



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

SENSORES DE MATERIAL PARTICULADO EN SUSPENSIÓN DE BAJO COSTO: INTEGRACIÓN AL MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AIRE

* Darío R. Gómez¹
Julio Vassallo²

LOW-COST SUSPENDED PARTICULATE MATTER SENSORS: INTEGRATION INTO AIR QUALITY MONITORING

Recibido el 7 de septiembre de 2023. Aceptado el 1 de diciembre de 2023

Abstract

Advances in knowledge about the health effects of atmospheric particles, as well as their influence on climate and climate change, have led to the demand for monitoring their levels in ambient air and the reliable determination of ambient concentrations at surface level, carried out in most countries with reference instruments. However, the cost and resources required for the acquisition and operation of these reference instruments hinder the installation of air quality monitoring networks. In recent decades, there has been a great deal of international development of air pollutant sensors that, although not regulatory, are portable, lower cost and relatively easier to operate than reference instruments. Advances in microprocessors and miniaturization have allowed the introduction of these sensors, facilitating an unprecedented increase in their use for non-regulatory air quality assessment purposes. Although the use of low-cost sensors in personal and public health care is accepted, the concern arises when the data obtained are used as substitutes or complements to reference networks for air quality monitoring. The purpose of this article is to contribute to the regional discussion of guiding criteria for the use of low-cost atmospheric particulate sensors. The work is based on the review of about fifty scientific articles published in the last decade.

Keywords: atmospheric aerosols, low cost sensor, particle size, reference instrument, suspended particulate matter.

¹ Comisión Nacional de Energía Atómica, Argentina.

² División de Calidad de Aire de la Asociación de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), Argentina.

* Autor correspondiente: Av. General Paz 1499, B1650KNA, San Martín, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Email: dario_r_gomez@yahoo.com.ar

Resumen

El avance del conocimiento sobre los efectos en salud que tienen las partículas atmosféricas, así como su influencia en el clima y potencial en calentamiento global, llevaron a exigir el control de sus niveles en el aire ambiente y a la determinación confiable de las concentraciones ambientales a nivel de superficie realizada en la mayoría de los países con instrumentos de referencia o equivalentes. Sin embargo, el costo y los recursos necesarios para la adquisición y operación de estos instrumentos de referencia dificultan la instalación de redes de vigilancia de la calidad del aire. En las últimas décadas, tuvo lugar a nivel internacional un gran desarrollo de sensores de los contaminantes atmosféricos que, a pesar de no ser reglamentarios, son portátiles, de menor costo y relativamente más sencillos de operar que los instrumentos de referencia. Los avances en microprocesadores y miniaturización permitieron el ingreso de estos sensores, facilitando un aumento inédito de su uso con fines no reglamentarios de evaluación de la calidad del aire. Aunque se acepta el empleo de sensores de bajo costo en el cuidado de la salud personal y pública, lo preocupante sobreviene cuando los datos obtenidos se emplean como sustitutos o complementarios de las redes de referencia para vigilancia de la calidad del aire. El propósito de este artículo es contribuir a la discusión regional de criterios orientativos para el uso de sensores de partículas atmosféricas de bajo costo. El trabajo se basa en la revisión de medio centenar de artículos científicos publicados en la última década.

Palabras clave: aerosoles atmosféricos, instrumento de referencia, material particulado en suspensión, sensor de bajo costo, tamaño de partícula.

1. Introducción

Cuando la contaminación vulnera la salud humana es imprescindible actuar en consecuencia, pero ¿qué sucede con los componentes de la atmósfera que además calientan o enfrían el planeta? Los aerosoles atmosféricos o partículas en suspensión exhiben este doble rol por sus múltiples efectos sobre la salud humana, vinculados al alcance de las partículas en el tracto respiratorio y torrente sanguíneo, (Cohen *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2019) y por su influencia sobre el clima y el cambio climático (asociada con la capacidad de dispersar y absorber radiación y de actuar como núcleos de condensación de nubes). Ambas cuestiones han concitado el interés sobre los aerosoles de numerosos investigadores y constituyen, en el ámbito internacional, una de las preocupaciones principales para las políticas de la gestión de la calidad del aire y del cambio climático (Fuzzi *et al.*, 2015).

Las partículas constitutivas de los aerosoles son emitidas directamente (primarias) desde las fuentes antropogénicas o naturales o formadas a partir de las interacciones físicas y químicas de los contaminantes en la atmósfera (secundarias), se encuentran distribuidas en un amplio rango de formas y tamaños que abarca desde los nanómetros hasta los micrómetros. Las propiedades físicas (por ejemplo, color, densidad, forma) y la composición química difieren usualmente según los distintos tamaños, aún entre partículas dentro del mismo rango de tamaño en acuerdo a su procedencia. Mientras los gases son moléculas separadas, las partículas forman conglomerados. Estas propiedades diferencian al material particulado (MP o PM por su denominación en inglés,

“*particulate matter*”) de los contaminantes gaseosos ya que para estos últimos sólo basta la concentración para caracterizar su abundancia y para especificar sus propiedades, reacciones y efectos.

La preocupación por los impactos negativos de la contaminación atmosférica en general y del PM en particular sobre la salud y el ambiente es de larga data. Brevemente, cuanto más pequeña es una partícula, más profundamente penetrará para depositarse en el tracto respiratorio interactuando celularmente (Hamra *et al.*, 2014) y también pasando a la sangre (Nemmar *et al.*, 2002). El tamaño es entonces considerado como el principal indicador del riesgo de las partículas atmosféricas sobre la salud humana y ha sido la base para la especificación del PM en la normativa de calidad del aire. Este artículo aborda el monitoreo según el tamaño de las partículas. Quienes requieran mayor información sobre los efectos adversos del PM sobre la salud humana pueden consultar la información reportada por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2022) y la profusa literatura científica que comprende desde los trabajos señeros del grupo de Dockery y Pope en la década de 1990 (Dockery *et al.*, 1993; Pope *et al.*, 1995; Pope, 2000) hasta trabajos de revisión publicados en los últimos diez años que abordan tanto estudios *in vitro* como recientes hallazgos en epidemiología ambiental (Kim *et al.*, 2015; Dijkhoff *et al.*, 2020).

El monitoreo de PM en el aire exterior brinda información sobre las concentraciones gravimétricas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para periodos de tiempo que dependen del tipo de muestreador o equipo de monitoreo utilizado. Estos datos permiten evaluar el cumplimiento de los estándares de calidad de aire según periodos cortos (24 horas) y/o largos (un año) establecidos en la normativa ambiental correspondiente. Asimismo, constituyen una sólida base para diseñar programas de vigilancia, especialmente importantes para áreas densamente urbanizadas e industrializadas. En este marco, las metodologías de monitoreo, certificadas en calidad y avaladas por organismos oficiales o internacionales, son fundamentales para configurar redes de estaciones de referencia que permiten determinar con cierto grado de precisión y trazabilidad la concentración ambiental atmosférica de los contaminantes de interés en un área determinada.

La medición de la masa de partículas colectada en filtros constituye por lo general el método patrón de referencia empleado a efectos regulatorios para evaluar el cumplimiento con los estándares de calidad del aire. Algunas normativas internacionales aceptan ciertas metodologías como equivalentes al patrón de referencia estandarizado cuando las mismas son capaces de cumplir con ciertos estándares estrictos de precisión (Gilliam y Hall, 2016), exactitud y desviaciones de la medición de sus lecturas frente a aquellas de referencia en estudios de intercomparación en laboratorio y en campo (Waldén *et al.*, 2017).

La preocupación relativa a los efectos de las partículas sobre la salud, junto con las crecientes demandas por parte de la ciudadanía de acciones de control de la calidad del aire más

participativas, acompañadas por un vertiginoso avance de la electrónica y de las comunicaciones por internet han dado lugar a un interés creciente por los sensores de partículas de bajo costo (SPBC). Algunos grupos de opinión han sugerido que una red mucho más densa de estaciones equipadas con dispositivos de detección de bajo costo podría contribuir a mejorar la escasa granularidad de la red de estaciones de referencia dando lugar a la incorporación de redes jerarquizadas con mayor cobertura espaciotemporal. En este marco, las estaciones provistas con sensores de bajo costo (SBC), fijas o móviles y conectadas inalámbricamente entre sí y a un servidor principal, podrían actuar como nodos de apoyo para complementar las redes de estaciones de referencia y generar mapeos que permitan ampliar el área de cobertura hasta un nivel hiper local para así detectar zonas o puntos con alta contaminación atmosférica (Craft *et al.*, 2021; Vidal *et al.*, 2022).

Sin embargo, este objetivo demanda cierta cautela en la selección, instalación y calibración de los sensores ya que existe una diversidad de instrumentos cuyo desempeño puede verse sensiblemente afectada por las propiedades físicas y químicas de los aerosoles, la resolución temporal y las condiciones de temperatura y humedad ambiente. Además, está documentado que estos sensores sufren deriva y envejecimiento (Brattich *et al.*, 2020). La deriva puede variar incluso entre sensores del mismo modelo que proceden de la misma fábrica. Asimismo, es necesario hacer notar que las directrices y recomendaciones prácticas para su uso son hasta el presente limitadas especialmente a través de regulaciones por normas incluso a nivel internacional.

