno y verano respectivamente. Estas figuras se realizaron para determinar si la subestimación de las concentraciones de las distintas fracciones es constante en dos condiciones totalmente opuestas, por lo que se seleccionó una semana de verano y otra de invierno aleatoriamente.

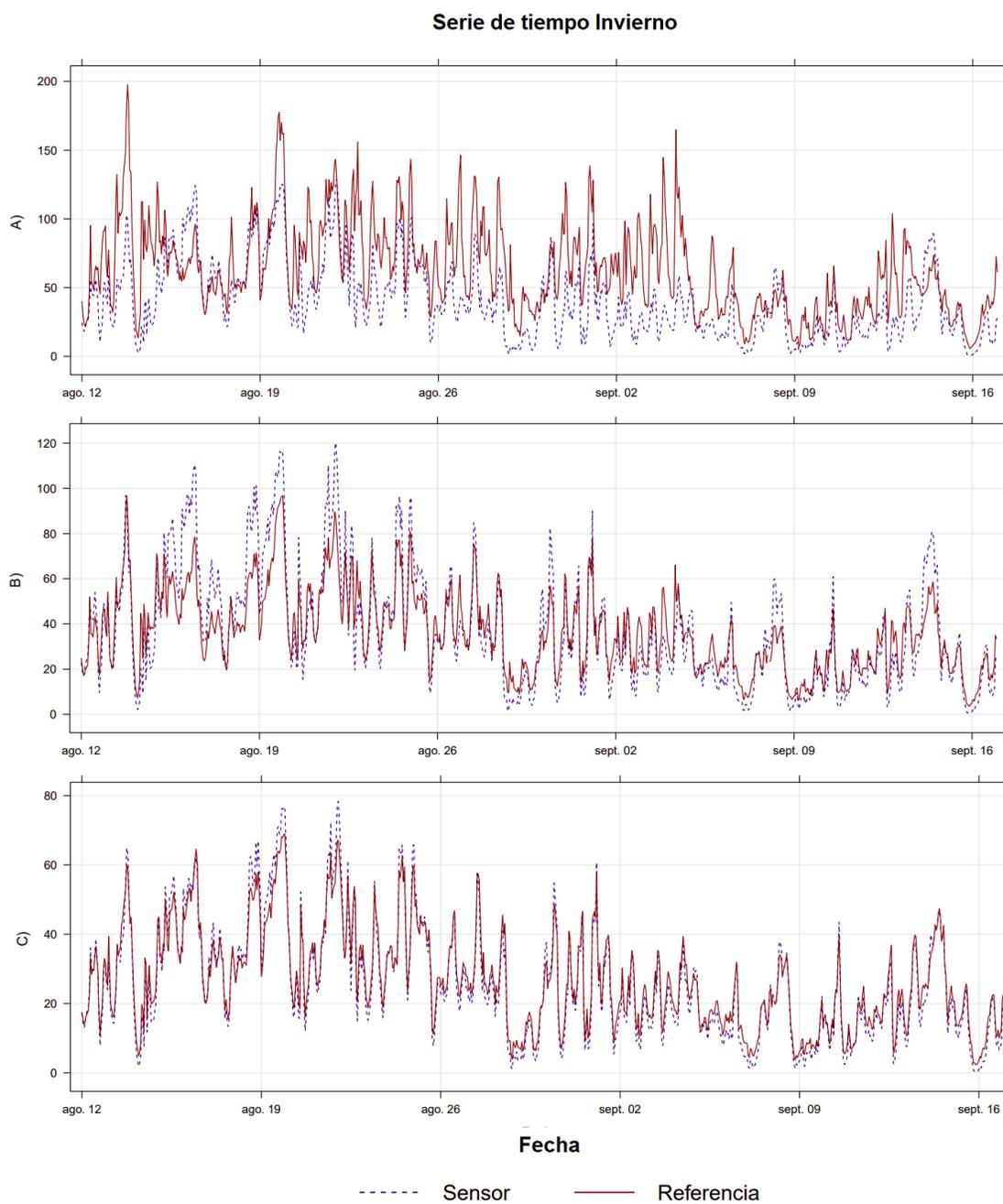


Figura 16 Series de tiempo invierno promedio horario de las distintas fracciones de diámetro; a) PM_{10} ; b) ; c) PM_1 .

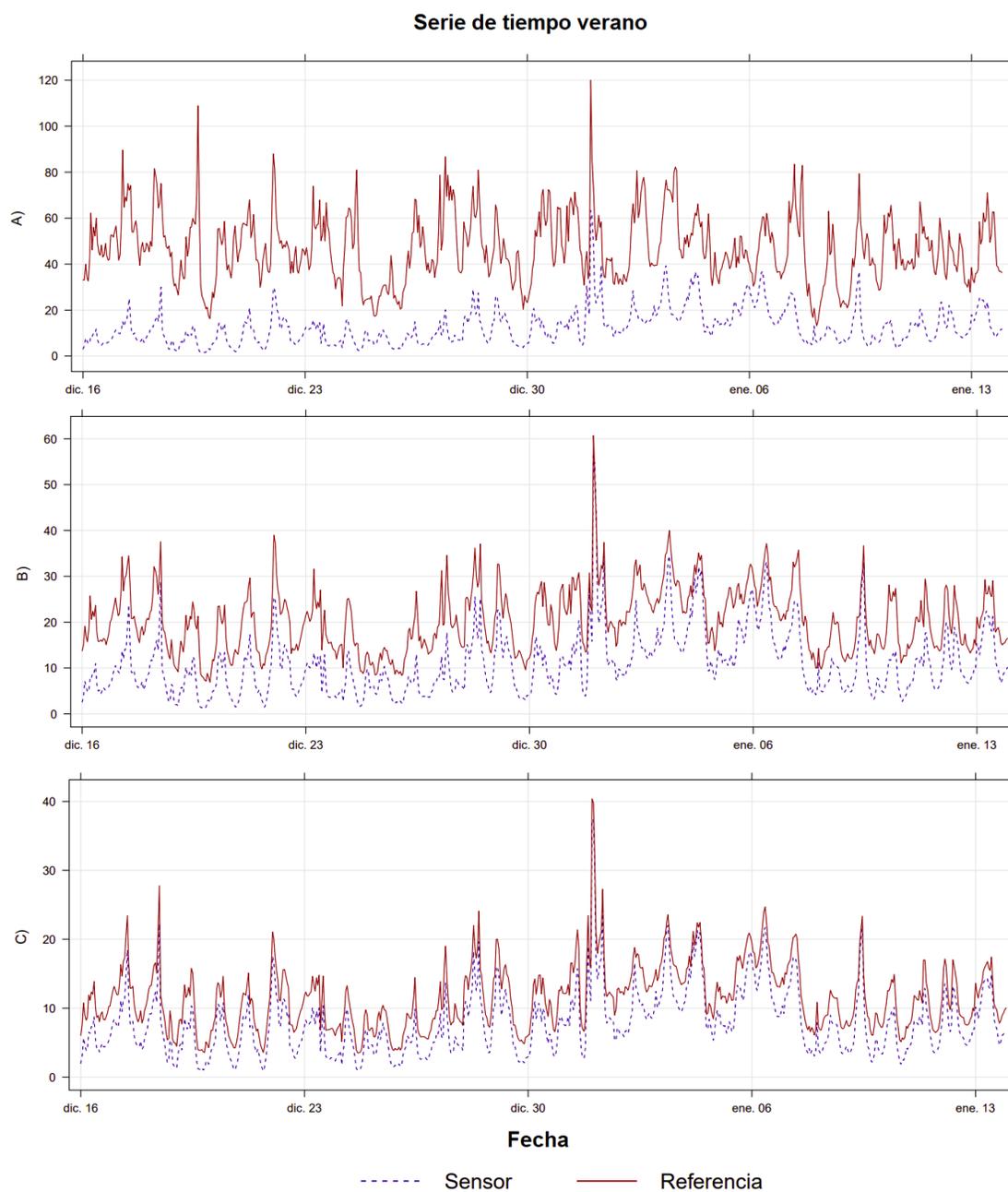


Figura 17 Series de tiempo verano promedio horario de las distintas fracciones de diámetro; a) PM_{10} ; b) $PM_{2.5}$; c) PM_1 .

En ambos periodos, se observó que a medida que disminuye el tamaño de partícula, ambas líneas van teniendo comportamientos más similares captando los máximos y mínimos de concentración simultáneamente con magnitudes muy similares.

En verano, se observó una subestimación del sensor con respecto al monitor de referencia que es más clara en las fracciones 10 y 2.5 μm . Para el PM_{10} la subestimación no es tan notoria. En el invierno, se notó nuevamente una subestimación, pero es clara sólo para el PM_{10} . Para el $PM_{2.5}$ y el PM_{1} , existen comportamientos muy similares entre ambos instrumentos, incluso, en los eventos donde la concentración de los contaminantes era muy elevada, se observó un cambio el patrón común, ya que el sensor sobrestimó las concentraciones con respecto al monitor de referencia.

Si evaluamos el desempeño y comparamos el comportamiento entre el verano y el invierno, se observa que, en invierno, la respuesta del sensor es más similar a la respuesta del monitor de referencia para todas las fracciones.

En los gráficos de correlación multivariados (figura 18) se presenta la dispersión entre las concentraciones medidas por el sensor y por el instrumento de referencia horarias para todas las fracciones correlacionadas entre sí.

La figura 18 presenta los coeficientes de correlación de Pearson para todas las combinaciones de los tres tamaños de partícula entre el sensor y el FRM. En el eje de las abscisas se presentan las concentraciones del monitor de referencia en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y en el eje de las ordenadas las concentraciones del sensor. La línea roja, representa una tendencia lineal entre ambos instrumentos que en algunos casos tiene un cambio en la pendiente.

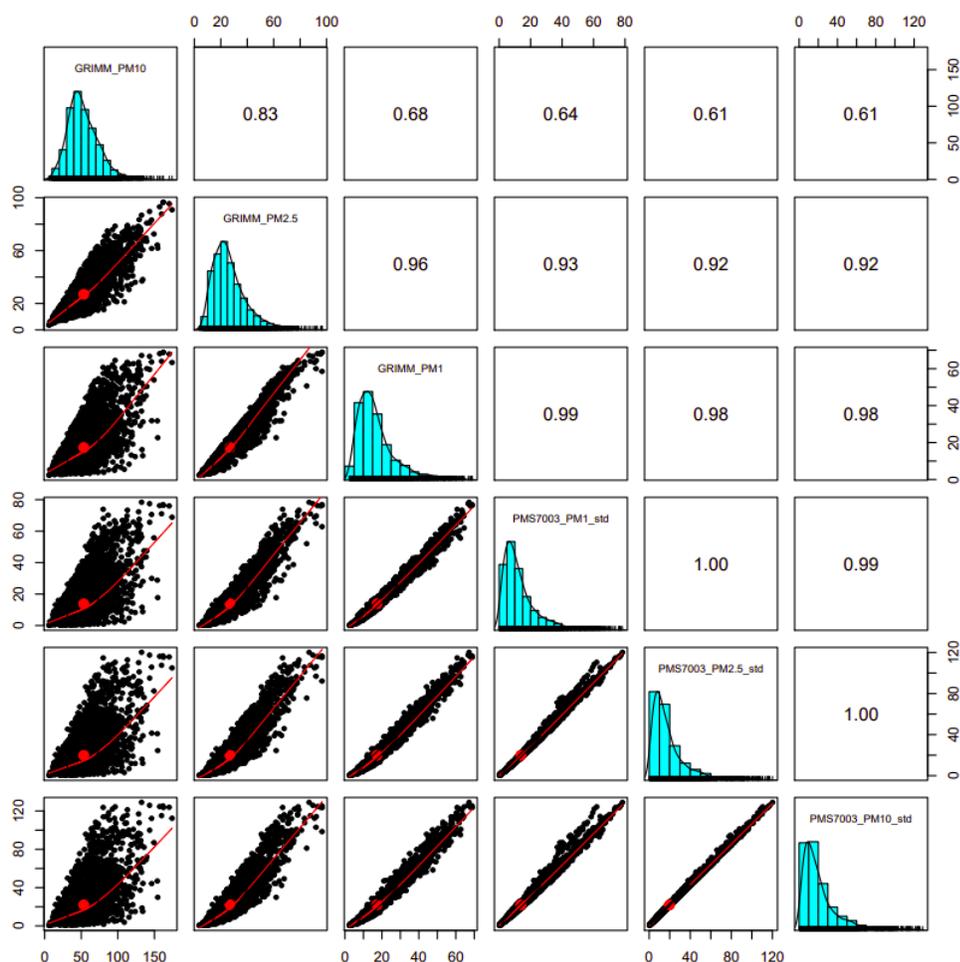


Figura 18 Correlaciones multivariadas para todas las fracciones estudiadas de ambos instrumentos.

Se observa que para el sensor se tienen valores de 0,98; 0,92 y 0,61 con respecto al PM_1 ; b) $PM_{2.5}$; c) PM_{10} del monitor de referencia. Esto nos indica acerca de un déficit del sensor a la hora de reconocer los distintos tamaños en las partículas, ya que las partículas gruesas medidas del sensor correlacionan bien con las partículas finas medidas por el monitor de referencia.

3.5.2. Evaluación de las diferencias en el desempeño del sensor PMS7003 en distintas condiciones de humedad relativa y temperatura

La figura 19 es una serie de tiempo de la humedad relativa con las concentraciones de PM_{10} capturadas por el sensor y el FRM.

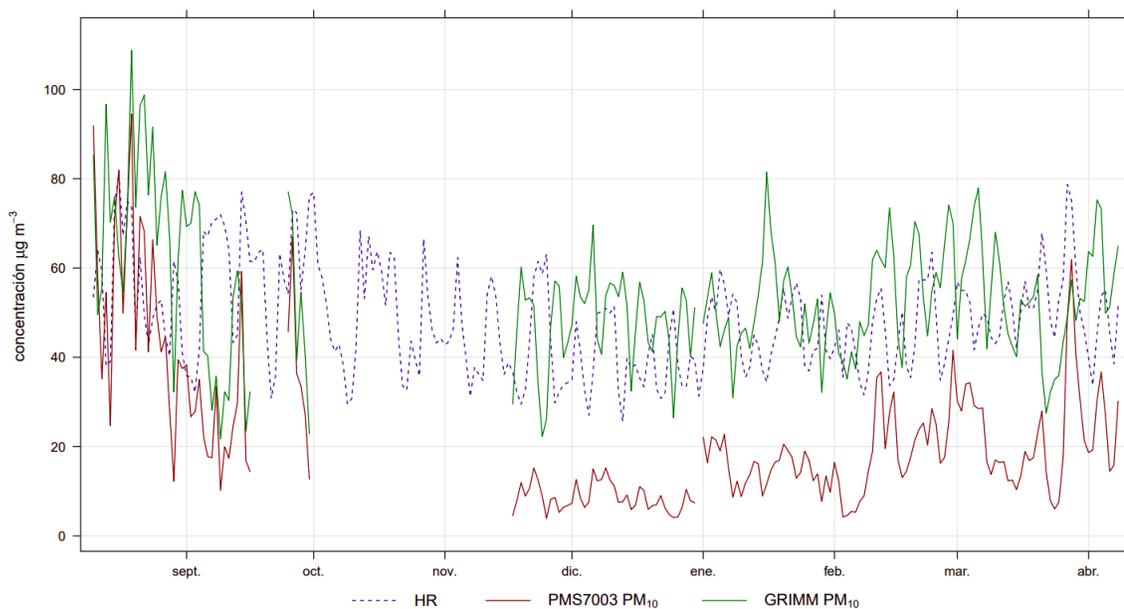


Figura 19 Serie de tiempo de humedad relativa (%) y concentraciones medida por el monitor de referencia (verde) y el sensor (rojo) en $\mu\text{g/m}^3$.

Las concentraciones medidas por el sensor siempre están por debajo de las concentraciones del FRM. En los intervalos de tiempo que sube la humedad relativa, el sensor mejora logra captar concentraciones mayores que se acercan a las concentraciones medidas por el FRM.

