

CONTAMINACIÓN URBANA DEL AIRE

Aspectos fisicoquímicos,
microbiológicos y sociales

Enrique Sánchez-Salinas
Ma. Laura Ortiz-Hernández
María Luisa Castrejón-Godínez
(compiladores)



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS

CONTAMINACIÓN URBANA DEL AIRE
ASPECTOS FISICOQUÍMICOS,
MICROBIOLÓGICOS
Y SOCIALES

CONTAMINACIÓN URBANA DEL AIRE

ASPECTOS FÍSICOQUÍMICOS, MICROBIOLÓGICOS Y SOCIALES

Enrique Sánchez-Salinas
Ma. Laura Ortiz-Hernández
María Luisa Castrejón-Godínez
(compiladores)



PROGRAMA DE GESTIÓN AMBIENTAL UNIVERSITARIO

Esta publicación fue financiada por el Fondo Mixto Conacyt-Gobierno del Estado de Morelos, a través del Proyecto FOMIX MOR-2011-C02-173680.

Contaminación urbana del aire : Aspectos fisicoquímicos, microbiológicos y sociales / Enrique Sánchez Salinas, Ma. Laura Ortiz Hernández, María Luisa Castrejón Godínez, compiladores. - - México : Universidad Autónoma del Estado de Morelos, 2014.

186 p. : il.

ISBN 978-607-8332-59-5 UAEM

1. Aire – Contaminación – Efectos ambientales 2. Aire – Contaminación – Efectos sobre la salud 3. Aire – Microbiología 4. Aerosoles atmosféricos

LCC QC882

DC 551.511

Contaminación urbana del aire. Aspectos fisicoquímicos, microbiológicos y sociales
Enrique Sánchez-Salinas, Ma. Laura Ortiz-Hernández
y María Luisa Castrejón-Godínez (compiladores)

Primera edición, 2014

D.R. © 2014, Enrique Sánchez-Salinas, Ma. Laura Ortiz-Hernández
y María Luisa Castrejón- Godínez

D.R. © 2014, Universidad Autónoma del Estado de Morelos

Av. Universidad 1001

Col. Chamilpa, CP 62209

Cuernavaca, Morelos, México

publicaciones@uaem.mx

Diseño de portada: Tania Sánchez-Ortiz

Fotografías: Enrique Sánchez-Salinas

ISBN 978-607-8332-59-5

Impreso en México

Reservados los derechos

ÍNDICE

CAPÍTULO 1. LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA URBANA: GESTIÓN Y POLÍTICA PÚBLICA DE LA CALIDAD DEL AIRE 13

Enrique Sánchez-Salinas, Ma. Laura Ortiz-Hernández, María Luisa Castrejón-Godínez y Alexis Joavany Rodríguez Solís

CAPÍTULO 2. FUENTES QUÍMICAS DE LA CONTAMINACIÓN TROPOSFÉRICA 45

Rodrigo Morales-Cueto y Hugo Saldarriaga-Noreña

CAPÍTULO 3. FRACCIÓN ORGÁNICA ASOCIADA A LOS AEROSOLAS ATMOSFÉRICOS: FUENTES, MECANISMOS DE TRANSFORMACIÓN Y EFECTOS SOBRE LA SALUD 75

Hugo Saldarriaga-Noreña, Rodrigo Morales-Cueto y Fernando Ramos Quintana

CAPÍTULO 4. LA AEROBIOLOGÍA Y SU CONTRIBUCIÓN A LA CALIDAD DEL AIRE107

María Luisa Castrejón-Godínez, Alexis Joavany Rodríguez Solís, Enrique Sánchez-Salinas y Ma. Laura Ortiz-Hernández

CAPÍTULO 5. MODELOS PREDICTIVOS Y DE CONSTRUCCIÓN DE CAMPOS DE FLUJO DE VIENTO137

Fernando Ramos Quintana y Deny Lizbeth Hernández Rabadán

CAPÍTULO 6. PERCEPCIÓN AMBIENTAL: HERRAMIENTA DE ANÁLISIS DE LA REALIDAD171

Gabriel Dorantes Argandar, Enrique Sánchez-Salinas y Ma. Laura Ortiz-Hernández

AUTORES

Enrique Sánchez Salinas

Profesor-Investigador Centro de Investigación en Biotecnología. Profesor de la Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

Ma. Laura Ortiz Hernández

Profesora-Investigadora Centro de Investigación en Biotecnología. Profesora de la Facultad de Ciencias Biológicas. Directora General de Desarrollo Sustentable, Secretaría de Investigación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

María Luisa Castrejón Godínez

Jefatura de Educación Ambiental, Programa de Gestión Ambiental Universitario. Profesora de la Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

Alexis Joavany Rodríguez Solís

Investigador posdoctoral del Centro de Investigación en Biotecnología. Profesor de la Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería y Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

Rodrigo Morales Cueto

Profesor-Investigador Centro de Investigaciones Químicas. Profesor de la Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería y Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

Hugo Saldarriaga Noreña

Profesor-Investigador Centro de Investigaciones Químicas. Profesor de la Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

Gabriel Dorantes Argandar

Profesor-Investigador del Centro de Investigación Transdisciplinar en Psicología. Profesor de la Facultad de Psicología. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

Fernando Ramos Quintana y Deny Lizbeth Hernández Rabadán

Investigadores asociados del proyecto Fondo Mixto CONACyT-Gobierno del Estado de Morelos. Mor-2011-C02-173680.