Toda estrategia de monitoreo de contaminantes atmosféricos se diseña para lograr uno o varios objetivos. Entre los objetivos más usuales se encuentran: (i) determinar el cumplimiento de las normas ambientales; (ii) estimar los efectos del deterioro de la calidad del aire sobre la población y el ambiente; (iii) evaluar los efectos de las medidas y políticas de control de la contaminación atmosférica (iv) informar al público acerca de la calidad del aire; (v) proporcionar información de fuentes y riesgos de contaminación, (vi) llevar a cabo evaluaciones de tendencias a largo plazo; (vii) estudiar las reacciones químicas de los contaminantes en la atmósfera; (viii) calibrar y evaluar modelos de transporte y transformaciones físicas y químicas de contaminantes en la atmósfera; y/o (viii) establecer bases científicas para políticas de desarrollo. La definición de los objetivos y el alcance, usualmente ponderándolos y conciliándolos, constituye la primera etapa del diseño de la estrategia de monitoreo. Otras cuestiones a definir incluyen: (i) los parámetros ambientales a medir; (ii) el número y la localización de los sitios de muestreo; (iii) duración del programa, frecuencia y tiempos de muestreo; (iv) selección de metodologías y equipos de monitoreo o muestreo.

Este artículo focaliza en la selección de metodologías y equipamientos para el monitoreo de concentraciones ambientales de partículas atmosféricas de tamaño inferior a 2.5 micrones (μm) mediante el empleo de SPBC y se propone contribuir al desarrollo de una guía con criterios de expertos a nivel local y regional que permita orientar la integración de los SPBC a la vigilancia de

la contaminación atmosférica. Antes de abordar este objetivo en la sección 6, presentamos los distintos enfoques para definir tamaño de partículas (sección 2); los métodos de referencia y equivalentes para la medición de PM (sección 3); el principio de funcionamiento de los SPBC (sección 4); y los principales resultados provenientes de las caracterizaciones en laboratorio y en campo, así como la calibración de SPBC realizadas en la última década (sección 5). El alcance de este artículo se limita a la cuestión específica de las mediciones de partículas atmosféricas en suspensión en ubicaciones fijas.

2. Enfoques para la determinación del tamaño de las partículas en suspensión

Dado que los instrumentos disponibles utilizan diversos métodos para medir tamaño, pueden reportarse diferentes valores para una misma partícula. El diámetro aerodinámico (Da) de una partícula, definido como el de una esfera de densidad igual a 1 g/cm^3 que sedimenta en el aire en reposo a la misma velocidad que la partícula en cuestión, es el parámetro generalmente empleado para expresar el tamaño de la misma y las concentraciones de las fracciones de tamaño de PM en unidades de $\mu\text{g/m}^3$, consistentes con las indicadas en los estándares y niveles guías de calidad de aire. Al tener en cuenta la forma y la densidad de la partícula, el Da captura satisfactoriamente el comportamiento aerodinámico teórico de las mismas integrando aerosoles en suspensión en el aire para muchos sistemas de interés. Especialmente se utiliza para estimar hasta dónde penetran normalmente y se depositan las partículas de distinto tamaño y densidad en las vías respiratorias.

La nomenclatura PM_x refiere a las partículas en suspensión con un diámetro aerodinámico inferior o igual a $x \mu\text{m}$. Cuatro rangos de Da con los límites superiores de $10 \mu\text{m}$, $2.5 \mu\text{m}$, $1 \mu\text{m}$ y $0.1 \mu\text{m}$ (PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, PM_1 y $\text{PM}_{0.1}$) son utilizados para definir fracciones clave de los aerosoles atmosféricos. Muchos países han establecido hasta la fecha normas de calidad del aire para PM_{10} mientras que hasta 2020 se habían identificado solamente 58 países que establecieron además normas para $\text{PM}_{2.5}$ (Nazarenko *et al.*, 2021). Por otra parte, la OMS ha incorporado el $\text{PM}_{2.5}$ en sus niveles guías de calidad del aire de 2006, por ser uno de los contaminantes del aire exterior con mayor coeficiente dosis-efecto en la salud humana (IARC, 2012), y redujo recientemente estos niveles de manera significativa (OMS, 2021).

Si bien está fuera del alcance de este artículo, resulta conveniente indicar que, hasta el presente las concentraciones gravimétricas de las fracciones submicrónica (PM_1) y ultrafina ($\text{PM}_{0.1}$) no han sido monitoreadas de manera sistemática ni reguladas mediante normas de calidad del aire. Sin embargo, y dado que la fracción PM_1 contiene típicamente la menor cantidad de masa pero el mayor número de partículas, este último parámetro ha recibido una atención creciente en la regulación de las emisiones de los vehículos automotores, ya que el transporte terrestre contribuye significativamente al número de partículas submicrónicas y ultrafinas en el ambiente (Heinz, 2001; Gieschaskiel *et al.*, 2008; Burtscher, 2005).

La definición de PM_x dada anteriormente, si bien fácilmente interpretable, puede resultar engañosa cuando se considera el muestreo selectivo por tamaño ya que sugiere una colección del 100% de las partículas con $Da = x \mu\text{m}$. Esto se podría lograr con un muestreador o monitor ideal que aspirase el 100% de las partículas de un rango de tamaño especificado y las transportara a todas sin modificar al colector o al detector. Lamentablemente, la eficiencia de entrada de las partículas puede ser superior o inferior al 100% y varía con el tamaño de las mismas, la velocidad del viento y la dirección. Una conceptualización operativa para el PM_x es la conocida como punto de corte o tamaño de corte del 50% ($d50$), refiere a un muestreo que permite coleccionar el 50% de las partículas de $x \mu\text{m}$ y excluye el 50% de las partículas de $x \mu\text{m}$ a un caudal fijo. También significa que se recogen algunas partículas $>x \mu\text{m}$ y no todas las partículas $<x \mu\text{m}$. Cabe destacar que, en la determinación de parámetros con límites establecidos en los estándares de calidad de aire son prioritarias la repetitividad y la reproducibilidad de las mediciones que permiten verificar el cumplimiento de las regulaciones. Esto se logra con métodos estandarizados y definiciones claras del parámetro medido (tales como el diámetro aerodinámico y el tamaño de corte de la fracción $PM_{2.5}$ colectada) que si bien pueden presentar cierta desviación de lo estrictamente real (según las definiciones de Da y $d50$), determinan un criterio cierto y no ambiguo para expresar las pautas a cumplir conforme a normas de aplicación. En este sentido los valores determinados con otros métodos son relativos a las determinaciones de monitores patrón.

Así como el *tamaño aerodinámico*, que puede obtenerse con un impactador o un espectrómetro *ad hoc*, depende de la forma, la densidad y el tamaño de la partícula, otros tipos de tamaño de partículas pueden ser determinados empleando otros métodos de medición. Cabe mencionar al respecto: (i) los *tamaños ópticos*, que dependen del índice de refracción, así como también de la forma y el tamaño de las partículas y se determinan a partir de la cantidad de luz dispersada por partículas individuales y (ii) el *tamaño de movilidad eléctrica* obtenido mediante clasificación electrostática de las partículas que depende de la forma y el tamaño de las mismas, pero no de la densidad. Estos tamaños pueden ser muy diferentes de los tamaños geométricos o de Stokes que se observan en un microscopio. La conversión de una medida de tamaño a otra suele implicar una incertidumbre significativa. Sin embargo, estas conversiones son esenciales para obtener concentraciones gravimétricas de $PM_{2.5}$ y PM_{10} basadas en distintos métodos que sean comparables entre sí y, en lo posible, equivalentes (McMury, 2000).

3. Métodos de referencia y equivalentes para la medición de PM

Un componente clave de una norma de calidad del aire ambiente es la especificación de los métodos de medición para evaluar su cumplimiento. Si bien algunos países no indican las metodologías de medición a emplear, aquellos que sí lo hacen, especifican para el PM la gravimetría como método de referencia que permite determinar la concentración en masa de $PM_{2.5}$ o PM_{10}

durante un período de 24 horas (CEN, 2014; Gilliam y Hall, 2016). Las normas nacionales de calidad del aire ambiente de los Estados Unidos (NAAQS, por sus siglas en inglés) se establecieron entre 1971 y 1976. La adopción del análisis gravimétrico como método de referencia, aplicado inicialmente de manera rudimentaria en 1885, llevó unos treinta años. Abarcó desde fines de los años 40, con la invención del muestreador de alto volumen, hasta fines de los años 70 cuando se completaron los ensayos de caracterización de este instrumento (Chow, 1995).

En el código de regulación federal (CFR) de los EE.UU., un dispositivo de medición es designado como método federal de referencia (FRM, por sus siglas en inglés) cuando ha sido desarrollado conforme a una norma claramente definida para un contaminante específico y ha completado un riguroso protocolo de pruebas y análisis. La designación como método de referencia significa que el instrumento puede utilizarse para controlar el cumplimiento de la correspondiente norma de calidad del aire. Los requisitos y disposiciones para la designación como FRM se describen en el título 40, parte 53, subpartes A y E del CFR (US EPA, 2022a).

La configuración básica de un instrumento que implemente tal método de referencia para PM consiste en un muestreador que aspira aire ambiente a un caudal volumétrico constante a través de un separador inercial (impactador) que permite la colección de las partículas según la fracción de tamaño deseada sobre un filtro de porosidad especificada. El caudal de aire se regula mediante un dispositivo de control que mantiene su valor dentro del rango de funcionamiento estipulado. La geometría del cabezal de muestreo está regulada internacionalmente y debe ser capaz de seleccionar las partículas de $PM_{2.5}$ o de PM_{10} con un punto de corte del 50% (d_{50}). Cada filtro se pesa (luego del acondicionamiento de humedad y temperatura) antes y después del muestreo para determinar la ganancia neta debida a las partículas colectadas. El volumen total de aire muestreado se calcula a partir del caudal medido a la temperatura y presión ambiente reales y el tiempo de muestreo. La concentración gravimétrica de las partículas suspendidas en el aire ambiente se determina como la masa total de partículas colectadas (en la fracción de tamaño de interés) dividida por el volumen real (referido a condiciones estándar de presión y temperatura 25°C y 101.3 kPa) de aire muestreado.