Con respecto a la temperatura (figura 20), en los meses más fríos, las concentraciones medidas por el sensor son casi similares a las observadas por el FRM, lo que puede deberse a que en esta época las concentraciones de las partículas también aumentan, por lo que se puede observar que las temperaturas frías permiten una mejor captura de las partículas por parte del sensor, y se reduce el porcentaje de subestimación, comparado con la época del calor en donde, a pesar de que el sensor sigue las tendencias de medición del FRM, se observa subestimación de la concentración por parte del sensor.

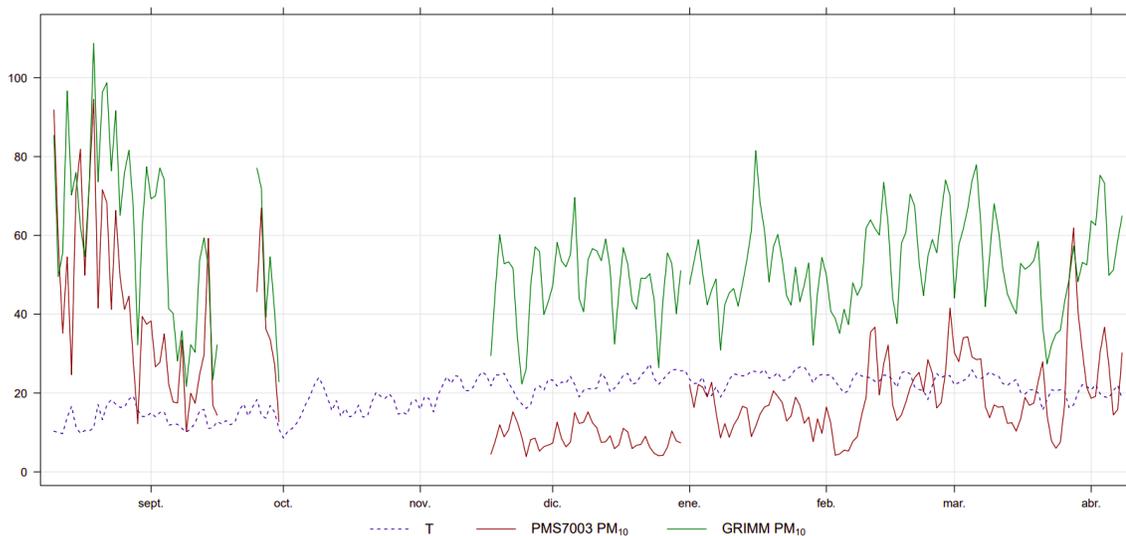


Figura 20 Serie de tiempo de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y concentraciones medida por el monitor de referencia (verde) y el sensor (rojo) en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

La figura 21 presenta la dispersión de las concentraciones medidas por el monitor de referencia y el sensor en las 4 estaciones del año.

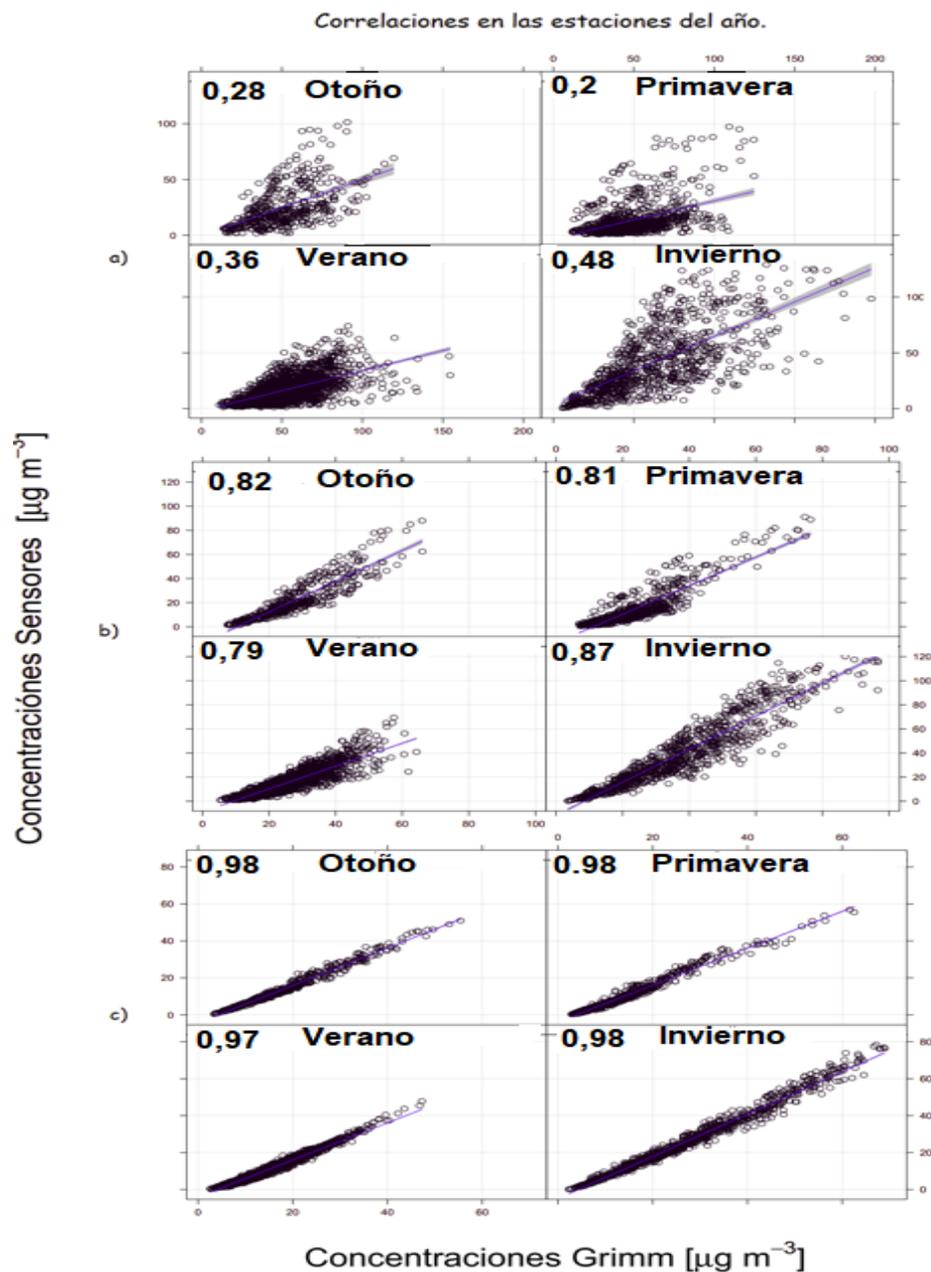


Figura 21 Dispersión de las concentraciones promediadas horaria en las 4 estaciones del año para (a) PM_{10} , (b) $PM_{2.5}$; (c) PM_{10} . Coeficiente de determinación (R^2) en la esquina superior derecha.

Se observó una dispersión grande en todas las estaciones para PM_{10} la cual fue disminuyendo con el $PM_{2.5}$ principalmente en invierno donde el coeficiente de determinación alcanza un máximo de 0,87. Para el PM_1 , no se observa mucha diferencia entre las épocas del año.

Las figuras 22 y 23 representan un gráfico de dispersión de las concentraciones medidas por el FRM y el sensor para PM_{10} y $PM_{2.5}$ con una escala de colores para la temperatura y humedad relativa.

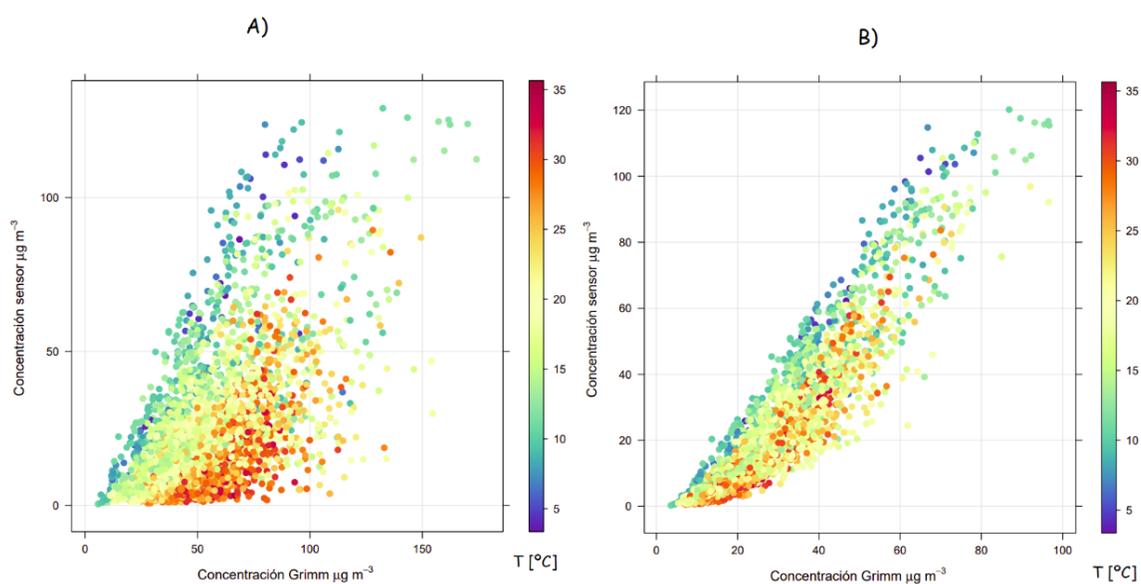


Figura 22 Gráfico de dispersión de las concentraciones medidas por el sensor PMS7003 y el monitor de referencia GRIMM para a) PM_{10} y b) $PM_{2.5}$ y en escala de colores la Temperatura.

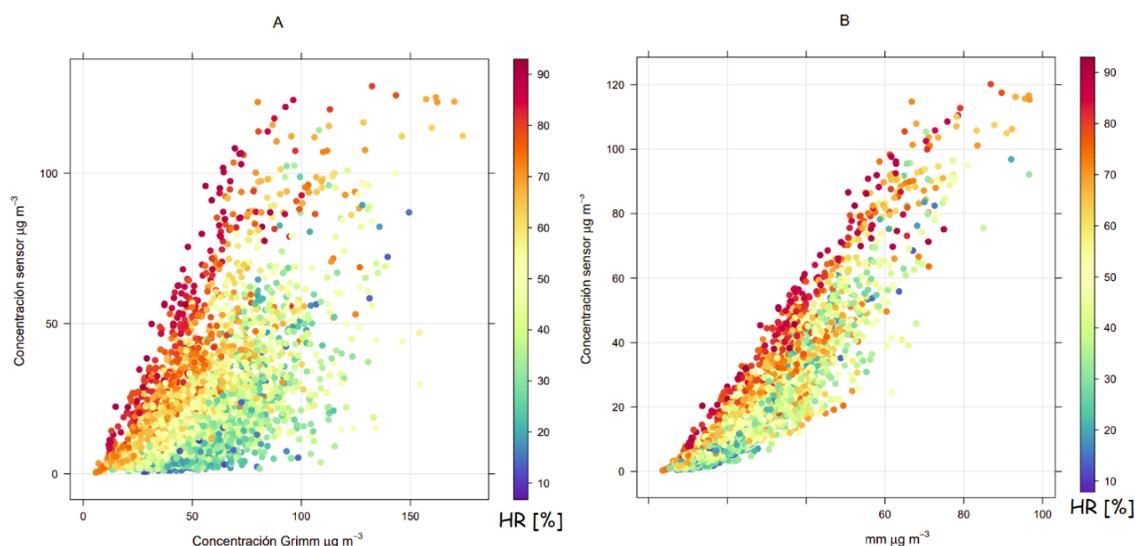


Figura 23 Gráfico de dispersión de las concentraciones medidas por el sensor PMS7003 y el monitor de referencia GRIMM para a) PM_{10} y b) $PM_{2.5}$ y en escala de colores la humedad relativa.

Para la temperatura, se observa que existe una tendencia, que es más clara en el PM_{10} a aumentar la pendiente a medida que disminuye la temperatura, observándose 4 secciones donde el sensor tendría una respuesta diferente. Para el $PM_{2.5}$ la respuesta con la escala de temperatura es más homogénea, pero se ve una tendencia con 2 grandes agrupaciones, que sería una respuesta similar a las concentraciones medidas bajo 20 grados y otra por sobre esta temperatura, en donde se observa mayor dispersión.

En el caso de la humedad relativa, se repite lo observado en la variación de la respuesta según la humedad relativa que es más clara para PM_{10} . En este caso, la pendiente tiende a disminuir a medida que disminuye la humedad relativa y se observan 4 grandes tendencias. Para el $PM_{2.5}$, se observa 2 grandes tendencias, por sobre el 50% donde la

pendiente posee valores mayores y por bajo el 50% donde la pendiente tiende a una disminución a medida que disminuye la humedad relativa.

En las figuras 24 y 25 se presenta la dispersión de las concentraciones de ambos instrumentos en 4 rangos distintos de temperatura y humedad relativa para $PM_{2.5}$.

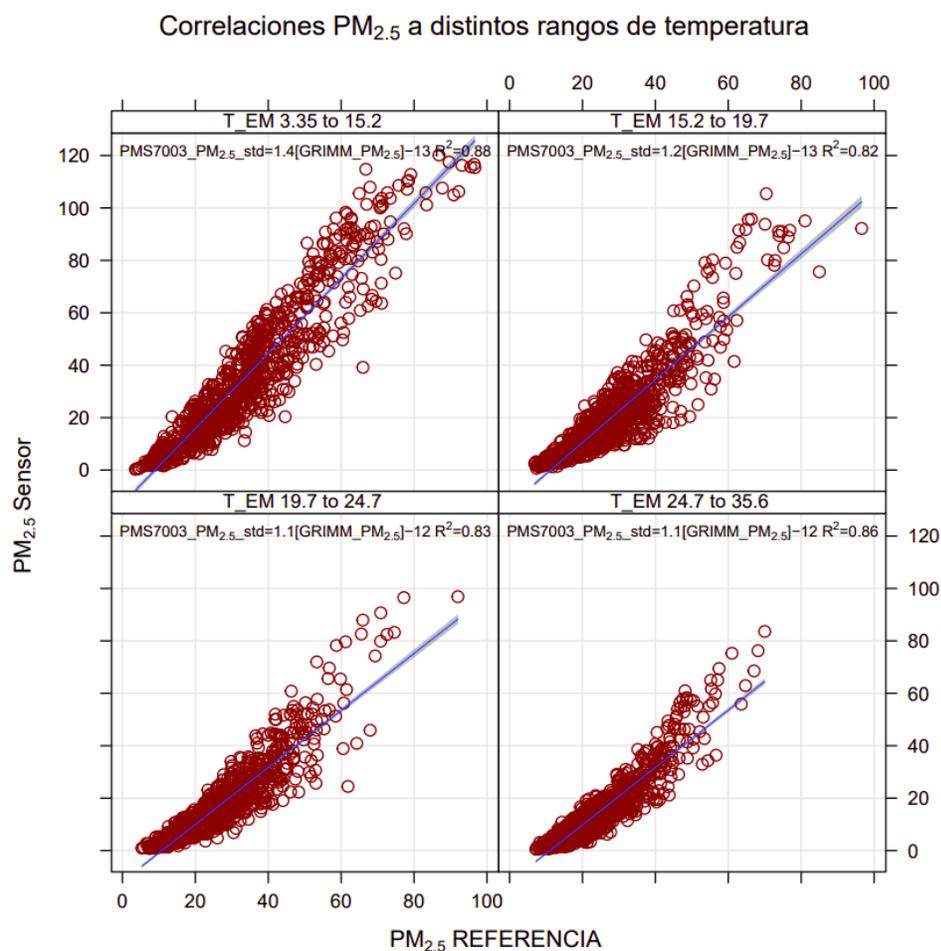


Figura 24 Dispersión en distintos rangos de temperatura para $PM_{2.5}$.

