

UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL



**“RIESGOS A LA SALUD POR LA EXPOSICION A PARTÍCULAS
AMBIENTALES”**

INFORME DE COMPETENCIA PROFESIONAL

PARA OPTAR EL TITULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO DE HIGIENE Y SEGURIDAD INDUSTRIAL

POR LA MODALIDAD DE: EXPERIENCIA PROFESIONAL

PRESENTADO POR:

JOSE LUIS ANDONAIRE RODRIGUEZ

LIMA, PERÚ

2014

Reconocimiento y agradecimiento

A Dios

A mis padres Jose y Gloria

A mi Esposa Carolina, y a mis hijos Renzo, Grace y Jose Luis

Tabla de contenido

INTRODUCCION	1
CAPITULO I: EXPOSICIÓN A LAS PARTÍCULAS, CALIDAD DEL AIRE, LIMA PERU	3
1.1 DESCRIPCION DEL PROBLEMA	3
1.2 OBJETIVOS	4
1.2.1 OBJETIVO GENERAL	4
1.2.2 OBJETIVO ESPECIFICOS	4
1.3 JUSTIFICACION	4
CAPITULO 2: RIESGOS A LA SALUD POR LA EXPOSICIÓN A LAS PARTÍCULAS	7
2.1 LA CONTAMINACION DEL AIRE.....	7
2.1.1 PARTICULAS TOTALES EN SUSPENSION, TSP por sus siglas en ingles.....	13
2.1.2 PARTICULAS GRUESAS (Coarse particles en ingles), PM10	13
2.1.3 PARTICULAS FINAS (Fine particles en ingles), PM2.5	14
2.2 EFECTOS EN LA SALUD – EXPOSICION A LAS PARTICULAS	16
2.3 SITUACIÓN EPIDEMIOLÓGICA DE LAS ENFERMEDADES ASOCIADAS A LA EXPOSICIÓN DE PARTÍCULAS EN EL PERÚ	39
CAPITULO 3: METODOS DE MEDICION DE PARTICULAS	54
3.1 ANTECEDENTES	54
3.2 METODOS DE MEDICION DE PARTICULAS	55
3.2.1 METODO DE REFERENCIA	55
3.2.2 METODO EQUIVALENTE	56
3.2.3 MUESTREADORES ACTIVOS	56
3.2.5 ANALIZADORES AUTOMATICOS.....	72
CAPITULO 4: ESTANDARES DE CALIDAD DEL AIRE- PARTICULAS	77
4.1 ANTECEDENTES	77
4.3 ESTANDARES NACIONALES DE CALIDAD DEL AIRE - PERU	80
4.4 ESTANDARES INTERNACIONALES DE CALIDAD DEL AIRE	82
4.4.1 ESTANDARES DE CALIDAD DEL AIRE – UNIÓN EUROPEA	82
4.4.2 ESTANDARES DE CALIDAD DEL AIRE – ESTADOS UNIDOS	82
4.4.3 ESTANDARES DE CALIDAD DEL AIRE – CHILE	83
4.4.4 ESTANDARES DE CALIDAD DEL AIRE – OMS	84
CAPITULO 5: DATOS DE LA CONCENTRACION DE PARTICULAS	85
5.1 ANTECEDENTES	85
5.2 CONCENTRACION DE PARTICULAS PM10 Y PM2,5, PERU	85
5.2.1. INFORMACION DE DIGESA	85
5.2.2 INFORMACION SENAMHI	88
5.3 CONCENTRACION DE PARTICULAS, EN EL MUNDO	92
5.4 INDICE DE LA CALIDAD DEL AIRE, AQI, Air Quality Index	95
5.4.1 INDICE DE LA CALIDAD DEL AIRE, SENAMHI	98
CONCLUSIONES	99

ACRÓNIMOS

AQI	Air Quality Index
APHEA	Air Pollution and Health: A European Approach
CFR	Code of Federal Regulations
CEPIS	Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y. Ciencias del Ambiente
DIGESA	Dirección General de Salud Ambiental
ECA	Estándar de Calidad Ambiental
EST	Estudios de Series de Tiempo
EPA	Environmental Protection Agency
FRM	Federal Reference Method
GEMS/AIR	Global Environmental Monitoring System for Air Pollution
Hi-Vol	High Volume Air Sampler
IA	Incidencia acumulada
IARC	International Agency for Research on Cancer
INEI	Instituto Nacional de Estadística e Informática
INEN	Instituto Nacional de Enfermedades Neoplásicas
IRA	Infecciones respiratorias agudas
ISO	International Organization for Standardization
Low-Vol	Low Volume Air Sampler
MINAM	Ministerio del Ambiente
MINEN	Ministerio de Energía y Minas
MINSA	Ministerio de Salud
NAAQS	National Ambient Air Quality Standards
OMS	Organización Mundial de la Salud
OPS	Organización Panamericana de la Salud
PM	Particulate Matter
PM10	Material particulado menor a 10 micrómetros
PM2.5	Material particulado menor a 2.5 micrómetros
REDPANAIRE	Red Panamericana de Muestreo de la Contaminación del Aire
SENAMHI	Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología
SOB	Síndrome Obstructivo Bronquial
SPM	Suspended Particulate Matter
TL	Tasa de letalidad
TSPM	Total Suspended Particulate Matter
UNEP	United Nations Environment Programme
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organization
WRAC	Wide Ranging Aerosol Classifier

INTRODUCCION

Es un consenso de la comunidad científica que las partículas finas están vinculadas a serios problemas de salud respiratorios y cardiovasculares. Los principales efectos en la salud asociados con la exposición a las partículas (PM, particulate matter en inglés) incluyen: mortalidad prematura, agravamiento de enfermedades respiratorias y cardiovasculares, síntomas respiratorios agudos, crisis de asma, bronquitis crónica, disminución de la función pulmonar y aumento del riesgo de infarto de miocardio. Datos recientes de la Organización Mundial de la Salud (OMS), estiman que aproximadamente el 3% de las muertes por infarto cardiopulmonar y el 6% de las muertes por cáncer pulmonar son atribuibles a la contaminación atmosférica por partículas en todo el mundo ¹.

Según información publicada por las Autoridades Locales, las PM finas en la calidad del aire de Lima, superan los estándares nacionales.

El presente Informe de Experiencia Profesional, muestra una recopilación de la mejor evidencia científica disponible actualmente sobre los riesgos a la salud por la exposición a partículas en suspensión.

El Informe de Experiencia Profesional comprende 5 capítulos; en los que se describe los últimos hallazgos científicos de los riesgos a la salud por la exposición a partículas, incluye la descripción de las partículas que contaminan el aire, las técnicas y métodos de medición y, finalmente los estándares de calidad del aire establecidos en el Perú y el mundo, para la protección de la salud.

¹ Health effects of particulate matter WHO Regional Office for Europe, 2013

- Capítulo 1, describe los alcances del informe, los objetivos que se plantea y su justificación. En Lima y las principales ciudades de nuestro país los niveles de partículas superan los estándares nacionales; es importante comprender a través de los riesgos a la salud por exposición a partículas, las implicancias sanitarias de los actuales niveles de concentración de partículas,
- Capítulo 2, describe cuales son las partículas asociadas a la contaminación atmosférica, hallazgos de los últimos estudios sobre su origen, formación y sus efectos sobre la salud. También presenta la evolución en el Peru de las enfermedades asociadas a la contaminación por partículas finas;
- Capítulo 3, describe los métodos con los que se miden las partículas en la calidad del aire. También incluye las técnicas más recientes sobre la medición de partículas, para evaluar los riesgos a la salud;
- Capítulo 4, se revisan los antecedentes de los estándares sobre la calidad del aire, presenta una comparación de los estándares en Peru y los Internacionales;
- Capítulo 5, presenta las tendencias en los niveles de concentración de partículas en el Peru y el mundo. Según la evidencia científica que metas se recomiendan para una reducción progresiva de los niveles de concentración de partículas en aéreas con alta densidad poblacional;

CAPITULO I: EXPOSICIÓN A LAS PARTÍCULAS, CALIDAD DEL AIRE, LIMA PERU

1.1 DESCRIPCION DEL PROBLEMA

Nuestra Constitución Política señala que “*Todos tienen derecho a la protección de su salud, la del medio familiar y la de la comunidad, así como el deber de contribuir a su promoción y defensa*”. El Aire limpio es un requisito básico de la salud humana y el bienestar. La contaminación del aire, sin embargo, continúa planteando una amenaza significativa para la salud en todo el mundo. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), más de 2 millones de muertes prematuras cada año pueden atribuirse a los efectos de la contaminación atmosférica. Más de la mitad se presenta en las poblaciones de los países en desarrollo ².

Información de la calidad del aire de la Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA), para la ciudad de Lima, años 2007 / 2010, señala que a excepción de Callao, las otras cuatro estaciones Lima Norte, Este, Sur y Centro, las concentraciones medias anuales de las partículas PM₁₀ son mayores al estándar anual de calidad ambiental del aire – ECA ³. Así mismo, indica que la estación donde se excede el ECA Anual para PM₁₀ con mayor frecuencia es la Estación ubicada en Lima Norte, con una población estimada, según el censo del 2005, de 1.524.252 habitantes. Las concentraciones promedio anuales de PM_{2.5}, en el periodo 2007 / 2010, superan el ECA vigente desde el año 2014 (25 µg/m³).

² WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide Global update 2005, 2006

³ II Plan Integral de Saneamiento Atmosférico para Lima – Callao PISA 2011-2015, Comité de Gestión de la Iniciativa de Aire Limpio para Lima-Callao, 2010

Ahora que se reconoce que la contaminación por partículas produce y agrava una serie de enfermedades pulmonares y cardíacas, además de ser carcinogénico en humanos, revisar la evidencia científica sobre los riesgos a la salud por exposición de partículas ambientales, contribuye a una mejor comprensión de las implicancias en la salud pública de la contaminación del aire considerando nuestros actuales niveles de concentración de partículas.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GENERAL

Proporcionar una mejor comprensión sobre el tema de la contaminación del aire y sus implicancias en la salud pública, a través de una revisión de la evidencia científica disponible sobre los riesgos a la salud originada por la exposición a las partículas ambientales.

1.2.2 OBJETIVO ESPECIFICOS

- Presentar la última información disponible sobre la contaminación de partículas: Cómo se emiten o cómo se forman, cómo se transportan, y los riesgos en la salud de la población expuesta.
- Describir las diferentes técnicas y equipos de medición de partículas en calidad del aire.
- Mostrar los antecedentes de los estándares de calidad del aire y cuáles son los vigentes actualmente en el Peru y el mundo.
- Presentar las últimas tendencias de las concentraciones de partículas en el Peru y el Mundo

1.3 JUSTIFICACION

Es un consenso de la comunidad científica que las partículas finas están vinculadas a serios problemas de salud respiratorios y cardiovasculares. Reportes recientes de la OMS estiman que aproximadamente el 3% de las muertes por infarto cardiopulmonar y el 6% de las muertes por cáncer pulmonar son atribuibles a las PM en todo el mundo.

La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC, International Agency for Research on Cancer en inglés), en su informe del año 2013, concluyó que la contaminación atmosférica es carcinogénica para los humanos, y que los componentes de las partículas del aire están más estrechamente asociadas con la incidencia creciente del cáncer, especialmente del cáncer de pulmón ⁴.

Según información publicada por las Autoridades Locales, las PM en la calidad del aire de Lima, superan los estándares nacionales.

El Instituto Nacional de Estadística e Informática – INEI, indica que la población actual de Lima, en sus 43 distritos, alcanzaría los 8 millones 693 mil 387 habitantes. Esta cantidad representaría el 28,4% de la población nacional (que asciende a 30 millones 814 mil 175) ⁵.

Información del Ministerio de Salud - MINSA, señala que las enfermedades asociadas a la contaminación del aire como son las infecciones respiratorias agudas (IRA), neumonías y Síndromes Obstructivo Bronquial, SOB (asma), se han incrementado el año 2013 con relación al año 2012 ⁶:

- **Infecciones respiratorias agudas (IRA):** tiene una incidencia acumulada (IA) de 7702,1 episodios de IRA x 10000 menores de 5 años, observándose un incremento de 4,0 % en relación a la IA reportada para el mismo período del año 2012. Las zonas que presentaron mayor IA de episodios de IRA fueron: Lima Este y Callao.
- **Neumonías en menores de 5 años:** La IA fue 85,9 episodios de neumonía x 10000 menores de 5 años. Para el país se han notificado 330 defunciones por neumonía siendo el 56,1 % intrahospitalarias. Para los adultos mayores (de 60 a más años) considerados como grupo de riesgo para neumonías, la IA a nivel nacional fue de 27,5 x 10000. Se han notificado 612 defunciones en este grupo de riesgo, con una

⁴ IARC: diesel engine exhaust carcinogenic. Lyons, International Agency for Research on Cancer, 2012 (Press release No. 213) (<http://www.iarc.fr/en/media-centre/iarcnews/2012/mono105-info.php>, accessed 28 October 2012)

⁵ INEI: Estado de la Población Peruana (http://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1157/libro.pdf)

⁶ MINSA: Boletín Epidemiológico semana N° 40 (http://www.dge.gob.pe/boletin.php?subaction=showfull&id=1259267936&archive=&start_from=&ucat=1&)

tasa de letalidad, TL nacional de 7,9 %. El 75,3 % de las defunciones por neumonías fueron intrahospitalarias.

- **Síndrome obstructivo bronquial (SOB) en menores de 5 años:** con una IA de 52,1 episodios de (SOB) / asma x 1000 menores de 5 años. Las zonas que presentan la mayor IA son Lima Este, Callao, Lima Ciudad y Región Lima.

En Latinoamérica el cáncer ocupa el tercer lugar de las causas de muerte y en el Perú, el Registro de Cáncer de Lima Metropolitana ⁷, ha publicado tasas de incidencia y mortalidad por cáncer globales de 150.7 y 78.3 por cien mil habitantes de nuestra ciudad capital.

El presente informe de experiencia profesional presenta la evidencia científica disponible sobre los riesgos a la salud por la exposición a las partículas ambientales, como una contribución para mejorar la comprensión de la contaminación del aire y sus implicancias en la salud pública.

⁷ Registro de Cáncer de Lima Metropolitana 2004 – 2005 Volumen IV INEN
(http://www.inen.sld.pe/portal/documentos/pdf/banners_2014/Febrero/13022014_Libro_RCLM_04_05.pdf)

CAPITULO 2: RIESGOS A LA SALUD POR LA EXPOSICIÓN A LAS PARTÍCULAS

2.1 LA CONTAMINACION DEL AIRE

La contaminación del aire ha sido un problema de salud pública desde el descubrimiento del fuego. En la antigüedad, las personas encendían fogatas, para darse abrigo y preparar sus alimentos, y frecuentemente contaminaban el aire con humo nocivo. El filósofo romano Séneca escribió sobre el "aire cargado de Roma" en el año 61 A.C. y en el siglo XI se prohibió la quema de carbón en Londres.

El origen de nuestros problemas modernos de contaminación del aire puede remontarse a la Inglaterra del siglo XVIII y al nacimiento de la revolución industrial. La industrialización comenzó a reemplazar las actividades agrícolas y las poblaciones se desplazaron del campo a la ciudad. Las fábricas para producir requerían energía mediante la quema de combustibles fósiles, tales como el carbón y el petróleo.

El principal problema de contaminación del aire a fines del siglo XIX e inicios del siglo XX fue el humo y ceniza producidos por la quema de combustibles fósiles en las plantas de energía. La situación empeoró con el creciente uso del automóvil. Con el tiempo, se presentaron episodios importantes de salud pública a causa de la contaminación del aire en ciudades como Londres en Inglaterra y Los Ángeles en los Estados Unidos.

En el siglo XXI la contaminación atmosférica es un problema mundial de salud ambiental que afecta por igual el mundo desarrollado y los países en desarrollo.

La OMS estima que alrededor del 80% de muertes prematuras relacionadas con la contaminación atmosférica son debido a cardiopatía isquémica y accidentes cerebro

vascular, mientras que 14% de las muertes fueron debido a afecciones pulmonares obstructivas crónicas o infecciones respiratorias bajas agudas; y 6% de las muertes por cáncer de pulmón ⁸.

La evaluación del año 2013 de la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer, concluyó que la contaminación atmosférica es carcinogénico en humanos, y que los componentes de las partículas están más estrechamente asociadas con la incidencia creciente del cáncer, especialmente del cáncer de pulmón. También se ha observado una asociación entre la contaminación atmosférica y el aumento del cáncer de vejiga.

LAS PARTÍCULAS EN SUSPENSIÓN, suspended particulate matter, SPM, en ingles

Las partículas en la atmosfera (Airborne particulate matter en ingles), también son llamadas partículas en suspensión (Suspended Particulate Matter, SPM en ingles), estas pueden ser encontradas en el aire ambiente en la forma de polvo, humo y otros aerosoles. Las SPM pueden ser de origen natural y/o antropogénico. Las fuentes directas de las SPM incluyen la quema de combustibles fósiles (carbón, petróleo, madera); arrastre de polvo por el viento, incendios forestales, etc. Las SPM también son generadas como aerosol secundario resultado de la transformación atmosférica de los contaminantes gaseosos emitidos por fuentes de combustión. Las partículas también pueden generarse en la condensación de elementos volátiles en la atmósfera ⁹.

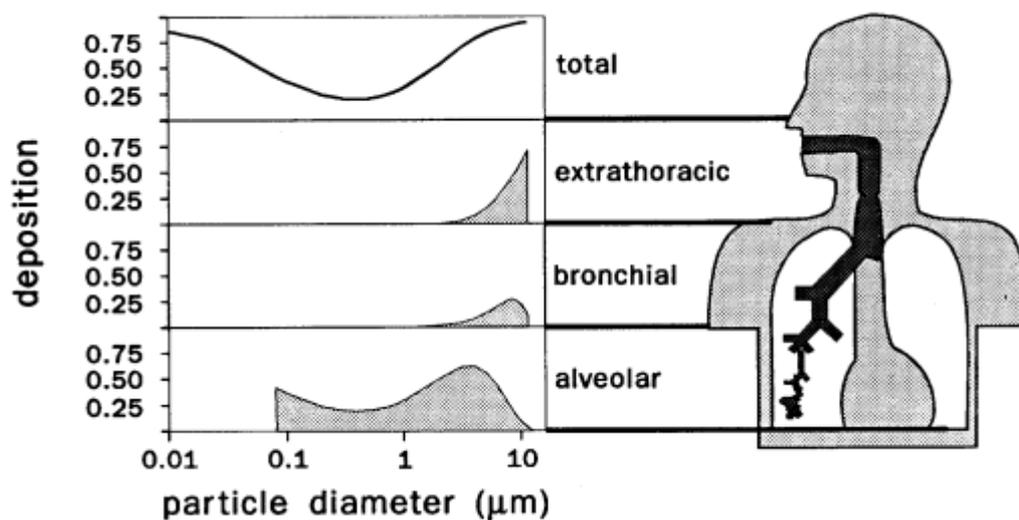
La evaluación de los potenciales efectos tóxicos y ambientales de las partículas en la atmosfera requiere una detallada caracterización física y química. El tamaño, composición y distribución de los componentes químicos en las partículas, todos tienen importancia desde el punto de vista de la salud. Esta información también es relevante para identificar las fuentes responsables de su generación y las potenciales estrategias a implementar que permitan su disminución y/o control.

⁸ Calidad del aire (exterior) y salud, Nota descriptiva N°313, Marzo 2014
<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/es/>

⁹ Measurement of Suspended Particulate Matter in Ambient Air. GEMS/AIR Methodology Review Handbook Series, Volume 3, 1994.

ORGANIZACIÓN INTERNACIONAL DE NORMALIZACIÓN (ISO) convenciones del tamaño de partículas

La fracción de partículas ambientales inhaladas en el cuerpo humano (probabilidad de inspiración) depende de las propiedades de las partículas, la velocidad y la dirección del movimiento del aire cerca del cuerpo, la frecuencia respiratoria, y si la respiración es a través de la nariz o la boca. Las partículas inhaladas se pueden depositar en las vías respiratorias o ser exhaladas, la probabilidad de la deposición o exhalación dependen de diversos factores (ISO, 1991). La Figura 1 muestra los valores típicos para la posición de la deposición de partículas de diferentes tamaños en las vías respiratorias durante la respiración (Perfil de deposición).



Fuente: GEMS/AIR Methodology Review Handbook Series Volume 3, UNEP/WHO 1994

Figura 1 Valores típicos para deposición de partículas preparadas artificialmente (esferas de densidad uno) en el tracto respiratorio humano durante la respiración en reposo, como una fracción de las partículas inhaladas

Nota: Micra (μm)¹⁰

Hay una amplia variación de una persona a otra en la probabilidad de inhalación, deposición y reacción a las partículas. Sin embargo, es posible definir convenios basados

¹⁰ 1 Micrómetro [μm] = 0,001 Milímetro [mm]

en las condiciones promedio de muestreo seleccionados por el tamaño de las partículas en el aire cuando el muestreo está relacionado con la salud.

La ISO da las definiciones para las siguientes fracciones de partículas en suspensión en recomendaciones recientes (ISO, 1991):

1. partículas totales en suspensión,
2. fracción inhalable,
3. fracción extra torácica,
4. fracción torácica,
5. fracción traqueo bronquial y
6. fracción respirable.

Estas fracciones comprenden la fracción de masa de partículas (como un porcentaje de la masa total de partículas en el aire o de la fracción de partículas inhaladas) que penetran en regiones determinadas de las vías respiratorias.

Las definiciones de la ISO se pueden resumir de la siguiente manera:

Partículas totales en suspensión se define como todas las partículas en un volumen dado de aire. Las partículas totales en suspensión es un estimado de la masa total de partículas en el aire medido por un muestreador de alto volumen (US EPA, 1992). Debido al diseño de este equipo, sin embargo, la colección incompleta se produce para partículas muy gruesas (es decir, más de 50-100 μm). Un instrumento más sofisticado llamado Clasificador de Aerosol de amplio rango (WRAC) es capaz del muestreo de todas las partículas en el aire. La medida proporcionada por el WRAC comúnmente se denomina Partículas Suspendidas Totales (TSPM).

La fracción inhalable se define como la fracción de masa de partículas en suspensión totales que es inhalada por la nariz y la boca. Esta fracción depende principalmente de la velocidad y dirección del movimiento de aire sobre la cabeza de un individuo, la frecuencia respiratoria (respiraciones por minuto) y el volumen de la respiración (mililitro, ml por respiración).

La fracción extratorácica es la masa de partículas inhaladas que pueden penetrar más allá de la laringe. Esta fracción incluye algunas partículas de interés en salud como el polen.

La fracción torácica se aproxima a la selección de la partícula PM10 en un monitor con una entrada de 50% de corte en el diámetro aerodinámico ¹¹ de 10 μm , es decir, la fracción PM10. Un corte de 50% de diámetro aerodinámico (D50) igual a 10 μm significa que si dos partículas de diámetro aerodinámico de 10 μm esta cerca al monitor, se espera que sólo una entrará en el sistema de muestra del equipo. El diámetro aerodinámico del corte superior de un muestreador de PM10 es alrededor de 30 μm , es decir, partículas mayores a 30 μm no entrará en el equipo de partículas. Las PM10 se utilizan generalmente para representar la fracción torácica. Según la OMS (1987) la Convención torácica (PM10) se basa en consideraciones de salud.

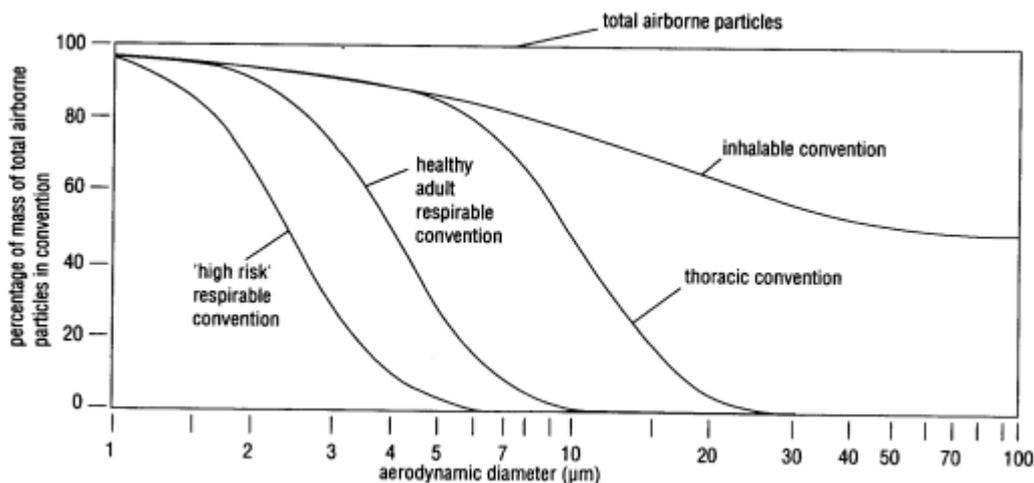
La fracción traqueo bronquial es la fracción de la masa de partículas inhaladas que penetra más allá de la laringe, pero que es incapaz de alcanzar las vías respiratorias sin cilios.

La fracción respirable se define como la fracción de partículas inhaladas que penetra en las vías respiratorias sin cilios (también conocida como la fracción alveolar). La convención ISO define la fracción respirable a un diámetro de corte de 50% D50 = 4 μm y un corte superior de 12 μm . La fracción respirable centrada en el diámetro aerodinámico ha dado para niños y adultos con ciertas enfermedades de pecho un D50 = 2.5 μm (en vez de 4 μm); y una corte superior de 7 μm . El propósito principal de la convención respirable de "alto riesgo" es generar una fracción de partículas de menor diámetro, que proporciona una mejor protección para este grupo. La fracción de las partículas recogidas con una eficiencia de captura de 50% a 2.5 se llama PM2.5. Esta fracción sirve como una medida de las partículas de fracción respirable de alto riesgo.

La Figura 2 muestra el porcentaje de la masa total de partículas aerotransportadas incluidas en las fracciones inhalables, torácicas y respirables en función del tamaño de la partícula. Esta figura muestra, por ejemplo, que aproximadamente el 30% de las partículas

¹¹ Diámetro aerodinámico es el indicador del tamaño de las partículas y corresponde al tamaño de una partícula esférica de densidad unitaria, que tiene la misma velocidad de sedimentación que la partícula de interés.

totales en la masa del aire con un diámetro de 5 μm se incluyen dentro de la fracción respirable para un adulto sano.



Fuente: GEMS/AIR Methodology Review Handbook Series Volume 3, UNEP/WHO 1994

Figura 2 Las fracciones inhalables, torácica (PM₁₀) y respirables como porcentajes de las partículas totales aerotransportadas

Cuando se realiza un muestreo relacionado con la salud, el instrumento utilizado debe cumplir con la fracción de muestreo correspondiente a la región de las vías respiratorias donde se mide la sustancia que podría generar un efecto biológico. Por ejemplo, la fracción torácica podría ser elegida si la región afectada podría ser el pulmón (bronquios) y la fracción respirable si la región afectada corresponde al gas de intercambio extendiéndose desde los bronquiolos hasta los alvéolos.

Los componentes principales de las SPM son sulfatos, nitratos, amoníaco, cloruro de sodio, hollín, polvo mineral y agua. Consiste en una mezcla compleja de partículas sólidas y líquidas de sustancias orgánicas e inorgánicas suspendidas en el aire. Las partículas más perjudiciales para la salud son las que tienen un diámetro aerodinámico de 2.5 micras o menos, (\leq PM_{2.5}), que puede penetrar y permanecer dentro de los pulmones. La exposición crónica a partículas contribuye al riesgo de desarrollar enfermedades cardiovasculares y respiratorias, así como de cáncer de pulmón.

Las SPM pueden tener casi cualquier forma o tamaño y pueden ser partículas sólidas o pequeñas gotas de líquido. Actualmente las partículas se dividen en dos grupos, por su

tamaño, llamamos partículas gruesas (coarse) a las partículas con diámetro aerodinámico mayor a 2.5 micras y menor o igual a 10 micras llamadas PM10 y llamamos partículas finas PM2.5 a las partículas con diámetro aerodinámico menor o igual a 2.5 micras. Otra diferencia de las PM es que cada tipo de partícula está hecho de material diferente y proviene de diversos lugares.