A pesar de ser adoptado casi universalmente como método de referencia, la determinación gravimétrica de la concentración de PM en aire ambiente no está libre de inconvenientes. Las mediciones de PM, especialmente las de $PM_{2.5}$, pueden mostrar gran variabilidad cuando se analizan para un mismo sitio los resultados de las concentraciones determinadas por diferentes marcas y modelos de equipos de referencia. Esta variabilidad puede atribuirse a las diferentes configuraciones de los sistemas de muestreo; sin embargo, uno de los problemas más importantes es la peculiar composición química de la fracción $PM_{2.5}$ en comparación con la fracción PM_{10} . La fracción más fina es especialmente rica en componentes semivolátiles (por ejemplo, nitrato de amonio y compuestos orgánicos) que al volatizarse conllevan una subestimación de la concentración gravimétrica que podrían ser más pronunciada para la fracción $PM_{2.5}$.

Además de los inconvenientes señalados, la principal limitación de la metodología gravimétrica es que brinda información sobre el nivel de las partículas para el periodo de muestreo de 24 horas. Esta información resulta demasiado integrada en el tiempo como para un diagnóstico efectivo de la dinámica de las partículas en la atmósfera del sitio de interés y tiene un alcance limitado a los fines de identificar y controlar las fuentes de emisión. En respuesta a esta cuestión, se han explorado métodos automáticos para permitir mediciones para periodos de una hora o menores. Si bien se han desarrollado y probado numerosas técnicas, pocas han demostrado equivalencia con el método gravimétrico de referencia.

Cuando EE. UU. reevaluó las NAAQS para PM a fines de 1970, se propuso para los monitores el enfoque de norma de *desempeño* en lugar de norma de *diseño*. Una norma de desempeño establece las propiedades de las partículas que deben determinarse y las tolerancias admisibles de exactitud y precisión en la cuantificación de dichas propiedades (Chow, 1995). En la normativa estadounidense, los procedimientos para determinar la comparabilidad entre cualquier método propuesto y el correspondiente método de referencia se establecen en el título 40, capítulo I del Código de Regulación Federal (US EPA, 2022b). Cualquier principio de medición, implementado por cualquier medio, puede aplicarse para determinar el cumplimiento siempre que satisfaga la norma de desempeño.

En el CFR se definen tres clases de métodos federales equivalentes (FEM, por sus siglas en inglés), en función de su grado de similitud respecto a los requisitos para los FRM. A medida que se pasa de la clase I, a la clase II y a la clase III, existe una mayor desviación del método candidato a ser considerado como FEM con respecto a un FRM y se requieren pruebas más exhaustivas para la verificación de la equivalencia (Noble, 2001). Tanto los FEM clase I y clase II son técnicas de colección de partículas en filtro durante 24 horas que se basan en el análisis gravimétrico mientras que los FEM clase III consisten en analizadores continuos o semicontinuos que no colectan partículas destinadas al análisis gravimétrico. En el resto de esta sección nos centramos en los métodos de clase III porque los SPBC pueden en alguna medida ser vinculados con los métodos ópticos para los que existe un método aprobado como FEM. Quienes requieran información más detallada sobre los FEM pueden consultar el trabajo de Noble *et al.* (2001) y la compilación de FRM y FEM publicada por la Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU. (Gilliam y Hall, 2016).

Los tipos de instrumentos que han obtenido hasta ahora la equivalencia a la Clase III incluyen la atenuación beta, la microbalanza oscilante de elemento cónico y la detección óptica. El único monitor que emplea la detección óptica que ha obtenido la equivalencia es el espectrómetro fabricado por Grimm Technologies, Inc. Modelo EDM 180 PM2.5. Es un monitor continuo por dispersión de luz que dispone de 15 rangos de análisis de tamaños de partícula (*particle-size bins*), suministra valores expresados en concentraciones gravimétricas en el rango 0,1-6000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con una precisión de $\pm 3\%$. (Gilliam y Hall, 2016; Kuula *et al.*, 2020). La metodología de la dispersión de luz, empleada por este monitor FEM constituye el principio fundamental de los SPBC y se discute en la sección 4.

4. Principio de funcionamiento de los sensores de PM de bajo costo

En la mayoría de los SPBC, las partículas muestreadas interceptan un haz luminoso (normalmente de un láser o un LED), parte de la luz se desvía de la trayectoria original, produciéndose el fenómeno conocido como dispersión, un fotodetector mide la intensidad de la luz dispersada por las partículas y esta intensidad se correlaciona con una concentración gravimétrica de PM (Morawska *et al.*, 2018). Estos instrumentos, conocidos también como sensores ópticos de partículas (SOP) pueden dividirse en dos tipos principales: nefelómetros y contadores ópticos de partículas (COP). Los nefelómetros miden la luz dispersada por las partículas en su conjunto mientras que los COP detectan partículas individuales y brindan información sobre número y tamaño. En los nefelómetros, la amplitud de dispersión total se correlaciona con una medición de masa realizada por un instrumento de referencia. En los COP, cada pulso medido a partir de la luz dispersada por una partícula individual se correlaciona con su tamaño en función de su intensidad luminosa. Este procedimiento da lugar a un histograma que se convierte a unidades de masa una vez que se ha medido toda la distribución (Hagan y Kroll, 2020).

La dispersión es un proceso resultante de tres efectos acumulativos: reflexión, refracción y difracción. La teoría general de Mie describe rigurosamente las interacciones luz-partícula para partículas esféricas de todos los tamaños dispersas en cualquier medio (Wriedt, 2012). Esta teoría permite estimar la intensidad relativa de la luz dispersada en función del tamaño de las partículas, el ángulo de observación y la longitud de onda y la polarización del haz incidente, sobre esta base puede determinarse la distribución del tamaño de las partículas (Alfano *et al.*, 2020). La teoría general de Mie incluye las siguientes suposiciones: (i) la luz es una onda monocromática plana; (ii) la partícula es esférica e isotrópica; (iii) la luz dispersada de una partícula a otra es despreciable (esto es cierto a bajas concentraciones de partículas); (iv) las características de dispersión consideradas son independientes del movimiento de la partícula; (v) no se consideran efectos cuánticos.

El empleo de la dispersión de la luz para la determinación de la concentración gravimétrica de PM conlleva ciertas limitaciones, en gran parte asociadas con las condiciones ambientales y/o las propiedades del aerosol a medir. La mayoría de los SPBC reportan concentraciones gravimétricamente y número de partículas en un rango de tamaños. Al incluir la posibilidad de informar diversos rangos de tamaños de partículas, los fabricantes especifican, explícita o implícitamente, que sus sensores pueden clasificar las partículas por tamaño. Sin embargo, la documentación del fabricante suele omitir el principio de funcionamiento del sensor (COP o nefelómetro) y el sesgo/precisión de las salidas resueltas por tamaño (Molina Rueda *et al.*, 2023).

Varios estudios experimentales llevados a cabo recientemente han abordado cuestiones que afectan el desempeño de los SOPs. Estos problemas incluyen: (i) la incapacidad de adaptarse a los cambios en la distribución del tamaño de las partículas, (ii) el crecimiento higroscópico de las partículas debido a los cambios en la humedad relativa ambiente, (iii) cambios en la eficiencia de

dispersión debido a diferencias en las propiedades ópticas de los aerosoles, y (iv) la necesidad de factores de corrección específicos de los aerosoles para tener en cuenta las diferencias en la densidad (Northcross *et al.*, 2013; Dacunto *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2015, Crilley *et al.*, 2018; Di Antonio *et al.*, 2018; Zheng *et al.*, 2018; Malings *et al.*, 2020).

Recientemente, Hagan y Kroll (2020) desarrollaron un enfoque modelístico para evaluar la influencia conjunta de factores individuales sobre la capacidad de los SOP para caracterizar con precisión la distribución de tamaño y/o la concentración gravimétrica de PM. Para el estudio, seleccionaron tres SOP representativos: un nefelómetro (con fuente de luz de 658 nm y rango de visión de 7-173°), y dos COP (con 16 compartimientos igualmente espaciados, fuente de luz de 658 nm y ángulo de visión de 32-88°). Los COP sólo diferían en el tamaño mínimo de partícula medido. Uno, denominado por los autores "COP de bajo costo", representativo de los sensores comerciales disponibles en el mercado, operaba en el rango de tamaño de 0,38-17,5 μm . El otro, "COP de gama alta", sería un sensor idealizado con un rango de detección de 0,1-17,5 μm . En consonancia con estudios previos de otros autores, Hagan y Kroll encontraron que la humedad relativa resultó una gran fuente de incertidumbre para todos los SOP, especialmente cuando el aerosol es higroscópico y las humedades relativas están por encima del punto de deliquesencia, normalmente en torno al 75 %. Asimismo, identificaron que (i) las propiedades ópticas del aerosol resultaron muy importantes para el COP de bajo costo de mediana importancia para el nefelómetro y el COP de gama alta; (ii) la distribución del tamaño de partícula subyacente fue muy importante para la precisión del nefelómetro y el COP de bajo costo, mientras que tuvo una importancia relativamente baja para el COP de gama alta; (iii) la elección del material de calibración fue extremadamente importante para los tres sensores prototípicos, la utilización de partículas similares al aerosol que se va a detectar puede conducir a mejoras significativas en el rendimiento esperado.