PRESENTACIÓN

La presencia del hombre en la Tierra y su capacidad de transformación del entorno, representan la principal causa del deterioro ambiental en el planeta. Las actividades humanas generan gases y partículas que originan mezclas complejas en cantidades tales y con tal duración, que son perjudiciales para la flora y la fauna; afectan los cuerpos de agua y los suelos, la salud pública y los bienes materiales. El crecimiento y concentración de la población, los procesos de urbanización y la industrialización, asociados a fenómenos meteorológicos, determinan los niveles de deterioro de la calidad del aire. A nivel mundial, se estiman que la contaminación del aire causa entre 200 mil y 570 mil muertes anuales. El conocimiento de las fuentes de contaminación y de los procesos fotoquímicos atmosféricos, además del monitoreo de la calidad del aire y la emisión de normas ambientales que regulen la emisión y exposición a los contaminantes criterio, no son suficientes para establecer las bases para el diseño de estrategias de gestión y política pública para reducir y detener la degradación ambiental. Esta problemática se aborda bajo el marco conceptual de la sustentabilidad, a pesar de sus limitaciones para establecer un balance a la compleja relación ambiente, crecimiento económico y valores socio-políticos.

En el libro se analiza los fundamentos de la sustentabilidad y sus contradicciones, aborda la complejidad del deterioro ambiental. Las fuentes químicas de la contaminación troposférica, los procesos fotoquímicos atmosféricos y el papel del ozono como contaminante secundario relevante se revisan a detalle. Se describe el origen de los aerosoles atmosféricos, los mecanismos de transformación y los efectos sobre la salud humana. Se analiza el origen de los bioaerosoles, los criterios de calidad microbiológica del aire y los métodos de muestreo. Se ejemplifica la construcción de un modelo predictivo de campos de viento, como base para el estudio de la dispersión de los contaminantes. Finalmente, se examina la importancia de los estudios de percepción ambiental para prever la evolución y el comportamiento individual y colectivo ante los escenarios futuros previsibles.

Los compiladores expresamos nuestros agradecimientos a los autores, coautores, y revisores, por su tiempo y conocimientos. En especial al Fondo Mixto CONACyT-Gobierno del Estado de Morelos por el financiamiento al proyecto FOMIX MOR-2011-C02-173680.

CAPÍTULO 1

LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA URBANA: GESTIÓN Y POLÍTICA PÚBLICA DE LA CALIDAD DEL AIRE

Enrique Sánchez-Salinas, Ma. Laura Ortiz-Hernández, María Luisa
Castrejón-Godínez y Alexis Joavany Rodríguez Solís

1.1. INTRODUCCIÓN

Las sociedades humanas producen y reproducen sus condiciones materiales de existencia a partir de su metabolismo con la naturaleza (Toledo, 2008). El metabolismo urbano se puede definir como la suma total de los procesos técnicos y socioeconómicos que se producen en las ciudades, lo que da como resultado el crecimiento, la producción de energía y la eliminación de los residuos (Kennedy *et al.*, 2007). En la práctica, el estudio de un metabolismo urbano implica la cuantificación de las entradas, salidas y el almacenamiento de energía, agua, nutrientes, materiales y residuos de una región urbana (Kennedy *et al.*, 2010). Una de las consecuencias es la contaminación atmosférica urbana, que constituye un problema ambiental en muchas ciudades de todo el mundo y produce graves consecuencias, inmediatas y en el largo plazo, para la salud de la población y para el medio ambiente físico (Streit y Guzmán, 1996).

El deterioro ambiental en todas las escalas y, en algunos casos, de forma irreversible, es consecuencia indiscutible de la velocidad con la cual el ser humano moderno consume materiales y energías, además de que produce residuos de distinta naturaleza. Naredo (1996) señala que esta situación ha obligado a que se busque conciliar el crecimiento (o desarrollo) económico con la idea de sostenibilidad, cuando cada uno de estos dos conceptos se refiere a niveles de abstracción y sistemas de razonamientos diferentes: las nociones de crecimiento económico encuentran su definición en los

agregados monetarios homogéneos de producción y sus derivados, lo que segrega la idea común de sistema económico, mientras que la preocupación por la sostenibilidad recae en procesos físicos singulares y heterogéneos. Ríos *et al.* (2005) señalan que esta concepción de desarrollo sostenible, derivada del Informe Brundtland, se identifica con una ideología liberal proeconómica, cuyo objetivo principal es el crecimiento económico y la preservación de los ecosistemas; la cultura, la naturaleza y el ambiente son sólo herramientas para su logro.