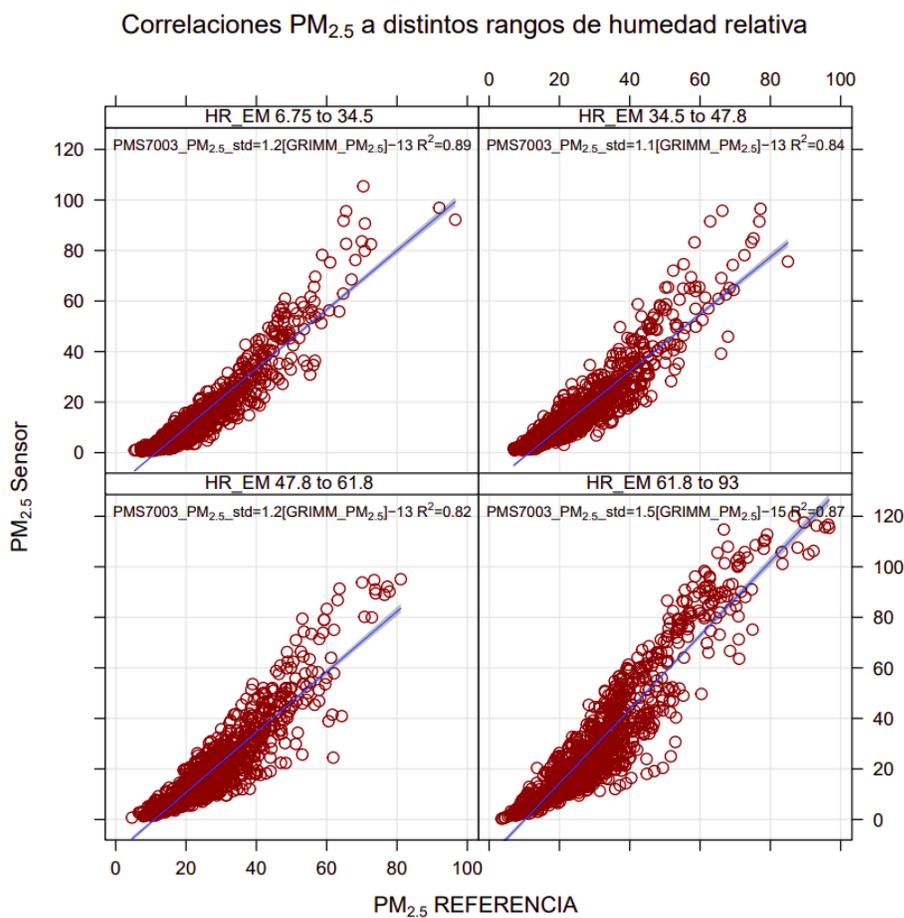


Figura 25 Dispersión en distintos rangos de humedad relativa

En la figura 24 se puede observar que en el rango de temperatura de 3.35 a 15.2°C, la relación entre los datos del sensor y del FRM es muy estrecha reportando un coeficiente de determinación de 88 y una pendiente de 1,4. Sin embargo, a medida que la temperatura aumenta, no existe una buena interrelación entre las concentraciones medidas por ambos instrumentos, por lo que se observa que las concentraciones obtenidas por el sensor se alejan de la tendencia central. La pendiente tiende a una disminución notoria a las 15°C de 1,4 a 1,2, luego sobre los 20°C sigue disminuyendo hasta 1,1. El R² no sigue una tendencia muy clara similar a la pendiente.

Por otro lado, el coeficiente de determinación (R^2) entre las concentraciones de ambos instrumentos en diferentes rangos de humedad relativa se observa alto ($R^2= 89$), para rangos de HR baja (6,37-34,5 %) y para HR alta (61-93%) registrando un coeficiente de determinación de 87. La pendiente aumenta levemente por sobre 47.8% de 1.1 a 1.2 y luego este aumento es más notorio por sobre 61.8 donde se incrementa de 1,2 a 1,5. Al igual que la temperatura, los R^2 tampoco siguen una tendencia muy clara, pero se observa el valor más alto al rango de humedad relativa mayor.

Las figuras 26 y 27 muestran la regresión lineal entre los datos obtenidos por el sensor y el instrumento de referencia de las partículas menores a 10 μm en distintos rangos de temperatura y humedad.

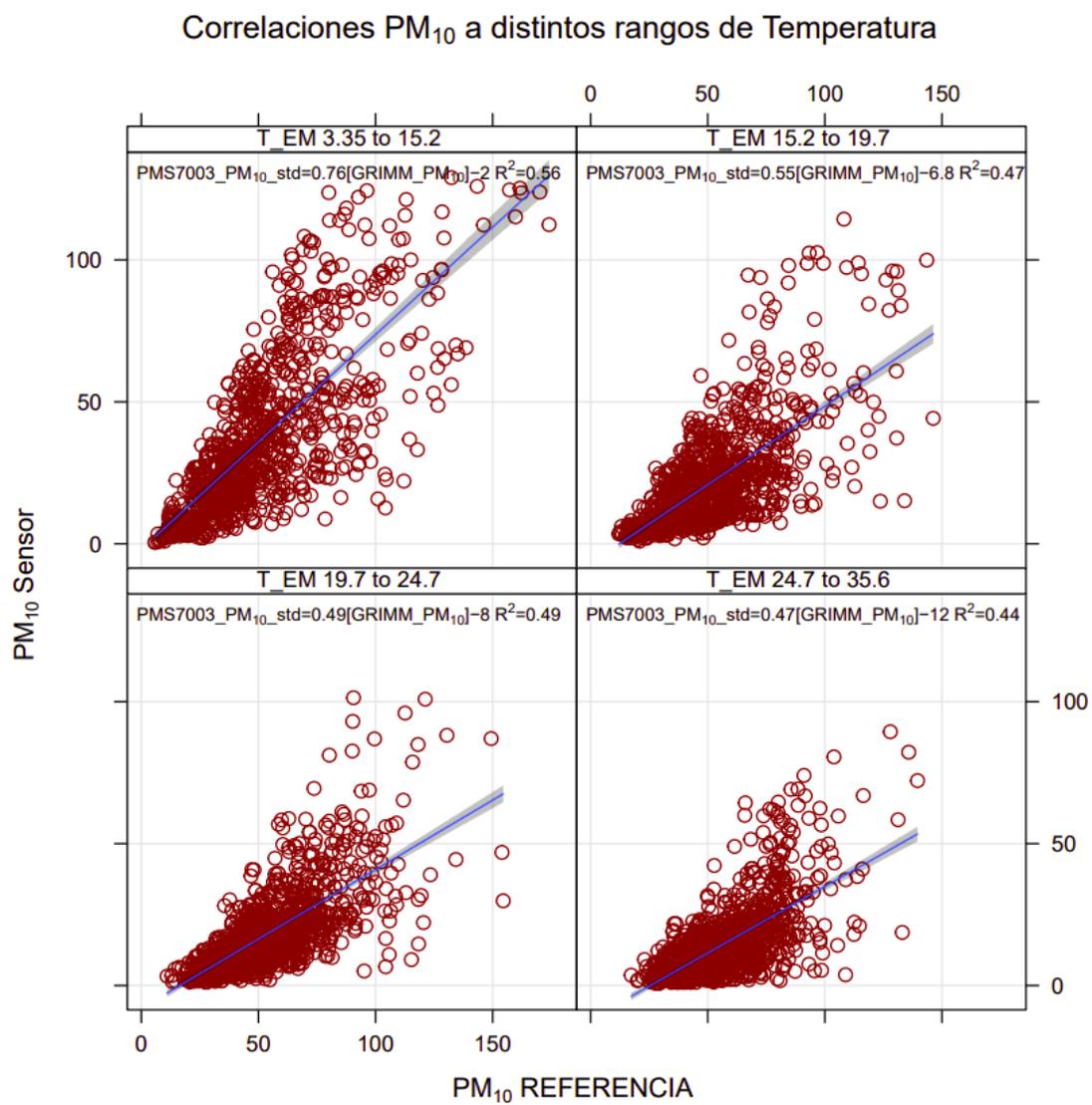


Figura 26 Dispersión de la concentración de PM_{10} a distintos rangos de temperatura.

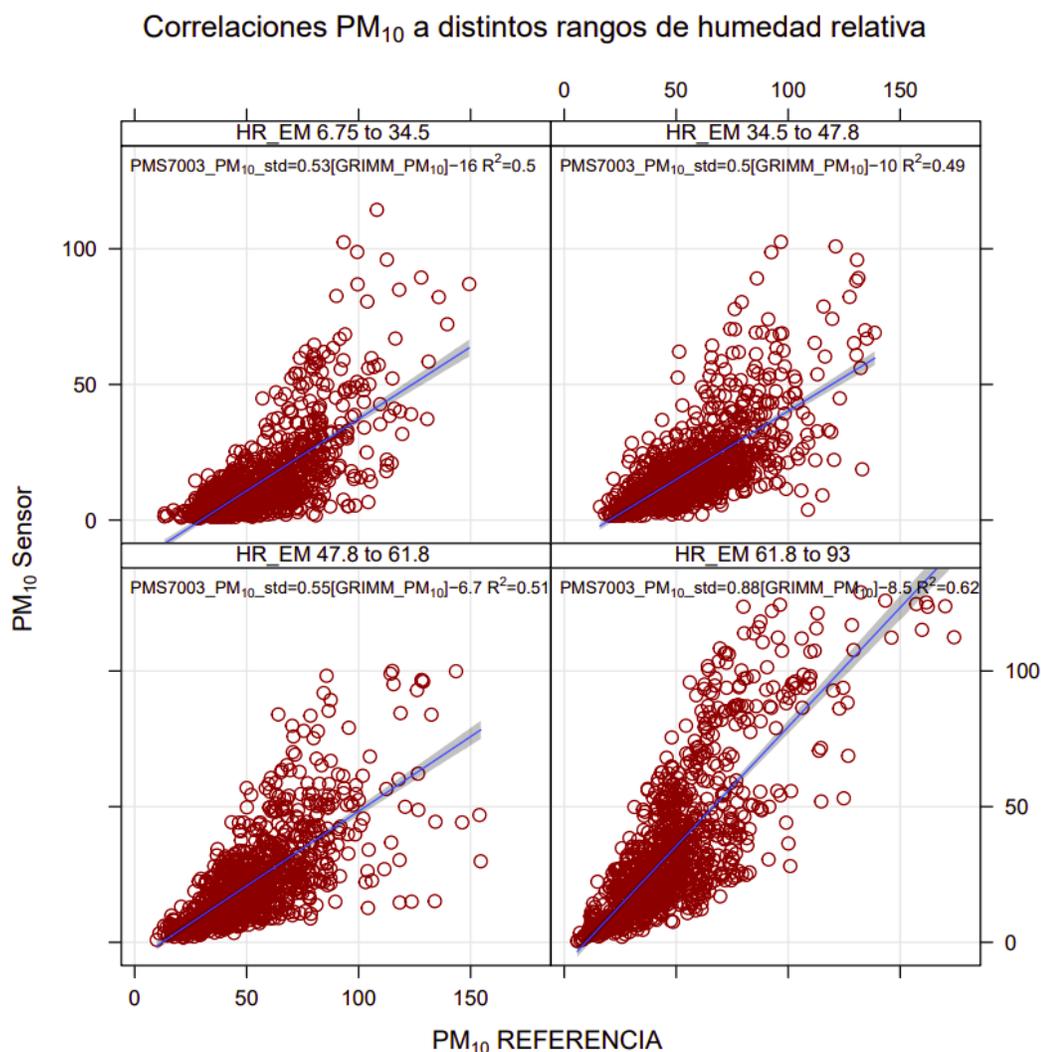


Figura 27 Dispersión de la concentración de PM_{10} a distintos rangos de humedad relativa.

Los coeficientes de determinación están por debajo de 0,56, para bajas temperaturas, indicando una relación muy baja. Mientras que para altas temperaturas (24,7 a 35,6°C) la relación entre las concentraciones que midió cada instrumento de 0,44.

Se observa una disminución de la pendiente desde 0,76 en el rango de 3,35 a 15,2 °C pasando por 0,55 y 0,49 hasta un mínimo de 0,44 en el rango de 24,7 a 35,6 °C.

En el caso de la figura 27, con ajustes lineales a distintos rangos de humedad relativa, se notó una leve mejoría en el R^2 a medida que esta variable aumentó por sobre un 62% hasta un 93%, donde se obtuvo un valor de R^2 de 0,63. La pendiente tiende al aumento a medida que aumenta la humedad relativa, en el rango inicial de 6,75 a 34,5% se tiene una pendiente de 0,53 que llega a 0,88 en el rango final de 61,8 a 93%, pasando por 0,5 y 0,55 en los rangos intermedios.

La figura 28 corresponden a las matrices de correlación con todas las variables de interés, donde se indica el coeficiente de correlación de Pearson diferenciando las estaciones del año.

Matriz de Correlación de PM y variables meteorológicas

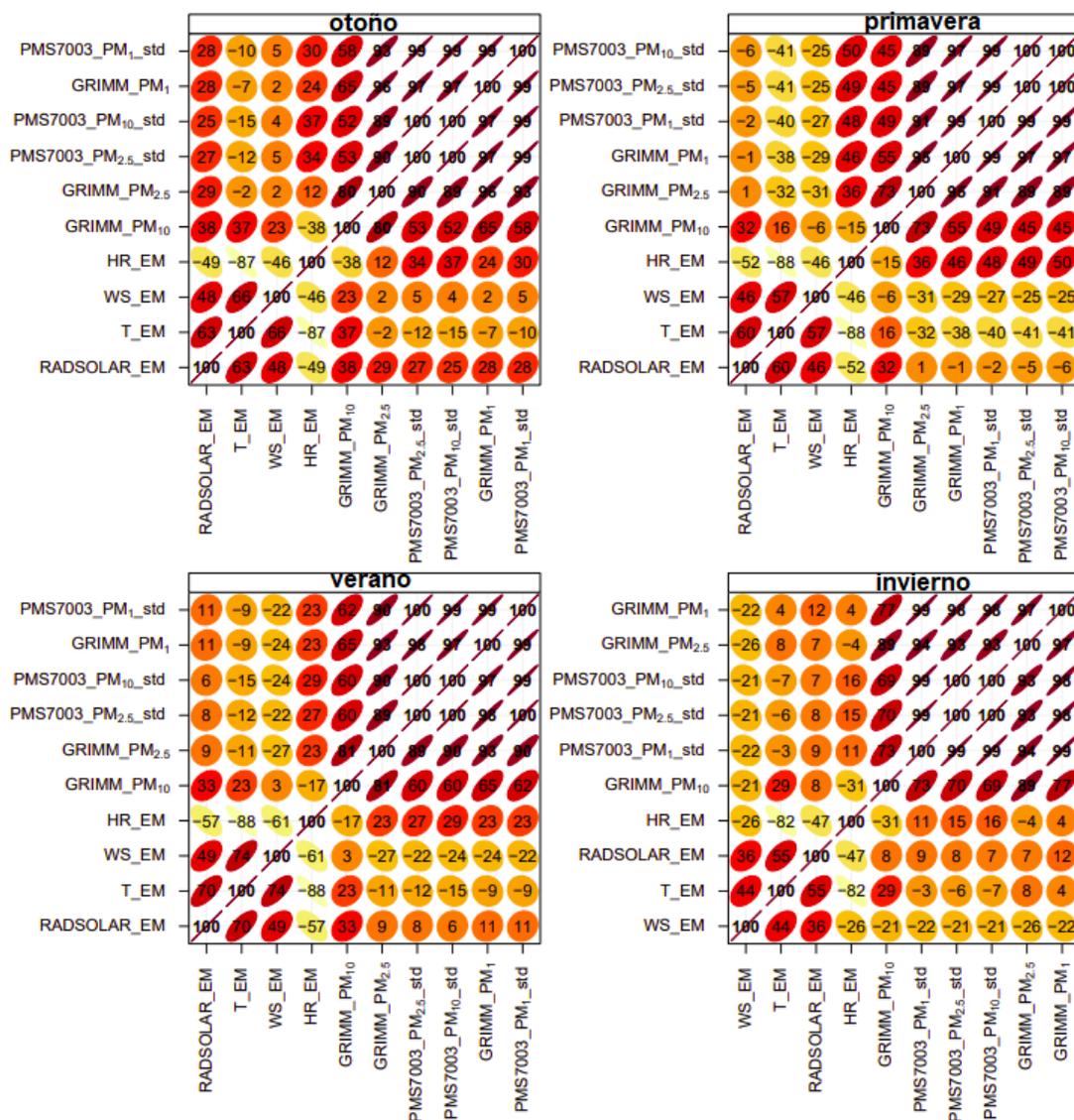


Figura 28 Matriz de correlación para $PM_{2.5}$ en las distintas estaciones del año. WS_EM: velocidad del viento; T_EM: temperatura; RADSOLAR_EM: Radiación solar; HR_EM: humedad relativa; PMS7004_PM : concentración medida por el sensor para cada fracción; GRIMM_PM: concentración medida por la referencia para cada fracción.