5. Desempeño de los sensores de bajo costo de PM

Si bien, la teoría de Mie data de 1906 y existen desarrollos de SOP desde la década del 20, la disponibilidad de fuentes de luz y componentes electrónicos pequeños y de costo accesible ha incrementado de manera notable el desarrollo, construcción y oferta de este tipo de sensores. La creciente disponibilidad de SBC ha sido motivo de preocupación para la comunidad científica e instituciones ambientales que se han ocupado a partir de mediados de la década anterior de evaluar, tanto en laboratorio como en campo, el desempeño de los SBC y la confiabilidad de sus datos.

Ensayos de laboratorio

El desempeño adecuado de los SPBC requiere su caracterización en diferentes condiciones ambientales y la calibración mediante instrumento(s) de referencia o equivalentes. Para este fin, ha sido fundamental el desarrollo de cámaras de prueba operadas bajo condiciones ambientales

y niveles de controlados de partículas en suspensión que permiten evaluar el desempeño de SPBC y la ocurrencia de posibles diferencias en sus respuestas dentro de la misma familia de sensores, de especial relevancia para el armado de redes de sensores. Estas cámaras constan por lo general de tres componentes principales: (i) una cámara de pruebas, aislada del entorno exterior y equipada con un instrumento de referencia para la determinación de la concentración de PM y controles de humedad y temperatura; (ii) un sistema de aire purificado, necesario para proporcionar aire de referencia limpio en la cámara; y (iii) un generador de aerosoles que garantice una concentración de PM controlable en el interior de la cámara. Ante la falta de protocolos estandarizados para la caracterización de SPBC, se han empleado una diversidad de opciones para los ensayos en laboratorio.

A partir de 2015, se han diseñado un sinnúmero de cámaras de pruebas desde muy sencillas compuestas por un único volumen de operación (Austin *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2015) hasta diseños más complejos en los que la cámara esta compartimentada en una zona de entrada y mezcla de aire con las partículas y otra de muestreo propiamente dicho (Sousan *et al.*, 2016; Papapostolu *et al.*, 2017; Hapidin *et al.*, 2019; Ahn *et al.*, 2019; Omidvarborna *et al.*, 2020; Bulot *et al.*, 2020). Asimismo, existe una gran variedad de tamaños en las distintas cámaras de prueba cuyos volúmenes abarcan desde 1 L hasta más de 1 m³.

A pesar de los esfuerzos realizados, los estudios citados en el párrafo anterior han evaluado un número limitado de sensores que sería insuficiente para caracterizar el desempeño global de los cientos de SPBC en el mercado comercial. En cada una de esas investigaciones, excepto en la realizada por Ahn *et al.* (2019), se evaluaron no más de diez sensores. Una lista no exhaustiva de los SPBC analizados incluye las siguientes marcas y modelos: Alphasense OPC-R1, DC 1700, Honeywell HPMA115S0, Novafitness SDS011, Novafitness SDS018, Plantower PMS5003, Samyoung DSM501A, Sensirion SPS030, Sharp DN, Sharp GP Sharp GP2Y1010AU0F, Shinyei PP42NS y Winsen ZH03A.

Una evaluación mucho más amplia de SPBC fue llevada a cabo por Ahn *et al.* (2019) que probaron 264 sensores, 27 con fuentes de luz LED y 237 con fuentes láser para determinar concentraciones gravimétricas de PM₁, PM_{2.5} y PM₁₀. De acuerdo a los resultados obtenidos, los investigadores clasificaron los SPBC en cuatro grupos en función de la desviación respecto a los datos obtenidos por un instrumento de referencia. Los sensores ubicados en el grupo 1 exhibieron una desviación de $\pm 20\%$ mientras que las desviaciones de los grupos 2 y 3 fueron $\pm 30\%$ y $\pm 50\%$. Los sensores del grupo 4 exhibieron desviaciones superiores a los del grupo 3. En general, la fuente de iluminación (láser o LED), no conllevó diferencia significativa en el rendimiento de los sensores para las mediciones de PM₁ y PM_{2.5}. Sin embargo, los sensores basados en LED no obtuvieron buenos resultados en las mediciones de PM₁₀. El mejor desempeño de los sensores ubicados en el grupo 1 según el tamaño de partícula fue para PM₁ seguido por PM_{2.5}; los autores concluyeron que el rendimiento de los SPBC era relativamente menos satisfactorio para la medición de PM₁₀.

Otra evaluación exhaustiva de SBC, tanto en laboratorio como en terreno, es la llevada a cabo por el centro de rendimiento de sensores de calidad del aire (AQ-SPEC) del distrito de gestión de la calidad del aire de la Costa Sur de California (South Coast AQMD). Los sensores que demuestran un rendimiento aceptable sobre el terreno se llevan al laboratorio AQ-SPEC para realizar pruebas más detalladas en una cámara ambiental en condiciones controladas junto con instrumentos FRM, FEM y/o la mejor tecnología disponible. El listado de los SPBC evaluados y los reportes para muchos de ellos están disponibles en el sitio del AQ-SPEC (2023).

Caracterización en campo

Aun cuando los SPBC hayan sido caracterizados en laboratorio es fundamental evaluar su desempeño en campo, incluso para las mejores tecnologías disponibles, ya que como se discutió en la sección 4 la diversidad de las propiedades físicas y químicas del PM sólo puede evaluarse de manera conclusiva sobre el terreno. A pesar de esta advertencia, muchos estudios que han empleado SBC se han basado únicamente en la información del fabricante para la selección de la tecnología y las expectativas sobre su rendimiento. Algunos ejemplos incluyen: (i) la observación de la contaminación atmosférica relacionada con el tránsito vehicular mediante sensores montados en bicicletas; (ii) el establecimiento de redes de sensores urbanas o escolares; (iii) la estimación de la exposición personal y (iv) la vigilancia de la calidad del aire en interiores (Morawska *et al.*, 2018 y sus referencias).

En contraposición, numerosos estudios han evaluado el desempeño de SPBC en campo (Alfano *et al.*, 2020 y sus referencias; Narayama *et al.*, 2022 y sus referencias, Bulot *et al.* 2023, Molina Rueda *et al.*, 2023). En este aspecto, la evaluación más extensiva del desempeño en campo de los SBC ha sido llevada a cabo por el AQ-SPEC. En este programa, los SBC se prueban sobre el terreno frente a una o más estaciones equipadas con FRM o FEM que se utilizan habitualmente para medir las concentraciones de contaminantes atmosféricos con fines regulatorios (AQ-SPEC, 2023b).

Normalmente, los sensores (i) se prueban tal como están disponibles en el mercado, sin modificación ni calibración previas (cero, intervalo y precisión) y (ii) se utilizan de acuerdo con la guía del usuario o el manual del fabricante del sensor que a menudo incluyen un mantenimiento rutinario (por ejemplo, sustitución del filtro, calibración a cero, comprobación del caudal, sincronización fecha/hora y cambio de pilas). Todos los sensores se evalúan por triplicado y durante un periodo de dos meses para obtener mejor información estadística del rendimiento global. La evaluación se basa en una comparación entre los tres dispositivos sensores y los instrumentos FRM y/o FEM. Los parámetros considerados son: (i) la variabilidad intramodelo (relacionada con la proximidad entre las mediciones de tres unidades del mismo tipo de sensor); (ii) la recuperación de datos (relación porcentual entre el número de puntos de datos válidos del sensor y el número total de puntos de datos colectados durante el periodo de prueba) y (iii) el coeficiente de correlación lineal entre las mediciones medias de los tres sensores probados y los valores correspondientes del instrumento de referencia (R^2).

La figura 1 muestra los valores de R^2 promedio y los respectivos costos para los 81 SPBC evaluados hasta el momento de la escritura de este artículo, discriminados según su desempeño para la medición de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 . De los 81 sensores evaluados, 31 tuvieron la capacidad de medir PM_1 , 73 $PM_{2.5}$ y 50 PM_{10} . En general los SPBC que medían PM_1 , también determinaban $PM_{2.5}$ y PM_{10} , otros medían $PM_{2.5}$ y PM_{10} y unos pocos medían solo $PM_{2.5}$ o PM_{10} . Los R^2 obtenidos estuvieron en el orden PM_1 (0.42–0.98) > $PM_{2.5}$ (0.32–0.97) > PM_{10} (0.03–0.92). En líneas generales, los resultados concuerdan con las observaciones de la caracterización en laboratorio, indicativa del relativo peor desempeño de los SPBC para PM_{10} . Con respecto al costo de los SPBC no se observa una tendencia que indique un mejor desempeño, en términos de R^2 , a mayor costo del sensor.