Las partículas más pequeñas son más ligeras y se quedan en el aire más tiempo y viajan más lejos. Las partículas PM10 pueden permanecer en el aire por minutos u horas mientras que las partículas PM2.5 pueden permanecer en el aire durante días o semanas. Las partículas PM₁₀ se pueden transportar de cien metros hasta 30 km. Las partículas PM2.5 pueden ir aún más lejos; muchos cientos de kilómetros ¹².

2.1.1 PARTICULAS TOTALES EN SUSPENSION, TSP por sus siglas en ingles

Inicialmente, con la denominación de partículas totales en suspensión (TSP, total suspended particulate matter en ingles) se reconoció a una amplia categoría de material particulado como contaminante del aire. Las TSP son las partículas sólidas o líquidas del aire, incluyen contaminantes primarios como el polvo y hollín, y contaminantes secundarios como partículas líquidas producidas por la condensación de vapores.

Las partículas TSP tienen un diámetro aerodinámico desde 0,1 micrómetro hasta unos 30 micrómetros. Las partículas TSP incluye la fracción fina, gruesa y ultra gruesa. Las partículas TSP se refieren a la gama entera de lo que se denomina aerosol.

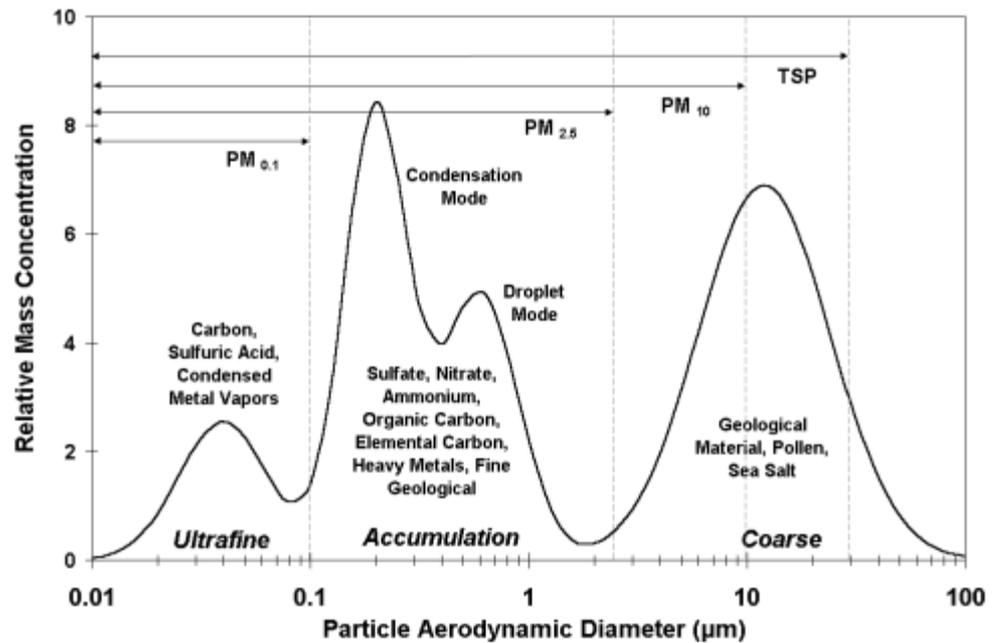
2.1.2 PARTICULAS GRUESAS (Coarse particles en ingles), PM10

Las partículas gruesas son entre 2,5 y 10 micrómetros (alrededor de 25 a 100 veces más delgados que un cabello humano). Estas partículas son llamadas PM10 (decimos "P M diez", acrónimo de partículas hasta 10 micrómetros de tamaño).

¹² Particulate Matter US EPA, <http://www.epa.gov/ncer/science/pm/>

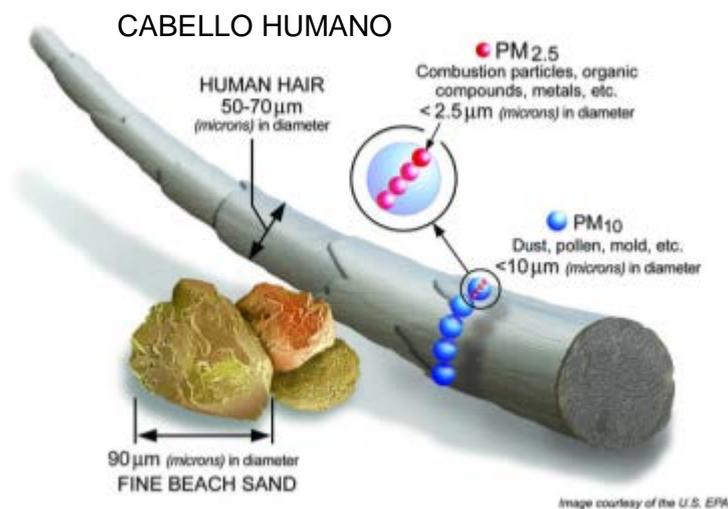
2.1.3 PARTICULAS FINAS (Fine particles en ingles), PM2.5

Las partículas pequeñas son menores a 2,5 micrómetros (100 veces más delgadas que un cabello humano). Estas partículas se llaman PM2.5 (decimos "P M dos punto cinco", acrónimo de partículas hasta 2,5 micrómetros de tamaño).



Fuente: The Central Pollution Control Board

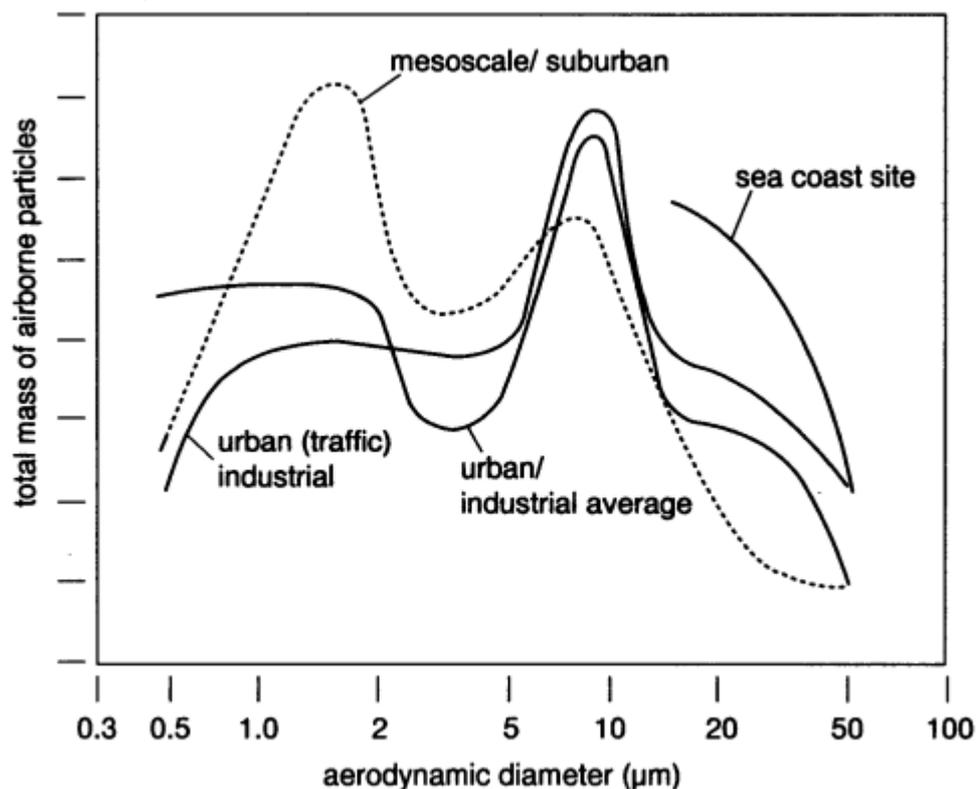
Figura 3 Diámetro Aerodinámico de Partículas



Fuente: U.S. EPA

Figura 4 Comparación Diámetro Aerodinámico de las Partículas y Cabello Humano

En el aire ambiente, las SPM tienen una distribución bimodal de masa con respecto al tamaño, cuya forma depende de los procesos de formación física y química predominante de las partículas. El rango de tamaño se extiende desde algunas decenas de nanómetros (nm)¹³ a unos cientos de micrómetros (μm).



Fuente: GEMS/AIR Methodology Review Handbook Series Volume 3, UNEP/WHO 1994

Figura 5 Ejemplos de distribución de tamaño de partículas aerotransportadas en varias localidades del norte de Europa

Los dos picos en la distribución representan las llamadas partículas finas y gruesas. El límite para las partículas finas generalmente se sitúa entre 2 y 5 μm . Para los propósitos de este documento las partículas finas se refieren a las partículas de diámetro aerodinámico menor o igual a 2.5 μm .

¹³ 1 Nanómetro [nm] = $1,0 \times 10^{-6}$ Milímetro [mm]

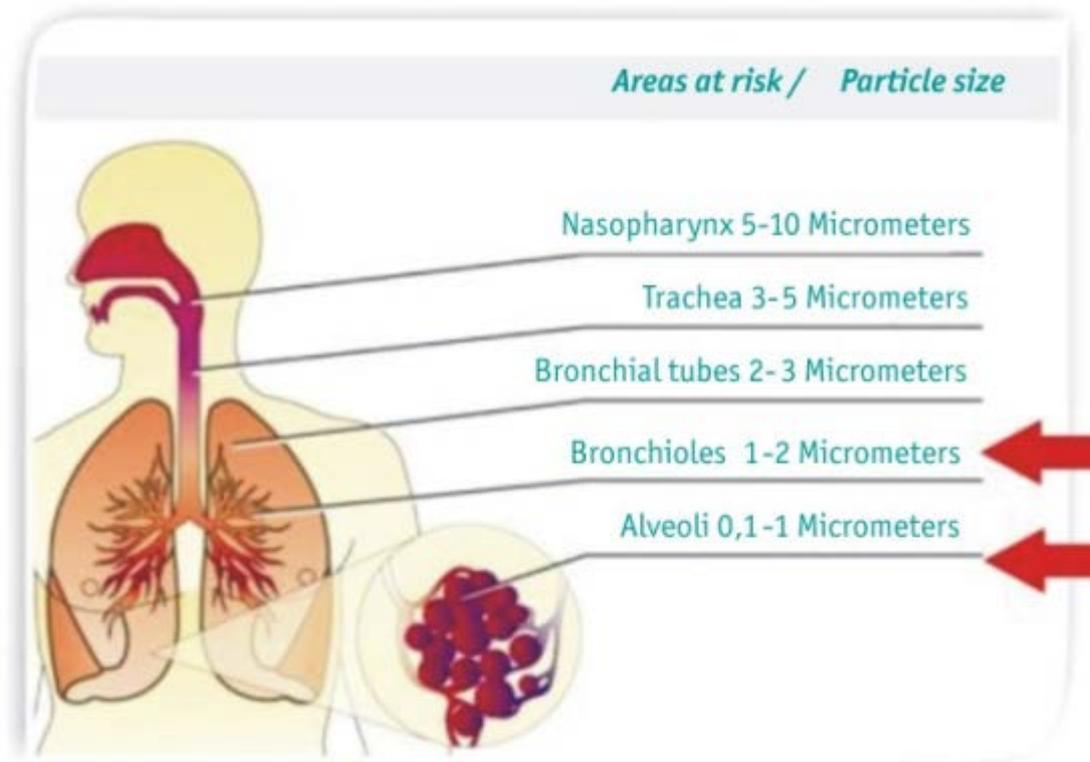
Como regla general, la mayoría de las partículas finas se origina de actividades antropogénicas y comprende, por ejemplo, aerosol carbonaceo primario (hollín) resultante de la combustión incompleta y los aerosoles secundarios (por ejemplo sulfato/nitrato/amonio), resultantes de las transformaciones químicas, seguidas por procesos de condensación. En general, altas concentraciones de partículas finas son característicos de episodios de smog fotoquímico (smog de "verano" o "Los Angeles", caracterizado por altos niveles de ozono), y episodios de contaminación por quema de combustibles ("invierno" o "Londres", indicado por elevados niveles de dióxido de azufre y partículas), además de las emisiones del tráfico y varios procesos industriales (Van del Meulen and Van Elzakker, 1987).

Las partículas gruesas resultan principalmente de procesos mecánicos como la resuspensión o fricción y es predominantemente de origen natural. Contiene componentes como suelo acarreado por el viento, polvo, polvo de neumáticos, polvo de calles y las partículas de aerosol de agua/mar. Emisiones industriales (cementeras, canteras de piedra caliza) también generan partículas gruesas. Los constituyentes de las partículas finas también pueden ser absorbidos en la superficie de estas partículas gruesas.

2.2 EFECTOS EN LA SALUD – EXPOSICION A LAS PARTICULAS

El tamaño de las partículas está directamente relacionado con su potencial para causar problemas de salud. Las partículas menores o iguales a 10 micrómetros de diámetro plantean los mayores problemas, porque penetran profundamente en los pulmones, y algunos pueden incluso entrar en el torrente sanguíneo.

La exposición a estas partículas puede afectar los pulmones y el corazón. Las partículas que más preocupan son las "partículas inhalables gruesas" (como las que se encuentran cerca de las carreteras e industrias), que son superiores a 2,5 micrómetros y menores a 10 micrómetros de diámetro; y "las partículas finas" (como el humo y neblina), que son menores o iguales a 2,5 micrómetros de diámetro.



Fuente: <http://www.hussgroup.com/cdc/en/infocenter/PM.php>

Figura 6 Áreas de Riesgo del Sistema Respiratorio y Tamaño de Partículas

Numerosos estudios científicos han vinculado la exposición de la contaminación de partículas a una variedad de problemas, que incluyen:

- muerte prematura en personas con enfermedades cardíacas o pulmonares,
- ataques cardíacos no fatales,
- taquicardias,
- asma agravada,
- disminución de la función pulmonar y aumentó de los síntomas respiratorios, tales como irritación de las vías respiratorias, tos o dificultad para respirar.

Personas con enfermedades del corazón o los pulmones, los niños y los adultos mayores son más susceptibles de ser afectados por la exposición de la contaminación de partículas.

La OMS estima que alrededor del 80% de muertes prematuras relacionadas con la contaminación atmosférica son debido a cardiopatía isquémica y accidentes cerebro vascular, mientras que 14% de las muertes fueron debido a afecciones pulmonares

obstructivas crónicas o infecciones respiratorias bajas agudas; y 6% de las muertes por cáncer de pulmón ¹⁴.

La evaluación del año 2013 de la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer, concluyó que la contaminación atmosférica es carcinogénica en humanos, y que los componentes de las partículas del aire están más estrechamente asociadas con la incidencia creciente del cáncer, especialmente del cáncer de pulmón. También se ha observado una asociación entre la contaminación atmosférica y el aumento del cáncer de vejiga.

Toxicología cinética de las partículas ¹⁵

Una porción del aerosol inhalado es depositado por el contacto con las superficies de las vías respiratorias y el resto es exhalado. En toxicología de la inhalación, el término "deposición" se refiere a la cantidad de partículas inhaladas del aire inspirado. "Separación" se refiere a la posterior remoción de material depositado en el tracto respiratorio. La deposición de partículas inhaladas en las vías respiratorias depende principalmente del patrón de respiración y del tamaño aerodinámico de la partícula. Las partículas más grandes (> 10 µm) son depositadas principalmente en la parte extratorácica de las vías respiratorias (por encima de la laringe). Las partículas entre ~ 2,5 µm y 5 µm se depositan en las vías respiratorias más pequeñas (bronquiolos respiratorios).

Durante la respiración por la boca, las partículas finas (< 2.5 µm diámetro aerodinámico equivalente, D_{ae}) son depositadas principalmente en la región pulmonar; entre 3 y 5 µm de D_{ae} la deposición significativa se da en las regiones traqueobronquiales y la pulmonar ocurre; en tamaños más grandes (sobre 7 – 15 µm D_{ae}).

La deposición de partículas en el pulmón se rige por las características de la partícula, anatomía de las vías respiratorias, volumen y patrón de respiración. En las partículas las características importantes son el tamaño y forma, carga eléctrica, densidad, higroscopicidad. También influyen en la deposición de las partículas el tamaño del pulmón,

¹⁴ <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/es/>

¹⁵ Air Quality Guidelines - Second Edition. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark, 2000

el patrón de ramificación de las vías respiratorias, la longitud y los diámetros de las vías respiratorias, así como la tasa de frecuencia, profundidad y flujo de la respiración. El tamaño de la partícula se caracteriza a menudo en términos del diámetro "aerodinámico". Existen grandes diferencias en la anatomía de las vías respiratorias entre las especies, dificultando la extrapolación de los datos de deposición de partículas de resultados experimentales en animales a los seres humanos. Existen diferencias en los patrones de respiración dentro y entre especies. En los seres humanos, el efecto de las diferencias en los niveles de actividad (y por lo tanto, los patrones de respiración) en la deposición pulmonar total de partículas de distintos diámetros aerodinámicos parece ser leve. La deposición pulmonar total de partículas con un diámetro aerodinámico $< 0.1 \mu\text{m}$ en los seres humanos es aproximadamente el 60%, disminuyendo a alrededor del 20% para las partículas de $0.1 - 1 \mu\text{m}$ y aumenta a cerca del 80% para las partículas de $5 \mu\text{m}$. La deposición nasal de partículas de $1 - 3 \mu\text{m}$ es alrededor del 20% en adultos en reposo, aumentando a 30 - 40% durante el ejercicio, con valores menores entre 10 y 20% en niños de 5 a 15 años de edad.

Una observación importante es que las partículas grandes ($> 2 \mu\text{m}$ de diámetro aerodinámico) no se depositan uniformemente en las vías respiratorias, pero hay deposición prominente "puntos calientes" en la bifurcación de las vías respiratorias. Los estudios han demostrado que las partículas más pequeñas que penetran profundamente en los pulmones, también tienden a ser depositados preferentemente cerca de la bifurcación de las vías respiratorias.

Una vez depositado en el pulmón, la mayoría de las partículas se eliminan por los diversos mecanismos de separación. Las partículas insolubles son depositadas en las partes ciliadas generalmente y salen de las vías respiratorias por la actividad mucociliar en 24 - 48 horas. La separación en la región pulmonar puede ocurrir a través de la acción de los macrófagos alveolares o mecanismos alternativos. La absorción de partículas depositadas por los macrófagos es rápida, pero el retiro de estos macrófagos desde los pulmones toma varias semanas. En general, la separación de partículas insolubles depositadas en la región pulmonar tiene tiempos medios que se miden en semanas a meses o incluso años. Los

mecanismos de separación pueden verse afectados negativamente por tóxicos inhalados, como el ozono.

Efectos en humanos

Experimentos controlados de inhalación en humanos

Los datos sobre exposición humana controlada de materia particulada se han limitado a ácido sulfúrico y sulfatos en sujetos normales y asmáticos. Sin embargo, hay un número de factores que complica y conducen a las diferencias de exposición que pueden producir resultados inconsistentes. Estos incluyen dificultades técnicas de control del tamaño de partícula y la concentración adecuada y las propiedades de las partículas higroscópicas. Las partículas finas higroscópicas pueden penetrar profundamente en las vías respiratorias pero crecen en tamaño y son diluidas en el proceso. Las partículas más grandes tienen diámetros desde unos pocos micrómetros hacia arriba y es más probable que afecten las vías respiratorias superiores. La neutralización y amortiguación del ácido sulfúrico es susceptible de producirse con la inhalación y depende de muchos factores, incluyendo amoníaco gaseoso liberado por las bacterias en la boca y fuentes endógenas de amoníaco, la capacidad de almacenamiento en la mucosidad de las vías respiratorias y del flujo de aire entre la nariz y la boca.

Estudios Epidemiológicos

Tradicionalmente, los estudios epidemiológicos han desempeñado un papel importante para fijar los valores permisibles de material particulado suspendido en el aire. Las inquietudes actuales sobre los efectos de las partículas aerotransportadas se basan en gran medida en los resultados de recientes estudios epidemiológicos que sugieren efectos sobre la morbilidad y mortalidad en niveles muy bajos de exposición. Esta sección ofrece una breve revisión de los estudios epidemiológicos sobre exposición de material particulado en el aire a varios criterios de valoración de la salud. En vista de la incertidumbre de las actuales relaciones de humos negros y las partículas totales en suspensión con la morbilidad y mortalidad, solo serán incluidos estudios con mediciones de estos componentes. El énfasis está en los estudios con datos de mediciones de PM10 y PM2.5 o

fracciones de sulfato, aerosol ácido y en estudios que permitan una separación de los efectos de las partículas de los de otros contaminantes que pudieran estar presentes. No es de extrañar, que los efectos de las partículas sobre la salud han sido revisados en varias ocasiones en los últimos años. La información proporcionada aquí se basa en las recientes críticas, así como en la evaluación de los documentos originales.

A. Estudios de series de tiempo - EST

El uso de estudios de series de tiempo para documentar los efectos agudos del material particulado en la salud ha aumentado sustancialmente desde la edición de 1987 de las pautas de calidad del aire para Europa. Los EST relacionan el desarrollo en el tiempo de la contaminación del aire y alguna variable de salud tales como mortalidad diaria, admisiones hospitalarias, etc. Por lo general, los datos recogidos sistemáticamente en los niveles de contaminación del aire se utilizan como variables de exposición, aunque en algunos casos, se han implementado programas de vigilancia de la contaminación de aire específicamente para su uso en estudios de series de tiempo. Las fuentes de datos sobre la salud son más variadas: para la mortalidad, se utilizan generalmente datos estadísticos; para admisiones hospitalarias, los datos a veces están disponibles en registros centrales cubriendo grandes áreas, pero a veces tienen que ser obtenidos de hospitales individuales; cuando están siendo estudiados "paneles" de sujetos sanos o enfermos, los datos de salud se obtienen generalmente por los investigadores de los participantes en el estudio mediante registros diarios, mediciones de la función pulmonar, etc.

Hay varios problemas metodológicos involucrados en el análisis de los estudios de series de tiempo. Uno es que las variables de salud generalmente exhiben un patrón en el tiempo (por ejemplo una mayor mortalidad en invierno o durante las olas de calor) que necesitan ser contabilizados antes que puedan ser estudiados los efectos de la contaminación del aire. En algunos estudios largos de series de tiempo (que abarca varios años), se han observado tendencias a largo plazo en datos de salud además de ciclos estacionales. La gran ventaja de los estudios de series de tiempo es que se centran en la variación en el tiempo en períodos relativamente cortos de días o semanas a lo sumo. Durante dichos

períodos cortos, no cambian muchas características personales tales como la edad, hábitos de fumar, etc., así como otros factores potenciales de confusión son ignorados. Además, la variación en el tiempo de las concentraciones promedio de contaminación del aire a corto plazo suele ser mucho mayor que la variación de las concentraciones promedio de contaminación a largo plazo, que forman la base de los estudios sobre los efectos a largo plazo de la contaminación atmosférica sobre la salud. Esto es importante porque una variación en la exposición es un requisito previo en cualquier estudio epidemiológico analítico.

B. Mortalidad: efectos agudos según los estudios de series de tiempo

Muchos estudios recientes han abordado la relación entre las variaciones diarias de la contaminación del aire por partículas y la mortalidad en niveles bajos de exposición.

Pope y colaboradores estudiaron la mortalidad diaria en relación con la contaminación por PM10 en el Valle de Utah para el período comprendido entre abril de 1985 a diciembre de 1989. Una fábrica de acero local es una importante fuente de contaminación de partículas del aire en la zona, y las concentraciones de ozono, dióxido de azufre y dióxido de nitrógeno son en general bajas. La mortalidad total, respiratoria y cardiovascular, fueron usadas para relacionarlas con la media móvil de 5 días de concentración promedio de PM10. Las concentraciones promedio de 24 horas llegaron hasta $365 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con 5 días de concentraciones medias móviles de hasta $297 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el período de observación; un análisis gráfico y tabular sugirió que los efectos sobre la mortalidad podrían verse en los niveles $< 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El aumento estimado en mortalidad diaria total fue de 16% por cada $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de incremento en los 5 días móviles de concentración media de PM10 (que se traduciría en un aumento del 13% por $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ cuando se expresan las concentraciones de PM10 en promedio de 24 horas).

Dockery y colaboradores publicó un análisis de la mortalidad diaria en St Louis, MO y los condados circundantes a Kingston/Harriman, TN. Durante el período de observación (septiembre de 1985 hasta agosto de 1986), los niveles de PM10 promedio 24 horas oscilaron entre 1 a $97 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en St Louis y de 4 a $67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Kingston/Harriman. Incluso a

estos bajos niveles, la relación entre la mortalidad y PM10 fue estadísticamente significativa en St Louis. El coeficiente estimado para Kingston/Harriman no fue significativa, pero de similar magnitud. También se evaluaron una serie de componentes de la contaminación del aire (dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, ozono) pero ninguno de ellos resultó ser significativamente asociado con la mortalidad. La relación con PM2.5 fue más significativa que con PM10, y más significativa que con los sulfatos y los iones de hidrógeno. El efecto sobre la mortalidad total estimada tuvo un aumento del 16% por cada 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de incremento en la concentración promedio de 24 horas de PM10 el día anterior y un aumento de 17-23% por cada 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de incremento en la concentración promedio de 24 horas de PM2.5 del día anterior.

Schwartz y colaboradores estudió la relación entre la mortalidad diaria en Birmingham, Alabama y los niveles de PM10 durante el período 1985-1988. Para un valor promedio de PM10 de 48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y un valor máximo de 24 horas de 163 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La mortalidad diaria registro un incremento con el aumento de las concentraciones de PM10.

Los riesgos relativos por enfermedad pulmonar crónica y muertes cardiovasculares eran más altos que por otras causas de muerte. La relación se mantuvo cuando fueron excluidos todos los días con valores de PM10 > 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. No se informaron datos sobre otros contaminantes. El riesgo relativo de mortalidad total tuvo un aumento del 11% por cada 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de incremento en la concentración de PM10, promedio durante los tres días anteriores. Los datos publicados no permiten la estimación del efecto expresado por la concentración promedio de 24 horas.

En 1995 y 1996, un gran número de análisis adicionales de la relación entre las variaciones diarias de PM10 y las variaciones diarias de la mortalidad han sido publicados. Estos incluyen estudios llevados a cabo en Los Ángeles, CA, Chicago, IL, Ámsterdam, Países Bajos, las ciudades de Estados Unidos, Boston, MA, Knoxville, TN, St Louis, MO, Steubenville, OH, Madison, WI y Topeka, KS, Santiago, Chile, Lyon, Francia, Colonia, Alemania y Sao Paulo, Brasil. En todos estos estudios, se midió PM10, o una fracción de tamaño parecida como PM13 o PM7.

Un Resumen de las estimaciones de riesgo de los estudios en los que se midió PM10, se presenta en el Cuadro 1. El Cuadro muestra los riesgos relativos asociados con variaciones de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10. Como lo indican los resultados, la mayoría de los estudios ha mostrado significativamente una mayor mortalidad con incrementos diarios en las concentraciones de PM10, con una estimación agrupada de 1.0074 (1.0062 – 1.0086 límite de confianza del 95%), asociada a un aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10. Los intervalos en los que se observaron estos efectos no son los mismos en todos los estudios, pero por lo general, estos efectos fueron asociados con la exposición en el día de la muerte, o en los días previos. La estimación conjunta del efecto de PM10 en la mortalidad diaria sobre la base de estos estudios es un riesgo relativo de 1.0074 (o un aumento de 0.74%) por cada $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de incremento en la concentración de PM10 promedio de 24 horas. Aunque parece ser un pequeño aumento relativo, esto es porque se asocia con un aumento igualmente pequeño en la concentración media diaria de PM10. Puede ser sustancial si se asocia el número de muertes anual a tales riesgos relativos. También cabe destacar que todos, excepto uno de los riesgos relativos estimados estaban por encima de la unidad, ya que la gran mayoría de los estudios individuales fueron estadística y significativamente elevados. Como resultado, la estimación conjunta es altamente significativa con una banda estrecha de confianza.

Cuadro 1

Resumen de estudios relacionados a las variaciones diarias de la mortalidad total con las fluctuaciones diarias de PM10, riesgos relativos estimados por $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Ubicación	Riesgo relativo	95% de limite de confianza
Utah Valley	1.015	1.009 – 1.021
St Louis	1.015	0.999 – 1.029
Kingston/Harriman	1.016	0.987 – 1.046
Birmingham	1.010	1.002 – 1.018
Los Angeles	1.005	1.000 – 1.010
Santiago	1.008	1.006 – 1.010
São Paulo	1.012	1.007 – 1.017

Efectos de las partículas PM2.5 sobre la mortalidad.