Las matrices de correlación se realizaron en base a los datos promediados cada 15 minutos. La matriz de correlación relaciona todas las variables meteorológicas estudiadas entre sí y con el PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 . El número representa la fuerza de la correlación, y va entre -100 a 100; donde -100 corresponde a una relación completa e inversa y 100 a una relación directa y completa. Los colores junto con la forma de la figura geométrica que rodea al valor corresponden a la fuerza de esta, si se presenta un color rojo oscuro, están altamente correlacionadas positivamente, por el contrario, el color amarillo claro, representa una correlación significativa negativa. Una forma plana, representa una alta correlación de las variables y si es más circular que están pocas correlacionadas.

La radiación solar no se relacionó con ningún contaminante, siendo los valores inferiores a 6. Para la temperatura, la relación que tiene con las mediciones del sensor es de -38 para todas las fracciones de diámetro. La HR, al igual que la temperatura se relacionó por bajo el 35% con las mediciones del material particulado del sensor.

Las mediciones de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 del monitor de referencia se correlacionaron por sobre el 60%, 90% y 98% respectivamente con las mediciones del sensor. No hubo mucha diferencia entre las correlaciones de un tipo de contaminante del monitor de referencia con todas las del sensor, pero si entre los distintos contaminantes del Sensor, es decir, el PM_{10} del monitor de referencia se relacionó cercano al 60% con todos los contaminantes del sensor, pero el PM_{10} del sensor se relacionó en un 60% con el PM_{10} del Grimm, 82% con el $PM_{2.5}$ y un 98% con el PM_1 .

Se observa, que para PM_{10} y $PM_{2.5}$ la correlación es menor en otoño, primavera y verano, que mejora para la estación de invierno. Se observa, que para las épocas donde las correlaciones entre las mediciones del sensor y las mediciones de humedad relativa

y temperatura de la estación meteorológica es menor (invierno) las correlaciones del monitor de referencia con el Sensor mejoran, por el contrario, cuando las correlaciones de las variables meteorológicas suben, el desempeño del sensor empeora, que nos indica acerca de un efecto en las variables meteorológicas sobre el desempeño del sensor.

3.6. Aplicación de modelos de corrección

Con los gráficos de dispersión con escala de temperatura y humedad relativa y las regresiones en distintos rangos, se observó un cambio en la pendiente que es más notoria para PM_{10} , por lo tanto, se debe hacer una segmentación por valor límite en el modelo de corrección que aplicaría solamente para $PM_{2.5}$ y PM_{10} debido a que el PM_1 tiene respuestas explicadas por sobre el 98% sin la necesidad de realizar distinción por valor límite. La selección del valor límite se realizó mediante la media de la temperatura y la humedad relativa, esto por simplicidad en el momento de la aplicación del modelo, ya que no se observó mucha ganancia en el R^2 al aplicar valores límites en cuartiles por defecto dados por el programa R-Studio.

3.6.1. Modelo de corrección PM_1

Para realizar el modelo de corrección del PM_1 no se diferencié las ecuaciones según las condiciones meteorológicas existentes, ya que se había observado un comportamiento similar durante el periodo de estudio completo del sensor en todas las estaciones del año. El modelo de corrección utilizado fue lineal con un R^2 de 0,98, por lo tanto, describe bien los valores modelados, la ecuación del modelo se presenta en la figura 29 y en la ecuación 16.

$$[PMS_{PM1}] = 1.1 * [GRIMM_{PM1}] - 5.7 \text{ Eq./16/}$$

Para construir el modelo indicado en la ecuación 15 no se consideraron los meses de Septiembre, Enero y Marzo ya que estos se utilizaron para la evaluación del modelo.

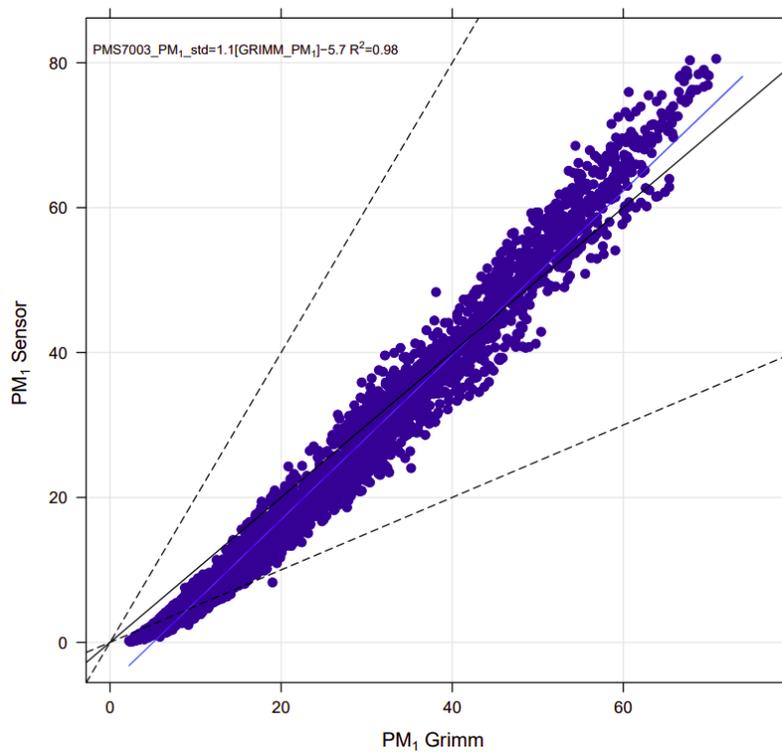


Figura 29 Modelo de Corrección PM_1 .

Las métricas de evaluación para el modelo mostrado en la figura 29 se muestran en la tabla 14 a continuación.

Tabla 14 Métricas de evaluación PM_1 .

Parámetro	Valor
N	7846
MB	1,107
MGE	1,434
RMSE	1,800
COE	0,781
R^2	0,987

Los valores obtenidos son muy pequeños cercanos a la unidad en casi todos los casos, lo que indica que es un modelo que representa bastante bien el comportamiento del monitor de referencia. Esto se observa en la figura 30 donde se compara la distribución de probabilidad de dos poblaciones o conjuntos de datos, comprobando si la distribución de las muestras es la misma o varía para alguno de sus cuantiles, saliéndose de la línea recta, la función de cuantiles condicionales no considera de forma separada ambas poblaciones de datos, sino que analiza los resultados reales frente a los intervalos de predicción, vinculando unos con otros (Pliego, 2012).

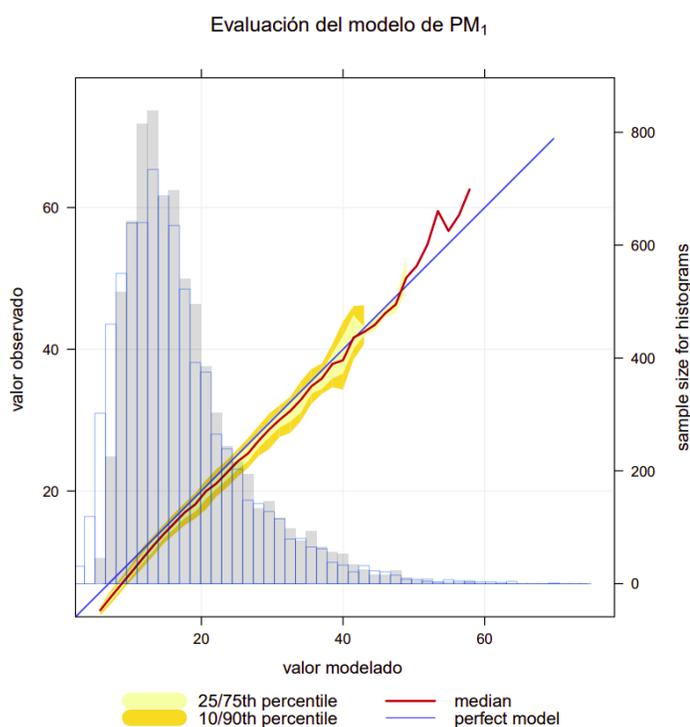


Figura 30 Evaluación del modelo PM_1 .

El histograma gris corresponde a los valores modelados y el histograma azul a los valores observados, la línea azul corresponde al modelo perfecto y la línea roja a la

mediana de los valores reales, que es calculado para cada intervalo del histograma de los valores reales y también presentan los datos que están entre los percentiles 25/75 y 10/90 con colores amarillo claro y oscuro respectivamente.

De la figura 30, se observa que el modelo funciona bastante bien con ambos histogramas muy similares en su distribución y la mediana de los valores reales en todo momento dentro de los percentiles 25/75. Para concentraciones menores se aleja del modelo perfecto y va mejorando a medida que se tienen mayores concentraciones, también que nuestro histograma de los valores modelados no comienza en 0 a diferencia de los valores reales, esto se debe a que, en nuestro modelo, el intercepto es cercano a 6, por lo tanto, este sería nuestro valor mínimo modelado en caso de que el valor real fuera cercano a 0.

3.6.2. Modelo de corrección $PM_{2.5}$

Se realizó 3 modelos diferentes para la corrección de la respuesta del sensor en esta fracción de tamaño, donde se consideraron las variables meteorológicas de humedad relativa y temperatura en la aplicación de 2 de ellos.

El modelo 1 (M1) consistió en un modelo de regresión lineal simple donde la variable dependiente fue las concentraciones corregidas del monitor de referencia y nuestra variable independiente las concentraciones medidas por el sensor. El modelo 2 (M2) fue un modelo de regresión lineal con 4 condiciones distinta, segmentadas por valor límite, según las variables de humedad relativa y temperatura. Por último, el modelo M3 es un modelo polinomial cuadrático con 4 configuraciones distintas equivalentes al M2.

La tabla 15 muestra los valores límites seleccionados para la aplicación del M2 y M3. Los valores límites seleccionados corresponden a los valores medios de cada variable

ambiental durante el periodo de estudio, que corresponde a 20°C para la temperatura y 48% de humedad relativa.

Tabla 15 Valores de las condiciones ambientales de los modelos M2 y M3.

Parámetros	T1 < 20°C	T2 ≥ 20°C
HR1 < 48%	T1HR1	T2HR1
HR2 ≥ 48%	T1RH2	T2RH2

La tabla 15 presenta las 4 condiciones, siendo T1HR1 con temperaturas < 20°C y HR<48% ; T2HR1 con temperaturas >20°C y humedad relativa < 48% ; T1HR2 con temperaturas < 20°C y humedad relativa > 48% y finalmente T2HR2 con temperaturas > 20°C y humedad relativa > 48%.

En la tabla 16, se indican los parámetros de los modelos aplicados.

Tabla 16 Valores de los parámetros para realizar los modelos de $PM_{2.5}$.

Condición	Modelo	Parámetros			
		β_2	β_1	β_0	R^2
T1HR1	M2	---	1,268	-15,442	0,872
	M3	0,0041	0,940	-10,524	0,877
T1HR2	M2	----	1,511	-19,533	0,882
	M3	0,0048	1,110	-12,977	0,887
T2HR1	M2	---	1,117	-13,005	0,880
	M3	0,0098	0,480	-4,882	0,908
T2HR2	M2	---	1,010	-9,493	0,798
	M3	0.0074	0,566	-3,688	0,804
Total	M1	---	1,140	-18,030	0,874

La tabla 17 muestra las métricas de evaluación de los modelos M1, M2 y M3 para $PM_{2.5}$.

Tabla 17 Valores de los parámetros de evaluación de modelos.

Parámetro	M1	M2	M3
N	7942	7942	7942
MB	0,614	1,017	1,201
MGE	4,199	4,168	4,199
RMSE	5,541	5,670	5,837
COE	0,498	0,502	0,499
R²	0,869	0,875	0,869

De la tabla 17, se observan mejores valores en las métricas de evaluación en los modelos M2 y M3. Observando la figura 31, se observa que el modelo M3 es el que corrige mejor la respuesta del sensor, con los histogramas muy similares en la frecuencia y distribución y la mediana siempre entre los percentiles 25/75. Al final de este, se observa un ruido en el modelo el cual también se nota en M2 y que no es claro en M1.

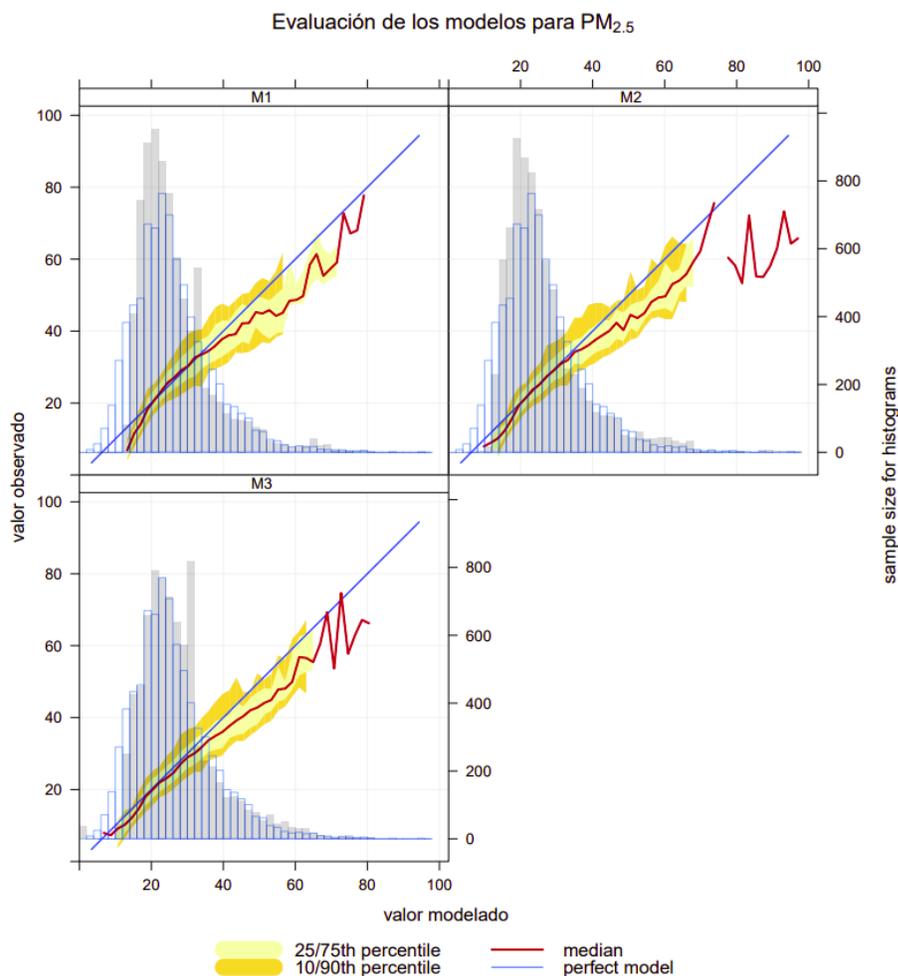


Figura 31 Evaluación de los modelos para $PM_{2.5}$.

Si bien, no existe una diferencia muy notoria al aplicar un modelo de regresión lineal o cuadrática, si es necesario aplicar los valores límites de humedad relativa y temperatura para corregir la respuesta del sensor.

3.6.3. Modelo de Corrección PM_{10}

De manera equivalente a los modelos M1 y M2 de $PM_{2.5}$ se realizaron modelos M1 y M2 para el PM_{10} utilizando los mismos valores límites señalados en la tabla 15.