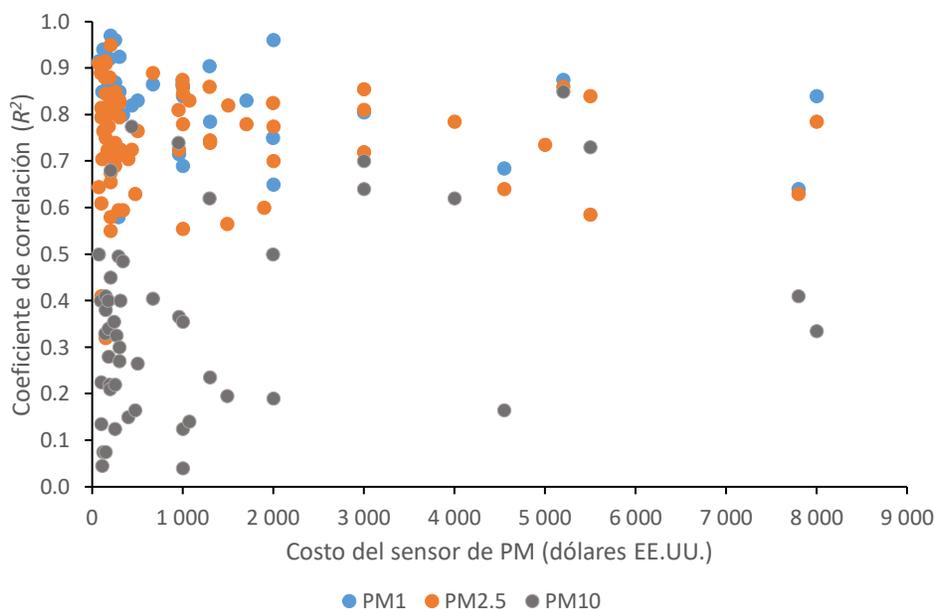


Figura 1. Coeficiente de correlación lineal (R^2) y costos de los 81 sensores caracterizados en el centro de rendimiento de sensores de calidad del aire (AQ-SPEC) del distrito de gestión de la calidad del aire de la Costa Sur de California de los EE.UU. (Elaboración propia sobre la base de los datos reportados).

Esta tendencia en el deterioro del desempeño de los SPBC a medida que aumenta el tamaño de partícula fue reportada en el estudio reciente de Molina Rueda *et al.* (2023). Los autores evaluaron la linealidad, el sesgo y la precisión de tres modelos de SPBC, en función de la fracción de tamaño de PM, en un entorno urbano. Hallaron que los sensores sólo fueron precisos para PM_1 mientras que las fracciones $PM_{1.0-2.5}$ y $PM_{2.5-10}$ tenían un gran sesgo, ruido e incertidumbre. Los autores concluyeron que sus resultados demuestran que los SPBC evaluados no pudieron discriminar el

tamaño de las partículas con precisión y sólo reportaron medidas lineales y precisas de la concentración gravimétrica para PM_{10} y llegaron al punto de recomendar que las redes de vigilancia de la calidad del aire basadas en SPBC dejen de informar sobre el modo grueso ($PM_{2.5-10}$) y la concentración gravimétrica de PM_{10} .

Calibración

El diccionario de la Real Academia Española define calibrar como “ajustar, con la mayor exactitud posible, las indicaciones de un instrumento de medida con respecto a un patrón de referencia”. En línea con esta definición, calibrar un SPBC no necesariamente requiere manipular el sensor, sino que en este caso la calibración consiste en medir las concentraciones "reales" de PM con uno o más instrumentos de referencia, colocado(s) junto al SPBC para luego encontrar una función de calibración que produzca los mejores resultados y, a la vez, se ajuste a otras limitaciones de diseño tales como requisitos de software y tiempo de cálculo. Calibrar un SPBC es entonces un procedimiento experimental relativamente sencillo pero un tema complejo. La complejidad está relacionada con (i) el rango de medición del SPBC; (ii) el instrumento de referencia; (iii) el intervalo de concentración adecuado; (iv) el tipo de aerosoles a utilizar (por ejemplo, composición, morfología, distribución de tamaño); (v) las condiciones atmosféricas (humedad relativa y temperatura); (vi) el sitio para llevar a cabo la calibración (laboratorio y/o campo); (vii) la determinación de los factores de calibración adecuados con respecto al tiempo y al lugar de monitoreo; y (viii) la frecuencia de realización (Giordano *et al.*, 2021).

El enfoque ideal cuando se instalan SPBC es realizar una batería completa de pruebas de caracterización y calibración en un micro entorno similar al que se instalarán los sensores bajo las condiciones previstas para la duración del monitoreo. La exhaustividad de las pruebas del sensor se refiere a la caracterización de la linealidad y su respuesta frente a la humedad relativa, la temperatura y las diferentes fuentes de aerosol. Por ejemplo, es crítico comprobar la presencia de eventos de polvo en un conjunto de datos, especialmente cuando se usa un SPBC que puede ser ciego a este tipo eventos (Molina Rueda *et al.*, 2023).

La configuración física de una calibración de colocación consiste generalmente en un monitor de referencia y todos los SPBC de interés desplegados en el mismo lugar (idealmente en el mismo entorno en el que las unidades serán finalmente instaladas) durante algún período de tiempo. Una calibración simultánea en el mismo lugar con todos los SPBC es la forma más fácil de identificar unidades defectuosas y la mejor manera de tener en cuenta la variabilidad entre las unidades si se hace un modelo de calibración general en lugar de específico para cada unidad. El factor más importante del periodo de colocación es garantizar que cubra una gama tan amplia de concentraciones, composiciones y condiciones atmosféricas como la que puedan experimentar los sensores durante su posterior instalación.

Varios métodos numéricos han sido utilizados para encontrar la función de calibración. La regresión lineal tiene la ventaja de su sencillez y transparencia en comparación con métodos más sofisticados, pero presenta dificultades para captar las sensibilidades cruzadas entre variables (Jiang *et al.*, 2021; McFarlane *et al.*, 2021a). La regresión lineal generalmente carece de precisión en comparación con la regresión lineal múltiple o los modelos mecanicistas que tienen en cuenta el crecimiento higroscópico de los aerosoles y el aprendizaje automático. La calibración espacial mediante datos reglamentarios y de satélite también ha demostrado su eficacia para calibrar PM_{2.5} (Aix *et al.*, 2023).

A pesar de que se han realizado numerosos estudios de calibración, todavía no existe una metodología estandarizada y bien establecida para los SPBC (Concas *et al.*, 2021). Recientemente Aix *et al.* (2023) desarrollaron un método que combina una adaptación de un enfoque desarrollado para contaminantes en fase gaseosa con un preprocesamiento de eventos de polvo para calibrar SPBC comúnmente utilizados en entornos urbanos. El protocolo permite analizar, procesar y calibrar datos de SPBC utilizando regresiones multilíneas y de bosque aleatorio para su comparación con un instrumento de referencia. Demostraron que el rendimiento de la calibración fue muy bueno para PM₁ y PM_{2.5} pero no tan bueno para PM₁₀.

6. Selección de metodologías y equipamientos para el monitoreo de concentraciones ambientales de PM mediante el empleo de sensores de bajo costo

La preocupación de este artículo y de esta sección en particular se refiere al uso de los datos de SPBC como representativos de las concentraciones ambientales de PM para complementar, o lo que es más crucial suplir, los datos proporcionados por el monitoreo con instrumentos de referencia o equivalentes que cumplan los estrictos requisitos de exactitud, precisión y exhaustividad de los datos de calidad del aire. Conviene tener en cuenta que los datos no calibrados de los SPBC puedan ser malinterpretados, aportando confusión y/o complicando el ya complejo debate en torno a las políticas y medidas relativas a la calidad del aire.

Una de las primeras indicaciones de la posibilidad de incluir métodos alternativos para la vigilancia atmosférica fue la Directiva 2008/50/CE relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa que señaló que “la información de las mediciones fijas podrá ir acompañada de técnicas de modelización y/o de mediciones indicativas que permitan interpretar los datos puntuales en función de la distribución geográfica de las concentraciones” (DOUE, 2008). Los datos obtenidos mediante SBC forman parte de las mediciones indicativas.

En 2013, la U.S. EPA elaboró un proyecto de hoja de ruta para orientar su enfoque en el uso y la aplicación de sensores (US EPA, 2013). Para facilitar la selección, la hoja de ruta organizó los tipos de sensores según cinco niveles que combinaban tecnologías y potenciales usuarios. El nivel I

correspondió a los sensores más limitados con costo menor a 100 dólares de EE. UU. (USD) a ser empleados con fines educativos y de salud personal. El nivel II (100–2.000 USD) adecuados para grupos comunitarios. El nivel III (2.000–5.000 USD) previsto para grupos comunitarios y reguladores mientras que los niveles IV (5.000–10.000 USD) y V (10.000–50.000 USD) se consideraron para organismos reguladores. El uso previsto para los sensores de los niveles III a V fue como complemento de la vigilancia existente de la calidad del aire y el seguimiento de fuentes de emisión. Se estima que esta tipificación relativamente sencilla fue dejada de lado entre otras cuestiones porque el desempeño de los sensores tal como los provee el fabricante no correlaciona necesariamente con su costo (ver Figura 1).

En el periodo transcurrido entre la propuesta de la hoja de ruta y la publicación, en febrero de 2021, de los dos reportes de metas de desempeño de sensores de aire (para ozono y PM_{2.5}), la U.S. EPA ha reconocido que los SBC no cumplirán los estrictos requisitos para los instrumentos de calidad del aire utilizados con fines reglamentarios, aunque pueden ser útiles para una variedad de aplicaciones no reglamentarias, tales como la comprensión de la calidad del aire local, la identificación de puntos calientes, o ayudar a identificar los sitios para los monitores reglamentarios (Duvall *et al.*, 2021a y 2021b).

Las metas de desempeño para los SPBC de PM_{2.5} (Duvall *et al.*, 2021b) contemplan dos protocolos de ensayo (básico y exhaustivo) para evaluar el desempeño de los sensores en aplicaciones de monitoreo suplementario e informativo no reglamentario en sitios fijos al aire libre. Los destinatarios del reporte incluyeron organizaciones de ensayos, fabricantes y desarrolladores de sensores. También se estimó que el reporte sería de interés para una variedad de compradores que podrían optar por llevar a cabo estos protocolos de ensayo. De todos modos, la U.S. EPA advirtió que los resultados de las pruebas no constituyen una certificación ni un aval por parte de la agencia.