Recientemente, se publicó un análisis del estudio de Harvard en seis ciudades (un estudio grande, prospectivo sobre los efectos de la contaminación atmosférica llevado a cabo en seis diferentes ciudades en los Estados Unidos) fue publicado con la intención de saber si la concentración de partículas finas (PM2.5) es un mejor indicador de la mortalidad que la concentración de partículas gruesas (es decir el rango entre las PM10 y PM2.5). Los resultados indican que la mortalidad está fuertemente asociada con las PM2.5 y no con la fracción gruesa. Debido a la alta correlación entre PM2.5 y PM10, la mortalidad también fue fuertemente asociada con las PM10, y los resultados de este análisis sugieren que las asociaciones entre PM10 y la mortalidad observada en otros estudios muy bien pueden deberse a la fracción fina contenida en la masa de partículas gruesas. El Cuadro 2 muestra un Resumen de este análisis. La estimación agrupada tiene un riesgo relativo de 1.015 (límite de confianza de 95% 1.011 – 1.019) por cada 10 µg/m³ de incremento de partículas PM2, 5.

Efectos estimados sobre la mortalidad por causas cardiovasculares o respiratorias en estos estudios eran generalmente mayores. También eran generalmente mayores entre las personas mayores que entre los sujetos más jóvenes. Un análisis de la mortalidad en los datos de Filadelfia en los días de baja y alta contaminación mostro un incremento desproporcionado en la mortalidad entre los ancianos. También desproporcionadamente, aumentó la mortalidad debido a enfermedad pulmonar crónica y enfermedad cardiovascular. Curiosamente, las afecciones respiratorias también eran más frecuentemente mencionadas en los certificados de defunción como causa de muerte cardiovascular en días con alta contaminación. Un análisis reveló que las muertes fuera del hospital fueron desproporcionadamente mayores en comparación con la muerte de los pacientes hospitalizados. Este patrón es muy similar al patrón de mortalidad visto durante y después de la niebla de Londres de 1952.

Cuadro 2

Resumen de las relaciones entre las variaciones diarias de la mortalidad total y las fluctuaciones diarias en PM_{2.5} encontrado en el estudio de Harvard de seis ciudades, riesgos relativos estimados por 10 µg/m³

Ubicación	Riesgo relativo	95% de limite de confianza
Boston	1.022	1.015 – 1.029
Knoxville	1.014	1.002 – 1.026
St. Louis	1.011	1.004 – 1.017
Steubenville	1.010	0.999 – 1.021
Portage	1.012	0.997 – 1.028
Topeka	1.008	0.980 – 1.036

Las partículas acidas fue una característica notable del smog de Londres, pero con las concentraciones de dióxido de azufre y humo que también fue alto en estos episodios no estaba claro cuánto contribuyeron a los fuertes aumentos de la morbilidad y mortalidad observada. Recientemente ha habido varios análisis de mortalidad diaria durante el invierno en Londres, de 1965 a 1972, vinculados con las mediciones correspondientes de "acidez neta de las partículas"; así como con las concentraciones medias de dióxido de azufre y humo en un conjunto de siete sitios distribuidos a través del área. Los autores indicaron que un análisis basado en el modelo demostró una asociación clara entre la mortalidad y la mezcla de contaminantes, pero no podría atribuirse que la mayor mortalidad corresponde al ácido que a otros componentes medidos, posiblemente debido a la pobre representatividad de las mediciones de ácido en un solo sitio. En un análisis del mismo conjunto de datos, Lippmann y colaboradores toman un enfoque distinto para separar las influencias de la temperatura, la temporada y los niveles de contaminación ambiental sobre la mortalidad diaria. En cada temporada entre 1965 y 1972, la mayoría de días cayó dentro de uno o dos rangos de temperatura, dentro del cual la tasa de mortalidad diaria también cayó dentro de estos estrechos rangos. Dentro de estas temperaturas restringidas y rangos de mortalidad, análisis preliminares indicaron que hubo relativamente fuertes asociaciones entre la mortalidad diaria y los registros diarios de las concentraciones de iones de hidrógeno y dióxido de azufre que no fueron confundidos por la temperatura o variaciones estacionales.

Por el contrario, las asociaciones entre el registro diario de mortalidad diaria y humo negro en estos rangos restringidos fueron más débiles, especialmente en las temporadas de invierno y verano. Mientras que es necesario un análisis más exhaustivo de estos datos de Londres y de otros conjuntos de datos de contaminantes y la mortalidad, estos resultados iniciales sugieren que este nuevo enfoque puede servir como un valioso complemento al modelo basado en estos enfoques para estudiar las asociaciones entre las exposiciones de contaminantes y la mortalidad diaria.

En los últimos años, se ha generado cierta controversia con respecto a la interpretación de los estudios de series de tiempo sobre la mortalidad. El debate se ha centrado sobre la sensibilidad de los resultados de los modelos estadísticos empleados y control de contaminantes y las variables climáticas. El debate ha estimulado una nueva evaluación independiente de los resultados divulgados de Filadelfia y algunas otras ciudades de Estados Unidos. El reciente documento de criterios de la Agencia de Protección Ambiental para material particulado contiene una discusión detallada de las reservas expresadas en la literatura por algunos investigadores. Se concluye que no existe evidencia que el uso de modelos estadísticos alternativos aceptables para el análisis de los estudios de series de tiempo conducirá a resultados fundamentalmente diferentes de los ya publicados. Además no existe evidencia que los riesgos relativos estimados de muerte asociados con la exposición de material particulado cambiarán considerablemente después de tomar en cuenta otros contaminantes. Finalmente, no se ha demostrado ajustes alternativos para las variables meteorológicas que puedan cambiar significativamente las estimaciones de riesgo relativo para el material particulado.

Efectos agudos del material particulado sobre la mortalidad: antiguas y nuevas evaluaciones.

En la edición de 1987 de las pautas de calidad del aire para Europa, se concluyó que no había ninguna evidencia sólida para los efectos de partículas sobre la mortalidad en los niveles promedio de 24 horas por debajo de $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Esto demuestra que un cambio drástico en la evaluación de los efectos del material particulado sobre la mortalidad ha tenido lugar desde entonces, porque ahora hay un gran número de estudios que sugieren

que los efectos sobre la mortalidad se observan en los niveles de PM10 (o PM2,5) muy por debajo de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Cuando se comparan los resultados de estudios recientes e históricos, emerge un patrón. En los últimos estudios, las concentraciones de material particulado están en el rango de 100 – 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ como promedios de 24 horas. Hoy en día, muchas situaciones se caracterizan por niveles en un orden de magnitud menor, es decir, en su mayoría entre 10 y 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Un nuevo análisis de los datos de Londres, por ejemplo, ha demostrado que la mortalidad aumentó 14% en un rango de concentraciones de humos negros de 20 – 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un aumento similar en el rango de 300 – 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

En muchos estudios de episodios de contaminación, el aumento de la mortalidad durante el episodio fue seguido por una disminución poco después del episodio. Cuando varios episodios suceden con intervalos de tiempo breve, cabría esperar que el efecto de la contaminación del aire pudiera estar relacionado con la mortalidad observada justo antes del episodio.

C. Mortalidad: los efectos de la exposición crónica según lo sugerido por estudios transversales y de cohorte

Datos sobre los efectos crónicos del material particulado en el aire sobre la mortalidad proceden de estudios transversales, que compararon la exposición de la contaminación al aire y las tasas de mortalidad entre ubicaciones y los estudios de cohorte documentan la mortalidad por la exposición en el tiempo.

Un ejemplo de un análisis transversal de la asociación entre las tasas de mortalidad y material particulado en el aire es un estudio realizado por Özkaynak y Thurston. Compararon las tasas de mortalidad de 1980 en Estados Unidos con varias medidas de la exposición a partículas en el aire. En este análisis, sulfatos, partículas finas, partículas inhalables y partículas totales en suspensión fueron usadas para ver la asociación, en orden decreciente, con una mortalidad total, después del ajuste para un número de indicadores socioeconómicos de mortalidad. Un ejemplo de Europa es un estudio realizado por Bobak y Leon de la República Checa. Estos autores correlacionan la mortalidad infantil con la

contaminación del aire por partículas en los años 1986-1988. La concentración de partículas totales, media geométrica anual fue $68 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Las concentraciones se subdividieron en quintiles, el quintil más alto relativo a áreas con concentraciones de partícula anual sobre $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La mortalidad pos neonatal se encontró que aumentaba casi monótonamente con las concentraciones de partículas, el quintil más alto con un riesgo relativo de 1.42. Los cocientes de riesgo estimado eran más altos de mortalidad respiratoria pos neonatal. Las concentraciones de partículas se informaron como PM10, y el análisis se hizo con el ajuste para un número de indicadores socioeconómicos, proporción del total de nacimientos fuera del matrimonio y la tasa de abortos, así como los promedios anuales de las concentraciones de dióxido de azufre y dióxido de nitrógeno.

La crítica general de estos estudios es que son "ecológicos" y se basan en la comparación de datos sobre la mortalidad con datos de contaminación, sin consideración de los factores de confusión.

Sin embargo, recientemente, la evidencia sugestiva procedente de estudios transversales se ha complementado con los datos de dos estudios de corte. Dockery siguió un corte de más de 8.000 adultos que viven en seis ciudades de Estados Unidos con diferentes niveles de exposición de la contaminación del aire por periodos de 14 – 16 años, entre 1974 y 1991. Después del ajuste por edad, sexo, tabaco, educación, exposición ocupacional e índice de masa corporal, se encontró una relación significativa entre la exposición a partículas finas y supervivencia. La asociación más cercana fue encontrada para PM2.5 y sulfato, con menos claras relaciones con las partículas totales en suspensión, el aerosol ácido (medido sólo por un año en cada ciudad) y dióxido de azufre y prácticamente ninguna relación con el ozono. El efecto estimado era una relación de la tasa de mortalidad de 1.26, comparando la ciudad más contaminada (Steubenville, OH) con la ciudad menos contaminada (Portage, WI). Las concentraciones de partículas finas varió de $11,0$ a $29,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con muy pocos cambios durante el periodo de estudio (mediciones de partículas finas fueron registradas durante el período de 1980-1988). En comparación con, por ejemplo, la razón de tasas de mortalidad asociada con el tabaquismo activo en este corte (1.59), esto representa un considerable efecto de la contaminación del aire por partículas en la supervivencia. Pope y colaboradores

analizo datos de un estudio de corte realizado por la American Cancer Society desde 1980. Datos de contaminación de 151 áreas metropolitanas de Estados Unidos estaban vinculados a 8 años de datos de seguimiento de cerca de 500000 sujetos. Después del ajuste por edad, sexo, raza, tabaquismo activo y pasivo, exposición ocupacional, educación, índice de masa corporal y consumo de alcohol, surgió una asociación significativa entre la exposición de la contaminación del aire por partículas finas y supervivencia. Comparando la mayor área contaminada con la menor área contaminada, se encontró una relación entre la tasa de mortalidad ajustada de 1.17 para PM_{2.5}.

Para ilustrar el impacto potencial de la exposición de material particulado a largo plazo sobre la mortalidad, los resultados de los estudios de corte pueden utilizarse para estimar la reducción de la esperanza de vida asociada con una cierta diferencia en la exposición a largo plazo. Combinando las estimaciones del efecto de ambos estudios para las partículas finas se traduce en un riesgo relativo estimado de 1.10 por 10 µg/m³ en la exposición prolongada a las partículas (es decir, una diferencia dentro del rango que se observó en los dos estudios). El efecto estimado de la esperanza de vida es de 1,1 años.

D. Admisiones hospitalarias

Schwartz y colaboradores estudiaron visitas hospitalarias de urgencias por asma en Seattle, Washington, sobre un período de 13 meses desde septiembre de 1989 a septiembre de 1990. Las concentraciones medias de 24 horas de PM₁₀ variaron entre 6 y 103 µg/m³. Las visitas por asma en sujetos menores de 65 años se asociaron significativamente con la concentración de PM₁₀ medida el día anterior, después del ajuste por las variables de tiempo y una serie de otros factores de confusión potenciales. Un análisis gráfico y tabular sugirió que pudo observarse un aumento en las visitas de asma a niveles por debajo de 24 µg/m³. El dióxido de azufre y el ozono no fueron considerados para ser relacionados con visitas por asma. Las concentraciones de dióxido de azufre nunca excedieron 81 µg/m³, y datos del ozono sólo estaban disponibles para un período de 4 meses dentro del período de observación. El riesgo relativo estimado fue de 1.12 para un

incremento de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración de PM10 promedio 4 días y 1.11 para un incremento similar en la concentración promedio de 24 horas.

Usando datos del hospital de Birmingham, de los años 1986-1989, Schwartz reportó una relación significativa entre las concentraciones de PM10 y hospitalizaciones por neumonía y enfermedad pulmonar obstructiva crónica en los ancianos. La media de la concentración de PM10 fue $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un percentil 90 - $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Por cada $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de incremento de PM10 promedio 24 horas, las admisiones hospitalarias por neumonía aumentaron en un 19% y para la enfermedad pulmonar obstructiva crónica en un 27%. Excluyendo todos los días con niveles de PM10 sobre $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no cambiaron las estimaciones.

Schwartz y colaboradores examinó asociaciones entre niveles diarios de PM10 y hospitalizaciones por enfermedades respiratorias en Minneapolis-St Paul, MN. Se obtuvieron datos sobre admisiones hospitalarias en personas mayores de 65 años durante los años 1986-1989 por fecha de admisión de neumonía y enfermedad pulmonar obstructiva crónica. La clasificación fue por descarga de diagnóstico. La regresión de Poisson fue utilizada para el control de las tendencias temporales, fluctuaciones estacionales y del tiempo. El PM10 fue un factor de riesgo para la admisión por neumonía (riesgo relativo (RR) = 1.17, intervalo de confianza del 95% (CI) (= 1.02 – 1.33) y admisiones por enfermedad pulmonar obstructiva crónica (RR = 1,57, IC del 95% = 1,20 – 2.06). El ozono también se asocia con ingresos por neumonía. El riesgo relativo de PM10 se incrementa con un aumento diario de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en PM10.

Thurston y colaboradores examinó la contaminación del aire y los ingresos hospitalarios diarios por causas respiratorias en Toronto, Ontario. Las muestras de PM2,5 se recolectaron diariamente en un sitio del centro de la ciudad durante julio y agosto de 1986, 1987 y 1988 y posteriormente se analizó la acidez (ión hidrógeno) y sulfatos de la fase aerosol. De los registros hospitalarios diarios de admisiones respiratorias 22 fueron agudas, también se obtuvieron datos meteorológicos y ambientales diarios de ozono, partículas totales en suspensión y PM10. Después de controlar la temperatura, ozono, iones de hidrógeno y sulfatos se asociaron significativamente con admisiones por vías respiratorias y asma. Comparando diversos parámetros de partículas, los autores encontraron que las

asociaciones disminuyen significativamente de ión hidrógeno a sulfatos y de estos a PM_{2.5}, PM₁₀ y partículas totales en suspensión, indicando que la composición y tamaño de las partículas son importantes en la definición de los efectos adversos para la salud humana del material particulado. En promedio, en el verano se asoció con 24% de todas las admisiones respiratorias (21% con ozono, 3% con iones de hidrógeno). En los días de contaminación pico, sin embargo, el ión hidrógeno tenía el mayor riesgo relativo estimado (1.5 a 391 nmol/m³ de ion hidrógeno) y en horario de verano se asoció con aproximadamente la mitad de todas las admisiones respiratorias.

Otra serie de estudios realizados por Schwartz ha proporcionado apoyo adicional a la hipótesis de que la fluctuación diaria de hospitalizaciones por enfermedades respiratorias entre los ancianos se asocia con la variación diaria en PM₁₀. Un estudio reciente de París, realizado en el marco del proyecto APHEA, apunta en una dirección similar. Sin embargo, otros estudios en el proyecto APHEA que han buscado efectos de otras medidas de la contaminación de partículas (en particular el humo negro) en admisiones hospitalarias han mostrado resultados menos consistentes.

Estimulados por el hallazgo en los estudios de series de tiempo de la mortalidad, las muertes por enfermedades cardiovasculares se han asociado con la exposición a la contaminación atmosférica, también se han realizado estudios sobre la asociación entre la contaminación del aire y la admisiones hospitalarias por enfermedades cardiovasculares. Dos informes recientes mostraron que también se asocian con PM₁₀ las hospitalizaciones cardiovasculares y los sulfatos como indicadores de contaminación del aire por material particulado fino.

Hefflin y colaboradores estudió el efecto de una tormenta de polvo con visitas a urgencias en el sureste del estado de Washington. Durante la tormenta, los niveles de PM₁₀ de 24 horas superaron 1000 µg/m³ durante dos días. Hubo un ligero aumento en visitas a urgencias por bronquitis, estimado en 3,5% por un incremento de 100 µg/m³ de PM₁₀. Comparando con las estimaciones anteriores se observa que el efecto de las PM₁₀ de origen natural es mucho menor que las PM₁₀ de origen urbano.

Varios otros estudios de admisiones hospitalarias se han divulgado en los E.E.U.U., Canadá y Europa, que han utilizado datos de humos negros o partículas totales suspendidas. Las estimaciones del efecto derivadas de estos estudios están en el mismo rango que los obtenidos de los dos estudios en los que se midió PM10 directamente, después de usar los factores de conversión antes discutidos.

Los resultados de estudios recientes de series de tiempo de las hospitalizaciones respiratorias en las que se midió PM10 (o un sustituto cercano), muestran que la estimación apunta a un aumento de 0,80% de las hospitalizaciones respiratorias por cada 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de incremento de PM10.

E. Efectos agudos en la función pulmonar, síntomas respiratorios, uso de medicamentos y ausentismo escolar

Pope y colaboradores estudio los cambios diarios en la función pulmonar y síntomas respiratorios agudos en un grupo de sujetos que viven en el valle de Utah, UT, donde una gran acería genera el aumento de las concentraciones de PM10 pero no de otros contaminantes. Las personas en estudio incluyen una muestra de niños con sibilancias y una muestra de pacientes con asma de 8 – 72 años de edad. El período de observación incluyo los meses de invierno de 1989-1990; las concentraciones de PM10 de 24 horas variaron entre 11 y 195 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y en sólo dos días, una concentración de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ fue excedida. La tasa de flujo espiratorio máximo (FEM) fue registrada para ser relacionada con las concentraciones de PM10. Los síntomas respiratorios y uso de medicamentos de asma aumentaron con el incremento de las concentraciones de PM10 en la muestra de escolares. En los pacientes de asma, sólo el uso de medicamentos para el asma fue encontrado estar asociado a PM10. Después de excluir los dos días con concentraciones de PM10 sobre 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, la mayor concentración de PM10 fue 114 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La relación entre FEM y PM10 ha permanecido inalterada después de esta exclusión.

Pope y Dockery estudiaron grupos de niños sintomáticos y asintomáticos en el Valle de Utah en el invierno de 1990-1991. Las concentraciones de 24 horas de PM10 variaron entre 7 y 251 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En 14 días durante el período de estudio, un nivel de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ fue

excedido. El FEM disminuyó, y la presentación de los síntomas respiratorios se incrementó en ambos grupos cuando las concentraciones de PM10 aumentaron. Se excluyeron todas las observaciones de días con concentraciones de PM10 sobre $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de algunos de los análisis. Los resultados se mantuvieron esencialmente sin cambios. Un análisis tabular mostro que el FEM disminuyó, y los síntomas respiratorios se incrementaron en concentraciones de PM10 superiores a $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En otro estudio del Valle de Utah, Ransom y Pope investigaron las ausencias en escuelas primarias en relación con la contaminación de PM10 durante un período de seis años, 1985 – 1990. La mayor concentración de PM10 observada en este periodo fue de $365 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y se superó $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en aproximadamente 10 días cada año. El ausentismo escolar fue usado para ser relacionado con las concentraciones móviles de PM10 promedio 4 semanas, después del ajuste para las variables de tiempo y una serie de otros factores de confusión potenciales. Las relaciones se seguían manteniendo generalmente después de excluir las observaciones obtenidas en los días cuando el PM10 había excedido $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las cuatro semanas anteriores.

Roemer y colaboradores estudio un grupo de niños con síntomas respiratorios crónicos en los países bajos en el invierno de 1990-1991; concentraciones de PM10 promedio 24 horas superaron $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en un día solamente en el período de observación, alcanzando $171 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Los niveles de dióxido de azufre nunca fueron superiores a $105 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y las concentraciones de humos negros (24 horas) variaron de 2 a $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Los cambios diarios del FEM, ataques de asma, las sibilancias y uso de broncodilatadores fueron usados para ser asociados a PM10, humo negro y dióxido de azufre. Un análisis tabular sugiere que los efectos sobre el uso de broncodilatador y las sibilancias fueron observables con concentraciones superiores a $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (la categoría base en este análisis incluyó todas las concentraciones de menos de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Dióxido de azufre, humo negro y PM10 se correlacionaron significativamente en este conjunto de datos, y no se podían separar los efectos de partículas y dióxido de azufre sobre la función pulmonar. Sin embargo, análisis posteriores de estos datos han demostrado que usando los efectos de PM10 sobre los

síntomas y uso de medicamentos se mantuvo después del ajuste para dióxido de azufre, mientras que no hubo ningún efecto independiente del dióxido de azufre.

Estudios adicionales de los E.E.U.U. y Europa han contribuido al peso de la evidencia de que la contaminación del aire por material particulado esta asociada con aumentos en los síntomas respiratorios agudos y uso de medicamentos y con pequeñas reducciones en la función pulmonar.

Mientras tanto, algunos datos epidemiológicos sobre los efectos de las partículas ultrafinas esta ahora disponible. En un estudio de grupos en Erfurt (Alemania), partículas ambientales en el rango 0.01 – 2,5 μm se determinaron con un analizador diferencial y un contador de partículas óptico. La correlación en el tiempo entre la cantidad de las partículas ultrafinas ($< 0.1 \mu\text{m}$) y las partículas en el rango de 0.1 - 0.5 μm fue moderada en 0.51, que hizo posible una evaluación independiente de los efectos de la cantidad de partículas y la masa de la partícula. Ambas fracciones fueron encontradas estar asociadas con una disminución del FEM y un aumento en los síntomas respiratorios agudos incluyendo tos. Los efectos de la cantidad de partículas también fueron independientes de los efectos de las concentraciones de PM10. En consecuencia, la sugerencia de este estudio es que el número de partículas ultrafinas en el aire ambiente puede predecir los efectos agudos sobre la salud independiente de la concentración de PM10.

F. Efectos de la exposición a largo plazo sobre la función pulmonar y síntomas respiratorios

Como con la mortalidad, es importante considerar no sólo el corto plazo, sino también los efectos a largo plazo de las partículas sobre la salud respiratoria. Tres informes recientes indican asociaciones entre datos agregados sobre la función pulmonar y enfermedad respiratoria crónica y partículas en el aire. Chestnut y colaboradores utilizan datos de la función pulmonar de 6900 adultos viviendo en 49 localidades en los Estados Unidos durante la primera Encuesta sobre salud y nutrición (National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES I), entre 1971 y 1975. Se encontró que la función pulmonar disminuye con el aumento anual promedio de los niveles de partículas suspendidas totales con un límite

cercano a $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Schwartz y colaboradores utilizó la información de la enfermedad respiratoria crónica de la misma fuente. Después del ajuste por tabaco, exposición ocupacional y un número de otros factores de riesgo, el riesgo de la bronquitis crónica aumenta con el aumento de las concentraciones de partículas, con ningún umbral aparente. Un estudio transversal suizo también encontró un efecto de las PM10 sobre la función pulmonar.

En un estudio de corte donde la mayoría es no fumador de un grupo de adventistas que viven en varias zonas de California. Los resultados sugieren que el riesgo de desarrollar síntomas definitivos de la enfermedad obstructiva de las vías respiratorias entre 1977 y 1987 estuvo relacionado con la exposición al total de las partículas en suspensión, con un riesgo relativo de 1,36 por 1000 horas al año en que fue excedida una concentración de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$. No se observó ningún aumento del riesgo a niveles por debajo del estándar federal de los E.E.U.U. del año 1987 de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En contraste con los estudios de los efectos sobre la salud a corto plazo, hay pocos estudios que documentan los efectos de la morbilidad de la exposición a largo plazo a PM10 y otras partículas finas. Los datos del estudio Harvard de seis ciudades indican las tasas de aumento de enfermedades respiratorias entre los niños expuestos al aumentar las concentraciones de partículas suspendidas totales, sulfatos y ion de hidrógeno como indicadores de la exposición a material particulado. Las estimaciones de riesgo relativo sugirieron un incremento de 11% en las tasas de bronquitis y tos por cada $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de incremento de concentración partículas suspendida total promedio anual. No había ninguna relación clara entre la función pulmonar y la exposición a material particulado en esta población. En una encuesta de síntomas respiratorios entre niños de 24 comunidades en los Estados Unidos y Canadá, la incidencia de bronquitis registro un aumento de 29% por cada $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de incremento de concentración de PM10 promedio anual, aunque la relación con otras medidas de partículas fue menos pronunciada.

En Resumen ¹⁶

Las partículas PM10 y PM2.5 incluyen las partículas inhalables que son lo suficientemente pequeñas como para penetrar en la región torácica del sistema respiratorio. Los efectos sobre la salud de las PM inhalables están bien documentados. Estos son debidos a la exposición en el corto plazo (horas, días) y largo plazo (meses, años) e incluyen:

- morbilidad respiratoria y cardiovascular, como agravación del asma, síntomas respiratorios y un aumento en admisiones hospitalarias;
- mortalidad por enfermedades cardiovasculares y respiratorias, y cáncer de pulmón.

Existe buena evidencia de los efectos de la exposición a corto plazo a PM10 sobre la salud respiratoria, y para la mortalidad, sobre todo como consecuencia de la exposición a largo plazo, el PM2.5 es un factor de riesgo más fuerte que la parte gruesa de PM10 (partículas en el rango de 2,5 – 10 µm). La mortalidad diaria se estima aumentará 0.2-0.6% por cada 10 µg/m³ de PM10. La exposición prolongada a PM2.5 se asocia con un aumento del riesgo a largo plazo de la mortalidad cardiopulmonar de 6–13% por 10 µg/m³ de PM2, 5.

Los Grupos susceptibles con preexistentes enfermedades pulmonares o del corazón, así como ancianos y niños, son particularmente vulnerables. Por ejemplo, la exposición a PM afecta el desarrollo pulmonar en los niños, incluyendo déficits reversibles en la función pulmonar así como crónicamente reduce la tasa de crecimiento del pulmón y un déficit en la función pulmonar a largo plazo. No hay ninguna evidencia de un nivel seguro de exposición o un umbral por debajo del cual no se produzcan efectos adversos para la salud.

En la actualidad, a nivel de población, no hay evidencia suficiente para identificar las diferencias en los efectos de las partículas con diferentes composiciones químicas o provenientes de diversas fuentes. Sin embargo, hay evidencia consistente que es más peligrosa las PM producto de la combustión (de fuentes móviles y estacionarias) que las PM de otras fuentes. La fracción de carbón de las PM2.5, producto de la combustión incompleta, ha atraído la atención de la comunidad científica debido a la evidencia de su contribución a los efectos perjudiciales sobre la salud. Muchos componentes de la PM,

¹⁶ Health effects of particulate matter, The Regional Office for Europe of the World Health Organization 2013

como el carbono actualmente son vistos como responsables de efectos sobre la salud, por ejemplo materia orgánica como PAHs que son conocidos carcinógenos y directamente tóxicos para las células, así como los metales y las sales inorgánicas. Recientemente, los gases de escape de los motores diesel (que son principalmente partículas) fue clasificada por la Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer como cancerígenos (Grupo 1) para los seres humanos.

Se estima que aproximadamente el 3% de las muertes por enfermedades cardiopulmonares y 5% de cáncer pulmonar son atribuibles a la PM en todo el mundo. Resultados de un estudio reciente indican que las enfermedades relacionadas con la contaminación atmosférica pueden ser aún mayores. Este estudio estima que en 2010, la contaminación atmosférica, como media anual de PM_{2.5}, generó 3,1 millones de muertes en el mundo.