Se omitió un M3 para PM_{10} , debido a que los R^2 de las regresiones polinomiales no mejoraban con respecto a las ecuaciones lineales.

Los parámetros obtenidos se presentan en la tabla 18.

Tabla 18 Parámetros de los modelos de PM_{10} .

Condición	Modelo	Parámetro		
		β_1	β_0	R^2
T1HR	M2	0,602	-13,378	0,546
T1HR2	M2	0,838	-13,742	0,569
T2HR	M2	0,498	-14,036	0,511
T2HR2	M2	0,508	-6,488	0,532
TOTAL	M1	0,658	-14,706	0,447

Las métricas de evaluación de los modelos aplicados para PM_{10} se indican en la tabla 19.

Tabla 19 Valores de los parámetros de evaluación de modelos para PM_{10} .

Parámetros	M1	M2
N	7819	7856
MB	5,232	3,667
MGE	16,690	14,080
RMSE	23,578	20,852
COE	-0,0383	0,123
R^2	0,498	0,630

En este caso, se observó una mejoría en la aplicación de los valores límites para diferenciar las ecuaciones y corregir la respuesta del sensor. Esto debido a que, el desempeño del sensor, específicamente en este tamaño, sufre variaciones según las condiciones meteorológicas de humedad relativa y temperatura.

La figura 32 muestra que, en ambos modelos, a partir de los $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ comienza a empeorar los modelos alejándose del modelo perfecto y la mediana. Esta variación se acentúa aún más el M1, afirmando que aplicar valores límites en las variables meteorológicas permite corregir mejor la respuesta del sensor.

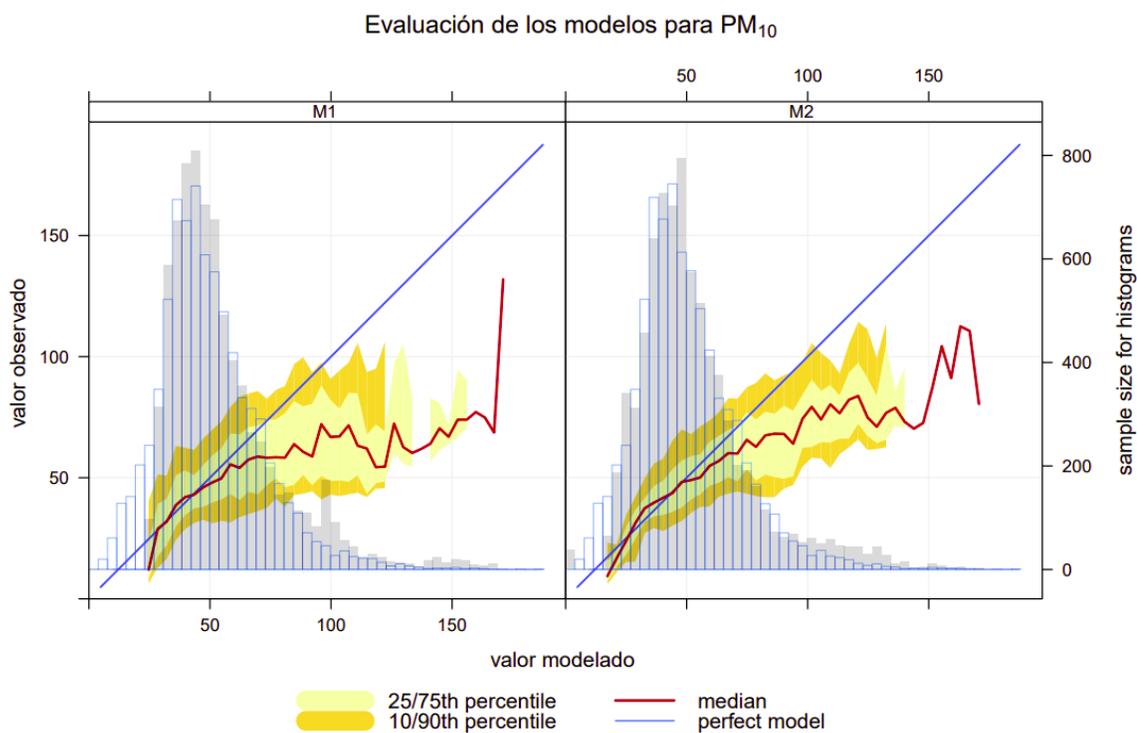


Figura 32 Evaluación del modelo PM_{10} .

La tabla 20, compara las métricas de evaluación de los modelos analizados con mejor respuesta para las tres fracciones de diámetro

Tabla 20 Cuadro comparativo de las métricas de evaluación de modelos mejores evaluados para las distintas fracciones de diámetro.

Parámetros	PM_1	$PM_{2.5}$	PM_{10}
N	7846	7942	7856
MB	1,107	1,201	3,667
MGE	1,434	4,199	14,0800
RMSE	1,800	5,837	20,852
COE	0,781	0,499	0,123
R^2	0,987	0,869	0,630

* n: número de observaciones; MB: Sesgo medio; MGE: error absoluto medio; RMSE: error cuadrático medio; COE: coeficiente de eficiencia; R^2 : coeficiente de determinación.

Se observa que para el PM_1 se tienen muy buenos resultados y se van alejando a medida que se aumenta el tamaño de partícula. El utilizar valores límites para los modelos ayudó en mejorar la respuesta del sensor para $PM_{2.5}$ y PM_{10} pero es mejor evaluado para $PM_{2.5}$ tanto para un modelo lineal o cuadrático. Otra posibilidad sería usar más valores límites en PM_{10} pero el modelo pierde simplicidad y es más complejo usarlos en escenarios reales.

3.7. Recomendaciones

En estudios previos (Conner., 2015; Badura y col., 2018; Zheng y col., 2018), se encontraron mejores correlaciones de Pearson al utilizar promedios de intervalos de tiempo mayores (horarios, 12 horas, diarios), aumentando entre un 0,02-0,1%.

Los criterios estadísticos de la EPA también suelen ser mejores debido a que se reducen las diferencias entre los sensores haciendo promedios de mayor duración y disminuyendo entre un 5-10% la incerteza asociada a eventos puntales de contaminación. Se recomienda reevaluar los modelos de corrección del sensor con promedios horarios de 6 horas, 12 horas y 24 horas, principalmente en PM_{10} con el fin de evaluar cómo cambian los parámetros del modelo y si disminuye el error en las métricas de evaluación (Zheng y col, 2018).

Los resultados obtenidos en la Inter comparación de sensores (PMS7003-1 y PMS7003-2) fueron positivos, ya que se observó un coeficiente de determinación (R^2) entre ambos de 0,96 , 0,97 y 0,97 para PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 respectivamente, esto nos indica que ambos sensores miden valores muy similares. Las pendientes obtenidas fueron de 1,3; 1,2 y 1,1 para PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 . Si bien, el valor esperado de las pendientes era el valor unitario, estos resultados no están muy alejados y debido al corto tiempo de co-

localización que se realizó entre ambos instrumentos no se pueden sacar conclusiones acerca de la variabilidad intrasensor ya que no se pudo estudiar el efecto de las variables meteorológicas en esta comparación. Por lo que se recomienda, realizar una co-localización entre 2 o más sensores PMS de cualquier generación con un monitor de referencia por periodos de tiempo mayores a un año, lo que permitiría realizar una comparación de un tipo de sensor con varios ejemplares y comparar la variabilidad de su desempeño entre ellos (Kelly y col., 2017 ; Bulot y col., 2018 ; Sayahi y col., 2018).

Distintos autores ya han realizado estudios de comparación entre FRM y sensores de bajo costo (Kelly y col., 2017 ; Bulot y col., 2018), en estos estudios, los periodos de co-localización de un tipo de sensor con el monitor de referencia fueron desde 6 meses hasta 1 año, y los resultados demuestran (ANEXO 6) que no varía más de 0,2 en el coeficiente de determinación entre los sensores de un mismo tipo en las distintas condiciones meteorológicas y que una calibración o corrección de este puede ser generalizado para todos los sensores de la línea PMS cualquiera que sea su generación (Wang y col., 2018).

Con los parámetros de sesgo y precisión ya se puede realizar una recomendación adecuada para posibles usos de los sensores según las exigencias descritas por la EPA que es representado en la tabla 21.

Los resultados mostrados en la tabla 21 limitan mucho el uso de los sensores, un escenario ideal sería poder utilizarlos en las 5 escalas, que va desde educación hasta monitoreo para la regulación, para esto sería necesario valores de sesgo y precisión menor al 10% y una completitud de datos mayor al 80%.

Tabla 21 Uso de los sensores según los resultados de los criterios estadísticos de la EPA.

Estación	$PM_{2.5}$	PM_1
Invierno	<ul style="list-style-type: none"> • Educación. • Identificación de fuentes. • Exposición personal. 	<ul style="list-style-type: none"> • Educación. • Identificación de fuentes. • Exposición personal • Suplemento a la regulación
Primavera	<ul style="list-style-type: none"> • Necesita corrección 	<ul style="list-style-type: none"> • Educación
Verano	<ul style="list-style-type: none"> • Educación 	<ul style="list-style-type: none"> • Educación
Otoño	<ul style="list-style-type: none"> • Educación 	<ul style="list-style-type: none"> • Educación. • Identificación de fuentes. • Exposición personal

Con los resultados obtenidos para el PM_{10} , se tiene que realizar una corrección del sensor para ser utilizado dentro de estos usos presentados, lo más cercano, sería utilizarlo para educación, pero se tiene un sesgo absoluto de un 8% por sobre lo establecido en los criterios, sólo en invierno, se podría utilizar sin necesidad de corrección para educación.

Para el $PM_{2.5}$, si observamos el periodo completo de estudio, el sensor podría utilizarse sólo para educación. Ya en invierno, se podría dar más usos, como el de identificación de fuentes y de identificación a las exposiciones personales.

Para el PM_1 , los valores de sesgo absoluto y precisión son mejores, para el periodo completo, se le puede dar un uso de educación, identificación de fuentes y exposición personal del contaminante. Para el invierno, se puede extender aún más estos usos, agregando el de suplemento a las estaciones de monitoreo.

Diferentes propuestas existen con respecto a la replicabilidad del uso de los sensores en Chile, por ejemplo, en zonas costeras, mediante un monitoreo continuo, se podrían determinar líneas de base para cuantificar el aporte del material particulado marino (Molina, 2019), también, se podrían ubicar en zonas cercanas (<5km) industriales para evaluar la calidad ambiental de las zonas urbano-industriales especialmente en aquellas que cuenten con un PPA o PDA. Un criterio aceptable para estos usos sería un sesgo y un CV menos a 30% con una completitud de datos de 75%.

Otro buen uso en Chile sería para rectificar el cumplimiento de las normas de calidad ambiental, es decir, como un complemento a los monitoreos actuales existentes, los cuales suelen ser insuficientes, sobre todo al identificar valores a escalas medias y microescalas. Para esto, se requerirá valores de CV y sesgo <30% y una completitud de datos del 80%. En Europa, ya se han trabajado estas mediciones las cuales se denominan “indicativas” que son técnicas de evaluación de calidad del aire suplementarias que tienen el objetivo de reducir el número de puntos de muestreo fijos o continuos y por ende los costos asociados, también se permite una incertidumbre de un 50% en comparación al 25% de las estaciones fijas (Molina, 2019).

Se recomienda, una reestructuración y rediseño de las redes de monitoreo a nivel nacional, en el cual el uso de los sensores cumpliría un papel fundamental, que permitiría tener más información y con mejor acceso a ella (Molina, 2019). Cabe señalar, que este rediseño de la red de monitoreo debe ser específica para cada zona, por ejemplo, una zona industrial precordillerana o litoral debe ser manejada de forma diferente a una ciudad del sur del país caracterizada por altas emisiones residenciales incrementadas en los meses fríos. El uso de sensores en esta nueva red de monitoreo debe ser

acompañada por la implementación de laboratorios de referencia que aseguren la calidad en sus mediciones (Molina, 2019).

Con respecto a los modelos de corrección, el PM_1 representa un escenario ideal que buscamos en este seminario para predecir los resultados que se obtendrían al utilizar el sensor en un escenario real de monitoreo. Para $PM_{2.5}$ el modelo más satisfactorio para este tamaño fue el M3 con ecuaciones cuadráticas y valores límites, por lo tanto, se recomienda utilizar este modelo para la corrección de su respuesta. Por último, el modelo mejor evaluado PM_{10} es el M2 con ecuaciones lineales y valores límites. Aun así, las métricas de evaluación se alejan de los valores esperados en ambos modelos y se recomienda recalcular los parámetros estadísticos de la EPA para el valor modelado e interpretar estos resultados para un posible uso del sensor en PM_{10} .

4. CONCLUSIONES

Se logró procesar los registros de ambos instrumentos con las horas sincronizadas para una posterior comparación gráfica y estadística de las diferencias. Esto permite concluir que el diseño experimental donde ambos están co-localizados se realizó correctamente y es replicable para proyectos de investigación que quieran evaluar desempeños de sensores.

Con respecto al desempeño de las respuestas del sensor de bajo costo, se puede concluir que ésta depende en gran medida del tamaño de partícula medido. Se obtuvo desempeños excelentes en la fracción PM_1 , aceptables para $PM_{2.5}$ e insatisfactorio para PM_{10} , siendo esta última fracción la que presentó un menor desempeño que no fue posible corregir mediante los modelos de regresión propuestos. Por lo que se puede concluir, que el sensor de bajo costo PMS7003 logra cuantificar bien sólo la fracción PM_1 y en menor proporción la fracción $PM_{2.5}$ que suele estar subestimada al compararlas con las mediciones del monitor de referencia.

El desempeño del sensor para PM_1 no se ve afectado por variaciones en la concentración, ni la temperatura ni la humedad relativa.

No se evidenció un efecto muy claro de la temperatura y la humedad relativa en el desempeño del sensor para las mediciones de $PM_{2.5}$, sino que las respuestas del sensor mejoran y se acercan más a las concentraciones medidas por el monitor de referencia en las condiciones donde se presentaron mayores niveles de concentración de partículas, principalmente en los meses de invierno.

El desempeño del sensor es más sensible a las condiciones ambientales al momento de monitorear PM_{10} . En las condiciones de mayores concentraciones de partícula en el ambiente y mayor humedad relativa, el sensor mejoró su desempeño considerablemente. La subestimación del sensor para PM_{10} también disminuyó cuando la temperatura decreció.

Según los criterios estadísticos de la EPA se podría dar uso al sensor para fines educativos sin importar el tamaño de la partícula o la estación del año en que se mida. Para $PM_{2.5}$ y PM_1 se puede complementar este uso para determinar exposiciones personales y posibles fuentes de contaminación en la estación de invierno.

El modelo de corrección permite mejorar la respuesta del sensor y se obtienen buenos valores en las métricas de evaluación que mejoran al utilizar valores límites de humedad relativa y temperatura.

Se obtienen buenos ajustes en la corrección de la respuesta del sensor con R^2 para PM_1 ($R^2 > 0,98$) y para $PM_{2.5}$ con un ajuste cuadrático con valores límites ($R^2 > 0,88$). Para PM_{10} no existe mucha diferencia entre usar ajuste cuadrático o lineal, pero existe una mejora clara al utilizar valores límites en el ajuste lineal, donde el R^2 subió desde 0,45 a 0,55 aproximadamente.

El modelo de corrección nos permite aumentar la aplicabilidad de los sensores en todas las estaciones del año, pero se requiere recalcular los criterios estadísticos de la EPA para tener la clasificación con más detalle. Sin modelo de corrección, la aplicabilidad del sensor permite una alta diversidad de estudios específicamente en invierno, que son los meses más críticos de contaminación.