Ante el deterioro del ambiente mundial, la Cumbre de Johannesburgo, celebrada en 2002, señaló que los países en desarrollo se han vuelto más vulnerables y que la contaminación del aire, agua y mares sigue privando a millones de seres humanos de una vida digna. Esta situación ha obligado a los gobiernos, las organizaciones internacionales competentes, el sector privado y los grupos que integran la sociedad, a implementar estrategias encaminadas a modificar los modelos insostenibles de consumo y producción. La Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2002) ha declarado que el uso sustentable de los recursos y procesos eficientes de producción permitirá reducir la degradación de éstos, la contaminación y la producción de residuos, al afrontar y desvincular el crecimiento económico, así como la degradación del ambiente. Sin embargo, la ausencia de políticas en la materia que establezcan los límites del crecimiento económico ha provocado que los problemas asociados con la degradación ambiental terminen también en un proceso de globalización.

1.2. LA COMPLEJIDAD AMBIENTAL Y LA SUSTENTABILIDAD

El término de desarrollo aplicado en el desempeño de las sociedades humanas alcanza amplios niveles de difusión luego de la segunda guerra mundial, cuando los países industrializados comienzan a tener en cuenta y analizar el desvío creciente que separa a los países del “tercer mundo” de los industrializados. Los especialistas de todo el mundo empiezan a buscar

y desarrollar teorías que intentan explicar estos procesos (Achkar, 2005). A lo largo de las tres últimas décadas, enfoques como la economía ambiental y la economía ecológica han tratado de volver a conectar el sistema económico con el ecológico. La primera valora las externalidades ambientales de cara a su incorporación en la contabilidad económica en uso, mientras que la segunda cuestiona los fundamentos y axiomas sobre los que reposa la economía neoclásica, y trata de desarrollar un nuevo marco conceptual y metodológico de análisis que refleje e incorpore los costos físicos de la actividad económica (Gómez-Baggethun y De Groot, 2007).

En 1987 apareció el Informe Brundtland (también conocido como *Nuestro futuro común*), en el que se introdujo el concepto de “desarrollo sostenible”, entendido como aquél que permite la satisfacción de “las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades” (ONU, 1987). Se considera complementaria de esta definición la de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), la del Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas (PNUMA) y la del Fondo Mundial de la Naturaleza (WWF), las cuales indican que el desarrollo sostenible implica la mejora en la calidad de vida dentro de los límites de los ecosistemas (Moreno, 2007).

No obstante, el término “sostenible” tiene un origen relacionado con un concepto económico-ambiental que acompaña al de desarrollo sostenible. Éste sirve para mantener en los países industrializados la fe en el crecimiento, y hace las veces de burladero para escapar de la problemática ecológica y de las connotaciones éticas que tal crecimiento conlleva. Sin embargo, se han levantado voces críticas que señalan que el objetivo de la sostenibilidad se revela incompatible con el desarrollo de un sistema económico cuya globalización origina a su vez la homogeneización cultural y la destrucción ambiental (Naredo, 1996). Por otro lado, el concepto

“sustentabilidad” tiene como antecedente inmediato el de “ecodesarrollo”, que se empezó a utilizar en el Primer Informe del Club de Roma sobre los límites del crecimiento (1971), que, junto con otras publicaciones y acontecimientos, puso en tela de juicio la viabilidad del crecimiento como objetivo económico planetario (Moreno, 2007).

Por su parte, en México, la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) define como “desarrollo sustentable” el proceso evaluable mediante criterios e indicadores del carácter ambiental, económico y social que tiende a mejorar la calidad de vida y la productividad de las personas, el cual se funda en medidas apropiadas de preservación del equilibrio ecológico, protección del ambiente y aprovechamiento de recursos naturales, de manera que no se comprometa la satisfacción de las necesidades de las generaciones futuras (DOF, 2014).

La discusión y el análisis sobre el origen etimológico y semántico de los conceptos pueden parecer excesivos, pero hay que considerar que hay palabras y frases que no pueden ser homogéneas en todas las culturas, debido a que poseen un sistema de valores diferente, que se basa en una distinta percepción de la realidad. Comúnmente aceptamos como nuestras algunas doctrinas e ideologías —como el concepto de desarrollo sostenible/sostenibilidad— en un proceso de homogeneización cultural global en el que participamos de manera inconsciente. Por esta razón, el debate conceptual no puede ser obviado por una simple propuesta de definiciones más complejas y detalladas, pues debajo de los conceptos se encuentra una realidad que es mucho más compleja que su definición. Necesitamos generar nuevos procesos y alternativas que nos permitan afrontar la realidad social, económica, política, ambiental y cultural desde un punto de vista común, de acuerdo con nuestro fondo histórico-cultural (Ríos *et al.*, 2005; Naredo, 1996).