La exposición a PM_{2.5} reduce la esperanza de vida de la población Europea unos 8,6 meses en promedio. Resultados del proyecto científico para mejorar el conocimiento y la comunicación para la toma de decisiones sobre la contaminación atmosférica y la salud en Europa (Aphekom), que utiliza los métodos tradicional de evaluación del impacto a la salud, indican que la esperanza de vida en las ciudades más contaminadas podría aumentar en aproximadamente 20 meses si la concentración de PM_{2.5} a largo plazo se reduce al nivel anual de la guía de la OMS.

- Valor Guía OMS para PM_{2.5}: 10 µg/m³ promedio anual y 25 µg/m³ promedio de 24 horas (no debe ser excedido por más de 3 días/año);

2.3 SITUACIÓN EPIDEMIOLÓGICA DE LAS ENFERMEDADES ASOCIADAS A LA EXPOSICIÓN DE PARTÍCULAS EN EL PERÚ ¹⁷

De acuerdo con los resultados del último Censo de Población y Vivienda del año 2007, la población de Lima Metropolitana alcanzó los 8,45 millones, mayor en 31,3% a la registrada en el censo de 1993. El siguiente Cuadro nos muestra la evolución de la población del país y del Área Metropolitana Lima-Callao.

Evolución de la Población del Perú y del Área Metropolitana Lima-Callao: 1940-2015

Año	Población		Participación %	Tasa Crecimiento Promedio Anual	
	Perú	Lima Metropolitana		Perú %	Lima Metropolitana %
1940	7,023,111	661,500	9.4		
1961	10,420,357	1,901,900	18.3	1.90	5.16
1972	14,121,564	3,418,500	24.2	2.80	5.48
1981	17,762,231	4,835,800	27.2	2.58	3.93
1993	22,639,443	6,434,300	28.4	2.04	2.41
2007	28,481,901	8,758,889	30.8	1.65	2.23
2008	28,807,034	8,889,774	30.9	1.14	1.49
2009	29,132,013	9,022,535	31.0	1.13	1.49
2010	29,461,933	9,160,384	31.1	1.13	1.53
2011	29,797,694	9,303,788	31.2	1.14	1.57
2012	30,135,875	9,450,585	31.4	1.13	1.58
2013	30,475,144	9,600,114	31.5	1.13	1.58
2014	30,814,175	9,751,717	31.6	1.11	1.58
2015	31,151,643	9,904,727	31.8	1.10	1.57

Fuente: Instituto Nacional de Estadística e Informática – INEI
Elaboración propia proyecciones-CGIALLC

El Área Metropolitana de Lima y Callao políticamente comprende 49 distritos, 43 de los cuales corresponden a la Provincia de Lima y 6 a la Provincia Constitucional del Callao. El área urbana ocupada es actualmente de 68,800 Has, habiéndose incorporado al uso urbano aproximadamente 14 800 Has en los últimos 10 años.

¹⁷ <http://www.dge.gob.pe/boletin.php>

El mayor volumen del parque automotor en circulación, según datos del Ministerio de Transportes y Comunicaciones, se encuentra en el departamento de Lima con un 70 % haciendo un total de 1'243 000 vehículos.

Parque Automotor Lima y Callao, (estimado en miles)

Año	Automovil	Station Wagon	Camioneta Pick Up	Camioneta Panel	Camioneta Rural	Omnibus	Camión	Remolcador	Total
1993	259,616	36,159	78,422	6,712	39,274	21,619	48,254	4,522	494,571
2000	450,503	90,809	77,637	13,277	67,156	31,469	46,510	7,297	784,658
2001	473,479	95,440	81,597	13,954	70,581	33,073	48,882	7,670	824,676
2002	499,520	100,690	86,085	14,722	74,463	34,892	51,570	8,091	870,033
2003	529,491	106,731	91,250	15,605	78,931	36,986	54,664	8,577	922,235
2004	562,320	113,348	96,907	16,573	83,824	39,279	58,054	9,109	979,414
2005	579,189	116,749	99,815	17,070	86,339	40,458	59,795	9,382	1,008,796
2006	599,461	120,835	103,308	17,667	89,361	41,874	61,888	9,710	1,044,104
2007	623,439	125,668	107,440	18,374	92,935	43,548	64,364	10,099	1,085,868
2008	651,494	131,323	112,275	19,201	97,118	45,508	67,260	10,553	1,134,732
2009	680,811	137,233	117,328	20,065	101,488	47,556	70,287	11,028	1,185,795
2010	711,448	143,408	122,607	20,968	106,055	49,696	73,449	11,524	1,239,156
2011	743,463	149,862	128,125	21,911	110,827	51,932	76,755	12,043	1,294,918
2012	776,919	156,606	133,890	22,897	115,814	54,269	80,209	12,585	1,353,189
2013	811,880	163,653	139,915	23,928	121,026	56,711	83,818	13,151	1,414,083
2014	848,415	171,017	146,212	25,004	126,472	59,263	87,590	13,743	1,477,716
2015	886,593	178,713	152,791	26,130	132,164	61,930	91,531	14,361	1,544,214

Fuente: IPIECA -CGIALLC

Es importante mencionar que las políticas de los gobiernos propiciaron que en los últimos 20 años se incremente drásticamente la importación de vehículos usados, principalmente las de Diesel y en su gran mayoría para realizar servicios de transporte público. A la fecha el ingreso de vehículos usados está restringido por las nuevas medidas tomadas.

El consumo de combustible Diesel B2 con concentraciones de azufre menores a 50 ppm (DB2-S50) en Lima-Callao durante el mes de Marzo del 2011 alcanzó los 913,808 galones /

día, equivalente a 19.74 miles de barriles por día (MBPD), siendo el 15.71% del total de combustibles comercializados a nivel nacional.

El siguiente Cuadro muestra la demanda de diesel B2 y DB2-S50 durante el año 2009 y el mes de Marzo del 2011. Puede observarse que el consumo del DB2-S50 es del 73.153 % del consumo total de Diesel en Lima y Callao.

**Demanda de Combustible Diesel 2 en Lima - Callao
(Galones / día)**

Mes	Diesel B2	Diesel B2 S50
Ene-09	1,144,243	-
Feb-09	1,186,205	-
Mar-09	1,135,452	-
Abr-09	1,217,503	-
May-09	1,213,861	-
Jun-09	1,253,918	-
Jul-09	1,167,539	-
Ago-09	1,190,623	-
Sep-09	1,212,302	-
Oct-09	1,236,165	-
Nov-09	1,317,502	-
Dic-09	1,292,060	-
Ene-10	375,213	833,209
Feb-10	412,765	914,507
Mar-10	517,444	936,130
Abr -10	316,101	913,980
May- 10	323,748	873,419
Jun-10	343,298	880,368
Jul -10	327,475	893,428
Ago-10	316,607	865,557
Set -10	337,793	909,786
Oct- 10	337,310	885,723
Nov-10	378,154	906,559
Dic-10	357,927	955,448
Ene-11	310,747	839,719
Feb-11	319,373	904,257
Mar-11	335,359	913,808

Fuente: OSINERMING

Información del Ministerio de Salud - MINSA, señala que la situación epidemiológica el año 2013, de las infecciones respiratorias agudas (IRA), neumonías y Síndrome Obstructivo Bronquial (SOB, asma) fueron:

- **Infecciones respiratorias agudas (IRA):** Incidencia acumulada (IA) de 7702,1 episodios de IRA x 10000 menores de 5 años, observándose un incremento de 4,0 % en relación a la IA reportada para el mismo período del año 2012. Las zonas que presentaron mayor IA de episodios de IRA fueron: Lima Este y Callao.
- **Neumonías en menores de 5 años:** La IA fue 85,9 episodios de neumonía x 10000 menores de 5 años. Para el país se han notificado 330 defunciones por neumonía siendo el 56,1 % intrahospitalarias. Para los adultos mayores (de 60 a más años) considerados como grupo de riesgo para neumonías, la IA a nivel nacional fue de 27,5 x 10000. Se han notificado 612 defunciones en este grupo de riesgo, con una tasa de letalidad, TL nacional de 7,9 %. El 75,3 % de las defunciones por neumonías fueron intrahospitalarias.
- **Síndrome obstructivo bronquial (SOB) en menores de 5 años:** con una IA de 52,1 episodios de (SOB)/asma x 1000 menores de 5 años. Las zonas que presentan la mayor IA son Lima Este, Callao, Lima Ciudad y Región Lima.

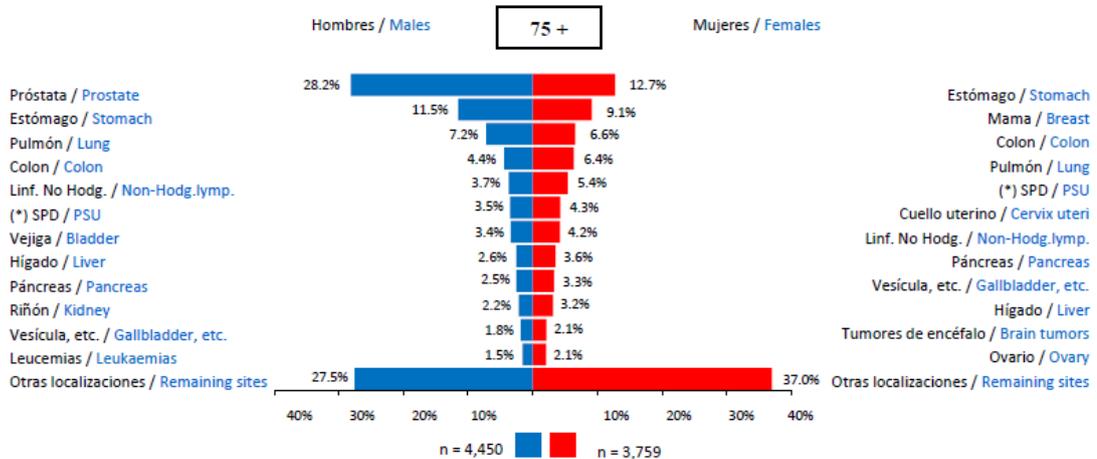
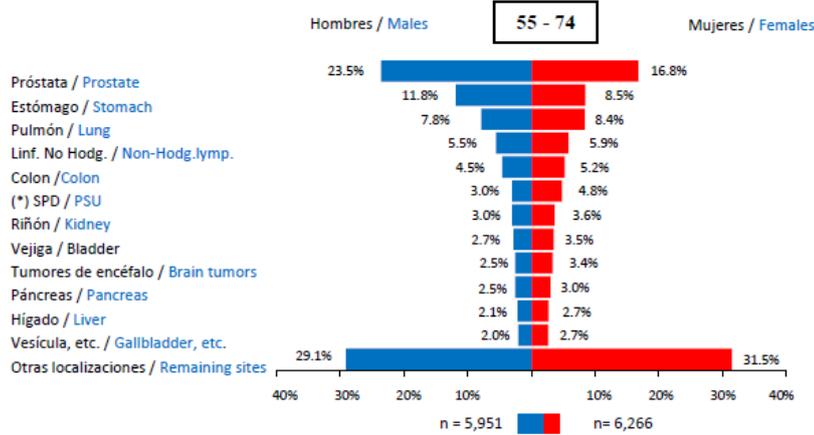
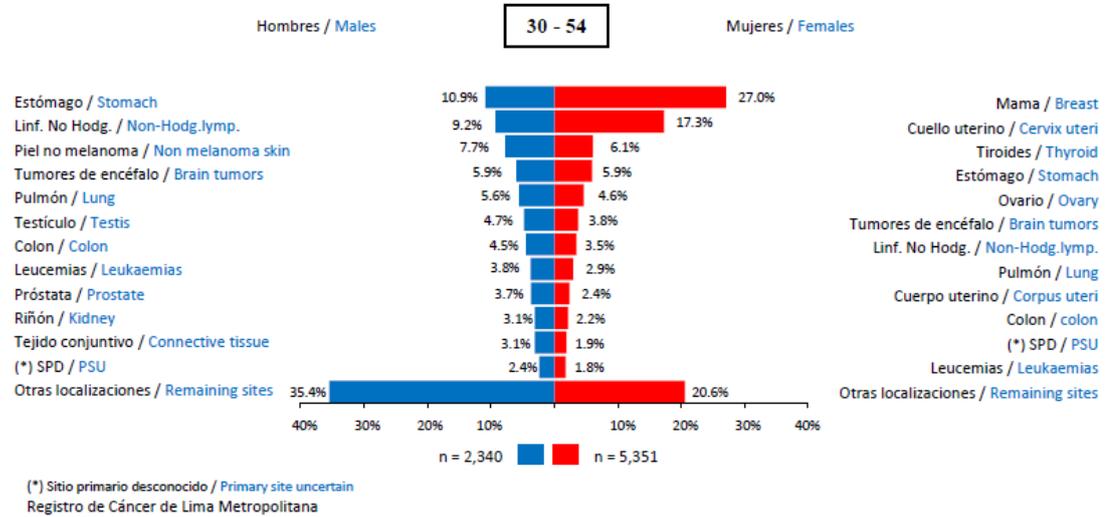
En Latinoamérica el cáncer ocupa el tercer lugar de las causas de muerte y en el Perú, el Registro de Cáncer de Lima Metropolitana, ha publicado tasas de incidencia y mortalidad por cáncer globales de 150.7 y 78.3 por cien mil habitantes de nuestra ciudad capital ¹⁸.

El cáncer ocurre a cualquier edad, pero las personas de edades más avanzadas son especialmente afectadas, así el 75.9% de los casos en hombres y el 61.4% de los casos en mujeres fueron encontrados en el grupo de edad de 55 años o más.

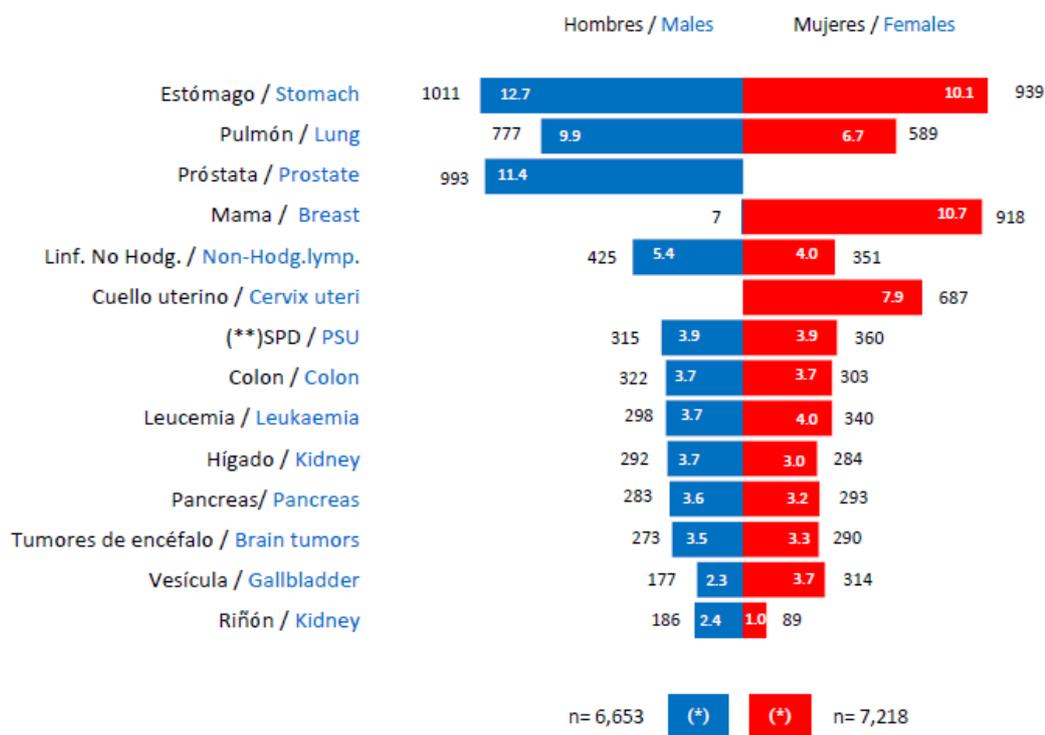
¹⁸ REGISTRO DE CÁNCER DE LIMA METROPOLITANA 2004 – 2005 VOLUMEN IV, 2013

TIPOS MAS FRECUENTES DE CANCER POR LOCALIZACION, GRUPOS DE EDAD Y SEXO

2004-2005



MORTALIDAD POR CANCER – LOS SITIOS DE CANCER MAS FRECUENTES
CANCER MORTALITY – THE MOST FREQUENT CANCER SITES
 2004-2005



(*) Tasa estandarizada por edad (dentro de la barra) / Age-standardized rate (inside bar)

(**) Sitio primario desconocido / Primary site uncertain

Registro de Cáncer de Lima Metropolitana

El carcinoma In situ se define como una lesión pre-maligna, es decir que no ha invadido el estroma o no ha penetrado la membrana basal. Los registros de cáncer en el mundo reportan por separado las magnitudes de las neoplasias malignas invasivas y los carcinomas in situ. Es muy útil conocer su magnitud porque a mayor incidencia de carcinoma in situ, es mejor un Programa de Control de Cáncer.

El siguiente Cuadro muestra la distribución de los carcinomas in situ resaltando su baja frecuencia comparada con la del cáncer invasor. Tenemos que en ambos sexos representa el 3.8% del total de neoplasias malignas, en hombres el 1.0% y mujeres el 6.1%.

Las tasas de incidencias para todos los cánceres en hombres y mujeres han aumentado entre los períodos 1968-1970 y 2004-2005 de 152.2 a 174.0 por 100,000 hombres y de 166.8 a 187.0 por 100,000 mujeres.

CANCER INVASOR E IN SITU 2004-2005 / INVASIVE AND IN SITU CANCER 2004-2005

	Ambos Sexos / Both Sexes					Masculino / Male					Femenino / Female				
	Total All	Invasor Invasive		In Situ In Situ		Total All	Invasor Invasive		In Situ In Situ		Total All	Invasor Invasive		In Situ In Situ	
		Casos Cases	%	Casos Cases	%		Casos Cases	%	Casos Cases	%		Casos Cases	%	Casos Cases	%
Estomago / Stomach	2,842	2,831	99.6	11	0.4	1,484	1,480	99.7	4	0.3	1,358	1,351	99.5	7	0.5
Intestino delgado / Small intestine	124	122	98.4	2	1.6	60	60	100	0	0	64	62	96.9	2	3.1
Colon / Colon	1,257	1,248	99.3	9	0.7	583	576	98.8	7	1.2	674	672	99.7	2	0.3
Recto / Rectum	495	490	99	5	1	247	245	99.2	2	0.8	248	245	98.8	3	1.2
Ano / Anus	131	127	96.9	4	3.1	32	31	96.9	1	3.1	99	96	97	3	3
Vesícula, etc. / Gallbladder, etc.	669	660	98.7	9	1.3	239	235	98.3	4	1.7	430	425	98.8	5	1.2
Nariz, senos, etc. / Nose, sinuses, etc.	84	83	98.8	1	1.2	44	44	100	0	0	40	39	97.5	1	2.5
Laringe / Larynx	174	166	95.4	8	4.6	143	136	95.1	7	4.9	31	30	96.8	1	3.2
Tráquea, bronquios, pulmón / Trachea, bronchus, lung	1,697	1,695	99.9	2	0.1	929	928	99.9	1	0.1	768	767	99.9	1	0.1
Melanoma de piel / Melanoma of skin	387	333	86	54	14	181	160	88.4	21	11.6	206	173	84	33	16
Piel no melanoma / Non melanoma skin	3,223	3,033	94.1	190	5.9	1,542	1,470	95.3	72	4.7	1,681	1,563	93	118	7
Mama / Breast	3,065	2,886	94.2	179	5.8	19	19	100	0	0	3,046	2,867	94.1	179	5.9
Cuello uterino / Cervix uteri	2,324	1,656	71.3	668	28.7	-	-	-	-	-	2,324	1,656	71.3	668	28.7
Vulva / Vulva	98	87	88.8	11	11.2	-	-	-	-	-	98	87	88.8	11	11.2
Vagina / Vagina	38	37	97.4	1	2.6	-	-	-	-	-	38	37	97.4	1	2.6
Cuerpo uterino / Corpus uteri	359	357	99.4	2	0.6	-	-	-	-	-	359	357	99.4	2	0.6
Utero no especificado / Uterus unspecified	102	101	99	1	1	-	-	-	-	-	102	101	99	1	1
Ovario / Ovary	622	621	99.8	1	0.2	-	-	-	-	-	622	621	99.8	1	0.2
Pene / Penis	79	75	94.9	4	5.1	79	75	94.9	4	5.1	-	-	-	-	-
Próstata / Prostate	2,745	2,744	100	1	0	2,745	2,744	100	1	0	-	-	-	-	-
Otros genitales masc. / Other male genital	17	14	82.4	3	17.6	17	14	82.4	3	17.6	-	-	-	-	-
Pelvis renal / Renal pelvis	29	28	96.6	1	3.4	18	17	94.4	1	5.6	11	11	100	0	0
Uréter / Ureter	9	7	77.8	2	22.2	4	3	75	1	25	5	4	80	1	20
Vejiga / Bladder	534	517	96.8	17	3.2	365	355	97.3	10	2.7	169	162	95.9	7	4.1
Ojo / Eye	86	78	90.7	8	9.3	51	47	92.2	4	7.8	35	31	88.6	4	11.4
Sitio primario desconocido / Primary site uncertain	964	963	99.9	1	0.1	424	424	100	0	0	540	539	99.8	1	0.2
Otras Localizaciones / Other sites	9,072	9,072	100	-	-	4,649	4,649	100	-	-	4,423	4,423	100	-	-
TOTAL / ALL	31,226	30,031	96.2	1,195	3.8	13,855	13,712	99	143	1	17,371	16,319	93.9	1,052	6.1

TENDENCIAS EN LA INCIDENCIA DE CANCER / TRENDS IN CANCER INCIDENCE
1968-2005

Período Period	Casos Cases			Población anual estimada Annual estimated population			TC CR (1)			TEE ASR (2)		
	Total All	Hombres Males	Mujeres Females	Total All	Hombres Males	Mujeres Females	Total All	Hombres Males	Mujeres Females	Total All	Hombres Males	Mujeres Females
1968-1970	7,487	3,116	4,371	2'844,166	1'429,762	1'414,404	87.8	72.7	103.0	156.7	152.2	166.8
1974-1975	5,842	2,237	3,605	3'746,036	1'872,395	1'873,641	77.9	59.7	96.2	-	-	-
1978	4,113	1,712	2,401	4'526,888	2'239,199	2'287,689	90.9	79.3	108.7	-	122.6	148.4
1990-1993	28,668	12,233	16,435	6'434,323	3'145,308	3'289,015	111.4	97.2	124.9	149.3	136.9	162.6
1994-1997	37,012	15,961	21,051	6'879,815	3'399,523	3'480,292	134.5	117.4	151.2	174.0	167.4	183.5
1998	10,308	4,728	5,580	7'224,609	3'570,629	3'653,980	142.7	132.4	152.7	173.7	176.6	175.3
2004-2005	30,031	13,712	16,319	8'419,323	4'124,526	4'294,797	178.4	166.2	190.00	180.4	174.0	187.0

(1) Tasa cruda por 100 000 / Crude rate per 100 000

(2) Tasa estandarizada por edad por 100 000 / Age-standardized rate per 100 000

Registro de Cáncer de Lima Metropolitana

INCIDENCIA Y MORTALIDAD POR CANCER DE PULMON
LUNG CANCER INCIDENCE AND MORTALITY
2004-2005

Cáncer de Pulmón / Lung Cancer	Incidencia / Incidence			Mortalidad / Mortality		
	Total All	Hombres Males	Mujeres Females	Total All	Hombres Males	Mujeres Females
N° Casos / N°cases	1,695	928	767	1,366	777	589
% Total de casos / Total cases %	5.6%	6.8%	4.7%	9.9%	11.7%	8.2%
Tasa cruda / Crude rate (per 100,000)	10.1	11.3	8.9	8.1	9.4	6.9
TEE / ASR (per 100,000)	10.3	12.0	8.9	8.2	9.9	6.7
Riesgo Acumulado (0-74 años) / Cumulative Risk (0-74 yrs)	1.23	1.41	1.06	-	-	-

(*) TEE: Tasa estandarizada por edad por 100,000 / ASR: Age Standardized rate per 100,000
 Registro de Cáncer de Lima Metropolitana

Durante el período 2004 y 2005 se diagnosticaron en Lima Metropolitana 30,031 casos de cáncer, incluyendo los casos de cáncer de piel no melanoma, que hacen una tasa de incidencia cruda (TIC) de 178.4 y una tasa de incidencia estandarizada de (TEE) 180.4 casos por 100,000 habitantes, se observa el predominio del sexo femenino (54.3%). Se ha calculado una TIC de 190.0 y una TEE de 187.0 en mujeres; en hombres la TIC es de 166.2 y la TEE es de 174.0. Al analizar las tendencias de variación de las TEE desde 1990 hasta el 2005 se observa un incremento en ambos sexos.

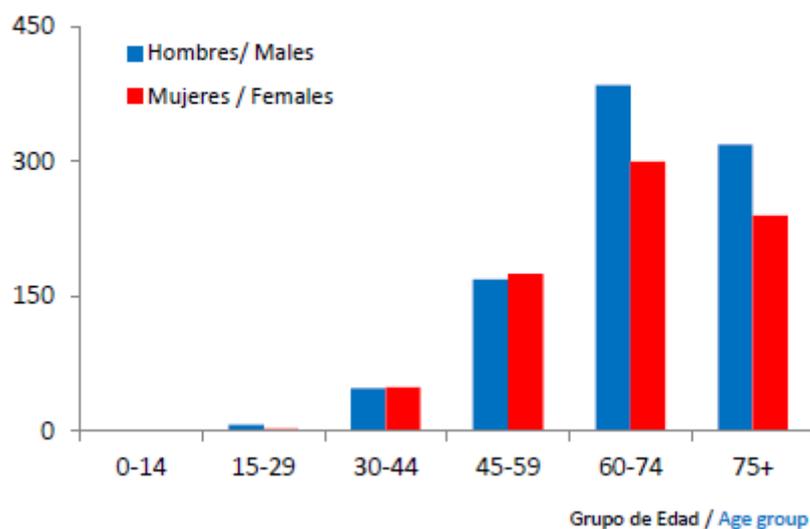
En mujeres, los cinco tipos de cáncer más frecuentes son: mama, cuello uterino, estómago, pulmón y linfoma no Hodgkin; mientras que en hombres tenemos: próstata, estómago, pulmón, linfoma no Hodgkin y colon. El riesgo acumulado de desarrollar cualquier tipo de cáncer a los 74 años es de 17.57% (1 de cada 6 hombres) y 18.64% (1 de cada 5 mujeres).

Se han registrado 13,871 fallecidos por cáncer en este período, correspondiéndole una tasa estandarizada de mortalidad de 81.4 por 100,000 (82.6 en hombres y 80.8 en mujeres). Las cinco neoplasias malignas que ocasionaron la mayor cantidad de fallecidos por cáncer, en ambos sexos son: estómago, pulmón, próstata, mama y linfoma no Hodgkin.

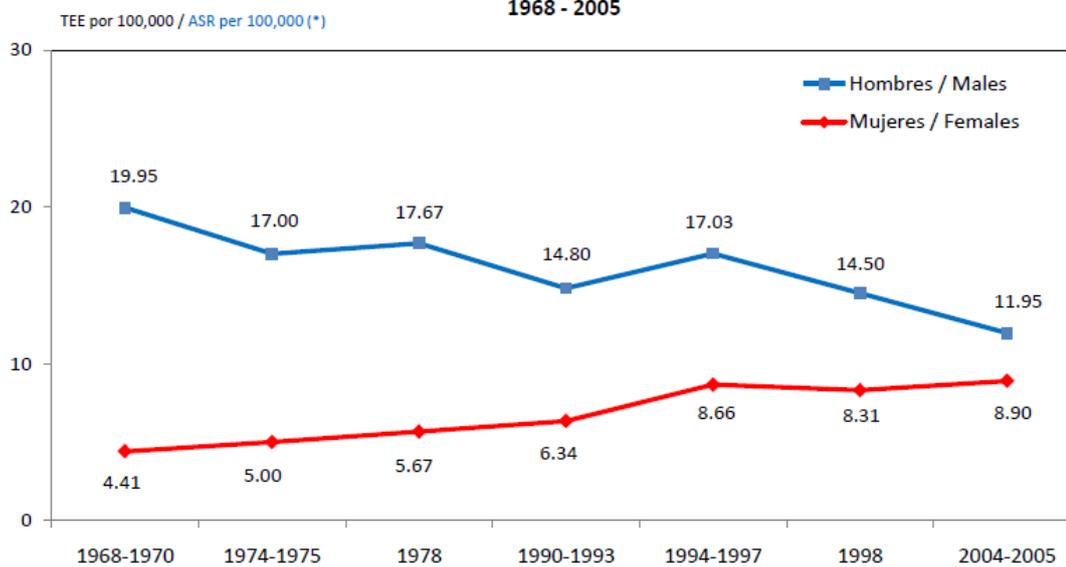
El cáncer de pulmón es la neoplasia más común en el mundo. Entre los años 2004 y 2005 se registraron 1,695 nuevos casos en Lima Metropolitana, ocupando el cuarto lugar de incidencia para ambos sexos, el tercer lugar en los hombres (TEE 12.0 por 100,000) y el cuarto en mujeres (TEE 8.9 por 100,000). Las tasas de incidencia continúan decreciendo en los hombres y aumentando en las mujeres.