El propósito del ensayo básico es proveer información sobre el rendimiento de los SPBC en condiciones reales, ambientales y al aire libre que permita a los usuarios predecir el rendimiento de un sensor en condiciones similares. Consiste en instalar en campo al menos tres SPBC colocalizados con monitores FRM y/o FEM en dos sitios representativos de diferentes regiones climáticas durante un mínimo de 30 días en cada sitio. Las métricas y valores para evaluar el desempeño de los SPBC son: (i) precisión, desviación estándar ($\leq 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) o coeficiente de variación ($\leq 30\%$); (ii) sesgo, pendiente (1.0 ± 0.35) e intercepto (entre -5 y $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$); (iii) linealidad ($R^2 \geq 0.70$); (iv) error cuadrático medio ($\leq 7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) o error cuadrático medio normalizado ($\leq 30\%$).

El ensayo exhaustivo se realiza en el laboratorio y permite evaluar los SPBC mediante la caracterización de determinados parámetros de desempeño en condiciones que pueden ser difíciles de captar sobre el terreno. No se establecieron valores específicos para las métricas de

desempeño debido a la falta de consenso sobre los protocolos de ensayo en laboratorio, en su lugar se requiere un reporte de los resultados obtenidos. De todos modos, para este ensayo se recomiendan métricas de desempeño y condiciones de ensayo adicionales que incluyen: (i) condiciones moderadas y elevadas de humedad relativa y temperatura ambientes; (ii) deriva y (iii) precisión a concentraciones elevadas ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 5\%$ y $250 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 5\%$).

Un caso interesante de empleo de SBC por parte de la comunidad con el soporte de una institución de ciencia y técnica es el programa comunitario “*Breathe London*” de la Autoridad del Gran Londres (GLA). La red de SBC está gestionada por el Grupo de Investigación Ambiental del Imperial College de Londres que tiene a su cargo la red de calidad del aire de Londres, conformada por analizadores de referencia que son empleados para supervisar el desempeño de los SBC. El Grupo de Expertos en Calidad del Aire (AQEG) del Reino Unido ha elaborado orientaciones sobre el uso de SBC que incluyen (i) la importancia de conocer las incertidumbres asociadas con el sensor a utilizar; (ii) el comportamiento de los SBC en comparación con los instrumentos de referencia y (iii) la adecuación del sensor en relación a la información a obtener (DEFRA, 2018). Los SPBC cuentan además con una norma de desempeño que estipula (i) el nivel de calificación del personal a cargo de la operación y (ii) la acreditación de laboratorios y la inspección de instalaciones de acuerdo con normas europeas e internacionales (MCERTS, 2017). Un elemento clave de este programa comunitario es la caracterización y calibración de los SBC empleando instrumentos de referencia llevada a cabo por un grupo de investigación.

Tanto las metas de desempeño para PM_{2.5} de la U.S. EPA como la operación de SBC por parte de la comunidad en el programa *Breathe London* destacan la necesidad de la caracterización y calibración de los SBC para la obtención de datos confiables, si bien no reglamentarios.

Consideraciones finales

¿Cómo generar datos de alta calidad a partir de sensores de bajo costo? En la compleja respuesta a esta pregunta de fácil formulación residen el fondo y el fundamento de los lineamientos para la operación adecuada de SBC que pretende encarar DICAIRE.

La medición independiente de los niveles de PM_{2.5} en el aire mediante SPBC requiere algo más que un conocimiento superficial de los propios sensores y de sus resultados si uno de los objetivos es comparar los datos obtenidos con los determinados mediante monitores de referencia. Un conocimiento deficiente de estos sensores puede conducir a resultados no deseados.

Sin una adecuada caracterización y calibración se sus SPBC, los usuarios del público en general podrían alarmarse de que sus mediciones sean mucho más altas que las de los monitores de referencia gubernamentales. Sin embargo, esto podría deberse al crecimiento de la masa de los

aerosoles a una humedad relativa alta, ya que los datos gubernamentales se comunican a una humedad relativa baja o intermedia.

Los países con una baja o nula cobertura de monitores de referencia podrían concluir, basándose en los datos de los SPBC, que los niveles de $PM_{2.5}$ en el aire ambiente son mucho mayores o mucho menores que los reales. Esto llevaría a políticas de gestión de la calidad del aire ineficaces y equivocadas.

Pese a las advertencias formuladas, es necesario tener en cuenta que la creciente disponibilidad y mejora de los SPBC podría llevar a un cambio de paradigma en el que la vigilancia tradicional de la calidad del aire por parte de los organismos reguladores podría complementarse con la participación comunitaria mediante SBC, tal como se está llevando a cabo en el programa *Breathe London* que cuenta con el apoyo del grupo de investigación que opera la red de sensores de referencia de la ciudad.

Lo que no debería ocurrir es que los datos provenientes de los SPBC se acepten *al pie de la letra* y sean considerados como sustitutivos de las redes de monitoreo de referencia, si los sensores fueron operados como una caja negra, tal como fueron entregados por el fabricante y sin haber sido caracterizados y calibrados según las características principales de los aerosoles a medir y la cobertura exhaustiva de la variedad de condiciones meteorológicas a las cuales estarán expuestos.

Por lo tanto, como sugerencia para el uso del SPBC en ubicaciones fijas, y con el fin de evitar diagnósticos erróneos de las concentraciones gravimétricas de $PM_{2.5}$ debido a su mayor incertidumbre de medición en comparación con los instrumentos de referencia requeridos, una alternativa de validación sería adoptar criterios para evitar falsos fallos en el diagnóstico de superaciones de las normas o niveles guía de la calidad del aire, más allá de la posibilidad de diagnosticar falsos cumplimientos. En ese sentido, una pauta para fabricantes o usuarios sería disponer en primer lugar de las correlaciones estadísticas desarrolladas según las metodologías de la US EPA aquí explicadas, y que en condiciones adecuadas de calibración y mantenimiento del sensor, se adopte como criterio para asegurar la calidad de los datos para uso indicativos obtenidos con el SPBC que el valor a reportar corresponda con el correlacionado con el instrumento de referencia, para asegurar un 90% o 95% de no cometer falsos diagnósticos de excedencias (teniendo en cuenta la distribución de desviaciones o errores obtenidos en la correlación del SPBC frente al instrumentos de referencia). Disponer de factores de protección asignables al SPBC basados en una correlación tipo US EPA obtenida en ensayos de caracterización frente a instrumentos de referencia que eviten el diagnóstico de falsas excedencias (aunque aumente la probabilidad de falsos cumplimientos), sería una alternativa para el uso del sensor como indicativo o complementario cuando no se tenga acceso a instrumentos de referencia (Figura 2).

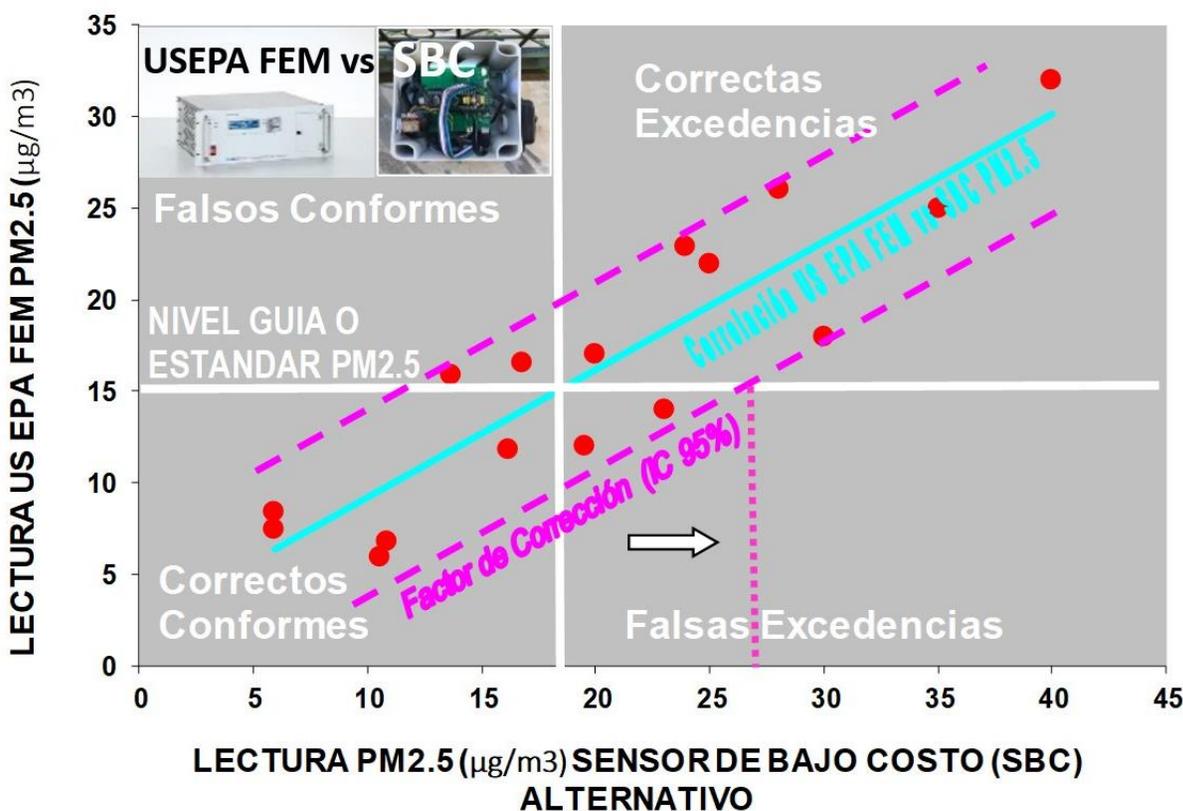


Figura 2. Criterios para el aseguramiento de la calidad de los datos para uso indicativo obtenidos con SPBC.