La problemática ambiental es una realidad compleja que incluye aspectos sociales, políticos, económicos y ecológicos. Los sistemas complejos responden a dinámicas no lineales, es decir, que tienen más de una causa posible y, en consecuencia, más de una solución; se refieren a comportamientos y procesos no deterministas, emergentes y autoorganizativos. En la actualidad, el mundo necesita nuevos modelos explicativos, junto con metateorías que permitan la comprensión de la complejidad de la realidad debido a los inherentes límites disciplinares. De esta manera, una nueva realidad se puede construir, basada en el estudio de la complejidad fenomenal y en la transdisciplinariedad necesaria en un nivel científico, de modo que la investigación científica podrá enfrentarse con una realidad holística (Ríos *et al.*, 2005). Ante la complejidad ambiental, las políticas de la globalización económico-ecológica ponen de manifiesto la impotencia del conocimiento para comprender y solucionar los problemas que han propiciado sus formas de conocimiento del mundo (Leff, 2013).

La globalización económica tiene importantes limitaciones para regular de forma efectiva el equilibrio ecológico y es poca su capacidad para internalizar los costos ambientales mediante un sistema de normas legales, impuestos o un mercado de permisos de contaminación para la reducción de emisiones. La economía debe constreñirse a los límites de expansión que aseguren la reproducción de las condiciones ecológicas de una producción sustentable y de regeneración del capital natural, un principio precautorio basado en el cálculo del riesgo, en la incertidumbre y en los límites impuestos a través de un debate científico-político fuera del mercado (Leff, 2013). Las contradicciones del desarrollo neoliberal globalizador son tan profundas que han creado la necesidad de explorar otros enfoques de sustentabilidad.

1.3. EL PROCESO DE URBANIZACIÓN Y EL DETERIORO AMBIENTAL

El sistema urbano mexicano está integrado por 369 localidades mayores de 15 mil habitantes, entre las que destacan la ciudad de México, Guadalajara y Monterrey como grandes megalópolis, y Toluca, Puebla, Cuernavaca, Querétaro, Tijuana, Ciudad Juárez, Cancún, entre otras, como grandes metrópolis unidas mediante ejes troncales de vías de comunicación. Este sistema urbano es resultado del desarrollo socioeconómico de México (Valdés *et al.*, 2011).

De acuerdo con datos de la ONU (2013), actualmente el 50% de la población mundial habita en ciudades, y se estima que dentro de dos décadas casi el 60% de la población mundial vivirá en zonas urbanas. El crecimiento exponencial que ha experimentado la población humana en el ámbito mundial, la demanda de recursos para satisfacer sus necesidades básicas y las formas y mecanismos de apropiación de los recursos —con frecuencia ligados a fuerzas sociales, económicas y políticas— han tenido implicaciones estructurales y funcionales en los ecosistemas naturales (Mas *et al.*, 2009).

La acelerada urbanización ha creado grandes ciudades y zonas metropolitanas que exigen infraestructura y sistemas de transporte con capacidad de movilizar masivamente a la población (SCT, 2008). Además, la descentralización de la vivienda de clase media hacia la periferia urbana incrementa el tráfico vehicular para los traslados (Lavell, 1996) y trae como consecuencia mayores emisiones de contaminantes por efecto de la combustión en el motor y por el polvo que levantan los vehículos en circulación, además de la contaminación relacionada con el desgaste de las llantas y el sistema de frenos por la abrasión entre los materiales. Por otro lado, la disminución de la humedad relativa en las grandes zonas urbanas está asociada con la escasez de vegetación y cuerpos de agua; el aumento en la temperatura permite la disminución de la humedad atmosférica y las

altas precipitaciones podrían deberse a la gran concentración de nucleantes y a la convección inducida por la isla de calor (Garduño, 2003 y Morales *et al.*, 2007).

Alrededor del proceso de urbanización —comprendida ésta como el crecimiento de las localidades que cuentan con dos mil 500 habitantes o más— existe una compleja problemática asociada con la salud humana, la explotación de los recursos naturales, la contaminación ambiental y el cambio climático, además de que se relaciona con los efectos socioculturales por el cambio del modo de vida rural al urbano de la población (Valdés *et al.*, 2011). Esta situación ha sido y es objeto de un intenso debate intelectual, que se ha intentado explicar —sobre todo en países del mundo desarrollado, con renovados argumentos malthusianos— como resultado de la presión que el excesivo crecimiento poblacional ejerce sobre los limitados recursos naturales de la Tierra (Segreles, 2012). Sin embargo, existe otra visión de análisis del problema que plantea que la crisis ambiental es el resultado de la aplicación indiscriminada de las tecnologías contaminantes, del modo de producción imperante y de las pautas consuntivas de los países ricos. Segreles (2008) señala que este análisis presenta un marco teórico-conceptual dialéctico, sistémico y holístico que no utiliza las ambigüedades habituales en los análisis del fenómeno ecológico.