Las tasas de incidencia específicas por edad son altas en el rango de los 70 hasta los 84 en ambos sexos. El riesgo acumulado a los 74 años para hombres ha sido de 1.41% (1 de cada 71) y para mujeres 1.06% (1 de cada 94). Se registraron 1,366 muertes entre los años 2004 y 2005, correspondiéndole una tasa de mortalidad de 8.2 por 100,000 habitantes. La mayoría de causas del cáncer de pulmón están relacionadas a la exposición al humo de tabaco. Otros factores de riesgo incluyen: exposición al asbesto, radón, arsénico y contaminación medioambiental.

CASOS DE CÁNCER DE PULMÓN - DISTRIBUCIÓN POR EDAD Y SEXO
LUNG CANCER CASES - DISTRIBUTION BY AGE AND SEX
2004-2005

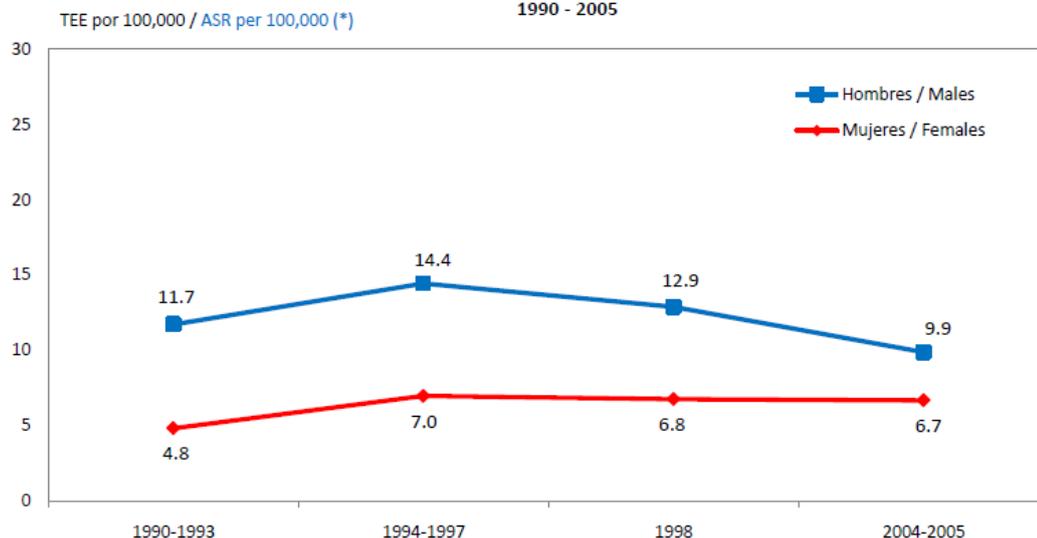


TENDENCIA DE LA INCIDENCIA POR CÁNCER DE PULMÓN
TRENDS IN LUNG CANCER INCIDENCE
Lima Metropolitana / Metropolitan Lima
1968 - 2005



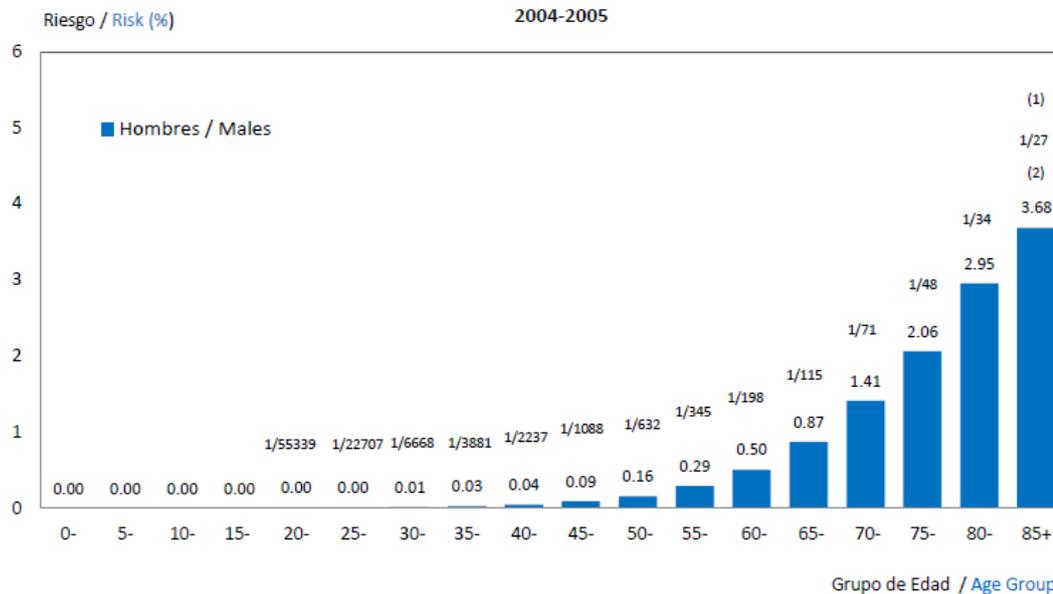
(*) TEE: Tasa estandarizada por edad por 100,000 / ASR: Age Standardized rate per 100,000
Registro de Cáncer de Lima Metropolitana

TENDENCIAS DE LA MORTALIDAD POR CANCER DE PULMON
TRENDS IN LUNG CANCER MORTALITY
 Lima Metropolitana / Metropolitan Lima
 1990 - 2005



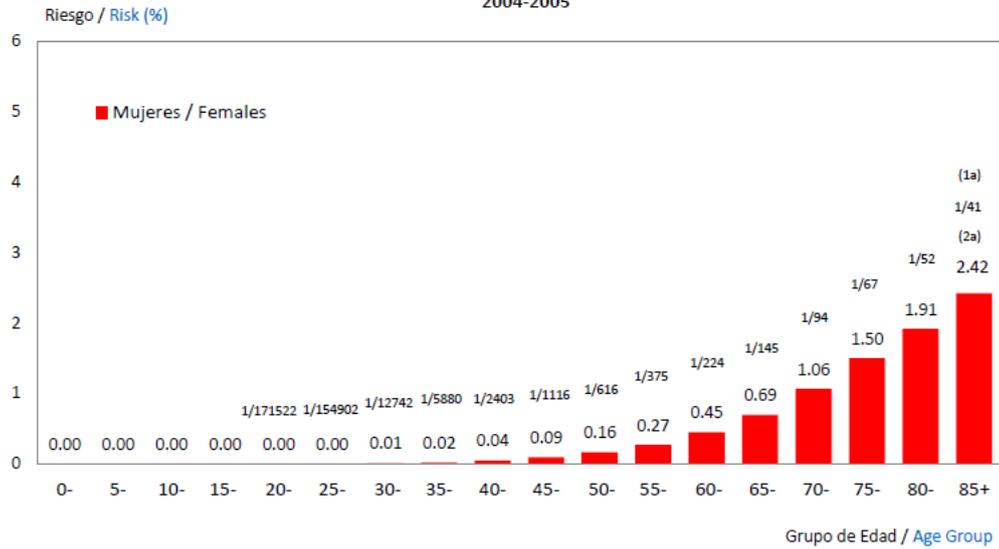
(*) TEE: Tasa estandarizada por edad por 100,000 / ASR: Age Standardized rate per 100,000
 Registro de Cáncer de Lima Metropolitana

RIESGO ACUMULADO DE DESARROLLAR CANCER DE PULMON
CUMULATIVE RISK OF DEVELOPING LUNG CANCER
 2004-2005



(1) 1 de cada 27 hombres / 1 of every 27 men
 (2) Riesgo de 3.68% / Risk of 3.68%
 Registro de Cáncer de Lima Metropolitana

RIESGO ACUMULADO DE DESARROLLAR CÁNCER DE PULMÓN
 CUMULATIVE RISK OF DEVELOPING LUNG CANCER
 2004-2005



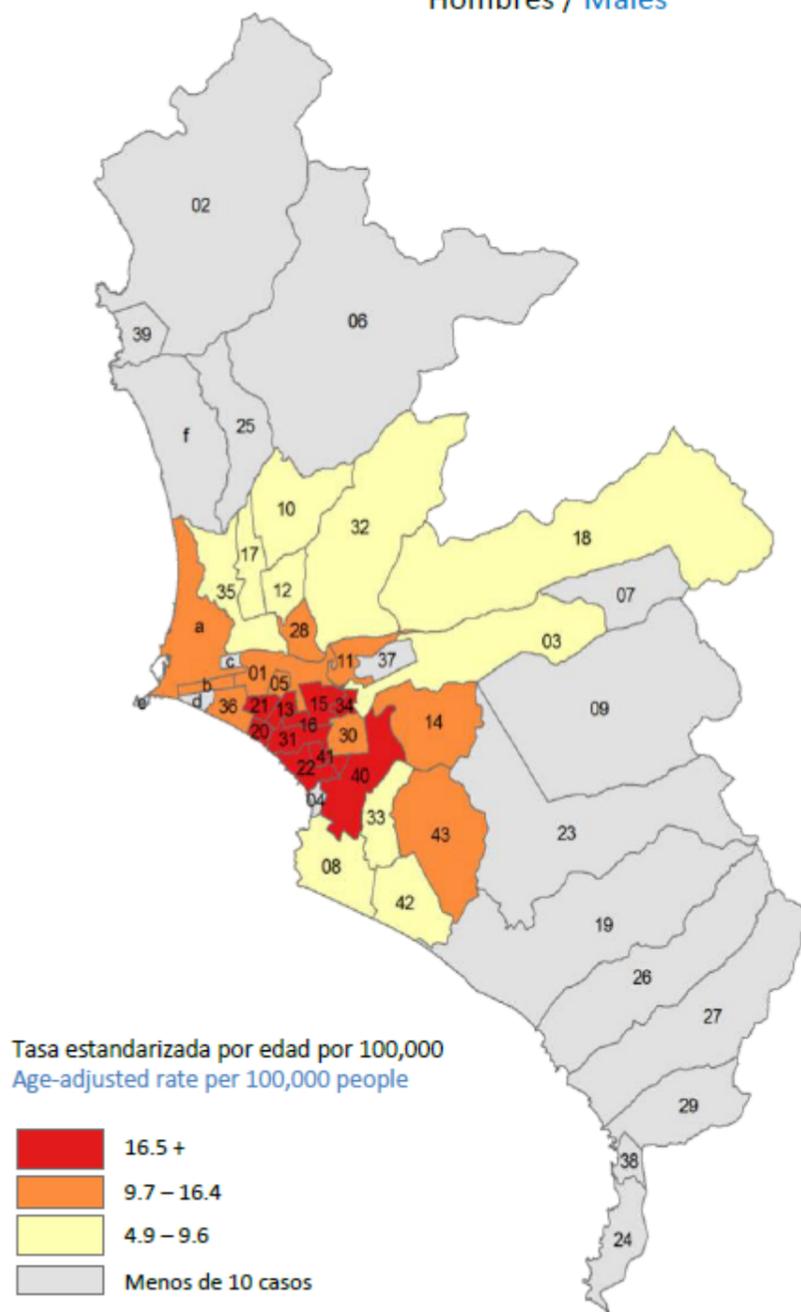
(1a) 1 de cada 41 mujeres / 1 of every 41 women

(2a) Riesgo de 2.42% / Risk of 2.42%

Registro de Cáncer de Lima Metropolitana

**TASAS DE INCIDENCIA POR DISTRITO / INCIDENCE RATES PER DISTRICT
CANCER DE PULMON / LUNG CANCER
2004 - 2005**

Hombres / Males



Registro de Cáncer de Lima Metropolitana

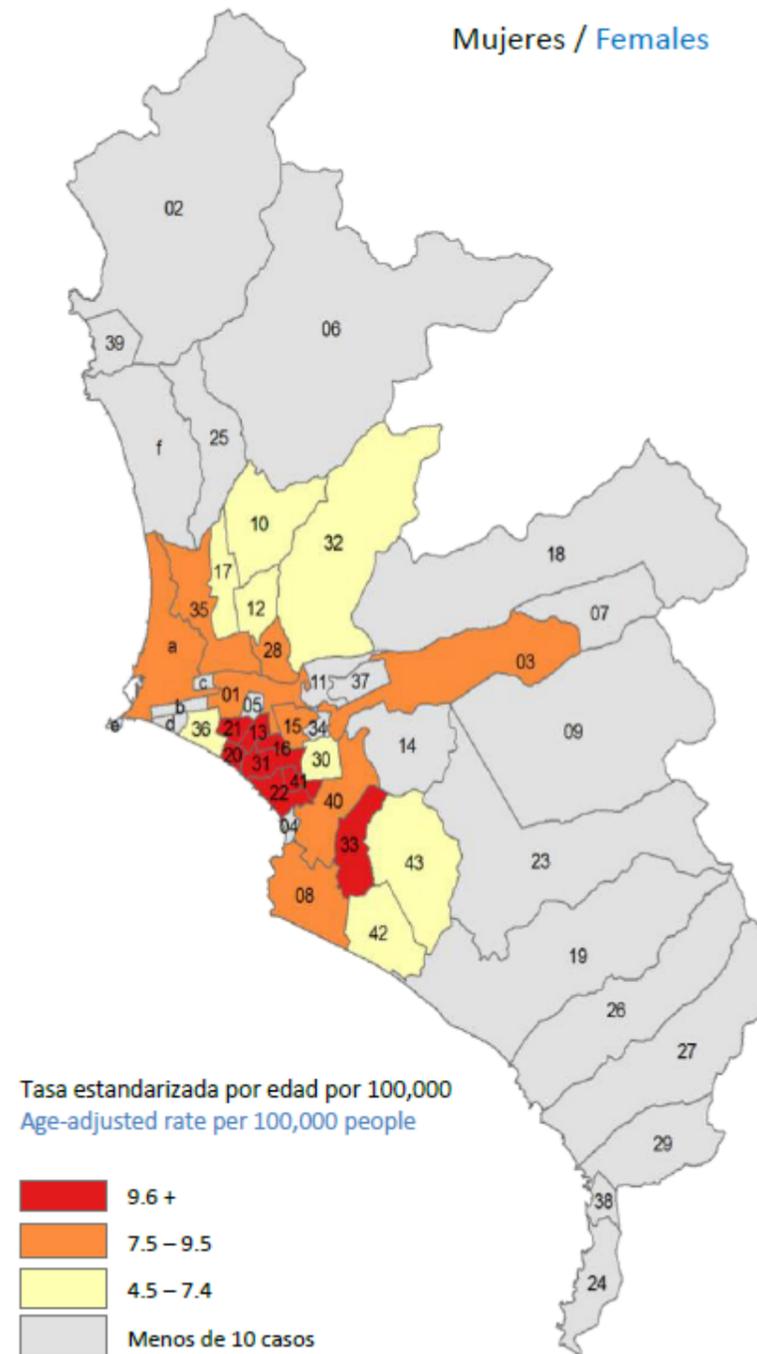
PROVINCIA DE LIMA / PROVINCE OF LIMA

- | | |
|-----------------------|-----------------------------|
| 1. Lima | 23. Pachacamac |
| 2. Ancón | 24. Pucusana |
| 3. Ate | 25. Puente Piedra |
| 4. Barranco | 26. Punta Hermosa |
| 5. Breña | 27. Punta Negra |
| 6. Carabayllo | 28. Rímac |
| 7. Chaclacayo | 29. San Bartolo |
| 8. Chorrillos | 30. San Borja |
| 9. Cieneguilla | 31. San Isidro |
| 10. Comas | 32. San Juan de Lurigancho |
| 11. El Agustino | 33. San Juan de Miraflores |
| 12. Independencia | 34. San Luis |
| 13. Jesús María | 35. San Martín de Porres |
| 14. La Molina | 36. San Miguel |
| 15. La Victoria | 37. Santa Anita |
| 16. Lince | 38. Santa María del Mar |
| 17. Los Olivos | 39. Santa Rosa |
| 18. Lurigancho | 40. Santiago de Surco |
| 19. Lurín | 41. Surquillo |
| 20. Magdalena del Mar | 42. Villa El Salvador |
| 21. Pueblo Libre | 43. Villa María del Triunfo |
| 22. Miraflores | |

**PROVINCIA CONSTITUCIONAL DEL CALLAO
CONSTITUTIONAL PROVINCE OF CALLAO**

- | | |
|-------------------------------|---------------|
| a. Callao | d. La Perla |
| b. Bellavista | e. La Punta |
| c. Carmen de la Legua-Reynoso | f. Ventanilla |

Mujeres / Females





Fuente: Ponencia Ing. Juan Narciso, III Encuentro Latinoamericano sobre Calidad de Aire y Salud, Julio 2001

CAPITULO 3: METODOS DE MEDICION DE PARTICULAS

3.1 ANTECEDENTES

Como inicialmente se consideraba que la contaminación del aire era más una molestia que una amenaza para la salud humana. Los primeros esfuerzos de control se referían a los efectos estéticos o sobre el bienestar de las personas. Así las primeras evaluaciones antes de la década de los 50, por ejemplo, de las partículas en la calidad del aire, se orientaron a determinar el grado de “suciedad del aire”, es así como se inicia el monitoreo de las partículas o “polvo sedimentable”¹⁹. El uso de este método obedecía al desarrollo técnico de su época, pero ocultaba el verdadero grado de la contaminación del aire atmosférico.

El índice obtenido por métodos de sedimentación no se presta a la evaluación desde el punto de vista del efecto sobre el organismo humano; el organismo humano se ve afectado por contaminantes suspendidos en el aire y no por la fracción que se asienta en el suelo. Es así que los Higienistas soviéticos adoptan el método de aspiración en los estudios del aire atmosférico, en la década de los 50, como se evidencia en los patrones de aire de la entonces U.R.S.S. del año 1951, promedio diario para partículas en suspensión²⁰.

¹⁹ Monitoreo de la Calidad del Aire en América Latina, Marcelo E. Korc, Rodolfo Sáenz, Lima 1999

²⁰ Informe 1967- 1974 red Panamericana de Muestreo de la Contaminación del Aire (REDPANAIRES), División de Salud Ambiental Serie Técnica 18, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Organización Panamericana de la Salud (OPS), Organización Mundial de la Salud (OMS).

Es muy gratificante conocer que en los inicios de los estudios del aire atmosférico, fueron los higienistas de diferentes partes del mundo, quienes asumieron el reto de evaluar los efectos sobre el organismo humano de los contaminantes del aire.

3.2 METODOS DE MEDICION DE PARTICULAS

Desde un punto de vista legal el monitoreo de cada contaminante es referido a un método de referencia nacional ó método equivalente promulgado oficialmente. Según el Protocolo de Monitoreo de la Calidad del Aire y Gestión de los Datos de la Dirección General de Salud Ambiental, DIGESA, 2005, el Reglamento de Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire, aprobado mediante Decreto Supremo N° 074-2001-PCMD.S., establece los métodos de referencia nacionales y los métodos equivalentes.

Los métodos de referencia de la EPA para TSP, PM10, PM2.5 y plomo están codificados en el 40 CFR 50, Apéndice B, J, L y G, respectivamente.

3.2.1 METODO DE REFERENCIA

Se define como los métodos de medición específicos, para la completa determinación de la calidad del aire, que se basan en experiencia fundamentada por varios años, cumplen con los requisitos establecidos en los objetivos de la calidad de los datos y tiene fuerza legal. Considera también el procedimiento de calibración utilizando un estándar primario.

El D.S. 074-2001-PCM establece los métodos de referencia para la medición de contaminantes criterio. El Cuadro 3 muestra el método de referencia para partículas.

Cuadro 3
METODO DE REFERENCIA - ECAs
D.S. N° 074-2001-PCM, D.S. N° 003-2008-MINAM

Contaminante	Método de referencia *	Norma Técnica Peruana
PM10	Separación inercial / filtración (gravimetría)	NTP 900.030 del 24 de Abril del 2003
PM2,5	Separación inercial / filtración (gravimetría)	

Fuente: Protocolo Calidad del aire y Gestión de los Datos, DIGESA, 2005

Nota: * O método equivalente aprobado

3.2.2 METODO EQUIVALENTE

Son aquellos métodos de medición que han sido sujetos a pruebas adecuadas (especificadas legalmente) y cumplen con los requerimientos mínimos de instrumentos de medición de calidad del aire.

El D.S. 074-2001-PCM hace referencia al uso de métodos equivalentes los cuales pueden ser referidos por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés), las Directivas de la Comunidad Europea o las Guías para la Calidad del Aire de la Organización Mundial de la Salud, OMS. El Cuadro 4 muestra los métodos equivalentes para PM10 recomendados por estos organismos.

Cuadro 4
METODO EQUIVALENTE - ECAs

D.S. N° 074-2001-PCM

Contaminante	Método Equivalente
PM10	<ul style="list-style-type: none"> • Microbalanza oscilante de elementos cónicos (TEOM) • Analizadores de absorción por radiación beta • Método gravimétrico de muestreador de bajo volumen equipado con cabezal PM10

Fuente: Protocolo Calidad del aire y Gestión de los Datos, DIGESA, 2005

3.2.3 MUESTREADORES ACTIVOS

Las muestras de contaminantes se recolectan por medios físicos o químicos para su posterior análisis en el laboratorio. Por lo general, se bombea un volumen conocido de aire a través de un colector – como un filtro (muestreador activo manual) - durante un determinado periodo y luego se retira para el análisis. Hay una larga historia de mediciones con muestreadores en muchas partes del mundo, lo que provee datos valiosos de línea de

base para análisis de tendencias y comparaciones. El acondicionamiento de las muestras, los sistemas de ponderación para las PM y los procedimientos de laboratorio son factores clave que influyen en la calidad de los datos finales.

Muestreador de alto volumen con controlador de flujo volumétrico (Volumetric Controlled High Volume Samplers) ²¹

Principio: Los muestreadores de alto volumen de flujo volumétrico son controlados por un venturi. Este venturi limita el flujo a un valor de diseño. El caudal es ligeramente dependiente de la temperatura y el cociente de la presión antes y después el venturi. Una ecuación en función de la temperatura/presión puede usarse en algunos casos para determinar el caudal real del equipo o la tabla de flujos de cada venturi. El método de determinación del caudal por la tabla de cada venturi es más precisa que una calibración gráfico Dickson y lectura de presiones.

Muestreador de alto volumen con controlador de flujo másico (Mass Flow Controlled High Volume Samplers)

Principio: Los muestreadores de alto volumen con controlador de flujo de masa, típicamente son controlados por un controlador de flujo másico automatizado (MFC). El MFC varía automáticamente el voltaje del motor y, consecuentemente, la tasa de flujo estándar del equipo. El caudal de muestreo es medido y registrado por un registrador de carta Dickson calibrado.

Muestreadores de alto volumen controlado por ordenador (Computer Controlled High Volume Samplers)

Principio: Los muestreadores de alto volumen controlado por un procesador han integrado sensores de presión y temperatura, así como un procesador que actúa como un temporizador y directamente proporciona mediciones de flujo y el volumen en condiciones reales y estándar, así como otras informaciones del muestreo. Para el control de flujo puede

²¹ APTI 435: Atmospheric Sampling Course, US EPA

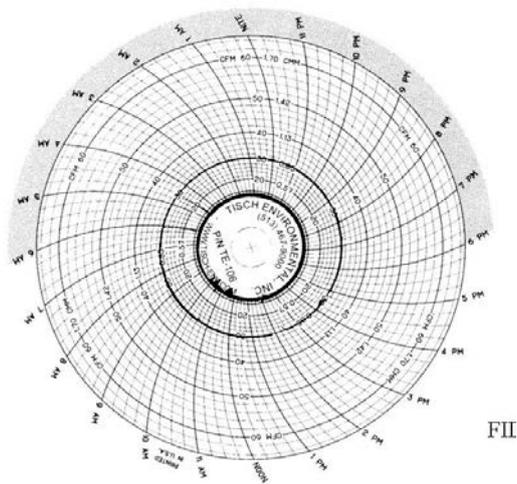
utilizar un controlador de flujo másico o volumétrico (venturi). Este tipo de equipos es capaz de realizar automáticamente verificaciones y calibraciones.

Page 1 of 8 LOOKUP TABLE FOR VFC S/N P06377

TEMPERATURE °C Flow rate m3/min (actual)

Po/Pa	-32	-30	-28	-26	-24	-22	-20	-18	-16	-14	-12	-10	-8	Po/Pa
0.930	1.042	1.046	1.050	1.054	1.057	1.061	1.065	1.069	1.072	1.076	1.080	1.083	1.087	0.930
0.931	1.043	1.047	1.051	1.055	1.059	1.062	1.066	1.070	1.074	1.077	1.081	1.085	1.088	0.931
0.932	1.045	1.048	1.052	1.056	1.060	1.064	1.067	1.071	1.075	1.079	1.082	1.086	1.090	0.932
0.933	1.046	1.050	1.053	1.057	1.061	1.065	1.069	1.072	1.076	1.080	1.083	1.087	1.091	0.933
0.934	1.047	1.051	1.055	1.058	1.062	1.066	1.070	1.074	1.077	1.081	1.085	1.088	1.092	0.934
0.935	1.048	1.052	1.056	1.060	1.063	1.067	1.071	1.075	1.078	1.082	1.086	1.090	1.093	0.935
0.936	1.049	1.053	1.057	1.061	1.065	1.068	1.072	1.076	1.080	1.083	1.087	1.091	1.094	0.936
0.937	1.051	1.054	1.058	1.062	1.066	1.070	1.073	1.077	1.081	1.085	1.088	1.092	1.096	0.937
0.938	1.052	1.056	1.059	1.063	1.067	1.071	1.075	1.078	1.082	1.086	1.090	1.093	1.097	0.938
0.939	1.053	1.057	1.061	1.064	1.068	1.072	1.076	1.080	1.083	1.087	1.091	1.094	1.098	0.939
0.940	1.054	1.058	1.062	1.066	1.069	1.073	1.077	1.081	1.085	1.088	1.092	1.096	1.099	0.940
0.941	1.055	1.059	1.063	1.067	1.071	1.074	1.078	1.082	1.086	1.089	1.093	1.097	1.101	0.941
0.942	1.056	1.060	1.064	1.068	1.072	1.076	1.079	1.083	1.087	1.091	1.094	1.098	1.102	0.942
0.943	1.058	1.062	1.065	1.069	1.073	1.077	1.081	1.084	1.088	1.092	1.096	1.099	1.103	0.943
0.944	1.059	1.063	1.067	1.070	1.074	1.078	1.082	1.086	1.089	1.093	1.097	1.101	1.104	0.944

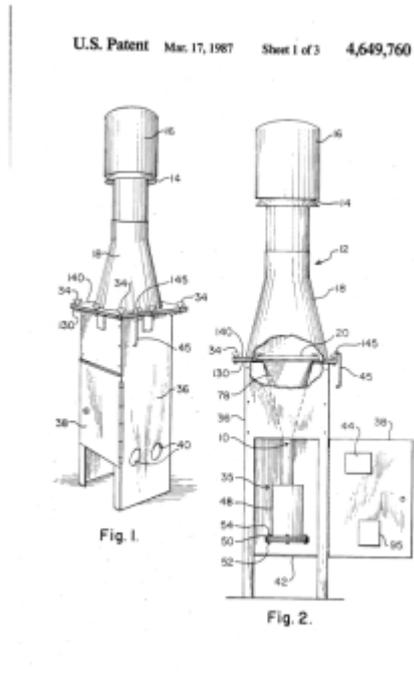
Figura 7 Modelo de una tabla de flujos de un venturi



Modelo de un grafico Dickson



Lectura de presiones de un equipo Hi Vol



Hi Vol



Hi Vol PTS



Hi Vol PM10



Hi Vol Plus PTS

Figura 8 Muestreadores Activos Partículas PTS y PM10 (método de referencia)

Muestreador de alto volumen para monitoreo de partículas en suspensión (High-Volume Sampling for Suspended Particulate Matter (SPM) and Air Toxics)

Los equipos de alto volumen (hi-vol) para monitoreo de partículas suspendidas totales (TSP) fue el más ampliamente utilizado como Método de Referencia Federal (FRM siglas en inglés). Aproximadamente 20.000 Hi Vol estaban operando de manera continua o intermitente en organismos de control de la contaminación del aire federales, estatales y locales, industrias y organizaciones de investigación en la década de los 70. Como los niveles de TSP disminuyeron, también disminuyó el número de equipos TSP en operación. Con la promulgación del estándar de PM10 en 1987, el número de equipos TSP operados por agencias estatales y locales era aproximadamente de 2800 y el número de muestras de PM10 alcanzaron 636. En 1997 el número de equipos TSP operados por agencias estatales y locales de control se redujo a aproximadamente 450. Aunque no hay estándar vigente para TSP, el método FRM para TSP permanece como el método de muestreo oficial para la obtención de muestras de plomo para determinar el cumplimiento con la norma de calidad del aire ambiente nacional.