Un correcto uso de los sensores, acompañado con el aseguramiento en la calidad de sus mediciones, permitiría un rediseño de las redes de monitoreo nacionales que aumentarían sustancialmente la cobertura territorial de la información de calidad del aire existente en el país, permitiendo además estudiar en mayor profundidad su variabilidad espacial y los niveles de exposición personal en el interior de hogares de ciudades con altos índices de contaminación atmosférica por material particulado.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez Narváez V. M., Quiñones Bolaños E., M. E. Huertas Bolaños, Arciniegas Suárez C., Berdugo, J. I., Ramírez Rivas, D.. (2016). *Metodología para la selección de sitios de monitoreo atmosférico en zonas urbanas afectada por las emisiones de fuentes móviles*. Revista UIS Ingenierías, ISSN-e 2145-8456, ISSN 1657-4583, Vol. 15, Nº. 2, 2016.
- A, M. C. (2019). *Hacia un Sistema de Monitoreo Comunitario de la Calidad de Aire en la Bahía Quintero-Puchuncaví*. Santiago, Chile: Respira Confianza.
- Ambiental, D. G. (2005). *Protocolo de Monitoreo de la calidad de aire y gestión de los datos*. Lima.
- Badura, M., Batog, P., Drzeniecka-Osiadacz, A., & Modzel, P. (2019). Regression methods in the calibration of low-cost sensors for ambient particulate matter measurements. *SN Applied Sciences*, 1-11.
- Borrego, C., Costa, AM, Ginja, J., Amorim, M., Coutinho, M., Karatzas, K., ... y Penza, M. (2016). Evaluación de microsensores de calidad del aire versus métodos de referencia: el ejercicio conjunto . *Ambiente atmosférico* , 147 , 246-263.
- Bulot, F. M, Johnston, S. J., Basford, P. J., Easton, N. H, & Apetroaie-Cristea. (2019). Long-term field comparison of multiple low-cost particulate matter sensors in an outdoor urban environment. *Scientific reports*.
- Carrasco Carrasco, P. D. (2018). Efecto de la estratificación atmosférica en la distribución vertical de aerosoles segregados por tamaño en la atmósfera de Santiago. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias, Santiago.

- Carslaw, D. (2014). The OpenAir manual open source tools for analysing air pollution data. Londres, UK.: King`s college London.
- Conner, T. (2015). How to Evaluate Low-Cost Sensors by Collocation with Federal Reference Method Monitors. National Exposure Research Laboratory.
- DIGESA, (2005). *PROTOCOLO DE MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AIRE Y GESTIÓN DE LOS DATOS*. Lima.
- EPA, (2016). *LIST OF DESIGNATED REFERENCE AND EQUIVALENT METHODS*. Research Triangle Park, NC 27711.
- Fagerland, M. y. (2009). La prueba de wilcoxon-mann-whitney bajo escrutinio. *Estadísticas en medicina*, 1487-1497.
- Feltoich, N. (2003). Pruebas no paramétricas de diferencias en medianas: comparación de Wilcoxon-Mann-Whitney y pruebas robustas de orden de rango. *Economía experimental*, 273-297.
- Fernández-Camacho, R. (2011). Origen y características de las partículas finas y ultrafinas en el aire ambiente de Huelva. Huelva, España.
- Gonzalez, M. S. (2015). Pruebas de Normalidad. Universidad Nacional Agraria La Molina Recuperado el 23 de marzo de 2021, de <https://rpubs.com/MSiguenas/122473>
- GRIMM aerosol technik GmbH & Co.KG. (2016). Portable Laser Aerosol Spectrometer model 11-C.
- Herrero, L. M. (1999). *Cambio Global, Desarrollo Sostenible y Coevolución*. Madrid.

- I.N, C. (2002). *Resultados Censo 2002. Recuperado en Junio 2019, de Censo 2002.* Santiago, Chile. Recuperado el 20 de 05 de 2021, de <https://redatam-ine.ine.cl/>
- Inzunza, J. (2012). *Meteorología Descriptiva.* Concepción: Universidad de Concepción.
- Kelly, K. E. (2017). Ambient and laboratory evaluation of a low-cost particulate matter. *Environmental Pollution*, 491-500.
- Lewis, A., Peltier, WR y Von Schneidemesser, E. (2018). *Sensores de bajo costo para la medición de la composición atmosférica: descripción general del tema y aplicaciones futuras.* Ginebra, Suiza.: World Meteorological Organization (WHO).
- Liu, C. S. (2018). Intercomparison of CALIOP, MODIS, and AERONET aerosol optical depth over China during the past decade. *International Journal of Remote Sensing*, 39(21), 7251-7275.
- Louise Camalier , Shelly Eberly , Jonathan Miller , Michael Papp . (2007). *Guideline on the Meaning and the Use of Precision and Bias Data . EPA.*
- Marek Badura , Piotr Batog, Anetta Drzeniecka-Osiadacz, and Piotr Modzel. (2018). *Evaluation of Low-Cost Sensors for Ambient PM2.5 Monitoring. Hindawi*, 2-16.
- Molina, C. M. (2019). *EVALUACIÓN Y REDISEÑO DE LAS REDES DE MONITOREO CALIDAD DE AIRE.* Santiago, Chile.
- Morales, R. G. (2006). *Contaminación Atmosférica urbana. Episodios críticos de contaminación ambiental en la ciudad de Santiago.* Santiago: Editorial Universitaria.

- Nadezda Zikova, Philip K. Hopkea, Andrea R. Ferro. (2017). Evaluation of new low-cost particle monitors for PM2.5 concentrations measurements. *Journal of Aerosol Science*, 24-34.
- OMS, O. M. (2005). *Guías de calidad del aire de la OMS relativas al Material Particulado, el Ozono, el Dióxido de Nitrógeno y el Dióxido de Azufre*. Ginebra, Suiza.
- Pliego, F. F. (2012). Manual básico para el tratamiento de datos de calidad de aire mediante lenguaje estadístico R y paquetes adicionales como openair. Toledo, España.
- Red de Transferencia de Tecnología, C. d.-M. (s.f.). Calidad del Aire Fronterizo. Obtenido de https://www3.epa.gov/ttnca1/cica/airq_s.html
- Rincón, C. J. (2017). *Estadística No paramétrica*. Recuperado el 2021 de Marzo de 12, de https://rpubs.com/cjrr/puj_decb_np
- Rodrigo, J. A. (2017). *Test de Wilcoxon Mann Whitney como alternativa al t-test*. Recuperado el 29 de 6 de 2021, de https://www.cienciadedatos.net/documentos/17_mann%E2%80%93whitney_u_t est
- Ron Williams, Vasu Kilaru. (2014). *Air Sensor Guidebook*. Washington : Office of Research and Development U.S Environmental Protection Agency.
- Salinas, J. A. (2011). *Caracterización físico-química del material particulado en la comunidad foral de Navarra*. Navarra: Universidad de Navarra.

- Snyder, E. G., Watkins, T. H., Solomon, P. A., Thoma, E. D., Williams, R. W., Hagler, G. S., ... yPreuss, P. W. (2013). The changing paradigm of air pollution monitoring. *Environmental science & technology*, 47(20), 11369-11377.
- Sousan, S., Gray, A., Zuidema, C., Stebounova, L., Thomas, G., Koehler, K., & Peters, . (2018). Sensor selection to improve estimates of particulate matter concentration . *Sensors*, 18(9), 3008, 1-13.
- T. Sayahi, A. Butterfield, K.E. Kelly. (2018). Long-term field evaluation of the Plantower PMS low-cost particulate. *Environmental Pollution*, 932-940.
- Torres, R. (2018). *Normas Primarias de Calidad del Aire*. Biblioteca del Congreso Nacional. Recuperado el 20 de abril 2021, de https://obtienearchivo.bcn.cl/obtienearchivo?id=repositorio/10221/26072/1/Normas_Primarias_de_Calidad_del_Aire.pdf
- Varela, S. I. (2019). Evaluación del desempeño de los sensores electroquímicos de SO₂ y NO₂ utilizando instrumentos de monitoreo regulatorio. Santiago, Chile.: Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
- Viviana, S. (2000). Análisis y Caracterización del Material Particulado Atmosférico. Córdoba: Universidad Nacional de Córdoba, Centro de Información y Documentación Integral.
- Williams, R. K. (2014). *Air sensor guidebook*. US Environmental Protection Agency.
- Yang Wang, J. L. (2015). Laboratory Evaluation and Calibration of Three Low-Cost Particle Sensors for Particulate Matter. *Aerosol Science and Technology*, 1064-1076.

Yong, Z. (2016). *Digital universal particle concentration sensor. PMS7003 series data manual.*

Zheng, T. (2018). Field evaluation of low-cost particulate matter sensors in high and low . *Doctoral dissertation, Duke University*, 1-10.

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*, 24-34.

6. ANEXOS

ANEXO 1: Características principales de los instrumentos utilizados.

Tabla. Características principales del FRM utilizado para el estudio.

Tamaño de partículas que miden los canales (31 fracciones).	0.25 - 0.28 - 0.3 - 0.35 - 0.4 - 0.45 - 0.5 - 0.58 - 0.65 - 0.7- 0.8 - 1 - 1.3 - 1.6 - 2 - 2.5 - 3 - 3.5 - 4 - 5 - 6.5 - 7.5 - 8.5 - 10 - 12.5 - 15 - 17.5 - 20 - 25 - 30 - 32 [μm]
Rango de medición en número de partículas	1-2.000.000 [1/l]
Rango de medición en masa	0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - 100.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Datos medioambientales	PM ₁₀ ; PM _{2.5} ; PM ₁ continua y simultáneamente.
Error	$\pm 3\%$ sobre el rango total de medición.
Flujo de muestreo	1.2 l/min ± 5 regulada automáticamente.
Sistema de Colección	Filtro de PTFE 47 mm, removible.
Peso	2.5 kg
Altura máxima	2000 m
Temperatura y humedad de operación	4°C - 40°C ; H _R < 95%
Transferencia de datos	Bluetooth, Tarjeta SD
Suplemento energético	Li-Ion battery black 11.1V 44.4 Wh.

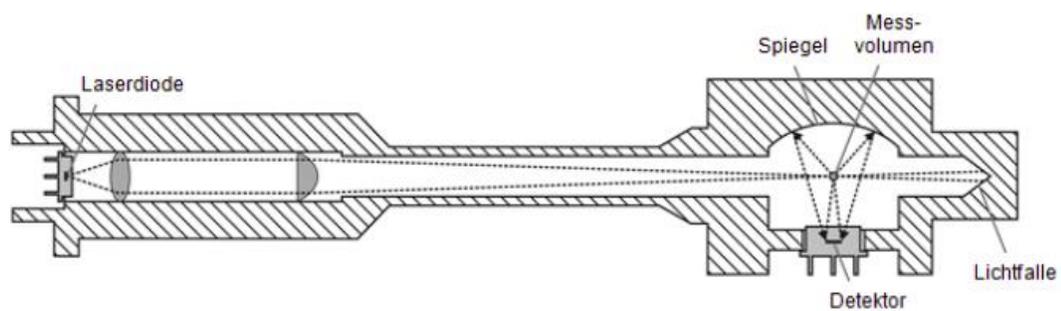


Figura. Representación esquemática de la cámara de medición del GRIMM.

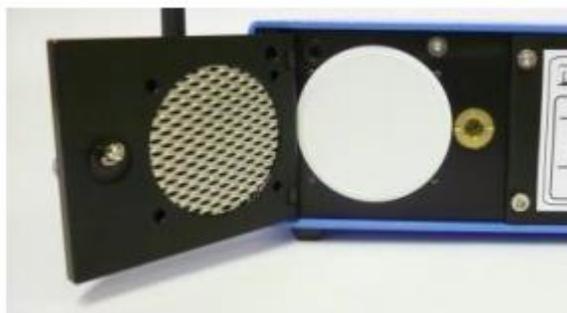


Figura. Filtro Gravimétrico del GRIMM.

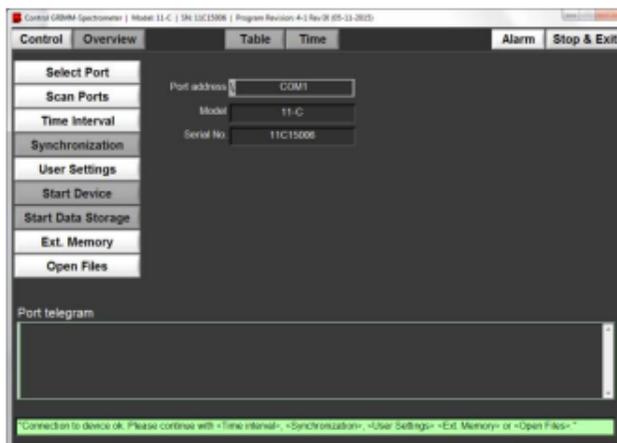


Figure 6-6: Home screen of the 1178 software

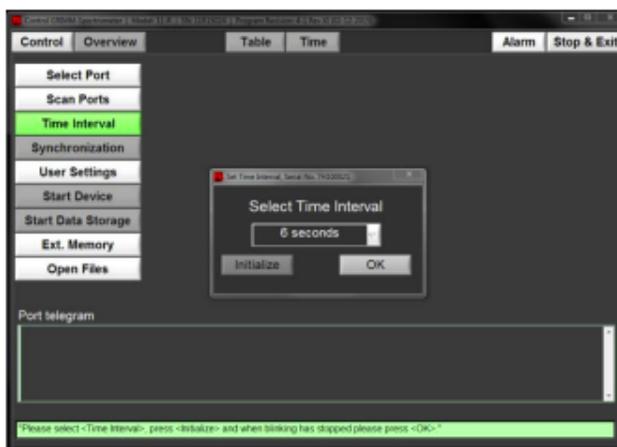


Figure 6-7: Setting the measuring interval

Figura. Captura de pantalla de la interfaz del Software 1178 del GRIMM.

Tabla. Principales características del sensor utilizado.

Parámetro	Índice	Unidad
Rango de Medición	0.3–1.0 ; 1.0-2.5 ; 2.5-10	µm
Eficiencia de Conteo	50% si 0.3 µm 98% si ≥ 0.5 µm	
Rango de Efectividad PM _{2.5}	0-500	µg/m ³
Rango Máximo PM _{2.5}	≥ 1.000	µg/m ³
Error Consistente PM _{2.5}	±10% si 100-500 µg/m ³ ±10 µg/m ³ si 0-100 µg/m ³	
Volumen estándar	0.1	L
Temperatura de trabajo	-10-60	°C
Humedad Relativa de Trabajo	0-99	%
Tamaño físico	48x37x12	Mm

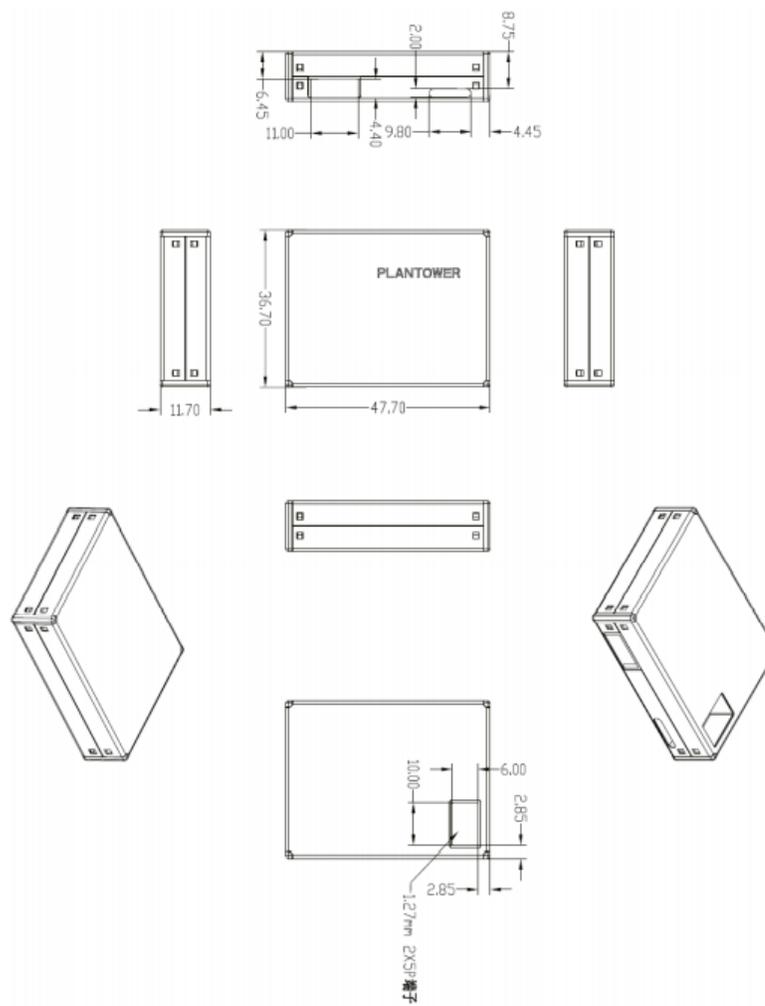


Figura. Aspecto físico del sensor PMS7003.