Los impactos del desarrollo urbano en la calidad del aire constituyen un problema en los ámbitos local y global, inherente a las grandes ciudades. En el nivel mundial, el tema de la calidad del aire se aborda como parte del proceso de calentamiento global que sufre la Tierra y sus consecuencias en el cambio climático, un fenómeno confirmado por las evidencias científicas; en el nivel local, es un problema específico con efectos sobre la salud y el ambiente (Romero *et al.*, 2006). En lo que respecta a los contaminantes atmosféricos, hasta no hace mucho tiempo eran exclusivamente los procedentes de las emisiones industriales. Los

principales focos de contaminación actuales proceden del transporte y el uso doméstico (Bilbao, 2002). Al respecto, Morales (2006) señala que las actividades de transporte, industria, comercio, construcción y agricultura deben tener una serie de controles y exigencias ambientales (impuestos, normas, instrumentos de mejoramiento y reparación ambiental) en su carácter de fuentes emisoras de contaminantes atmosféricos.

Los procesos de ocupación territorial y producción urbana, los patrones de cambio de uso del suelo, la laxa regulación para la construcción y los severos déficits y obsolescencia de la infraestructura y los servicios básicos, combinados con el crecimiento poblacional y la pobreza urbana, aumentan la presión sobre los recursos naturales, lo que tiene como consecuencia que una proporción cada vez más creciente de la población de las ciudades esté expuesta a enormes riesgos ambientales (Lungo y Baires, 1996). El impacto social de los sistemas de urbanización es claro y puede plantear importantes problemas de sustentabilidad con respecto a la calidad del hábitat humano, el acceso a la vivienda, la expansión de la pobreza, la marginalidad, el aumento en la criminalidad y una menor cohesión interterritorial, entre otros (Jiménez y Rams, 2006).

Por todo esto, es necesario entender las fuerzas que determinan el crecimiento mundial de las zonas urbanas para poder plantear estrategias de mitigación de las emisiones contaminantes y sobrellevar sus inevitables consecuencias. En sus Perspectivas del Medio Ambiente Mundial, el PNUMA (2002) señala que la adecuada planeación urbana puede reducir estos efectos y que los asentamientos bien planeados y densamente poblados pueden reducir la necesidad de cambio en el uso del suelo, ofrecer oportunidades de ahorro de energía y efectuar el reciclaje con una mayor eficiencia de costos. Además, si las ciudades están bajo una administración adecuada, que pone suficiente atención en el desarrollo social y ambiental, se pueden evitar los problemas derivados de una urbanización rápida, particularmente en las regiones en vías de desarrollo.

Un primer paso para avanzar en esta dirección sería que los gobiernos de cada país incorporen expresamente un componente urbano en sus políticas tanto económicas como ambientales y sociales.

1.3.1. CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA URBANA

Las relaciones que los seres humanos establecen con la naturaleza son siempre dobles: individuales o biológicas y colectivas o sociales. En el nivel social, el conjunto de individuos articulados mediante relaciones o nexos de diferentes tipos se organiza para garantizar su propia subsistencia y reproducción; asimismo, extrae energía de la naturaleza por medio de estructuras metaindividuales o artefactos y excreta toda una gama de residuos (Toledo, 2008). La introducción antrópica de estos residuos altera la estructura natural de los ecosistemas (acuáticos y terrestres), lo que da origen a la contaminación.

De acuerdo con la LGEEPA, la contaminación es la presencia en el ambiente de uno o más contaminantes, o de cualquier combinación de ellos, que cause desequilibrio ecológico (DOF, 2014). En el caso de la contaminación atmosférica, Wark y Warner (2002) la definen como la presencia en la atmósfera de uno o más contaminantes o sus combinaciones, en cantidades tales y con tal duración, que puedan afectar la vida humana o que puedan ser perjudiciales para la vida vegetal, animal o del ambiente, de modo que interfieran con el goce de la vida, la propiedad o el ejercicio de las actividades.

Las áreas urbanas producen gases y partículas que originan mezclas complejas, cuyas características dependen de una serie de factores como la densidad de población, el consumo de energía, los procesos industriales, los medios de transporte, entre otros. Estos últimos son la principal fuente de emisiones a la atmósfera en la mayoría de los países (Bravo y Torres, 2000).

Las ciudades de los países en desarrollo presentan varias características importantes: la persistencia de zonas de transición urbano-rurales con áreas no pavimentadas, agrícolas y ganaderas, zonas deforestadas, falta de infraestructura sanitaria, entre otras. Esta estrecha convivencia de los entornos urbano-rurales es un factor importante que a menudo se pasa por alto al evaluar la problemática asociada con la contaminación atmosférica (Raga *et al.*, 2001).