Desarrollo del muestreador de alto volumen

En 1948, Silverman (Silverman y Viles 1948) desarrolló un colector de aerosol que consistía en un motor de aspiradora doméstica encerrado en una cubierta hermética adaptada para contener un filtro de 4 pulgadas de diámetro. Fue acondicionado para medir el flujo de aire a través del sistema. Porque este equipo funcionaba a una velocidad de flujo mucho mayor que otros muestreadores disponibles, fue identificado como un muestreador de alto volumen, y permanece tal designación. El reemplazo de la carcasa del motor de metal a aluminio fue realizado por la empresa Staplex en la década de 1950 mejorando el diseño de Silverman. Se incluyó un soporte de acero inoxidable para un filtro de 8-10 pulgadas y un funcionamiento de 24 horas, que permitió tomar una muestra del material particulado mucho más grande que con el modelo original.

Aunque el equipo Staplex funcionaba satisfactoriamente, se decidió después de varios años de experiencia que se necesitaba un muestreador más resistente para cumplir los

requisitos de una operación en redes de muestreo a gran escala. Por consiguiente, en 1957, se introdujo un nuevo muestreador de alto volumen, desarrollado en colaboración con General Metal Works. El nuevo equipo utilizaba un motor que estaba completamente encerrado en una carcasa de aluminio fundido, eliminando los componentes de caucho utilizados por el modelo Staplex, y simplificando el reemplazo de los carbones (brush) del motor. Este equipo y otros similares fueron ampliamente aceptados.



Figura 9 Componentes de un Hi Vol (motor, filtro, carcasa)

Unidad Equipo-Shelter (Sampler-Shelter)

El equipo y su cuerpo (shelter) deben considerarse como una sola unidad funcional. El shelter debe proporcionar protección al equipo y al mismo tiempo permite el acceso sin restricciones del aire ambiente desde todas las direcciones, sin que las partículas impacten directamente sobre el filtro. Un muestreador de alto volumen con un filtro de área expuesta de 7-9 pulgadas operada en un shelter estándar con un flujo de muestreo de 1,1 a 1,7 metros cúbicos por minuto (39 a 60 pies cúbicos por minuto), colecta partículas de 25 a 50 mm de diámetro aerodinámico, dependiendo de la velocidad y dirección del viento, y distribuye uniformemente la muestra sobre la superficie del filtro.

Figura 10 Equipo Hi-Vol dentro del Shelter

Filtros para muestreador de alto volumen

La elección del filtro está determinada por los objetivos del programa de muestreo y las características de la muestra a ser tomada.

Los filtros de fibra de vidrio se han utilizado ampliamente en el muestreo de partículas suspendidas totales. Estos filtros tienen una eficacia de colección de al menos 99% para las partículas de diámetro aerodinámico 0,3 μm y más grande, baja resistencia al flujo de aire y baja afinidad a la humedad, las cuales son claras ventajas durante el muestreo. Sin embargo, con el fin de eliminar posibles errores debido a pequeñas cantidades de humedad, los filtros expuestos y no expuestos deben equilibrarse entre 15 °C y 30 °C con una variación de ± 3 °C, a una humedad relativa inferior al 50% con una variación de $\pm 5\%$, durante 24 horas antes del pesaje.

Las muestras colectadas en filtros de fibra de vidrio son adecuadas para el análisis de una gran variedad de contaminantes orgánicos e inorgánicos, incluyendo traza de metales y varias sustancias no-metálicas. Además, los filtros de fibra de vidrio son excelentes para el monitoreo de radiactividad. Una muestra al azar, pero estadísticamente significativa, de filtros nuevos debe analizarse para determinar si la concentración del filtro blanco es lo suficientemente alta como para interferir con un análisis particular.

Mientras que el filtro de fibra de vidrio ha sido el más usado en la medición de partículas suspendidas totales, se han encontrado numerosas aplicaciones para filtros de celulosa. Los filtros de celulosa tienen relativamente bajo contenido metálico, convirtiéndose en una buena opción para análisis de metales por absorción atómica, espectroscopia, etc. Los muestreadores de alto volumen convencionales tienen que modificarse para utilizar filtros de celulosa porque los filtros se obstruyen rápidamente, provocando caídas del flujo a veces hasta la mitad durante un intervalo de muestreo de un día. Otras desventajas de los filtros de celulosa son la absorción de agua y la formación de nitratos y sulfatos. Estas desventajas generalmente pueden ser superadas mediante el uso de un filtro de control en blanco.

Los filtros para el muestreo de TSP deben cumplir con las especificaciones establecidas por el Gobierno Federal que se indican a continuación.

Recirculación del aire expulsado por el equipo

En condiciones de calma, el aire expulsado por el muestreador puede ser remuestreado. El remuestreo no parece afectar substancialmente la medición de TSP, pero puede ocasionar el aumento de partículas de carbón y cobre originadas por la operación del motor.

Método FRM para la determinación de material particulado como PM10

Aplicabilidad

El Método de Referencia Federal (FRM) para PM10 está descrito en los Apéndices J y M de 40 CFR parte 50 de la EPA. Este método describe la forma de medición de la concentración de partículas con un diámetro aerodinámico menor o igual a 10 μm (PM10) en el aire ambiente durante un período de 24 horas para determinar el cumplimiento de los estándares primario y secundario de calidad del aire ambiente nacional para la materia particulada. El proceso de medición no es destructivo, y la muestra de PM10 puede ser sometida a posteriores análisis físicos o químicos. Las directrices y procedimientos de aseguramiento de calidad se pueden revisar en 40 CFR parte 58, Apéndices A y B, y en el volumen II del manual de QA de la EPA.

Principio

El método FRM para PM10, describe un muestreador de aire ambiente que a una velocidad de flujo constante, a través de una entrada de forma especial, la materia particulada en suspensión se separa inercialmente en una o más fracciones de tamaño dentro del rango PM10. La fracción de tamaño PM10 luego se recoge en un filtro durante el período de muestreo especificado. Las características de la discriminación del tamaño de partículas (efectividad de muestreo 50%) del cabezal del equipo se establecen como especificaciones de rendimiento en 40 CFR parte 53. Los dos tipos de muestreadores que cumplen con los requisitos para la designación EPA FRM para PM10 son el muestreador de alto volumen (1000 L/min) y el equipo dicotómico (16,7 L/min).

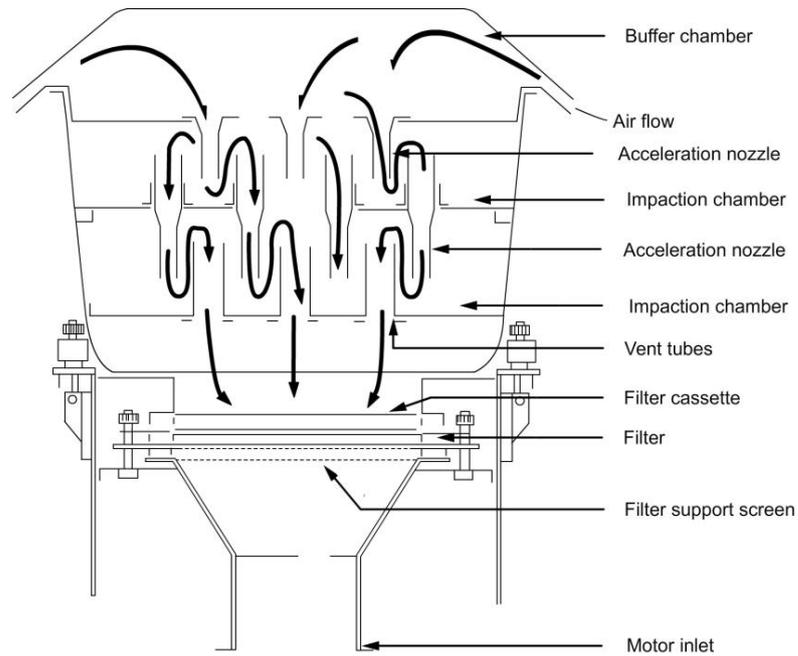


Figura 11 Diagrama esquemático de un cabezal convencional equipo PM10

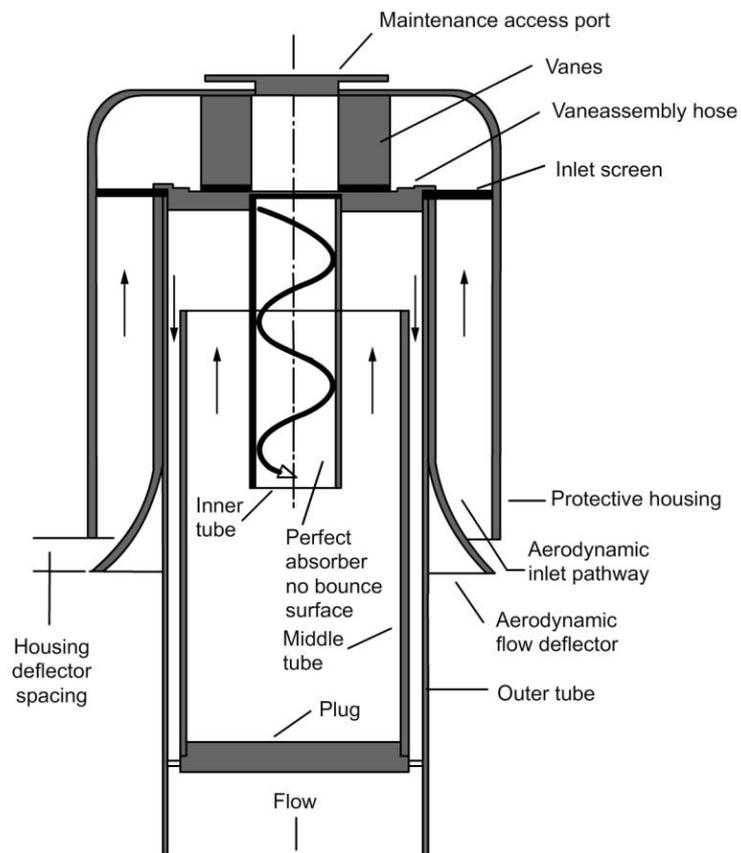


Figura 12 Diagrama esquemático de un cabezal tipo ciclónico equipo PM10

A continuación se resumen los métodos de muestreo y analíticos, que se utilizan con equipos de alto volumen para la muestra de metales y compuestos semivolátiles.

Cuadro 5

Resumen de métodos de muestreo y análisis utilizando el método de alto volumen para muestras de metales y compuestos semivolátiles en material particulado

Método	Contaminante o categoría de contaminante	Medio de colección de la muestra (tipo de filtro)
TSP ¹	TSP	Filtro fibra de vidrio (Glass fiber or other relatively inert, nonhygroscopic material)
PM10 ²	PM10	Filtro de cuarzo (Quartz filter)
Plomo (Pb) ³	Plomo (Pb)	Filtro fibra de vidrio (Glass fiber)
TO-4A ⁴	Pesticidas & PCBs	Cartucho PUF
TO-9A ⁴	Dioxinas & Furanos	Filtro de cuarzo (Quartz filter) & Cartucho PUF
TO-13A ⁴	PAHs	Filtro de cuarzo (Quartz filter) & Cartucho PUF o XAD-2 TM
IO-3.1 ⁵	metales	Filtro de cuarzo (Quartz filter)
IO-3.2 ⁵	metales	Filtro de cuarzo (Quartz filter)
IO-3.4 ⁵	metales	Filtro de cuarzo (Quartz filter)
IO-3.5 ⁵	metales	Filtro de cuarzo (Quartz filter)
IO-3.6 ⁵	metales	Filtro de cuarzo (Quartz filter)
IO-3.7 ⁵	metales	Filtro de cuarzo (Quartz filter)

Nota 1: Reference Method for the Determination of Suspended Particulate Matter in the Atmosphere (High-Volume Method). Found in 40 CFR 50, Appendix B.

Nota 2: Reference Method for the Determination of Particulate Matter as PM10 in the Atmosphere. Found in 40 CFR 50, Appendix J.

Nota 3: Reference Method for the Determination of Lead in Suspended Particulate Matter Collected from Ambient Air (High-Volume Method). Found in 40 CFR 50, Appendix G.

Nota 4: Methods described in the Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air (Second Edition), EPA/625/R-96/010b, January 1999.

Nota 5: Methods described in the Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air, EPA/625/R-96/01a, July 1999.

Métodos FRM y FEM para la determinación de partículas finas como PM2.5

Varios equipos han sido aprobados por la EPA como muestreadores FRM y FEM para PM2.5. Aunque los equipos FRM se han utilizado ampliamente en sitios de monitoreo, algunos equipos FEM pueden proporcionar un mayor nivel de información además de la concentración que tradicionales equipos FRM. Las designaciones de los equipos FEM se basan en el grado de desviación en relación a un equipo FRM.

Metodos de Referencia PM2.5 (FRM)

El equipo FRM mide la concentración en masa de partículas finas, con un diámetro aerodinámico menor o igual a 2,5 μm (PM2.5), en el aire ambiente durante un período de 24 horas. Las mediciones aportan datos para determinar si se cumplen los estándares primario y secundario de calidad ambiental nacional del aire para partículas finas. El proceso de medición es no destructiva, y la muestra PM2.5 obtenida puede someterse a posteriores análisis físicos o químicos. Los procedimientos de evaluación de calidad se encuentran en el Apéndice 40 CFR parte 58 EPA. Los detalles específicos del método de referencia Federal (FRM) para muestreo de PM2.5 se encuentran en el Apéndice L 40 CFR parte 50 EPA.

Principio

Un muestreador de aire extrae una muestra del aire ambiente durante 24 horas, con un flujo volumétrico constante a través de una entrada (cabezal) de forma especial y a través de un separador inercial (WINS impactor o Very Sharp Cut Cyclone) selecciona el tamaño de partícula requerido. La materia particulada en suspensión de tamaño PM2.5 es separada de las partículas más grandes y luego colectada en un filtro de politetrafluoroetileno (PTFE). Cada filtro se pesa (después de ser acondicionado por humedad y temperatura) antes y después de recogida la muestras para determinar la ganancia neta en peso de PM2, 5. El volumen total de aire muestreado en condiciones reales de temperatura y presión se calcula desde el momento que se registra el flujo de muestreo. La concentración de PM2.5 se

calcula dividiendo la ganancia neta en el peso por el volumen total de aire muestreado y se expresa en microgramos por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Configuración de un muestreador de PM2.5

El equipo consiste de una entrada de la muestra de aire (cabezal), tubo (downtube), separador de tamaño de partícula (impactador), conjunto de porta filtro, bomba de aire, sistema de control y medición de flujo. Otros componentes incluyen sensor de temperatura ambiente y del filtro, sensor de presión barométrica, temporizador, sistema mecánico, eléctrico o electrónico para cumplir o exceder el diseño y los requisitos funcionales especificados en el FRM.

El equipo debe cumplir una combinación de requisitos de diseño y rendimiento. Los procedimientos de prueba para demostrar el cumplimiento de los requisitos están en la Subpart E de 40 CFR Parte 53 EPA.

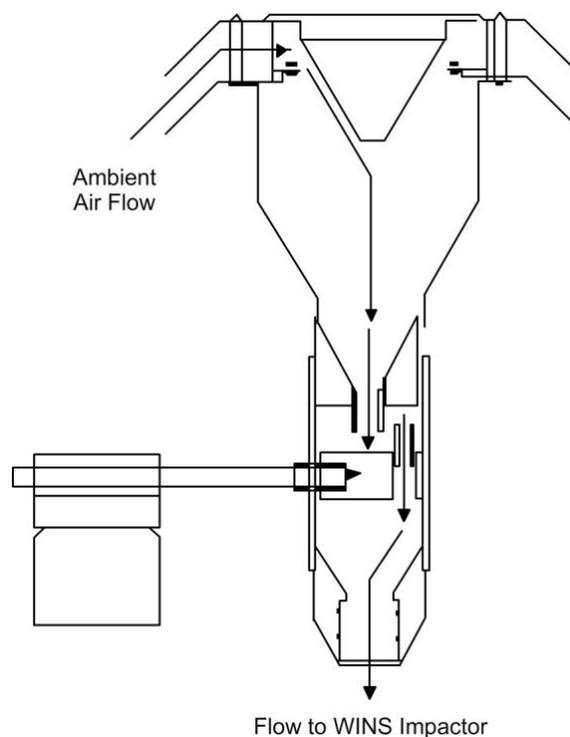


Figura 13 Diagrama esquemático de un cabezal convencional equipo PM2.5

Métodos Designados para PM2.5

Varios equipos han sido aprobados por la EPA como Métodos de Referencia Federal (FRM) para el muestreo de PM2, 5.

La — “Lista de Métodos de Referencia y Equivalente” se actualiza periódicamente para incluir nuevas designaciones o señalar la cancelación de una designación. Esta lista puede revisarse en la página de la EPA Ambient Monitoring Technology Information (AMTIC) (<http://www.epa.gov/ttn/amtic>) o en <http://www.epa.gov/ttn/amtic/files/ambient/criteria/reference-equivalent-methods-list.pdf>.

Métodos Equivalentes para PM2.5 (FEM)

Los Métodos equivalentes para PM2.5 tienen una variedad mucho más amplia en su diseño, configuración y principio de funcionamiento que los FRMs. Estos métodos no están obligados a basarse en la colección de PM2,5 sobre un filtro; por lo tanto, son analizadores continuos o semicontinuos con nuevos tipos de tecnologías de medición PM2.5. Los métodos equivalentes no necesariamente están obligados a cumplir todos los requisitos especificados para los FRMs, pero ellos deben demostrar comparativamente con los FRM resultados similares de concentración y precisión de PM2.5.

Se han establecido tres clases de métodos equivalentes en la regulación del 40 CFR parte 53, basado en el grado que un método candidato se desvía de los requisitos para FRM.

Muestreo de especiación de PM2,5

El propósito del muestreo de especiación es entender mejor la composición química de las PM2.5. Los resultados del muestreo de especiación muestran que el sulfato, nitrato y carbono orgánico son los principales componentes de las PM2.5 en el aire ambiente.

Los métodos utilizados para el análisis incluyen gravimetría (electro-microbalanza) para la masa total; fluorescencia de rayos X energía dispersiva (EDXRF) para oligoelementos; cromatografía iónica (IC) para aniones y cationes; y análisis de combustión controlada reflectancia óptica térmico (TOR) para carbón.

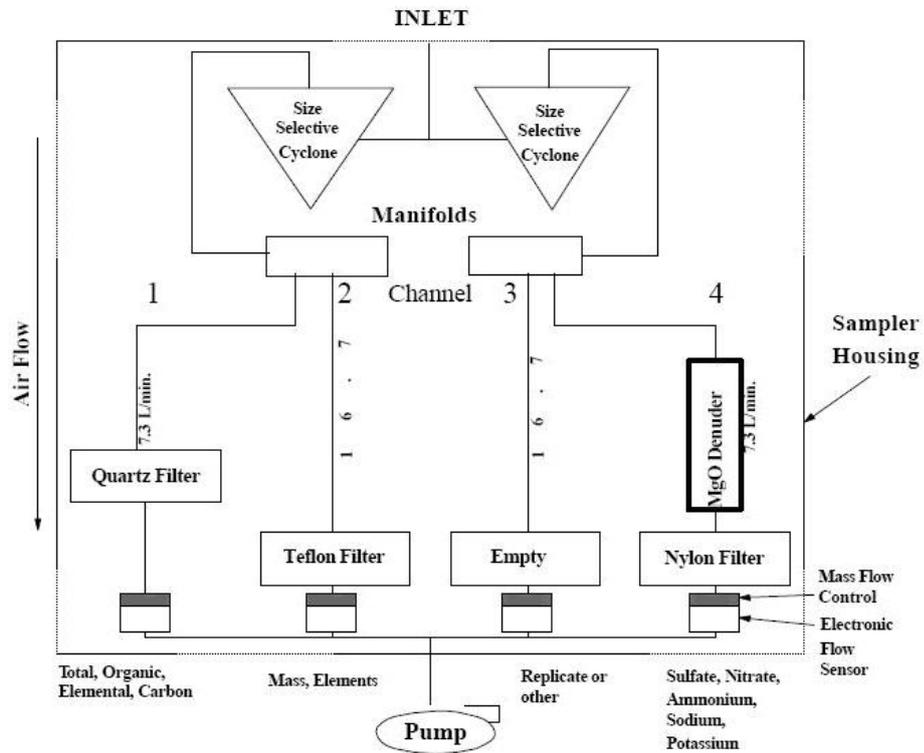


Figura 14 Diagrama esquemático de un muestreador de referencia Andersen (RAAS™)

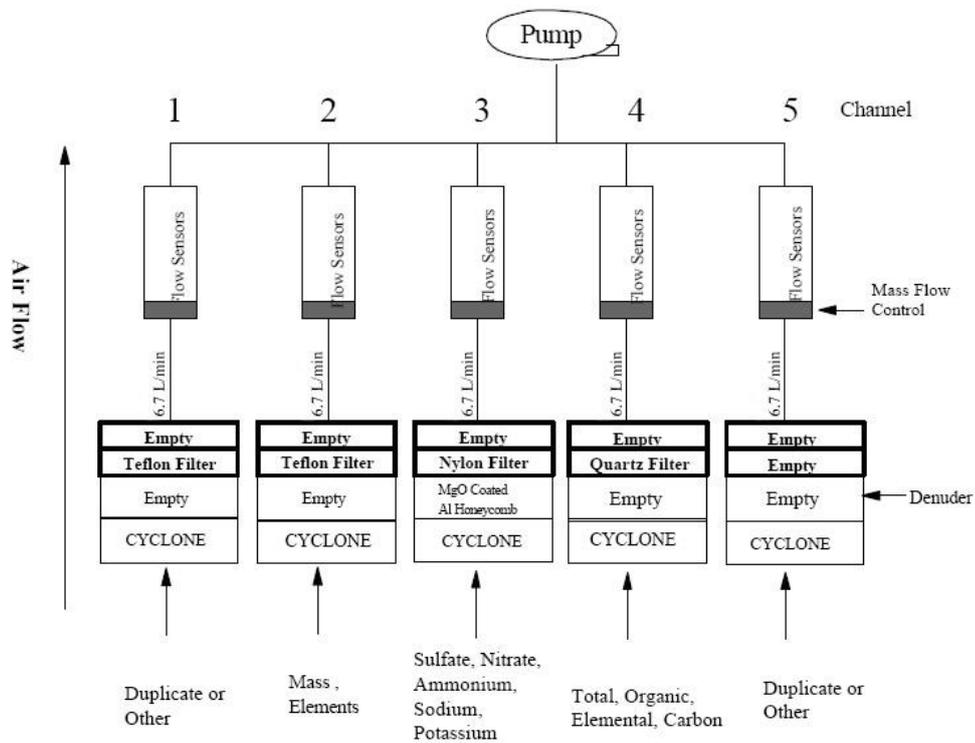


Figura 15 Diagrama esquemático de un muestreador MET ONE SASS™



Low Vol PM2.5

Figura 16 Muestreadores Activos Partículas PM2.5 (método de referencia)



Low Vol PTS, PM10 o PM2.5

Figura 17 Muestreadores Activos Partículas (Secuencial método equivalente)

3.2.5 ANALIZADORES AUTOMATICOS

Pueden proporcionar mediciones de alta resolución (generalmente en promedios horarios) en un único punto para varios contaminantes criterio, así como para otros contaminantes importantes como los Compuestos Orgánicos Volátiles, COV. La muestra se analiza en línea y en tiempo real, generalmente a través de métodos electro óptico. Para asegurar la calidad de los datos de los analizadores automáticos, es necesario contar con procedimientos adecuados para el mantenimiento, calibración, operación y el aseguramiento y control de calidad.



Figura 18 Muestreador continuo PM10 – EBAM (absorción Beta)

Monitoreo Continuo de Material Particulado

Los monitores continuos *in situ* de material particulado (MP) miden por lo menos una característica o propiedad de los aerosoles (partículas suspendidas en el aire) para propósitos de cuantificación y caracterización. Los monitores continuos automatizados, se han utilizado para obtener información de especiación química, distribución de tamaño de partícula y concentración en masa. Los monitores continuos pueden ser aprobados por la EPA como Clase III Método Federal Equivalente (FEM).

Monitores Automatizado Federal Equivalente

Instrumentos que usan dos principios de medición diferentes han recibido la aprobación de la EPA como métodos equivalentes (FEM) para PM10. La primera utiliza la radiación beta; la segunda utiliza un péndulo oscilante. Aunque estos instrumentos pueden proporcionar datos de alta calidad, en tiempo real de PM2.5, los métodos automatizados equivalentes recientemente han sido aprobados para PM2.5.

Equipo de Atenuación Beta (BAM)

En este método para la medición de partículas el material es recolectado del aire ambiente por medio de una cinta. La intensidad de los rayos Beta es medida después de que éstos son atenuados por el material particulado. La intensidad es relacionada con la masa del material particulado depositada en la cinta, después de haber efectuado las respectivas correcciones debidas a la absorción de la cinta.

El Carbono-14 y Criptón-85 (Kr-85) son utilizados como fuentes Beta, aunque más comúnmente se utiliza el carbono-14, en niveles apropiados de radiación, posteriormente tales radiaciones son detectadas con un centelleador plástico. En la siguiente Figura se presenta un esquema del funcionamiento de este tipo de equipos.

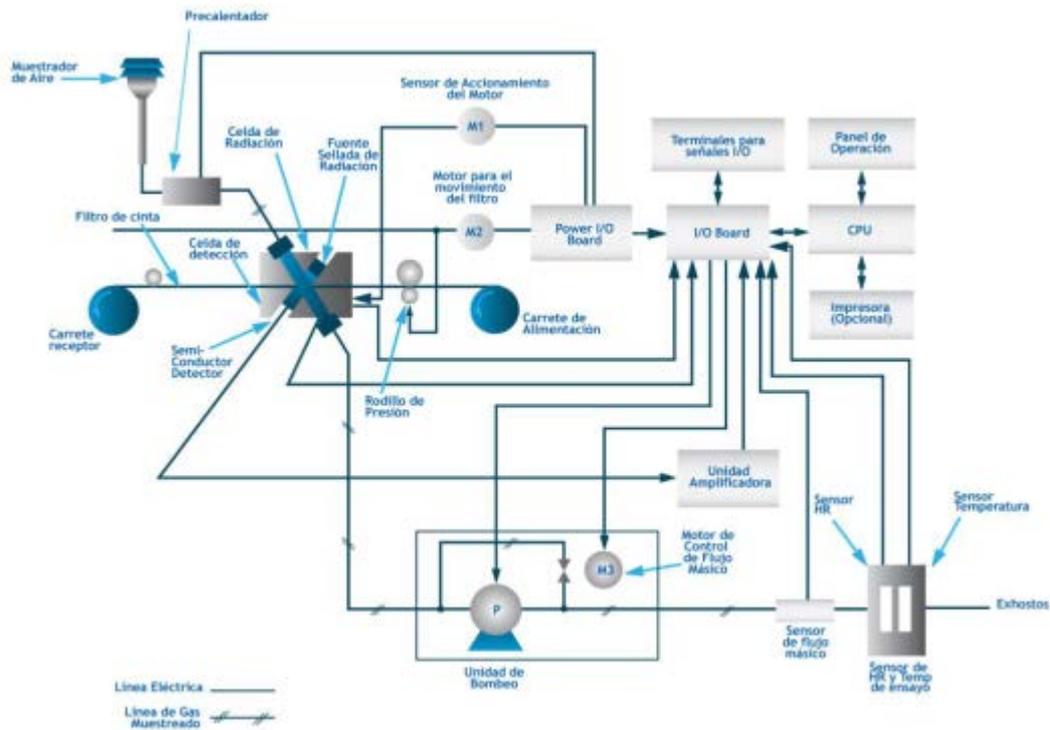


Figura 19 Esquema Analizador Beta

Principio de Operación: Tapered Element Oscillating Microbalance – TEOM

Este sistema de medición utiliza un filtro intercambiable montado al final de un tubo hueco afilado. El extremo ancho del tubo es fijo. El elemento afilado vibra en su frecuencia natural; el aire de muestra pasa a través del filtro, en donde se depositan las partículas. La frecuencia de vibración natural disminuye conforme aumenta la masa de material particulado en el filtro, la electrónica del equipo monitorea esta frecuencia.