En ligera síntesis, la adopción de buenas prácticas de monitoreo de $\text{PM}_{2.5}$ mediante SPBC incluiría:

- Disponer de un sensor calibrado y seleccionado apropiadamente en función de la finalidad del monitoreo y tipo de aerosol que se pretende medir;
- Emplear las recomendaciones de uso del fabricante y descartar el sensor si excede la vida útil recomendada;
- Desarrollar monitoreo conjunto de variables meteorológicas y filtrar aquellas mediciones de $\text{PM}_{2.5}$ que puedan tener incidencia de condiciones extremas, especialmente de humedad relativa y temperatura ambiente;
- Disponer de correlación de desempeño de los SPBC para $\text{PM}_{2.5}$ frente a instrumentos de referencia con protocolos de ensayos básico y exhaustivo (Duvall et al., 2021b).
- Adoptar en el monitoreo con SPBC en lugares fijos, criterios para no cometer falsos diagnósticos de excedencia a las lecturas de estándares o niveles guía de $\text{PM}_{2.5}$ conforme a las definiciones aportadas por esta publicación.

Referencias bibliográficas

- Ahn Ahn, K.H., Lee, H., Lee, H.D. and Kim, S.C. (2019). Extensive evaluation and classification of low-cost dust sensors in laboratory using a newly developed test method. *Indoor air*, **30**(1), 137-146.
- Aix, M.L., Schmitz, S. and Bicout, D.J. (2023). Calibration methodology of low-cost sensors for high-quality monitoring of fine particulate matter. *Science of The Total Environment*, **889**, 164063.
- Alfano, B., Barretta, L., Del Giudice, A., De Vito, S., Di Francia, G., Esposito, E., Formisano, F., Massera, E., Miglietta, M.L. and Polichetti, T. (2020). A review of low-cost particulate matter sensors from the developers' perspectives. *Sensors*, **20**(23), 6819.
- AQ-SPEC, Air Quality Sensor Performance Evaluation Center (2023a). *Evaluations of criteria pollutants: summary for PM*. Consultado el 18 de julio de 2023. Desde: <http://www.aqmd.gov/aq-spec/evaluations/field>
- AQSPEC, Air Quality Sensor Performance Evaluation Center (2023b). *Field test protocols*. Consultado el 18 de julio de 2023. Desde: <http://www.aqmd.gov/docs/default-source/aq-spec/>
- Austin, E., Novosselov, I., Seto, E. and Yost, M.G. (2015). Laboratory evaluation of the Shinyei PPD42NS low-cost particulate matter sensor. *PloS one*, **10**(9), e0137789.
- Brattich, E., Bracci, A., Zappi, A., Morozzi, P., Di Sabatino, S., Porcù, F., Di Nicola, F., Tositti, L. (2020). How to get the best from low-cost particulate matter sensors: Guidelines and practical recommendations. *Sensors*, **20**(11), 3073.
- Bulot, F.M.J., Russell, H.S., Rezaei, M., Johnson, M.S., Ossont, S.J.J., Morris, A.K.R., Basford, P.J., Easton, N.H.C., Foster, G.L., Loxham, M. and Cox, S.J. (2020). Laboratory comparison of low-cost particulate matter sensors to measure transient events of pollution. *Sensors*, **20**(8), 2219.
- Bulot, F. M., Ossont, S. J., Morris, A. K., Basford, P. J., Easton, N. H., Mitchell, H. L., Foster, G.L., Cox, S.J. and Loxham, M. (2023). Characterisation and calibration of low-cost PM sensors at high temporal resolution to reference-grade performance. *Heliyon*, **9**(5).
- Burtscher, H. (2005). Physical characterization of particulate emissions from diesel engines: a review. *Journal of Aerosol Science*, **36**(7), 896-932.
- Burtscher, H. (2021). Literature study on tailpipe particulate emission measurement for diesel engines. Fachhochschule Aargau, University of Applied Science, CH 5210 Switzerland.
- CEN, Comité Europeo de Normalización (2014). *Método de medición gravimétrico normalizado para la determinación de la concentración másica PM10 o PM2,5 de la materia particulada en suspensión*.
- Chow, J.C. (1995). Measurement methods to determine compliance with ambient air quality standards for suspended particles. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **45**(5), 320-382.
- Cohen, A. J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H. R., Frostad, J., Estep, K., Balakrishnan, K., Brunekreef, B., Dandona, L., Dandona, R., Feigin, V., Freedman, G., Hubbell, B., Jobling, A., Kan, H., Knibbs, L, Liu, Y., Martin, R., Morawska, L., Pope III, C.A., Shin, H., Straif, K., Shaddick, G., Thomas, M., van Dingenen, R., van Donkelaar, A., Vos, T., Murray, C.J.L., Forouzanfar, M.H. and Forouzanfar, M. H. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The Lancet*, **389**(10082), 1907-1918.
- Concas, F., Mineraud, J., Lagerspetz, E., Varjonen, S., Liu, X., Puolamäki, K., Nurmi, P. and Tarkoma, S. (2021). Low-cost outdoor air quality monitoring and sensor calibration: A survey and critical analysis. *ACM Transactions on Sensor Networks (TOSN)*, **17**(2), 1-44.
- Craft, E., Nowlan, A. Rickenbacker, H.; Uennatornwarangoon, F. (2021). Hacer visible lo invisible: una guía para el mapeo de la contaminación del aire hiperlocal para impulsar acciones por un aire limpio. Environmental Defense Fund.
- Crilly, L. R., Shaw, M., Pound, R., Kramer, L. J., Price, R., Young, S., Lewis, A.C. and Pope, F. D. (2018). Evaluation of a low-cost optical particle counter (Alphasense OPC-N2) for ambient air monitoring. *Atmospheric Measurement Techniques*, **11**(2), 709-720.

- Dacunto, P.J., Klepeis, N.E., Cheng, K.C., Acevedo-Bolton, V., Jiang, R.T., Repace, J.L., Ott, W.R. and Hildemann, L.M. (2015). Determining PM 2.5 calibration curves for a low-cost particle monitor: common indoor residential aerosols. *Environmental Science: Processes & Impacts*, **17**(11), 1959-1966.
- DEFRA, Department of Environment, Food and Federal Affairs (2018). *AQEG advice on the use of 'low-cost' pollution sensors*. Consultado el 18 de agosto de 2023. Desde: <https://uk-air.defra.gov.uk/research/aqeg/pollution-sensors.php>
- Di Antonio, A., Popoola, O.A., Ouyang, B., Saffell, J. and Jones, R.L. (2018). Developing a relative humidity correction for low-cost sensors measuring ambient particulate matter. *Sensors*, **18**(9), 2790.
- Dijkhoff, I. M., Drasler, B., Karakocak, B. B., Petri-Fink, A., Valacchi, G., Eeman, M. and Rothen-Rutishauser, B. (2020). Impact of airborne particulate matter on skin: A systematic review from epidemiology to in vitro studies. *Particle and fibre toxicology*, **17**(1), 1-28.
- Dockery, D. W., Pope, C. A., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G., Speizer, F. E. (1993). An association between air pollution and mortality in six US cities. *New England journal of medicine*, **329**(24), 1753-1759.
- DOUE Departamento Oficial de la Unión Europea, (2008). Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa., DOUE-L-2008-81053.
- Duvall, R., Clements, A., Hagler, G., Kamal, A., Kilaru, V., Goodman, L., Frederick, S., Johnson Barkjohn, K., VonWald, I., Greene, D. and Dye, T. (2021a). *Performance testing protocols, metrics, and target values for ozone air sensors: use in ambient, outdoor, fixed site, non-regulatory and informational monitoring applications*. U.S. EPA Office of Research and Development, Washington, DC, EPA/600/R-20/279.
- Duvall, R., Clements, A., Hagler, G., Kamal, A., Kilaru, V., Goodman, L., Frederick, S., Johnson Barkjohn, K., VonWald, I., Greene, D. and Dye, T. (2021b). *Performance testing protocols, metrics, and target values for fine particulate matter air sensors: use in ambient, outdoor, fixed site, non-regulatory and informational monitoring applications*. U.S. EPA Office of Research and Development, Washington, DC, EPA/600/R-20/280.
- Fuzzi S., Baltensperger, U., Carslaw, K., Decesari, S., Denier van der Gon, H., Facchini, M.C., Fowler, D., Koren, I., Langford, B., Lohmann, U., Nemitz, E., Pandis, S., Riipinen, I., Rudich, Y., Schaap, M., Slowik, J.G., Spracklen, D.V., Vignati, E., Wild, M., Williams M. and Gilardoni, S. (2015). Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, **15**, 521-744.
- Giechaskiel, B., Dilara, P., Sandbach, E. and Andersson, J. (2008). Particle measurement programme (PMP) light-duty inter-laboratory exercise: comparison of different particle number measurement systems. *Measurement Science and Technology*, **19**(9), 095401.
- Gilliam, J. y Hall, E. (2016). *Reference and equivalent methods used to measure national ambient air quality standards (naaqs) criteria air pollutants-volume I*. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Giordano, M.R., Malings, C., Pandis, S.N., Presto, A.A., McNeill, V.F., Westervelt, D.M., Beejmann, M. and Subramanian, R. (2021). From low-cost sensors to high-quality data: A summary of challenges and best practices for effectively calibrating low-cost particulate matter mass sensors. *Journal of Aerosol Science*, **158**, 105833.
- Hagan, D.H. y Kroll, J.H. (2020). Assessing the accuracy of low-cost optical particle sensors using a physics-based approach. *Atmospheric measurement techniques*, **13**(11), 6343-6355.
- Hamra, G.B., Guha, N., Cohen, A., Laden, F., Raaschou-Nielsen, O., Samet, J.M., Vineis, P. Forastiere, F., Saldiva, P. Yorifuji, T. and Loomis, D. (2014). Outdoor particulate matter exposure and lung cancer: a systematic review and meta-analysis. *Environmental health perspectives*, **122**(9), 906-911.
- Hapidin, D.A., Saputra, C., Maulana, D.S., Munir, M.M. and Khairurrijal, K. (2019). Aerosol chamber characterization for commercial particulate matter (PM) sensor evaluation. *Aerosol and Air Quality Research*, **19**(1), 181-194.