La contaminación atmosférica afecta la salud pública y la agricultura, además de que altera el clima. Se han realizado muchos estudios en los últimos años para cuantificar los componentes de la contaminación urbana, identificar las fuentes y evaluar sus impactos (Raga *et al.*, 2001). El deterioro en la calidad del aire puede, en muchos casos, percibirse con facilidad, especialmente en las grandes ciudades, pues disminuye la visibilidad del paisaje o causa irritación en ojos y garganta, entre otros aspectos (Zuk *et al.*, 2007). En monumentos históricos y bienes personales, por efecto de las precipitaciones ácidas, también es evidente en las zonas urbanas de diferentes partes del mundo.

1.3.2. FUENTES DE CONTAMINACIÓN

Los contaminantes atmosféricos, normalmente medidos en la atmósfera urbana, provienen de fuentes móviles y fijas de combustión (Ballester, 2005). Éstas se localizan en una zona específica cuya ubicación no cambia. Se dividen en fuentes puntuales, de área y naturales, las cuales se describen a continuación.

Fuentes puntuales. Una fuente puntual o estacionaria se refiere a cualquier instalación fija que lleva a cabo operaciones o procesos derivados de la generación de energía eléctrica, del comercio o de actividades de las industrias química, textil, alimentaria, maderera, cementera, papelera, farmacéutica, metalúrgica, metálica, manufacturera y procesadora de

productos vegetales y animales, entre otras. Las emisiones que se derivan de la combustión utilizada en la generación de energía o vapor dependen de la calidad de los combustibles y de la eficiencia de los quemadores, así como del mantenimiento del equipo técnico y la presencia de equipo de control de emisiones durante los procesos (filtros, precipitadores y lavadores, entre otros). Los principales contaminantes asociados con la combustión son el bióxido de azufre (SO_2), los óxidos de nitrógeno (NO_x), el bióxido de carbono (CO_2), el monóxido de carbono (CO), los hidrocarburos (HC) y las partículas en suspensión (PM) (Aragón, 2011; Cárdenas *et al.*, 2003).

Fuentes de área. Son emisiones que no se localizan en un punto específico, pues se generan en una serie de fuentes pequeñas, numerosas y dispersas, que en conjunto pueden afectar la calidad del aire en una región. Dichas emisiones son inherentes a actividades y procesos, como el consumo de solventes, la limpieza de superficies y equipos, el recubrimiento de superficies arquitectónicas e industriales, el lavado en seco, las artes gráficas, las panaderías, y la distribución y el almacenamiento de gas LP, principalmente. Este tipo de fuentes también incluyen las emisiones originadas en los caminos pavimentados y no pavimentados, plantas de tratamiento de aguas residuales y plantas de compostaje, rellenos sanitarios, combustión doméstica, quemas agrícolas e incendios forestales. En este tipo de emisión se encuentra un gran número de contaminantes que tienen diversos impactos en la salud (Aragón, 2011; Cárdenas *et al.*, 2003).

Fuentes naturales. La contaminación de origen natural se remonta a los orígenes de la Tierra. La actividad volcánica es considerada una fuente de contaminación natural por sus emisiones de CO_2 , bióxido y trióxido de azufre (SO_2 , SO_3), los cuales, combinados con el vapor de agua, originan ácido sulfhídrico y sulfúrico (H_2S , H_2SO_4). El ácido clorhídrico (HCl), el CO , el ácido fluorhídrico (HF), el hidrógeno (H), el helio (He) y el radón

(Rn) también se expulsan durante la erupción, así como mercurio (Hg), magnesio (Mg), manganeso (Mn) y bromo (Br), además de ceniza volcánica, constituida de grano fino (menor a dos mm), entre otras sustancias (Grob *et al.*, 2012; Enríquez, 2012; OPS, 2005; Bobrowski *et al.*, 2003). Otros procesos naturales contaminantes son las tormentas que originan NO_x (Morales y Leiva, 2006). Las tormentas de polvo y arena que se originan en las zonas áridas liberan una gran cantidad de partículas en la atmósfera. Estas tormentas pueden elevar partículas hasta 250 metros de altura y avanzan con velocidades que pueden llegar a alcanzar los 200 m/s (Mezzanotte, 2007). Sin embargo, las emisiones originadas por erosión eólica, asociadas con suelos perturbados, frecuentemente son tratadas como fuentes de área.

A todas las sustancias emitidas por la vegetación y la actividad microbiana en suelos y océanos se les denomina “emisiones biogénicas”, cuyo papel es importante en la química de la tropósfera, pues participan directamente en la formación de ozono. Las emisiones biogénicas incluyen NO_x, HC no metanogénicos, metano (CH₄), CO₂, CO y compuestos nitrogenados y azufrados (Aragón, 2011; Cárdenas *et al.*, 2003). El CH₄ se encuentra comúnmente en la naturaleza como resultado de la descomposición microbiana de la materia orgánica en ausencia de oxígeno, fenómeno que ocurre en pantanos o en el sedimento del fango de los lagos. Otras categorías más pequeñas de fuentes naturales incluyen las termitas, que emiten CH₄, y la actividad geotérmica con emisiones de SO_x.