Este equipo basa su lectura considerando la relación física entre la masa depositada en el filtro y la frecuencia de vibración del elemento. El cambio en tiempo real de la masa es combinado con la exactitud del flujo controlado, con el ánimo de garantizar una medición precisa de la concentración del material particulado depositado.

Figura 20 Equipo TEOM

Otros métodos automáticos de monitoreo de PM

Otros métodos automatizados se han desarrollado y utilizado por investigadores y profesionales de la contaminación de aire para caracterizar mejor el material particulado. Estos métodos, se han utilizado para una variedad de propósitos, incluyendo el monitoreo del aire interior y exterior, higiene industrial y evaluación de la exposición personal. Aunque muchos de los métodos no son comúnmente utilizados por agencias federales, estatales, locales, pueden ser muy útiles en la obtención de información en tiempo real o semicontinuo de la concentración, el número total de partículas en rangos de tamaño específico y la composición elemental del material particulado. De hecho, instrumentos continuos de medición de concentración en masa pueden recibir aprobación futura como clase III FEMs y posiblemente puedan utilizarse por agencias estatales, locales.

Estos métodos se pueden agrupar en los siguientes:

- *Masa y masa equivalente:* Piezoelectric Microbalance, Pressure Drop Tape Sampler (CAMMS)
- *Visible Light Scattering:* Nephelometer, Optical Particle Counter (OPC), Condensation Nuclei Counter (CNC), Aerodynamic Particle Sizer (APS), Light Detection and Ranging (LIDAR)

- *Visible Light Absorption* : Aethalometer and Particle Soot/Absorption Photometers, Photoacoustic Spectroscopy
- *Electrical Mobility*: Electrical Aerosol Analyzer (EAA), Differential Mobility Particle Sizer (DMPS)
- *Chemical Components*: Single Particle Mass Spectrometers, Carbon Analyzer, Sulfur Analyzer
- *Multi-Elemental Analyzer*: Streaker, Davis Rotating-drum Universal-size-cut Monitoring Impactor (DRUM)

CAPITULO 4: ESTANDARES DE CALIDAD DEL AIRE- PARTICULAS

4.1 ANTECEDENTES ²²

Por lo general se cree que los intentos por reglamentar la contaminación del aire empezaron en las últimas décadas. Mas en realidad, las leyes sobre la contaminación del aire han existido al menos desde hace un siglo.

Inicialmente se consideraba que la contaminación del aire era más una molestia que una amenaza para la salud humana. Los primeros esfuerzos de control se referían a los efectos estéticos o sobre el bienestar de las personas. A fines del siglo XIX y principios del XX, se promulgaron muchas ordenanzas para el control del humo en Inglaterra y Estados Unidos. Estas disposiciones fueron los primeros estatutos promulgados para controlar la contaminación del aire.

El retraso en reconocer a la contaminación del aire como un riesgo para la salud se debió en parte a la naturaleza misma de la contaminación, pues ésta no es tan evidente como la del agua. Por consiguiente, puede ser ignorada como una amenaza para la salud hasta que el problema alcance proporciones de crisis. Así ocurrió en los episodios de contaminación del aire en el valle de Meuse, Bélgica, en 1930; en Donora, Pennsylvania, en 1948; y en Londres, Inglaterra, en 1952. Las condiciones en esos lugares empeoraron progresivamente hasta que surgieron consecuencias graves en la salud pública. Estos y otros episodios similares, que ayudaron a probar que la contaminación del aire afecta la salud, fueron el incentivo para establecer leyes más rigurosas de control de la contaminación.

²² SI:422 Air Pollution Control Orientation Course" del Instituto de Capacitación en la Contaminación del Aire (APTI) de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S. EPA).

En nuestra región, la Organización Panamericana de la Salud – OPS, creó en 1967 su programa regional de estaciones de muestreo de la contaminación del aire, antes de esta fecha ningún país conocía la magnitud real de sus problemas de contaminación atmosférica. Con esta iniciativa, a través del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), la OPS estableció la Red Panamericana de Muestreo Normalizado de la Contaminación del Aire (REDPANAIRE). Esta red se inició con la determinación del material particulado y anhídrido sulfuroso. La REDPANAIRE comenzó con ocho estaciones y hacia fines de 1973, ya contaba con un total de 88 estaciones distribuidas en 26 ciudades de 14 países, Lima – Perú fue una de las estaciones de esta red que operó hasta el año 1980.

En los informes de la OPS sobre la REDPANAIRE de la década de los 70, se reconocía que no se disponía de conocimientos suficientes para establecer con precisión lo que debe estimarse como una “atmósfera limpia”, ni existía consenso al respecto entre los especialistas e investigadores o entre las autoridades nacionales y aun internacionales, era necesario para interpretar los resultados presentar los valores considerados como tolerables. Entre los más difundidos de la época se encontraban los aprobados por los Estados Unidos en 1971 y los vigentes desde 1951 en la entonces Unión Soviética. A nivel internacional la Organización Mundial de la Salud – OMS, propuso en 1972 algunos valores que denominó objetivos recomendados a largo plazo. LA REDPANAIRE, en 1967 había sugerido niveles de referencia para facilitar la interpretación de los resultados. El Cuadro 6 muestra las cuatro series de límites aceptables.

En los estudios más recientes encontramos que los contaminantes del aire se clasifican como primarios o secundarios. Los contaminantes atmosféricos primarios son aquellos que se emiten a la atmósfera de una fuente puntual como la chimenea de una fábrica o el tubo de escape de los vehículos, o a través del polvo suspendido por el viento. Los contaminantes del aire secundarios son formados dentro de la propia atmósfera. Surgen de las reacciones químicas de los contaminantes primarios, implicando componentes naturales de la atmósfera, especialmente el oxígeno y el agua. El ejemplo más conocido es el ozono, que se presenta casi en su totalidad de reacciones químicas que difieren con la altitud en la atmósfera.

Los contaminantes del aire también se han clasificado como contaminantes criterio. Se les llamó contaminantes criterio porque fueron objetos de estudios de evaluación publicados en documentos de criterios de calidad del aire. A nivel internacional los contaminantes criterio son:

- Monóxido de carbono (CO)
- Óxidos de azufre (SO_x)
- Óxidos de nitrógeno (NO_x)
- Ozono (O₃)
- Plomo(Pb)
- Material particulado

Cuadro 6
Patrones Propuestos para polvo en suspensión expresados en µg/m³
Unión Soviética, Estados Unidos y la OMS

	OMS			
	U.R.S.S.	EE.UU.	REDPANAIRE	Comité de Expertos
Polvo en suspensión, TSP	1951	1971	1967	1972
Promedio anual	---	75 ^{a, b}	100 ^c	40 ^c
Promedio diario	150	260 ^{b, d}	---	---
Máximo ocasional	500	---	---	---
98% de las observaciones inferior a	---	---	---	120 ^c

Fuente: Informe 1967-1974 REDPANAIRE, Serie Técnica 18, CEPIS – OPS.

Notas:

- (a) Promedio geométrico
- (b) Analizado por la técnica de alto volumen
- (c) Analizado según los métodos de la REDPANAIRE
- (d) No debe excederse más de una vez por año

Para cada contaminante criterio se han establecido guías y normas. Las guías son recomendaciones para los niveles de exposición a contaminantes atmosféricos a fin de reducir los riesgos o proteger de los efectos nocivos. Las normas establecen las concentraciones máximas permisibles de los contaminantes atmosféricos durante un período definido. La finalidad de las normas es proteger la salud humana (normas primarias) y proteger el bienestar del ser humano y los ecosistemas (normas secundarias). La OMS ha publicado guías sobre la calidad del aire y varios países han establecido sus propias normas.

Unidades de medición y condiciones de referencia

Las unidades habituales para expresar la concentración de los contaminantes en el aire ambiente son en microgramos por metro cúbico de aire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Un metro cúbico es una unidad de volumen, corresponde al volumen en un cubo que mide un metro en todos sus lados (1000 litros). Un microgramo es la unidad de masa del Sistema Internacional que equivale a la millonésima parte de un gramo. Se abrevia μg . $1 \mu\text{g} = 0,000\ 001 \text{ g} = 10^{-6} \text{ g}$.

Todas las mediciones de la calidad del aire que se expresan como masa por unidad de volumen (por ejemplo, $\mu\text{g}/\text{m}^3$), se expresaran en condiciones de referencia a una temperatura de 25 (deg) C y una presión de 760 milímetros de mercurio (1.013,2 milibares).

4.3 ESTANDARES NACIONALES DE CALIDAD DEL AIRE - PERU

El Ministerio de Salud – MINSA, inicia en el año 1986 El Programa de Vigilancia Sanitaria de Calidad del Aire con monitoreos periódicos de partículas TSP, a cargo de la entonces Dirección Técnica de Salud Ambiental – DITESA, en la Estación CONACO (Av. Abancay), frente al Congreso de la Republica. Los estándares de referencia usados en la época fueron los de los Estados Unidos (ver Cuadro 6).

En el año 1993 el Ministerio de Energía y Minas -MINEM, promulga el Reglamento para la Protección Ambiental en las Actividades de Hidrocarburos, D.S. N° 046-1993-EM, donde incluye la utilización de límites para contaminantes del aire, posteriormente el año 1996, aprobó los niveles máximos permisibles de elementos y compuestos presentes en emisiones gaseosas provenientes de las unidades minero-metalúrgicas, Resolución Ministerial N° 315-96-EM/VMM.

En el año 2001, se establecieron los Estándares Nacionales de Calidad del Aire - ECAs, D.S. N° 074-2001-PCM, posteriormente el Ministerio del Ambiente - MINAM, el año 2008, mediante el D.S. N° 003-2008-MINAM, modificó los ECAs y estableció valores para las PM2.5.

Cuadro 7
NIVELES MAXIMOS PERMISIBLES DE CALIDAD DEL AIRE
 Ministerio de Energía y Minas - Peru

Partículas en suspensión, PM10	Actividades minero- metalúrgicas Año 1996	Actividades Hidrocarburos Año 1993
	Concentración $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
Media Geométrica Anual	150	
Media aritmética diaria	350 ^a	120 ^b

Fuente: D.S. N° 046-1993-EM, R. M. N° 315-96-EM/VMM.
 Nota: (a) No debe excederse más de una vez por año (b) Promedio 24 horas

Cuadro 8
ESTANDARES NACIONALES DE CALIDAD AMBIENTAL DEL AIRE
 D.S. N° 074-2001-PCM

Agente contaminante	Periodo	Forma del Estándar	
		Valor $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Formato
PM10	Anual	80	Media aritmética
	24 horas	150	NE mas de 3 veces / año
PM2,5	24 horas	50	Media aritmética

Fuente: D.S. N° 074-2001-PCM.
 Nota: NE: significa no exceder

Cuadro 9
MODIFICACIONES DE LOS ECAs APLICABLES A PARTIR DEL AÑO 2014
 D.S. N° 003-2008-MINAM

Agente contaminante	Periodo	Forma del Estándar	
		Valor $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Formato
PM2,5	24 horas	25	Media aritmética

Fuente: D.S. N° 003-2008-MINAM.

4.4 ESTANDARES INTERNACIONALES DE CALIDAD DEL AIRE

4.4.1 ESTANDARES DE CALIDAD DEL AIRE – UNIÓN EUROPEA

La Unión Europea ha desarrollado normas y objetivos para ciertos contaminantes del aire basado en la protección de la salud. Estas normas se resumen en el Cuadro 10.

Cuadro 10
ESTANDARES DE CALIDAD DE AIRE - COMUNIDAD EUROPEA

Contaminante	Concentración $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Periodo	Vigencia	Excedencia permitida al año
Partículas finas (PM _{2,5})	25 *	1 año	Valor objetivo a partir del 1.1.2010 Valor límite a partir del 1.1.2015	n/a
PM ₁₀	50	24 horas	Valor límite a partir del 1.1.2005***	35
	40	1 año	Valor límite a partir del 1.1.2005**	n/a

Fuente: Directive 2008/50/EC.

* Estándar introducida por la nueva Directiva

** Bajo la nueva directiva el Estado miembro puede aplicar una ampliación de hasta tres años después de la fecha de entrada en vigor de la nueva Directiva en una zona específica. El requerimiento estará sujeto a la evaluación de la Comisión. En tales casos dentro del periodo de ampliación el valor límite se aplica de la siguiente manera (35 días de tolerancia para un valor límite diario de $75\mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM₁₀ y $48\mu\text{g}/\text{m}^3$ para el valor límite anual de PM₁₀).

Bajo la legislación de la UE un valor límite es legalmente vinculante desde la fecha en que entre en vigor, sujeto a algunas excedencias permitidas por la legislación. Un valor objetivo es una meta a alcanzar lo más pronto posible antes de la fecha establecida y también es menos estricto que un valor límite.

4.4.2 ESTANDARES DE CALIDAD DEL AIRE – ESTADOS UNIDOS

La ley de aire limpio, que fue enmendada en 1990, señala que la Agencia de Protección Ambiental – EPA, Environmental Protection Agency en inglés, establezca estándares nacionales de calidad ambiental del aire – NAAQS, National Ambient Air Quality Standards en inglés, para los contaminantes considerados perjudiciales para la salud pública y el medio ambiente. La ley de aire limpio identifica dos tipos de estándares de calidad del aire. Normas primarias que proporcionan protección a la salud pública, incluyendo la protección de la salud de las poblaciones "sensibles" como los asmáticos, los niños y los ancianos. Las

normas secundarias proporcionan protección de bienestar público, incluida la protección contra la disminución de la visibilidad y daños a la vegetación, cultivos, animales y edificios. El Cuadro 11 muestra los NAAQS vigentes en los Estados Unidos.

Cuadro 11
ESTANDARES DE CALIDAD DEL AIRE - NAAQS
ESTADOS UNIDOS

Contaminante		Primaria / secundaria	Promedio	Nivel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Forma
Partículas	PM2,5	Primaria	Anual	12	Promedio anual, promedio de 3 años
		Secundaria	Anual	15	Promedio anual, promedio de 3 años
		Primaria y secundaria	24 horas	35	Percentil 98%, promedio de 3 años
	PM10	Primaria y secundaria	24 horas	150	No debe ser excedido mas de 3 veces por año, promedio de 3 años

Fuente: National Ambient Air Quality Standards, 40 CFR part. 50

4.4.3 ESTANDARES DE CALIDAD DEL AIRE – CHILE

La Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente (Ley N° 19.300, modificada por la Ley N° 20.417/2010, ambas del Ministerio Secretaría Regional de la Presidencia), establece en su artículo 32, la existencia de las normas de calidad ambiental: primarias. Las normas de calidad primarias, son aquellas normas de calidad ambiental que tienen como objetivo proteger la salud de la población humana dentro del territorio nacional. El Cuadro 12 muestra los estándares vigentes en Chile.

Cuadro 12
ESTANDARES PRIMARIOS DE CALIDAD DEL AIRE - CHILE

Contaminante		Promedio	Nivel $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$
Partículas	PM2,5*	Anual	20
		24 horas	50
	PM10**	Anual	50
		24 horas	150

Fuente: * Norma de calidad del aire para PM2,5 (D.S. N° 12/2010 del Ministerio de Medio Ambiente)

** Norma de calidad del aire para PM10 (D.S. N° 59/1998, modificado por D.S. N° 45/2001, ambos del Ministerio Secretaría General de la Presidencia)

4.4.4 ESTANDARES DE CALIDAD DEL AIRE – OMS

Las guías de calidad del aire de la OMS (AQGs, Air Quality Guidelines en inglés) están diseñadas para su uso en todo el mundo, han sido desarrolladas para apoyar las acciones que cada país desarrolla para mejorar la calidad del aire con el objetivo de proteger la salud pública. El cuadro 13 muestra las guías de la OMPS para las PM.

Cuadro 13
GUIAS DE CALIDAD DEL AIRE - OMS

Contaminante		Promedio	Nivel $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Partículas	PM2,5	Anual	10
		24 horas	25
	PM10	Anual	20
		24 horas	50

Fuente: WHO Air quality guidelines for particulate matter Global update 2005

CAPITULO 5: DATOS DE LA CONCENTRACION DE PARTICULAS

5.1 ANTECEDENTES ²³

El Sistema Global de Monitoreo Ambiental para la Contaminación del Aire, GEMS, Global Environmental Monitoring System for Air Pollution en ingles, conocida como GEMS/AIR, es un programa de monitoreo y evaluación de la contaminación atmosférica urbana. Es un proyecto piloto de la OMS que comenzó en 1973. Desde 1975, la OMS y el programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), conjuntamente han operado el programa como un componente del Sistema Global de Monitoreo Ambiental de las Naciones Unidas (GEMS, Global Environment Monitoring System en ingles). Entre sus objetivos están el fortalecer capacidades de monitoreo y evaluación de la contaminación atmosférica urbana en los países participantes, y mejorar la validez y la comparación de los datos entre las ciudades.

5.2 CONCENTRACION DE PARTICULAS PM10 Y PM2,5, PERU

5.2.1. INFORMACION DE DIGESA ²⁴

La Dirección General de Salud Ambiental – DIGESA, tiene 5 estaciones de monitoreo de la calidad del aire en 5 zonas de la ciudad de Lima y Callao:

- Callao,
- Lima Ciudad,
- Lima Norte,

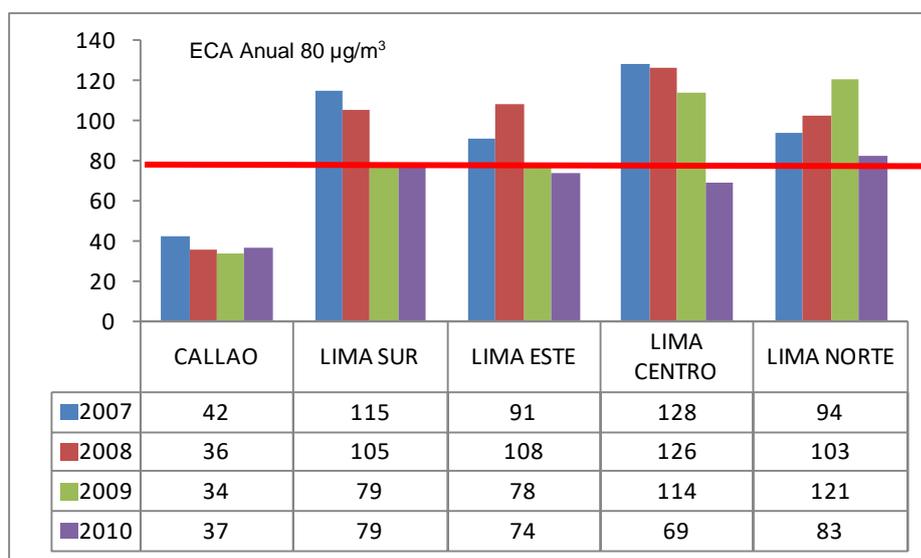
²³ <http://www.epa.gov/ttn/amtic/archive/gems.html>

²⁴ http://www.digesa.sld.pe/DEPA/aire_lc/lima_callao.asp

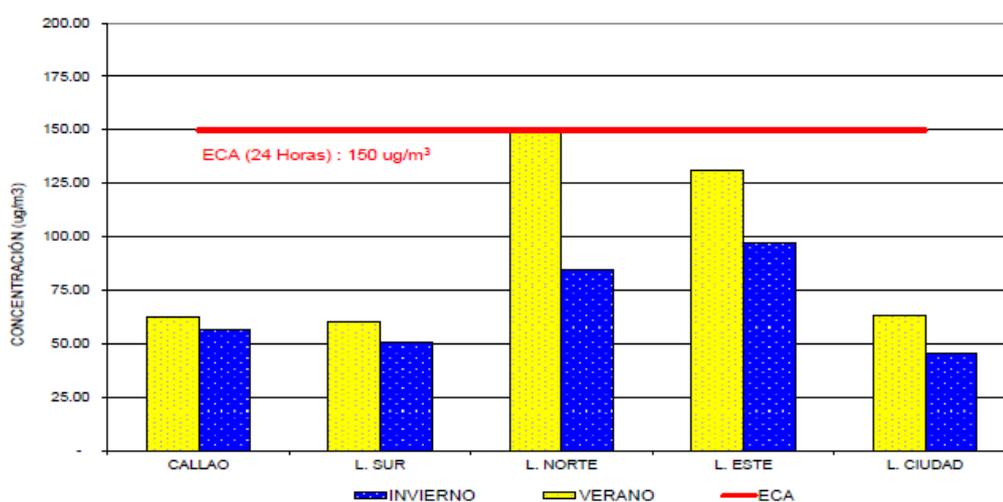
- Lima Sur y,
- Lima Este.

En las Figuras 21 y 22 se muestran los promedios anuales de las concentraciones de partículas PM10 y PM2,5 en las 5 estaciones de monitoreo ubicadas en el área metropolitana Lima-Callao, periodo 2007 - 2010.

Figura 21 Concentraciones de Material Particulado PM10 DIGESA; Años: 2007-2010



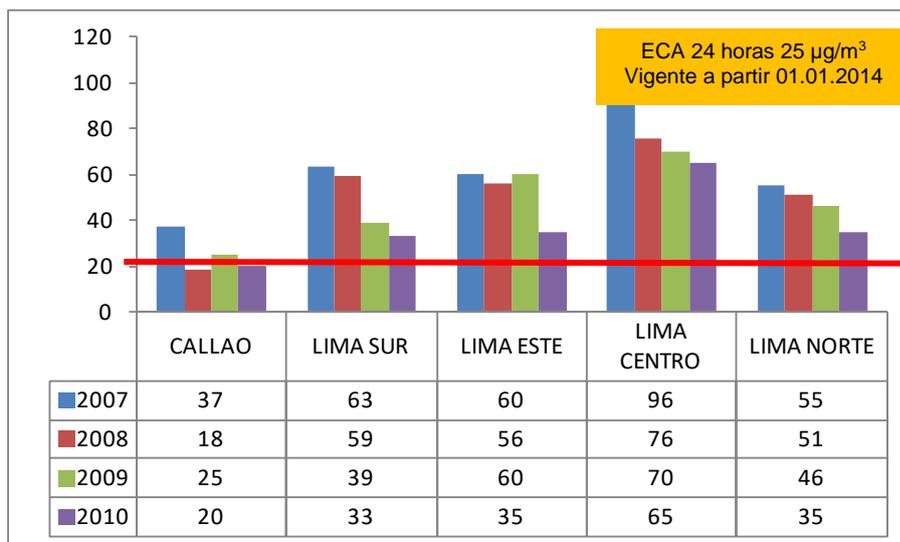
Concentración Material Particulado (PM10) por zonas verano e invierno, Año 2011



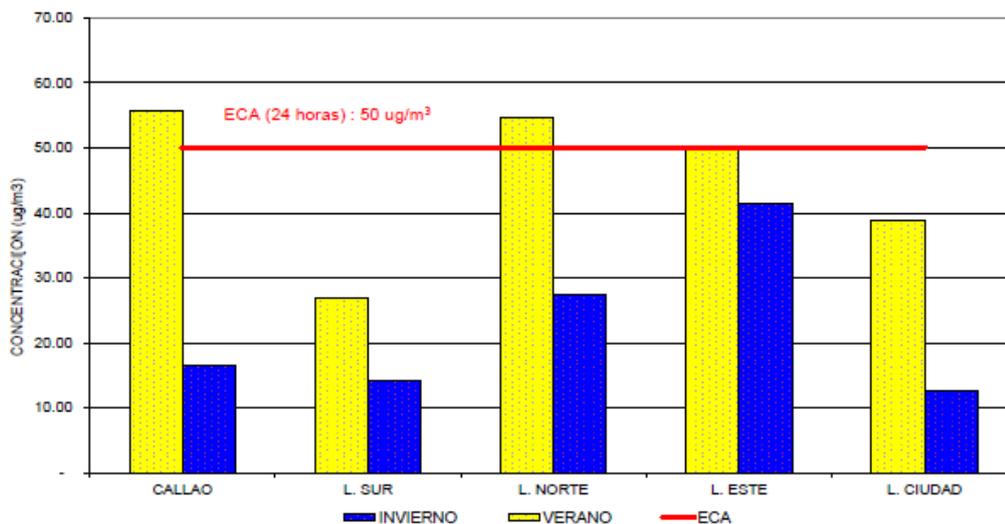
Fuente: DIGESA

Las concentraciones medias anuales superan el estándar anual para PM10 ($80 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a excepción de los resultados obtenidos en el Callao. Las concentraciones promedio anuales de PM2.5 superan el ECA del año 2014 ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Figura 22 Concentraciones de Material Particulado PM2.5 DIGESA; Años: 2007-2010



Concentración Material Particulado (PM 2.5) por zonas verano e invierno 2011



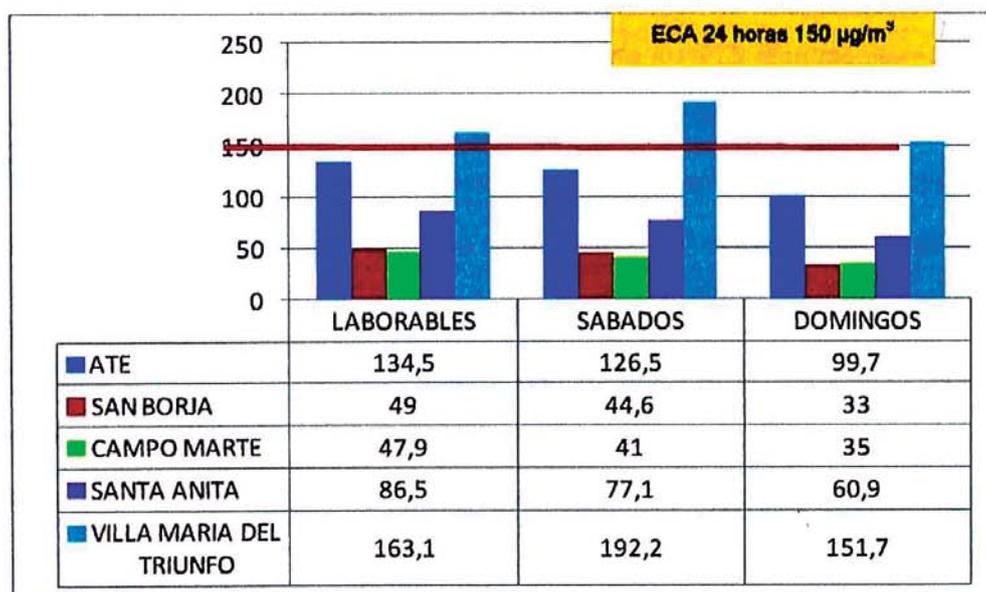
5.2.2 INFORMACION SENAMHI ²⁵

La red de monitoreo de la calidad del aire del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología – SENAMHI, en Lima Metropolitana consta de cinco estaciones que monitorean las partículas PM10. Las estaciones se encuentran ubicadas en los distritos de:

- San Borja,
- Ate,
- Jesús María (Campo de Marte),
- Santa Anita y,
- Villa María del Triunfo.

A continuación se presenta los resultados del comportamiento diario de las partículas PM10 de la Red de Monitoreo de Calidad de Aire del Senamhi.