- IARC, International Agency for Research on Cancer (2012). Diesel engine exhaust carcinogenicity. Journal of the National Cancer Institute. Lyon, France: World Health Organization. doi:10.1093/jnci/djs034., 2012.
- Jiang, Y., Zhu, X., Chen, C., Ge, Y., Wang, W., Zhao, Z., Cai, J. and Kan, H. (2021). On-field test and data calibration of a low-cost sensor for fine particles exposure assessment. *Ecotoxicology and environmental safety*, **211**, 111958.
- Kim, K. H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment international*, **74**, 136-143.
- Kuula, J., Mäkelä, T., Aurela, M., Teinilä, K., Varjonen, S., González, Ó. and Timonen, H. (2020). Laboratory evaluation of particle-size selectivity of optical low-cost particulate matter sensors. *Atmospheric Measurement Techniques*, **13**(5), 2413-2423.
- Liu, C., Chen, R., Sera, F., Vicedo-Cabrera, A.M., Guo, Y., Tong, S., Coelho, M.S.Z.S., Saldiva, P.H.N., Lavigne, E., Matus, P., Valdes Ortega, N., Osorio Garcia, S., Pascal, M., Stafoggia, M., Scortichini, M., Hashizume, M., Honda, Y., Hurtado-Díaz, M., Cruz, J., Nunes, B., Teixeira, J.P., Kim, H., Tobias, A., Íñiguez, C., Forsberg, B., Åström, C., Ragettli, M.S., Guo, Y.-L., Chen, B.-Y., Bell, M.L., Wright, C.Y., Scovronick, N., Garland, R.M., Milojevic, A., Kyselý, J., Urban, A., Orru, H., Indermitte, E., Jaakkola, J.J.K., Ryti, Niilo, R.I., Katsouyanni, K., Analitis, A., Zanobetti, A., Schwartz, J., Chen, J., Wu, T., Cohen, A., Gasparrini, A., Kan, H. (2019). Ambient particulate air pollution and daily mortality in 652 cities. *New England Journal of Medicine*, **381**(8), 705-715.
- Malings, C., Tanzer, R., Haurlyuk, A., Saha, P. K., Robinson, A. L., Presto, A. A. and Subramanian, R. (2020). Fine particle mass monitoring with low-cost sensors: Corrections and long-term performance evaluation. *Aerosol Science and Technology*, **54**(2), 160-174.
- MCERTS Monitoring Certification Scheme (2017). *Performance standards for indicative ambient particulate monitors*. United Kingdom Environment Agency.
- McFarlane, C., Raheja, G., Malings, C., Appoh, E.K., Hughes, A.F. and Westervelt, D.M. (2021). Application of Gaussian mixture regression for the correction of low cost PM_{2.5} monitoring data in Accra, Ghana. *ACS Earth and Space Chemistry*, **5**(9), 2268-2279.
- McMurry, P.H. (2000). A review of atmospheric aerosol measurements. *Atmospheric Environment*, **34**(12-14), 1959-1999.
- Molina Rueda, E., Carter, E., L'Orange, C., Quinn, C. and Volckens, J. (2023). Size-Resolved Field Performance of Low-Cost Sensors for Particulate Matter Air Pollution. *Environmental Science & Technology Letters*, **10**(3), 247-253.
- Morawska, L., Thai, P. K., Liu, X., Asumadu-Sakyi, A., Ayoko, G., Bartonova, A., Bedini, A., Chai, F., Christensen, B., Dunbabin, M., Gao, J., Hagler, G.S.W., Jayaratne, R., Kumar, P., Lau, A.K.H., Louie, P.K.K., Mazaheri, M., Ning, Z., Motta, N., Mullins, B., Rahman, M., Ristovski, Z., Shafiei, M., Tjondronegoro, D., Westerdahl, D. and Williams, R. (2018). Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone? *Environment international*, **116**, 286-299.
- Narayana, M.V., Jaliha, D. and Nagendra, S.S. (2022). Establishing a sustainable low-cost air quality monitoring setup: A survey of the state-of-the-art. *Sensors*, **22**(1), 394.
- Nazarenko, Y., Pal, D. and Ariya, P.A. (2021). Air quality standards for the concentration of particulate matter 2.5, global descriptive analysis. *Bulletin of the World Health Organization*, **99**(2), 125.
- Nemmar, A., Hoet, P.M., Vanquickenborne, B., Dinsdale, D., Thomeer, M., Hoylaerts, M.F., Vanbilloen, H., Mortelmans, L. and Nemery, B. (2002). Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans. *Circulation*, **105**(4), 411-414.
- Noble, C.A., Vanderpool, R.W., Peters, T.M., McElroy, F.F., Gemmill, D.B. and Wiener, R.W. (2001). Federal reference and equivalent methods for measuring fine particulate matter. *Aerosol science & technology*, **34**(5), 457-464.
- Northcross, A.L., Edwards, R.J., Johnson, M.A., Wang, Z.M., Zhu, K., Allen, T. and Smith, K.R. (2013). A low-cost particle counter as a realtime fine-particle mass monitor. *Environmental Science: Processes & Impacts*, **15**(2), 433-439.

- Omidvarborna, H., Kumar, P. and Tiwari, A. (2020). 'Envilution™' chamber for performance evaluation of low-cost sensors. *Atmospheric Environment*, **223**, 117264.
- OMS, Organización Mundial de la Salud (2022). Contaminación del aire ambiente (exterior). Consultada el 4 de febrero de 2023. Desde: [https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- Papapostolou, V., Zhang, H., Feenstra, B.J. and Polidori, A. (2017). Development of an environmental chamber for evaluating the performance of low-cost air quality sensors under controlled conditions. *Atmospheric Environment*, **171**, 82-90.
- Pope III, C.A. (2000). Epidemiological basis for particulate air pollution health standards. *Aerosol Science & Technology*, **32**(1), 4-14.
- Pope, C.A., Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E. and Heath, C.W. (1995). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *American journal of respiratory and critical care medicine*, **151**(3), 669-674.
- Sousan, S., Koehler, K., Thomas, G., Park, J.H., Hillman, M., Halterman, A. and Peters, T.M. (2016). Inter-comparison of low-cost sensors for measuring the mass concentration of occupational aerosols. *Aerosol Science and Technology*, **50**(5), 462-473.
- US EPA, Environmental Protection Agency (2013). *EPA's next generation air monitoring workshop series, air sensors 2013 – final workshop materials*. Consultado el 14 de agosto de 2023. Desde: <https://sites.google.com/site/airsensors2013/final-materials>
- US EPA, Environmental Protection Agency (2022a). Subchapter C- Air programs. Part 53-Ambient air monitoring reference and equivalent methods. Consultado el 14 de agosto de 2023. Desde: <https://www.ecfr.gov/current/title-40/chapter-I/subchapter-C/part-53>
- US EPA, Environmental Protection Agency (2022b). 40 CFR Parts 53 and 58 Title 40 Chapter I Subchapter C Part 53 Subpart C [EPA-HQ-OAR-2004-0018; FRL-8227-2]. Consultado el 14 de agosto de 2023. Desde: <https://www.ecfr.gov/current/title-40/part-53/subpart-C>
- Vidal, N., Witenas, F., Blasi, J., Ristori, P. y Vassallo, J. (2022). El monitoreo de la calidad del aire (pm2.5) con sensores de bajo costo: salud versus economía. *Revista Ingeniería Sanitaria y Ambiental (ISA)*, **143**, 46-50.
- Waldén, J., Waldén, T., Laurila, S. and Hakola, H. (2017). *Demonstration of the equivalence of PM2.5 and PM10 measurement methods in Kuopio 2014-2015*. Finnish Meteorological Institute ISBN 978-952-336-010-5 (pdf). ISSN 0782-6079. Helsinki 2017 (UE GDE).
- Wang, Y., Li, J., Jing, H., Zhang, Q., Jiang, J. and Biswas, P. (2015). Laboratory evaluation and calibration of three low-cost particle sensors for particulate matter measurement. *Aerosol science and technology*, **49**(11), 1063-1077.
- WHO, World Health Organization (2021). *Who global air quality guidelines particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*.
- Wriedt, T. (2012). Mie theory: a review. In Hergert, W. and Wriedt, T. (Eds.), *The Mie Theory*, Springer Series in 53 Optical Sciences 169, DOI: 10.1007/978-3-642-28738-1_2, 53-71.
- Zheng, T., Bergin, M.H., Johnson, K.K., Tripathi, S.N., Shirodkar, S., Landis, M.S., Sultaria, R. and Carlson, D. E. (2018). Field evaluation of low-cost particulate matter sensors in high-and low-concentration environments. *Atmospheric Measurement Techniques*, **11**(8), 4823-4846.