Fuentes móviles. Las fuentes móviles incluyen las diversas formas de transporte, como los aviones, helicópteros, ferrocarriles, tranvías, tractocamiones, autobuses, camiones, automóviles, motocicletas, embarcaciones, equipo y maquinarias no fijas con motores de combustión y similares que, por su operación, generan o pueden generar emisiones contaminantes hacia la atmósfera. Los motores de los vehículos son responsables de las emisiones de CO, de compuestos orgánicos volátiles

(COV), SO_2 y NO_x , que se producen durante la combustión (Aragón, 2011; Cárdenas *et al.*, 2003).

En la Figura 1.1 se muestran las principales fuentes de contaminación atmosférica y algunos contaminantes primarios y secundarios.

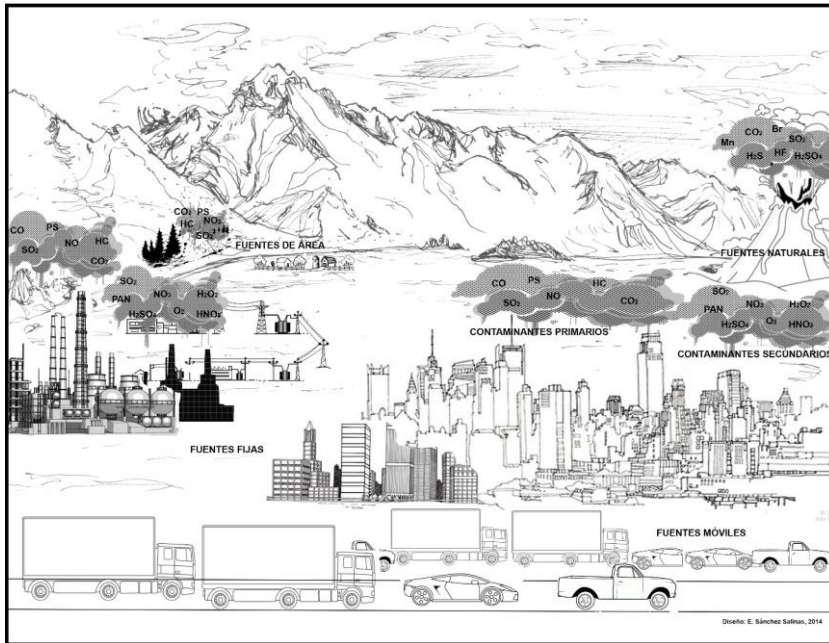


Figura 1.1. Fuentes de contaminación del aire y principales contaminantes emitidos.

1.3.3. USO DE ENERGÍA Y CONTAMINACIÓN

Desde el momento en que el ser humano descubrió que podía controlar el fuego, comenzó a utilizar combustibles para calefacción y cocción de alimentos, además de tener contacto con los subproductos de la combustión de materiales orgánicos. Después de dos millones de años de existencia en el planeta, la población humana apenas alcanzaba unos pocos millones y su consumo de combustible se limitaba a la combustión de leña en fogatas rústicas; los impactos de los contaminantes emitidos se

limitaban a las inmediaciones de la combustión. A medida que la población humana creció y la combustión de la madera y el carbón se hizo más generalizada, la contaminación del aire y los impactos de la combustión aún se limitaban a los conglomerados urbanos (Gaffney y Marley, 2009).

En el ámbito mundial, la mayor parte del consumo de energía proviene del petróleo, el gas natural y el carbón, ya que las energías nuclear, hidroeléctrica y las provenientes de otras fuentes renovables, tienen una participación menor. No obstante, los combustibles utilizados varían de región a región; por ejemplo, el gas natural predomina en la Federación Rusa, el carbón provee el mayor porcentaje de la energía que se consume en China, mientras que la biomasa es una fuente importante de energía en el mundo en desarrollo (PNUMA, 2002).

El consumo de energía permite la supervivencia, el mantenimiento y el crecimiento del sistema urbano, además de que ayuda a que los sectores económicos y su población alcancen nuevos estadios; sin embargo, en cada cambio de forma de energía se libera una cantidad no aprovechable de ésta, así como especies químicas potencialmente contaminantes (Díaz, 2013). El modelo económico actual —asociado al proceso de urbanización y al desarrollo de diversas actividades, como la industria petrolera, los servicios, la agroindustria y el incremento de las unidades automotoras— trae como resultado un consumo intenso de energía (Ortiz-Hernández y Sánchez-Salinas, 2013). En el nivel urbano, existen dos fuentes de energía fundamentales: la eléctrica y los combustibles fósiles y sus derivados (gasolina y diésel, los aceites combustibles, el carbón, el gas natural y el gas licuado de petróleo).