ANEXO 2: Variabilidad de las condiciones en la zona de Estudio.

Inicialmente, se estudió la variabilidad estacional de la zona de estudio, mediante gráficas obtenidas a partir de la estación meteorológica en el año 2019.

La figura. es muestra la variabilidad temporal de la Humedad relativa (azul) y la temperatura (rojo), donde se presenta la variabilidad a escala diaria, semanal, mensual y anual de ambas variables. El eje de la abscisa corresponde al tiempo y el eje de las ordenadas a la temperatura en °C o la humedad relativa en %.

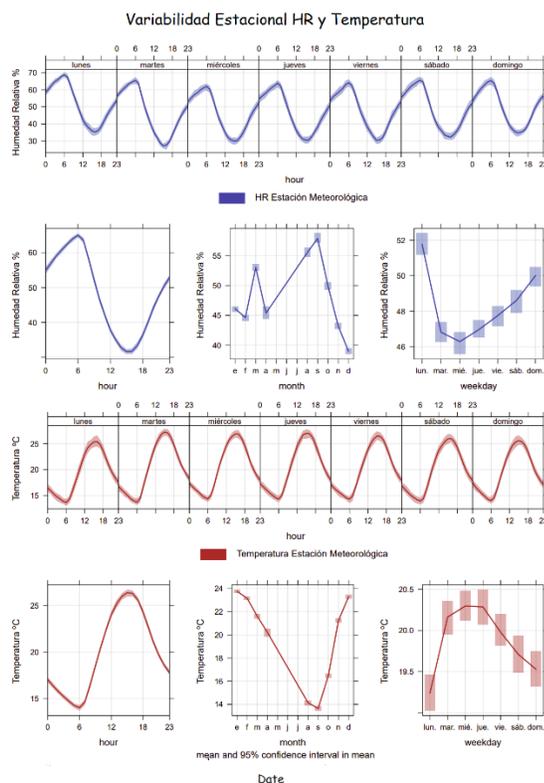


Figura. Variación de la Temperatura y Humedad Relativa en la zona de estudio.

La variación diaria de la temperatura es marcada, donde a partir de las 6 de la mañana comienza a aumentar la temperatura llegando a un máximo cercano a las 16:00 hrs y luego comienza su descenso hasta un mínimo entre las 5-6 AM, esta tendencia es común para los 7 días de la semana. Para las variaciones mensuales de la temperatura, se observó un descenso desde enero hasta un mínimo en septiembre y luego comenzó a aumentar hasta un máximo en enero, por lo que se puede evidenciar claramente 2 temporadas; aquellas con clima frío comprendido entre los meses de marzo-septiembre (otoño-invierno) y un clima cálido comprendido entre los meses de septiembre-marzo (primavera-verano).

Con respecto a la humedad relativa, las variaciones son opuestas a la temperatura. Diariamente, se observó una disminución hasta un mínimo cercano a las 18:00 hrs y luego un aumento continuo hasta un máximo a las 00:00 hrs aproximadamente, este comportamiento sigue un patrón común para todos los días de la semana. Para las variaciones mensuales, se observó un patrón hacia un aumento en los meses de invierno llegando a un máximo en septiembre, luego una disminución continua hasta un mínimo ocurrido en diciembre.

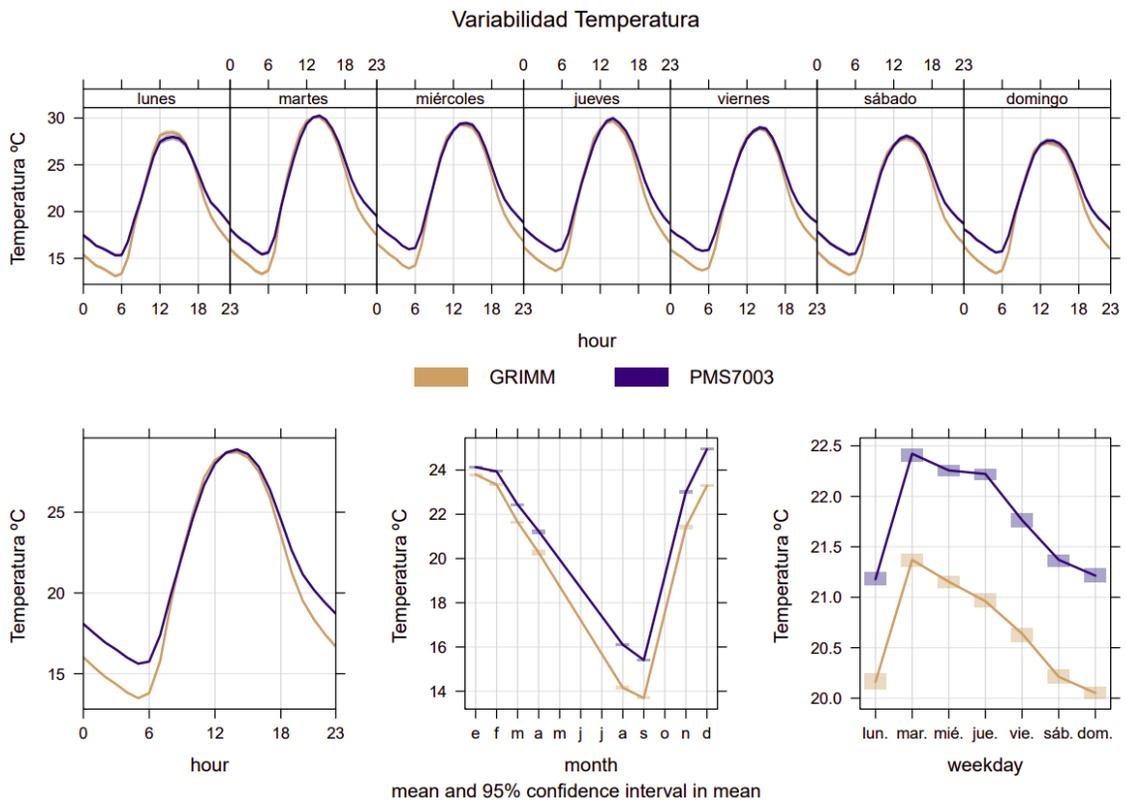


Figura. Variabilidad temperatura(°C) medida por el sensor y el monitor de referencia en el periodo de estudio.

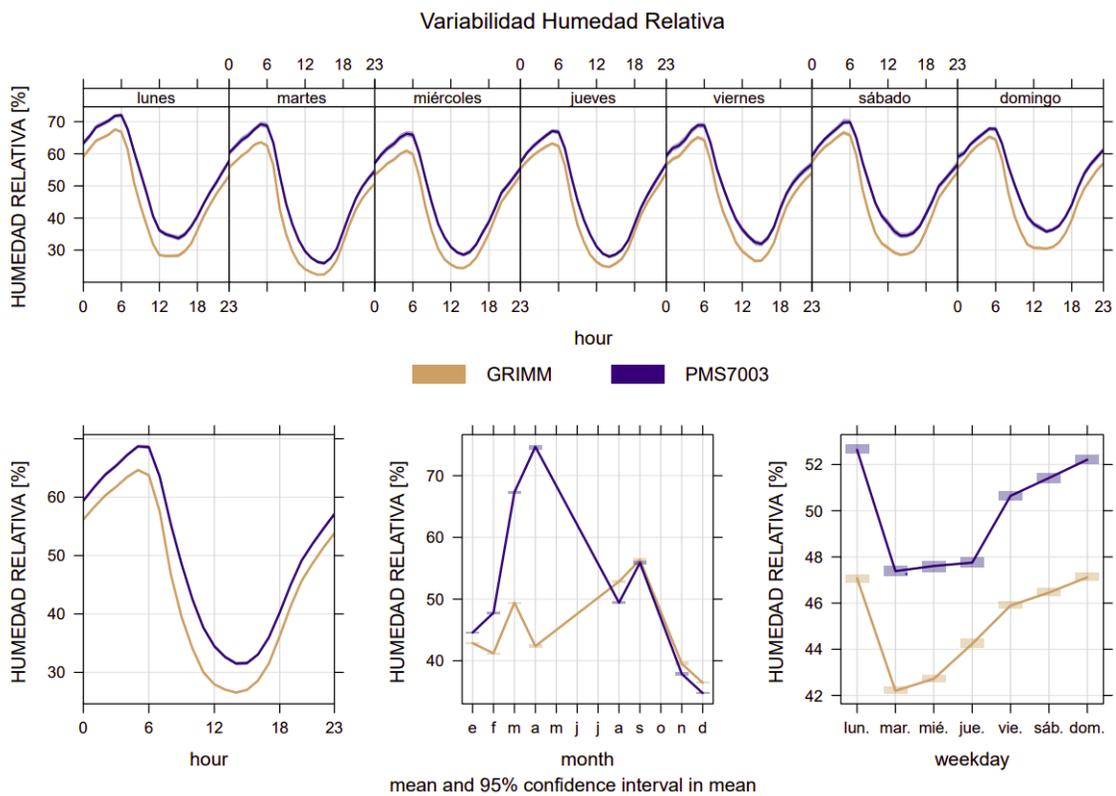


Figura. Variabilidad de la HR(%) medida por el sensor y el monitor de referencia en el periodo de estudio.

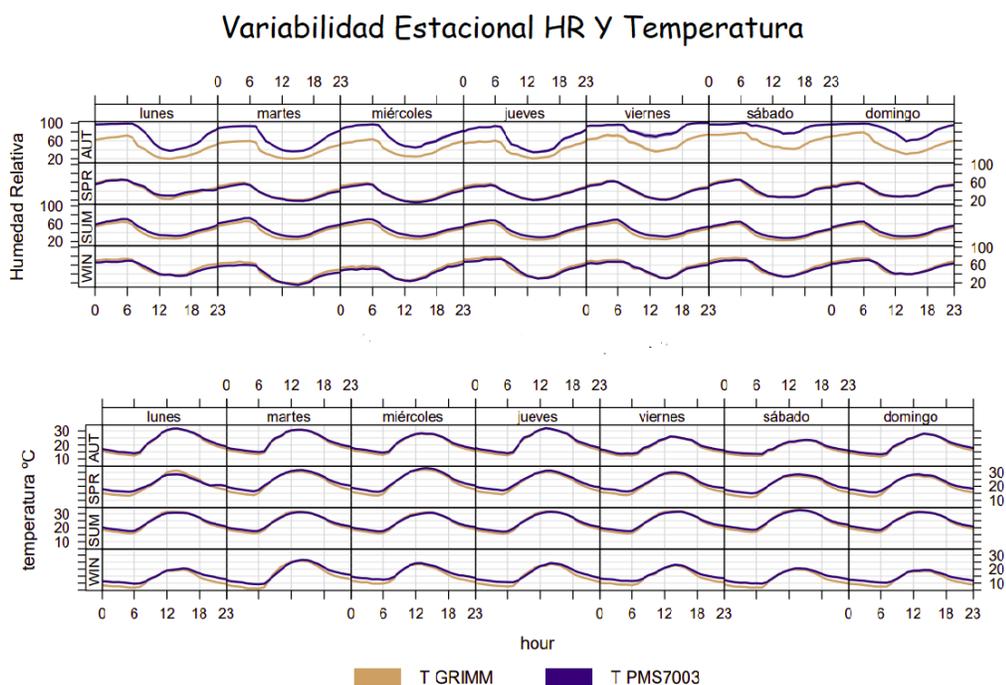


Figura. Variabilidad estacional de T(°C) y HR(%) medida por el sensor y la referencia en el periodo de estudio.

Junto con la variabilidad estacional de la Humedad relativa y T^o, se estudió la variabilidad anual, mensual, semanal y diaria de los datos obtenidos con el monitor de referencia. Los colores verde, rojo y negro corresponden a PM₁₀, PM_{2.5} y PM₁ respectivamente. El eje de las abscisas corresponde al tiempo y el eje de las ordenadas a la concentración en µg/m³.

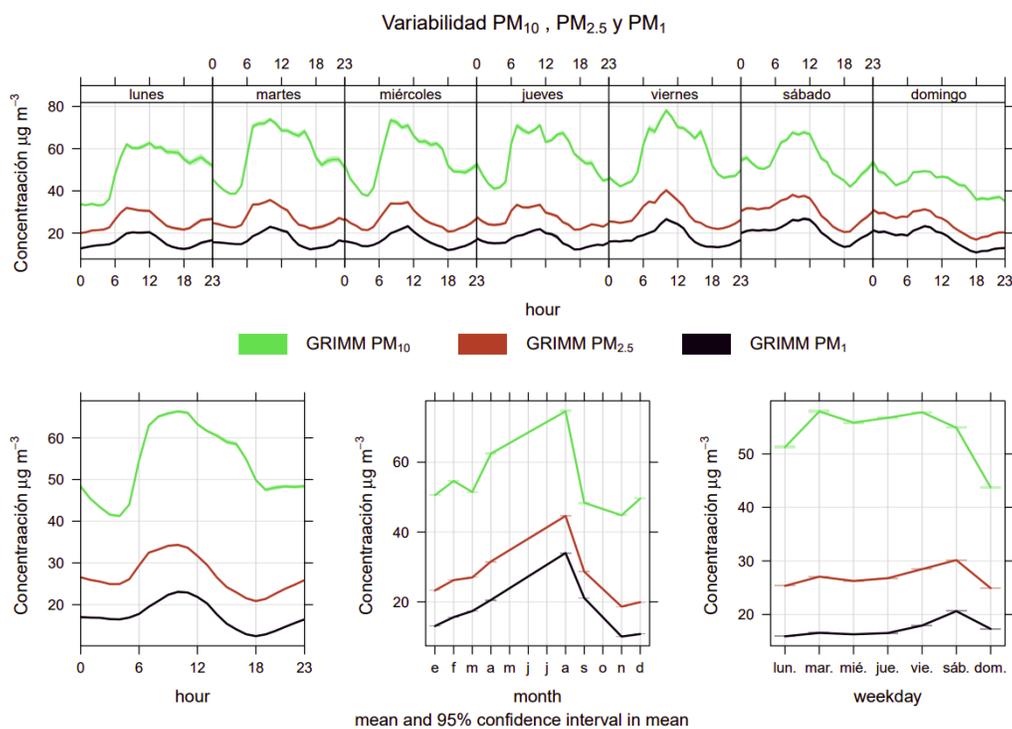


Figura. Variabilidad de las concentraciones de PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_1 en la zona de estudio.

Se observó una tendencia a aumentar las concentraciones de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 entre las 6 AM hasta un pick cercano a las 10:30 AM y también entre las 18:00 PM hasta las 23:00 PM, que es un patrón común en los días de semana (Lunes-Viernes) y no tan claro para el fin de semana donde las concentraciones de PM tienden a la disminución. Esto se suele explicar debido a la alta congestión vehicular que se da en las horas punta (7:00-10:00 AM; 18:00-21:00 PM), que provocan una variabilidad diurna de las concentraciones de material particulado.

Este aumento continuo hacia los meses de invierno se atribuye principalmente a 2 razones:

1. Aumento de la quema de biomasa en invierno como método de calefacción, donde como producto de combustión está la emisión de material particulado $PM_{2.5}$ y PM_{10} .

Disminución de la altura de la capa de inversión térmica provocada por subsidencia del anticiclón del pacífico, que a los 33°S se observa alrededor del 70% de los días de invierno donde la base y el tope de la inversión térmica alcanza los 600 y 1200 msnm respectivamente (Carrasco, 2018). Junto con esto, también existe un acople con la inversión térmica de superficie que genera una variación de temperatura de 3°C en los primeros 20 metros de superficie y es provocado por el ciclo diario de enfriamiento-calentamiento de la superficie terrestre. Este acople, genera una inversión térmica muy estable que no permite la dispersión vertical de los contaminantes quedando atrapadas en la capa de mezcla.