Figura 23 Variación Semanal de PM10 - SENAMHI; Febrero 2014



Con relación a la variación semanal de las PM10 (Figura 23) se puede observar el comportamiento durante los días de la semana (laborable, sábado y domingo). Para el mes de febrero del 2014 se aprecia que las estaciones Lima Este (Ate), Lima Sur (San Borja),

²⁵ Vigilancia de la Calidad del Aire en la Zona Metropolitana de Lima y Callao, Boletín Mensual Año 14 - N°02, FEBRERO 2014

Lima Centro (Campo de Marte) y Lima Este (Santa Anita) presentaron el comportamiento habitual esperado, con las mayores concentraciones en los días laborables (lunes a viernes) para luego ir descendiendo las concentraciones los sábados y presentar las mínimas en los días domingos. En la estación Lima Sur (Villa María del Triunfo) se presentó un comportamiento poco esperado con las mayores concentraciones en los días sábados y luego los días laborables (lunes a viernes) para ir descendiendo y presentar las mínimas en los días domingos, es la única estación que supera el ECA de 24 horas.

ANÁLISIS DE LA VARIACIÓN DIARIA HISTÓRICA DE MATERIAL PARTICULADO MENOR A 10 MICRÓMETROS (PM10) DE LAS ESTACIONES DEL SENAMHI

Estación Lima Este 1 – Ate

Desde el inicio del funcionamiento de la estación en abril del 2010 se ha superado el ECA ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en 44 días de los 256 días monitoreados. Durante el 2011 se aprecia claramente que el 1 de enero (año nuevo) se dio el segundo pico máximo histórico de $268 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y para ese año se superó al ECA en 48 días de los 275 días monitoreados. En el 2012 resalta sobre todo el primer pico máximo histórico de $294 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que se dio de igual forma el 1 de enero (año nuevo), la superación al ECA disminuyó a 36 de los 283 días monitoreados, debido principalmente a que no se cuenta con datos en tres meses (febrero-abril). En el año nuevo del 2013 la concentración diaria bajó considerablemente a $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ debido principalmente a las garuas que se dio en ese día, la superación al estándar aumentó a 56 días de los 345 días de monitoreo. En el año nuevo 2014 nuevamente ocurrió lo esperado a los años anteriores, superando al estándar al registrar una concentración de $211 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y hasta la fecha (Mayo 2014) se ha superado al ECA en 23 días de los 137 días monitoreados.

Estación Lima Sur 1 - San Borja

Desde el inicio hasta la actualidad no ha superado el ECA; se identifican como picos máximos diarios en los días del mes de agosto 2013 con $132 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $104 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En el año 2010 las concentraciones diarias oscilaron entre 40 y $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en el 2011 las

concentraciones oscilaron entre 30 y 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; durante el 2012 oscilaron entre 30 y 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y en el 2013 la oscilación fue entre 30 y 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; en el 2014 las concentraciones se vienen oscilando entre 20 y 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, por debajo del ECA.

Estación Lima Centro - Campo de Marte

Desde el inicio del funcionamiento de la estación a la actualidad no se ha superado al ECA; se tiene como picos máximos diarios de 142 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 101 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en agosto 2013 y mayo 2012 respectivamente. En el 2010 las concentraciones oscilaron entre 20 y 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; en 2011 entre 20 y 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; en el 2012 osciló entre 30 y 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; y en el 2013 la oscilación fue entre 30 y 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; en el 2014 las concentraciones vienen oscilando entre 20 y 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, evidenciando de esta manera que es la estación donde se registra los más bajos niveles de material particulado en la ciudad capital.

Estación Lima Este 2 - Santa Anita

Los picos máximos diarios históricos de 208 y 202 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en los meses de marzo y abril 2013, debido a la fuerte estabilidad atmosférica. Se aprecia un pico notable en el año nuevo 2012 de 199 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ que supero al ECA, caso contrario en el día del año nuevo 2013 solo registro 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ debido principalmente a las garuas que se dio ese día. Se observa también que desde la puesta en funcionamiento la estación en setiembre 2011 a la actualidad, se ha superado al ECA en diversos días de cada año como se detalla a continuación; en el año 2012 se superó al ECA en 4 días de los 295 días monitoreados y para el 2013 la superación al estándar aumento considerablemente al presentar 21 días de los 225 días monitoreados; en el 2014 hasta la fecha se ha superado al ECA en 1 día de los 98 días monitoreados.

Estación Lima Sur 2 - Villa María del Triunfo

Los picos máximos diarios históricos de 347 y 328 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en los meses de febrero y marzo del 2013 por la fuerte estabilidad atmosférica; respecto a los años nuevos se aprecia solo un pico notable de lo esperado, que fue en el año nuevo 2012 con 289 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a diferencia del

año nuevo 2013 que está por debajo del ECA con $113 \mu\text{g}/\text{m}^3$ debido a las garuas presentadas en ese día, para nuevamente superar el ECA en el año nuevo 2014 con $179 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Desde la puesta en funcionamiento de la estación a la actualidad, se observa claramente la superación al ECA en diversos días de la variación histórica, como se detalla a continuación: en el 2012 se superó al ECA en 66 días de los 277 días monitoreados y para el 2013 la superación al ECA subió ampliamente en 110 días de los 320 días monitoreados. En el 2014 hasta la fecha se han superado 17 días de los 98 días monitoreados en lo que va del año.

5.3 CONCENTRACION DE PARTICULAS, EN EL MUNDO ²⁶

Una visión general de las concentraciones promedio anuales de las partículas PM10 en ciudades seleccionadas alrededor del mundo se presenta en la Figura 24. Los datos presentados demuestran que los niveles generales de partículas suspendidas en Asia y América Latina son superiores a los de Europa y América del Norte. Las concentraciones medias anual de PM10 en las ciudades asiáticas seleccionadas oscilan entre los 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 220 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y en América Latina de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 129 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que en Europa y América del norte el rango típico de las concentraciones de PM10 promedio anuales es de 15–60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Alrededor del 70% de las ciudades seleccionadas de esas regiones tuvieron concentraciones de PM10 promedio anuales por encima de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

En general, las mayores concentraciones de PM10 se registraron en Asia. Esta región experimenta valores de fondo relativamente altos debido a incendios forestales y las emisiones locales de partículas procedentes del uso de combustibles de mala calidad. Un fenómeno meteorológico conocido como primavera a lo largo del sudeste asiático, causa la nube de polvo asiático, origina polvo acarreado por el viento desde los desiertos de Mongolia y China e incrementa el nivel general de PM en la región.

Las ciudades chinas presentan altas concentraciones de partículas en el aire debido a partículas primarias emitidas por la combustión de carbón y biomasa y escape del vehículo de motor, así como sulfatos secundarios formados por la reacción química atmosférica desde el dióxido de azufre emitido cuando se quema carbón. Las concentraciones de PM10 promedio anuales típicas pueden llegar a ser tan altas como 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Beijing.

En muchas áreas del mundo, los incendios forestales han causado aumentos significativos en las concentraciones de PM. Durante aproximadamente 2½ semanas que duro el ultimo incendio forestal en California en 1987, las concentraciones de PM10 alcanzaron los 237 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En otro incendio en los Estados Unidos, de 10 semanas de duración, los niveles de PM10 excedieron 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y en dos días los niveles superaron

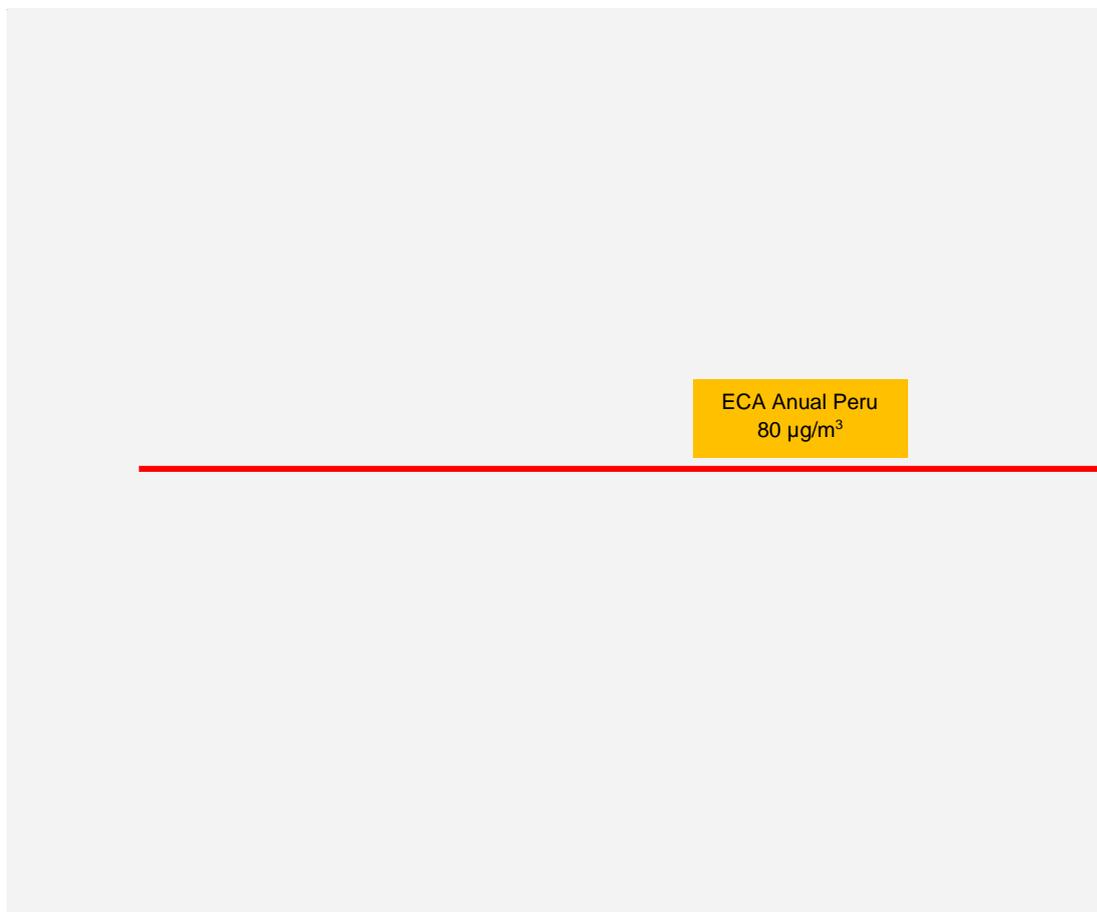
²⁶ Air Quality Guidelines Global Update 2005. The Regional Office for Europe of the World Health Organization 2006.

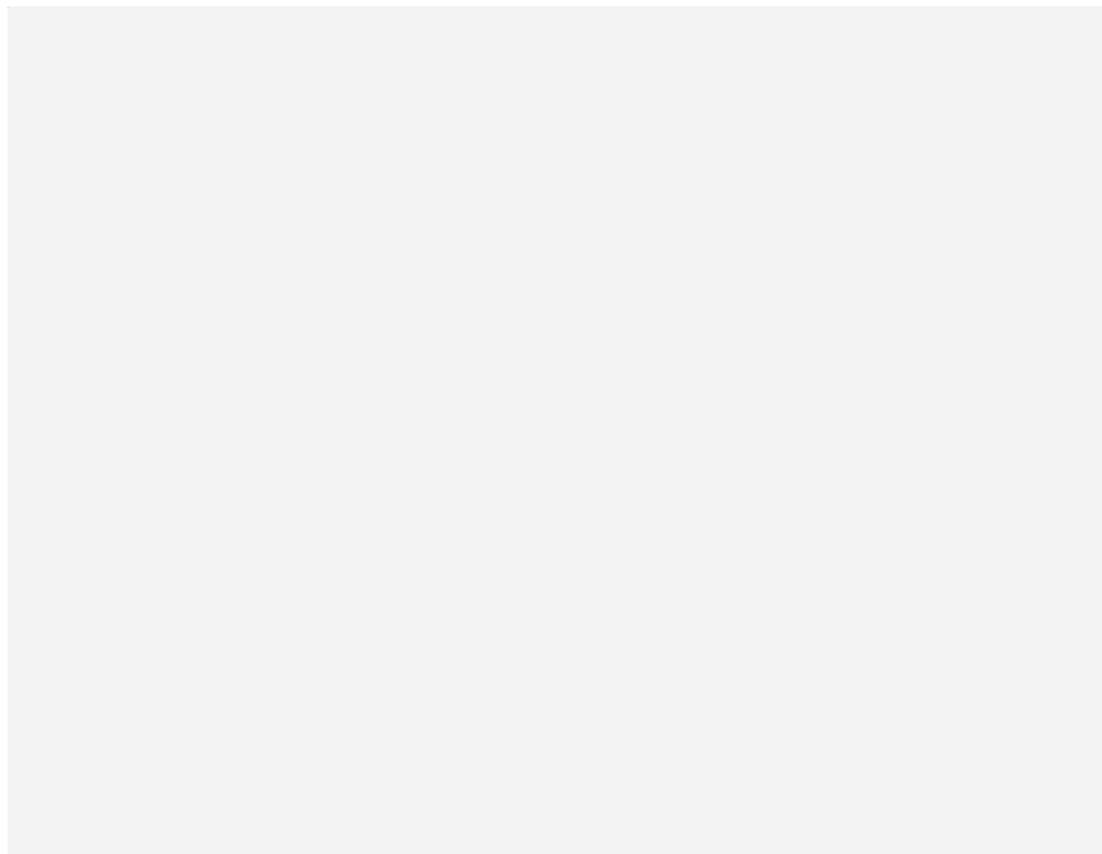
500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En los incendios de 1997 en Asia sudoriental, los niveles de PM10 alcanzaron niveles de 930 y 421 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ registrados en Sarawak y Kuala Lumpur, respectivamente.

Las concentraciones medias de PM10 en Europa en las zonas urbanas fueron:

- promedio anual de 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ como valor de fondo urbano y 32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en las calles; y
- promedio diario de 43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ como valor de fondo urbano y 51 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en las calles

Figura 24 Concentraciones promedio anuales de PM10 en ciudades alrededor del mundo





Las concentraciones de PM10 para América Latina y el Caribe periodo 2004 se han tomado de 17 ciudades. Los resultados indican que las concentraciones promedio anuales están en un rango de 30–118 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En la mayoría de las ciudades, los niveles de PM en 2004 fueron inferiores a los medidos en el año 2000.

La ciudad de Santiago de Chile se encuentra en medio de un valle y está rodeada de montañas. Los meses de invierno, de abril a septiembre, son claramente más contaminados que los meses de verano. Las concentraciones de PM10 promedio típicas alcanzaron 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el periodo 2003/2004. Un estudio de partículas finas en São Paulo Brasil, época de invierno, mostraron concentraciones de PM10 promedio de 33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La mayor concentración de PM10 diaria observada fue 89 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Un informe elaborado por US EPA en 340 ciudades en todo el país mostró que el promedio anual de las concentraciones de PM10 fueron de 14–63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con un promedio nacional de 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Toronto y Montreal en Canadá informaron concentraciones de PM10 promedio anual de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Las grandes diferencias en las concentraciones de PM10 reportadas se encuentran en África. Grandes ciudades como Ciudad del Cabo y Johannesburgo en Sudáfrica tienen un promedio anual de PM10 de 30 a 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En el área metropolitana de El Cairo, sin embargo, las concentraciones promedio anuales típicas en las zonas urbanas y residenciales oscilan entre los 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En áreas industriales las concentraciones medidas están entre 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

La concentración de fondo natural de PM10 en Egipto es alta debido al viento que arrastra el polvo de las zonas desérticas. Basado en las mediciones locales, los datos históricos de concentración de PM10 se han estimado en cerca de 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ciudades en zonas áridas rodeadas de los desiertos con frecuencia reciben una considerable cantidad de polvo de arena fina y viento. En el Cairo grandes fracciones de las PM10 podrían atribuirse a partículas finas de arena. Durante episodios de contaminación del aire, la quema de residuos agrícolas y otros también contribuyen con los niveles de PM en el aire.

En Australia las ciudades más grandes como Sydney y Melbourne, informaron un promedio anual de PM10 de 20-22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente.

5.4 INDICE DE LA CALIDAD DEL AIRE, AQI, Air Quality Index ²⁷

Para facilitar la comprensión de la información relacionada con la contaminación del aire se ha desarrollado el Índice de la Calidad del Aire – AQI, Air Quality Index en inglés. El AQI es un valor adimensional. Se usa para reportar la calidad del aire diariamente. Nos indica cuán limpio o contaminado está el aire. El AQI se centra en los efectos sobre la salud que puede experimentar dentro de unas horas o días después de respirar aire contaminado.

El AQI es un índice que va de 0 a 500. Cuanto mayor sea el valor del AQI, mayor el nivel de contaminación del aire y mayor su efecto sobre la salud. Por ejemplo, un valor de 50 del AQI representa que la calidad del aire es buena con poco potencial para afectar la salud pública, mientras que un valor sobre 300 del AQI representa que la calidad del aire es peligrosa.

²⁷ Technical Assistance Document for the Reporting of Daily Air Quality – the Air Quality Index (AQI)
U.S. Environmental Protection Agency 2013

Un valor 100 del AQI generalmente corresponde a la norma de calidad del aire nacional del contaminante. Los valores del AQI por debajo de 100 son considerados como satisfactorios. Cuando los valores del AQI están por encima de 100, se considera por lo general que estamos ante una mala la calidad del aire, sobre todo para ciertos grupos de personas sensibles.

El propósito del AQI es ayudar a entender los niveles de la calidad del aire versus la salud. Para que sea más fácil de entender, el AQI se divide en seis categorías:

Cuadro 14
INDICE DE LA CALIDAD DEL AIRE, AQI

Índices de la Calidad del Aire, AQI	Niveles de salud	Colores
<i>Cuando el AQI esta en este rango</i>	<i>...las condiciones de la calidad del aire son:</i>	<i>....y están simbolizadas por este color</i>
0-50	Buena	Verde
51-100	Moderada	Amarillo
101-150	Afectan la salud de grupos sensibles	Anaranjado
151 a 200	Afectan la salud	Rojo
201a 300	Muy dañino a la salud	Violeta
301 a 500	Peligroso	Marrón

El AQI es calculado para cada contaminante de la siguiente manera.

- a) Tomar la concentración más alta de los equipos dentro de cada área de medición y ajustar los resultados a la cantidad de decimales que se indica a continuación:
 - PM2.5 – con un valor decimal
 - PM10 – valor entero
- b) Usando el Cuadro 15, encontrar los puntos de intercepción que contiene la concentración.
- c) Con la ecuación 1, calcular el índice.
- d) Ajustar el índice al valor entero.

Ecuación:

$$I_p = \frac{I_{Hi} - I_{Lo}}{BP_{Hi} - BP_{Lo}} (C - BP_{Lo}) + I_{Lo}$$

Donde:

I_p = el índice del contaminante p

C_p = la concentración del contaminante p

BP_{Hi} = la intersección que es mayor o igual del contaminante p

BP_{Lo} = la intersección que es menor o igual del contaminante p

I_{Hi} = el índice AQI que corresponde al BP_{Hi}

I_{Lo} = el índice AQI que corresponde al BP_{Lo}

Cuadro 15
PUNTOS DE INTERSECCION PARA EL AQI

Puntos de intersección (Breakpoints)		igual a este AQI	y esta categoría
PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) 24 horas	PM2,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) 24 horas	AQI	
0 - 54	0.0 – 12.0	0 - 50	Bueno
55 - 154	12.1 – 35.4	51 - 100	Moderado
155 - 254	35.5 – 55.4	101 - 150	Afecta la salud de grupos sensibles
255 - 354	55.5 – 150.4*	151 - 200	Afecta la salud
355 - 424	150.5 – 250.4*	201 - 300	Muy dañino a la salud
425 - 504	250.5 – 350.4*	301 - 400	Peligroso
505 - 604	350.5 – 500.4*	401 - 500	Peligroso

Fuente: Technical Assistance Document for the Reporting of Daily Air Quality – the Air Quality Index (AQI), EPA-454/B-13-001, December 2013

Nota: * Si se promulga un SHL (Significant Harm Level en inglés) diferente para PM2.5, estos números también cambiarán

5.4.1 INDICE DE LA CALIDAD DEL AIRE, SENAMHI ²⁸

El SENAMHI localmente ha adaptado el AQI internacional, el cual se divide en cinco categorías como se indican en el Cuadro 16.

Cuadro 16
INDICE DE LA CALIDAD DEL AIRE, AQI - SENAMHI

Índices de la Calidad del Aire, AQI	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
	24 h
0 - 50	0 - 50
> 50 - 100	> 50 - 150
> 100 - 200	> 150 - 250
> 200 - 300	> 250 - 420
> 300	> 420

²⁸ Evaluación de la calidad del aire en Lima Metropolitana 2011 Dirección General de Investigación y Asuntos Ambientales del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI) 2013

CONCLUSIONES

1. La contaminación del aire, específicamente por partículas, es una amenaza aguda, acumulativa y crónica para la salud humana y el ambiente. Las personas están expuestas a contaminantes del aire diariamente.
2. Los efectos sobre la salud de las PM10 y PM2.5 están bien documentados. No hay ninguna evidencia de un nivel seguro de exposición o un umbral por debajo del cual NO se produzcan efectos adversos para la salud. Incluso concentraciones relativamente bajas tienen efectos sobre la salud, una gestión eficaz de la calidad del aire con el objetivo de alcanzar los niveles guías (AQG) de la OMS, es necesaria y urgente para reducir al mínimo los riesgos para la salud.
3. Datos recientes de la Organización Mundial de la Salud (OMS), estiman que aproximadamente el 3% de las muertes por infarto cardiopulmonar y el 6% de las muertes por cáncer pulmonar son atribuibles a la contaminación atmosférica por partículas en todo el mundo.
4. La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer, concluyó el 2013 que la contaminación atmosférica es carcinogénico en humanos, y que los componentes de las partículas están más estrechamente asociadas con la incidencia creciente del cáncer, especialmente del cáncer de pulmón. También se ha observado una asociación entre la contaminación atmosférica y el aumento del cáncer de vejiga.
5. El Ministerio de Salud - MINSA, señala que las enfermedades asociadas a la contaminación del aire, como son las infecciones respiratorias agudas (IRA),

neumonías y Síndromes Obstructivo Bronquial, SOB (asma), se han incrementado el año 2013 con relación al año 2012.

6. Es muy gratificante conocer que en los inicios de los estudios del aire atmosférico, fueron los higienistas de diferentes partes del mundo, quienes asumieron el reto de evaluar los efectos sobre el organismo humano de los contaminantes del aire.
7. La norma nacional establece para el monitoreo de partículas el uso de los métodos referidos por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA), las Directivas de la Comunidad Europea o las Guías para la Calidad del Aire de la Organización Mundial de la Salud, OMS.
8. El Monitoreo de las PM10 y PM2.5 necesita ser mejorada para evaluar la exposición de la población y para ayudar a las autoridades locales en el establecimiento de planes de mejora de la calidad del aire.
9. La evaluación de los potenciales efectos tóxicos y ambientales de las partículas en la atmosfera requiere una detallada caracterización física y química. El tamaño, composición y distribución de los componentes químicos en las partículas, todos tienen importancia desde el punto de vista de la salud. Esta información también es relevante para identificar las fuentes responsables de su generación y las potenciales estrategias a implementar que permitan su disminución y/o control.
10. Los estándares de calidad del aire en el Mundo datan desde 1951 en la entonces Unión Soviética y en 1971 fueron aprobados por los Estados Unidos. La Organización Mundial de la Salud – OMS, propuso en 1972 algunos valores que denomino objetivos recomendados a largo plazo.
11. En el Peru, desde 1967 se usan patrones o estándares de referencia para partículas, a partir del año 1993 se establecieron algunos límites oficiales para la actividad de Hidrocarburos, en el año 1996 para el sector minero y el 2001 se aprobaron los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental - ECAs.
12. Información de la Calidad del Aire de la Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA), para la ciudad de Lima, años 2007 / 2010, señala que a excepción de Callao, las otras cuatro estaciones Lima Norte, Este, Sur y Centro, las

concentraciones medias anuales de las partículas PM_{10} son mayores al estándar anual. Así mismo, indica que la estación donde se excede el ECA Anual para PM_{10} con mayor frecuencia es la Estación ubicada en Lima Norte, con una población estimada de 1.524.252 habitantes. Las concentraciones promedio anuales de $PM_{2.5}$, en el periodo 2007 / 2010, superan el ECA vigente desde el año 2014.

13. El mes de febrero del 2014, los datos del SENAMHI, muestran que las estaciones Lima Este (Ate), Lima Sur (San Borja), Lima Centro (Campo de Marte) y Lima Este (Santa Anita), presentaron mayores concentraciones de partículas los días laborables (lunes a viernes), para luego ir descendiendo los sábados y presentar los valores mínimos los días domingos.
14. Los niveles generales de partículas suspendidas en Asia y América Latina son superiores a los de Europa y América del Norte. Las concentraciones medias anual de PM_{10} en las ciudades asiáticas oscilan entre los $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $220 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y en América Latina de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $129 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que en Europa y América del Norte el rango típico de las concentraciones de PM_{10} promedio anuales es de $15\text{--}60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Alrededor del 70% de las ciudades seleccionadas tuvieron concentraciones de PM_{10} promedio anuales por encima de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
15. Las medidas reglamentarias que generan una reducción de los efectos sobre la salud de la contaminación del aire son: normas de calidad de aire más estrictas y establecimiento de límites para las emisiones provenientes de diversas fuentes. Los cambios estructurales tales como la reducción del consumo de energía, especialmente la basada en fuentes de combustión, cambio de los modos de transporte, la planificación del uso de la tierra, así como, los cambios de comportamiento de los individuos, por ejemplo, utilizando modos de transporte limpios, también contribuyen en la reducción de la contaminación.

BIBLIOGRAFÍA

1. Air Quality Guidelines Global Update 2005 WHO Regional Office for Europe, 2006
2. Air Quality Guidelines - Second Edition. WHO Regional Office for Europe, Health effects of particulate matter WHO Regional Office for Europe, 2013
3. APTI 435: Atmospheric Sampling Course, US EPA 450/2-80-004. September 1980.
4. Boletín Epidemiológico semana N° 40 MINSA: Año 2014
(http://www.dge.gob.pe/boletin.php?subaction=showfull&id=1259267936&archive=&start_from=&ucat=1&)
5. Boletín Mensual Año 14 - N°02, Vigilancia de la Calidad del Aire en la Zona Metropolitana de Lima y Callao, SENAMHI Febrero 2014.
6. Calidad del aire (exterior) y salud, Nota descriptiva N°313, Marzo 2014
<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/es/>
7. Diesel engine exhaust carcinogenic. Lyons, International Agency for Research on Cancer, IARC: 2012 (Press release No. 213) (<http://www.iarc.fr/en/mediacentre/iarcnews/2012/mono105-info.php>, accessed 28 October 2012)
8. Estado de la Población Peruana INEI:
(http://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1157/libro.pdf)
9. Evaluación de la calidad del aire en Lima Metropolitana 2011 Dirección General de Investigación y Asuntos Ambientales del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI) 2013
10. Informe 1967- 1974 red Panamericana de Muestreo de la Contaminación del Aire (REDPANAIRES), División de Salud Ambiental Serie Técnica 18, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Organización Panamericana de la Salud (OPS), Organización Mundial de la Salud (OMS). 1976
11. Measurement of Suspended Particulate Matter in Ambient Air. GEMS/AIR Methodology Review Handbook Series, Volume 3, 1994. Copenhagen, Denmark, 2000
12. Monitoreo de la Calidad del Aire en América Latina, Marcelo E. Korc, Rodolfo Sáenz, Lima 1999
13. Registro de Cáncer de Lima Metropolitana 2004 – 2005 INEN: Volumen IV, 2013
(http://www.inen.sld.pe/portal/documentos/pdf/banners_2014/Febrero/13022014_Libro_RCLM_04_05.pdf)
14. SI:422 Air Pollution the Control Orientation Course" of the Air Pollution Training Institute (APTI) of the United U.S. EPA.
15. Technical Assistance Document for the Reporting of Daily Air Quality – the Air Quality Index (AQI), EPA-454/B-13-001, December 2013
16. El Plan Integral de Saneamiento Atmosférico para Lima – Callao PISA 2011-2015, Comité de Gestión Iniciativa Aire Limpio Lima – Callao, 2010
17. Protocolo Calidad del aire y Gestión de los Datos, DIGESA, 2005
18. U.S.S.R. Literature on Air Pollution and Occupational Diseases Volume 1 United States Department Of Commerce, January 1960