ANEXO 3: Métricas de evaluación de los modelos.

La evaluación del modelo se realizó mediante herramientas estadísticas y gráficas utilizando el programa R-Studio. A continuación se presentan las ecuaciones que se utilizaron para calcular los parámetros de la evaluación de los modelos, donde O_i representa los valores observados del monitor de referencia y M_i representa los valores modelados (Carslaw, 2014)

Sesgo Promedio

El sesgo promedio (MB) entrega un buen indicio acerca de una sobrestimación o subestimación de los valores predichos.

$$MB = \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n M_i - O_i$$

Error absoluto medio

El error absoluto medio (MGE) entrega una buena aproximación acerca de la cercanía del valor predicho al valor real, mediante el cálculo del promedio de la diferencia absoluta de estos valores.

$$MGE = \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n |M_i - O_i|$$

La raíz del Error Cuadrático Medio

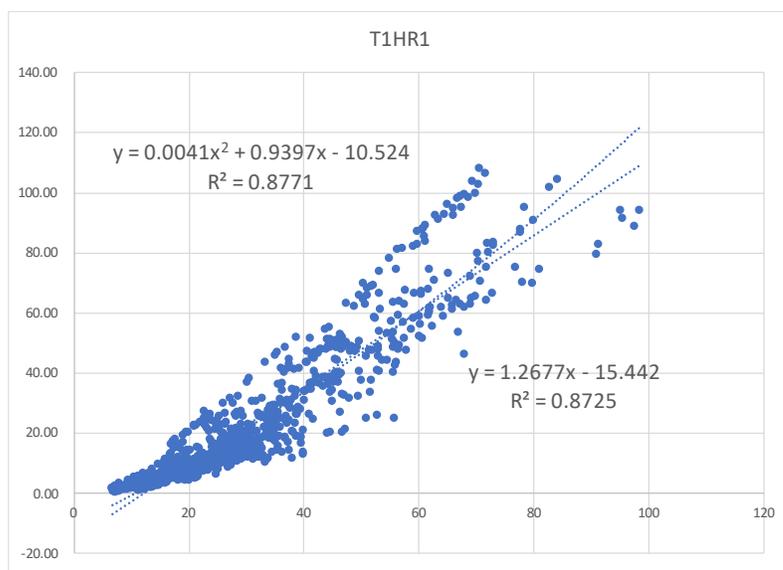
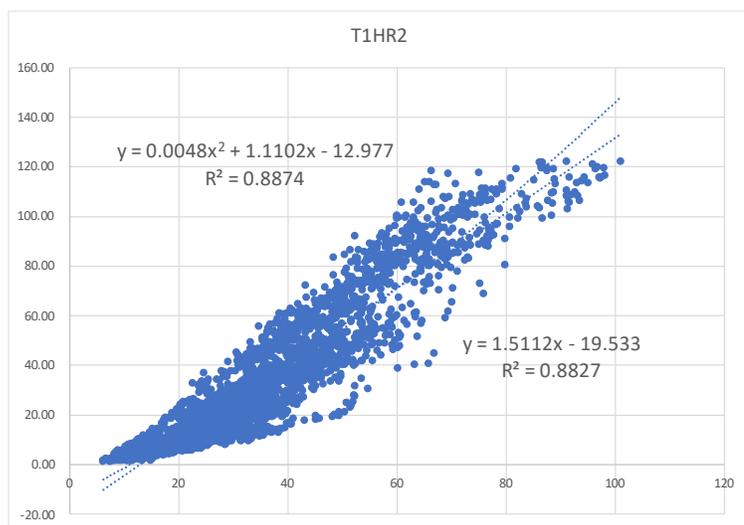
La raíz del error cuadrático medio (RMSE), consiste en la sumatoria de la diferencia del valor observado y modelado al cuadrado. Informa sobre la magnitud del error y la precisión del modelo. Un valor de RMSE cero indica un ajuste perfecto entre el valor real y estimado.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (M_i - O_i)^2}{n}}$$

Coficiente de Eficiencia

El coeficiente de eficiencia (COE) indica que un modelo perfecto tiene un valor a 1 y no tiene un límite inferior en su resultado. Este compara la variación en los valores observados con la media observada. Cuando el resultado es 0 o cercano a cero, indica que el modelo no puede explicar la variación media de los valores predichos, solo la variación observada.

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |M_i - O_i|}{\sum_{i=1}^n |M_i - \bar{O}_i|}$$

ANEXO 4: Modelos de corrección PM_{2.5}.**Figura. Modelo T1HR1 PM_{2.5}.****Figura. Modelo T1HR2 PM_{2.5}.**

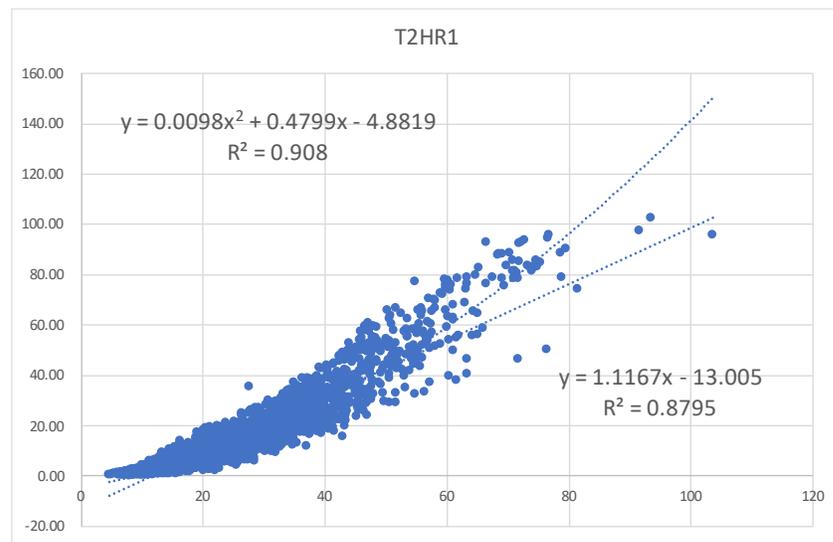


Figura. Modelo T2HR1 PM_{2.5}.

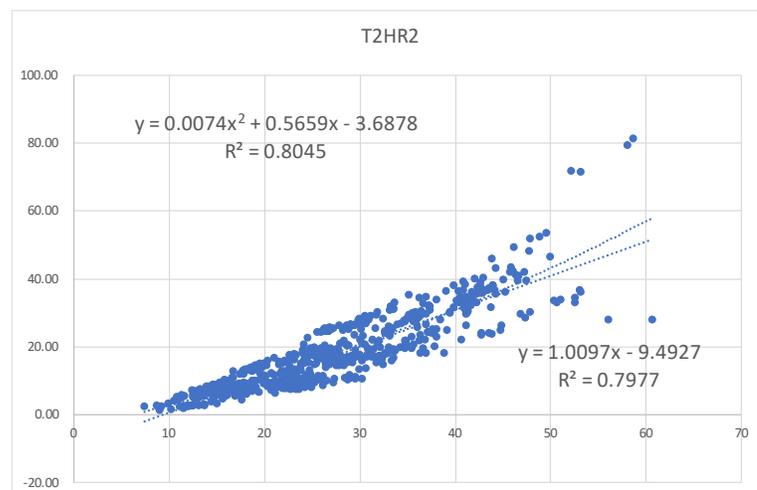
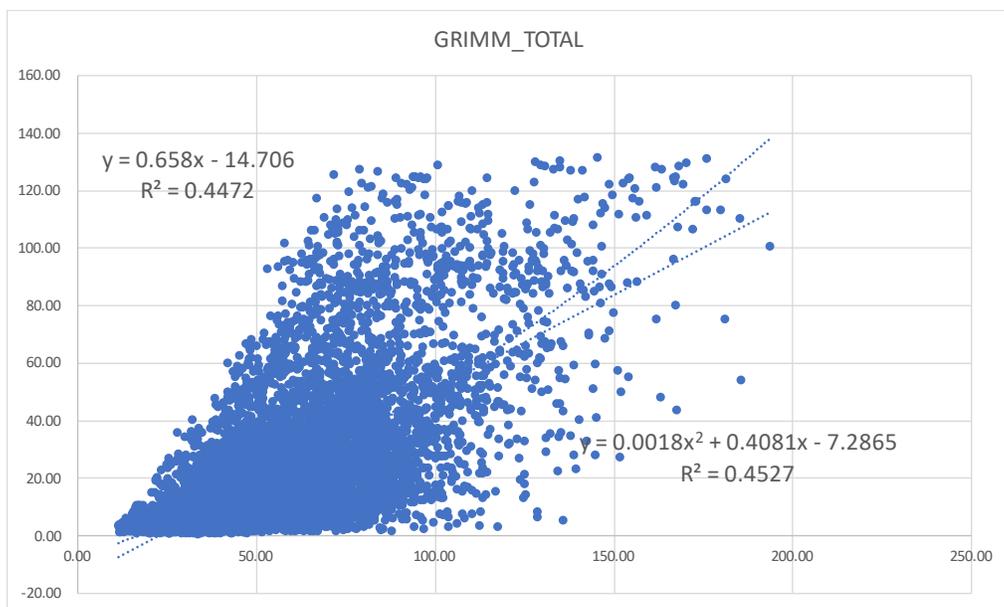
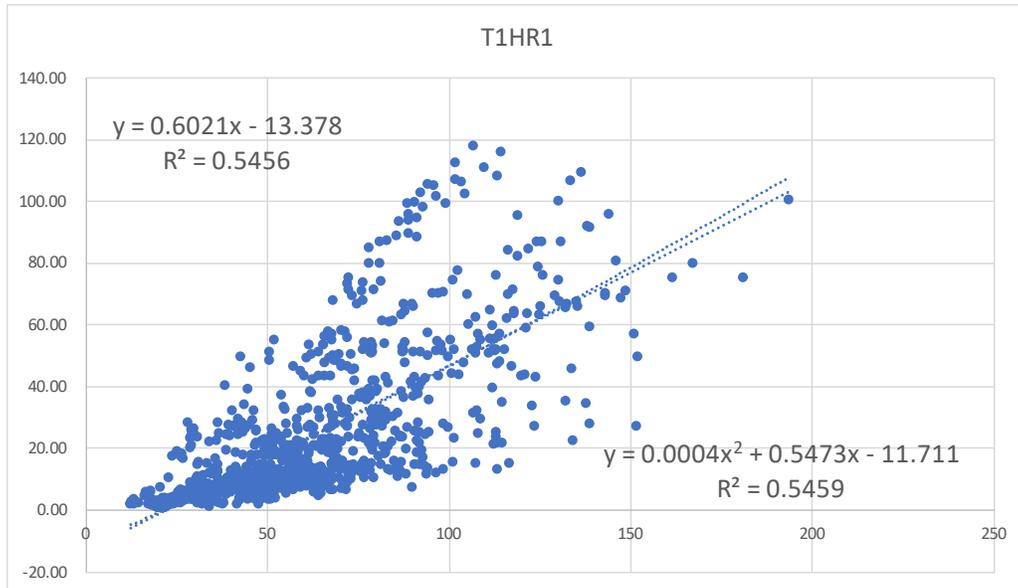


Figura. Modelo T2HR2 PM_{2.5}.

ANEXO 5: Modelos de corrección PM₁₀.**Figura. Modelo T1HR1 PM₁₀.****Figura. Modelo T1HR2 PM₁₀.**

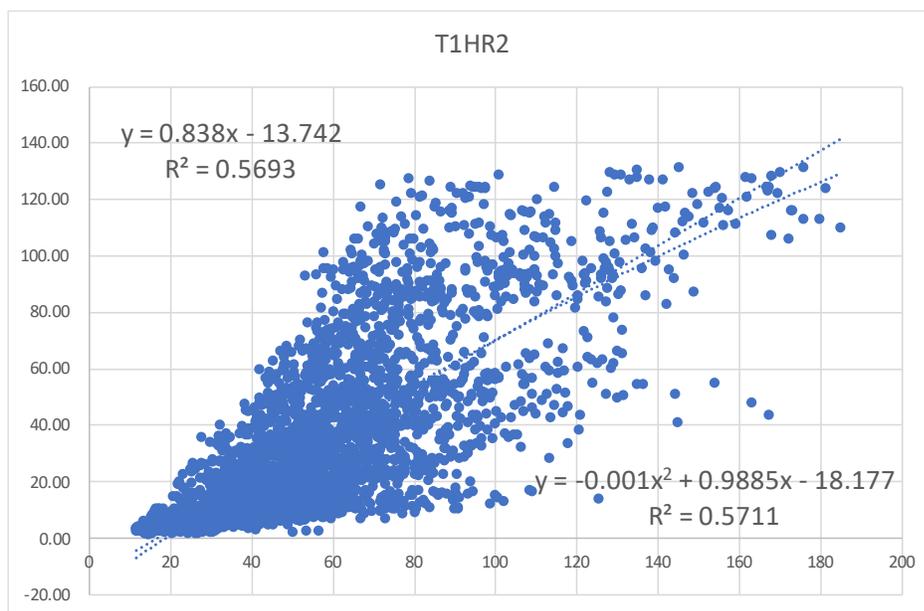


Figura. Modelo T2HR1 PM₁₀.

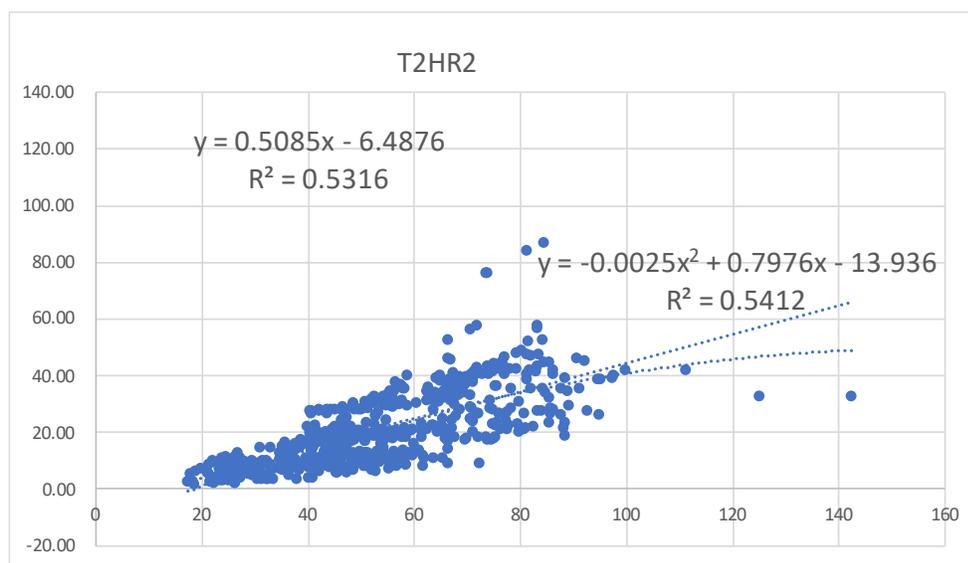


Figura. Modelo T2HR2 PM₁₀.

ANEXO 6: Resultados bibliográficos de evaluación de desempeños del sensor PMS de distintas generaciones.

Tabla. Valores de R^2 al comparar distintos tipos de sensores PMS con un FRM.

Año	Estudio	FRM	1003-1	1003-2	50003-1	7003-1
2016	Sayahi y Col.	$PM_{2.5}$	0,884	0,887	----	-----
		PM_{10}	0,860	0,909	----	-----
2017	Sayahi y col	$PM_{2.5}$	0,958	0,972	0,971	---
		PM_{10}	0,802	0,678	0,676	----
2018-2019	Bulot y col	$PM_{2.5}$	---	----	0,88	0,87
2017	Kelly y col	$PM_{2.5}$	0,887	0,884	----	-----
		PM_{10}	0,872	0,924	----	----