Los fenómenos meteorológicos, como las altas presiones, la ausencia de lluvias prolongadas y el aumento de la temperatura, pueden asociarse con un incremento de las emisiones de contaminantes por un consumo mayor de energía, debido a los sistemas de acondicionamiento de aire, refrigeración y conservación de alimentos y otros productos (Ballester,

2005). Por otro lado, el tipo de combustible, la tecnología aplicada, las condiciones y el tiempo de operación de los sistemas de combustión, determinan también las emisiones contaminantes en la atmósfera y la calidad del aire. El panorama calculado dentro de 15 años es crítico y no pronostica condiciones ambientales favorables para los sistemas urbanos ni para los naturales, razón por la cual las propuestas de sustentabilidad energética urbana deben ser canalizadas hacia la masificación del uso de formas renovables de energía y hacia la reducción del consumo mediante la concienciación ciudadana y el aprovechamiento energético de los residuos (Díaz, 2013). Asimismo, la energía solar que alcanza la superficie terrestre tiene el potencial para satisfacer la demanda energética de los combustibles fósiles.

El uso más eficiente de la energía y la introducción progresiva de energías limpias permitirán una reducción en la utilización de combustibles fósiles y, por consiguiente, una reducción en la emisión de SO₂, CO y NO₂. En la actualidad, el desarrollo del sistema de energía está fuertemente influenciado por las políticas de mitigación del cambio climático. Aquí hablamos de las fuentes de energía y tecnologías que pueden alimentar el sistema de energía mundial, así como las condiciones que promueven o limitan las diferentes opciones de tecnología (Van Vliet, 2012).

1.4. CALIDAD DEL AIRE

El deterioro de la calidad del aire afecta al ambiente e impacta en otros sectores, como el de la salud y el económico. Específicamente en el sector salud se estima que la contaminación de la atmósfera exterior en escala global causa entre 200 mil y 570 mil muertes anuales. Esto representa entre el 0.1% y el 1.1% de las muertes anuales (Mazzeo y Venegas, 2006). Desde el punto de vista económico, los contaminantes emitidos interactúan con la humedad del aire, con lo que se forman ácidos que al precipitarse pueden provocar la acidificación de cuerpos de agua, lo que tiene efectos

negativos en la flora y fauna acuáticas, además de que fomenta la pérdida de cultivos e incluso que el suelo pierda su fertilidad.

Entre los contaminantes atmosféricos se distinguen los contaminantes primarios y los secundarios. Los primeros son los que proceden directamente de la fuente de emisión. Los contaminantes secundarios se producen como consecuencia de las transformaciones y reacciones químicas y físicas que sufren los contaminantes primarios en el seno de la atmósfera, lo que resulta evidente, sobre todo, en la contaminación fotoquímica y en la acidificación del medio (Ballester, 2005).

Las Directrices sobre Calidad del Aire elaboradas por la OMS están concebidas para ofrecer una orientación mundial para reducir las repercusiones sanitarias de la contaminación del aire. Las primeras directrices, publicadas en 1987 y actualizadas en 1997, se restringían al ámbito europeo; sin embargo, en 2005 fueron planeadas para el resto del mundo y se basan en una evaluación de pruebas científicas vigentes, llevadas a cabo por expertos. En ellas se recomiendan nuevos límites de concentración de algunos contaminantes en el aire (como las PM, ozono (O₃), NO₂ y SO₂) para reducir de modo significativo los riesgos sanitarios en todas las regiones de la OMS (2011).

Con el propósito de proteger la salud humana, los gobiernos empezaron a utilizar normativas para controlar los niveles de concentración de contaminantes ambientales. Estas normas se basan en especificaciones, características y estudios realizados que evalúan la exposición de un contaminante en diferentes periodos y sus efectos en la salud (INECC, 2009). Las normas de calidad del aire constituyen el elemento esencial para la evaluación, prevención y control de la contaminación atmosférica. En México, el gobierno federal, por conducto de la Secretaría de Salud, es el que establece los límites máximos permisibles de concentración de contaminantes a través de las Normas Oficiales Mexicanas (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Límites máximos permisibles de contaminantes criterio y la NOM que los regula en México.

Contaminante	Norma oficial mexicana	Límite máximo permisible
O₃	NOM-020-SSA1-1993	Su concentración no debe rebasar el límite máximo normado de 0.11 ppm, o lo que es equivalente a 216 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, en una hora, una vez al año, en un periodo de tres años.
CO	NOM-021-SSA1-1993	Establece que no debe rebasar el valor permisible de 11.00 ppm o lo que es equivalente a 12,595 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio móvil de ocho horas una vez al año.
SO₂	NOM-022-SSA1-1993	Como contaminante atmosférico no debe rebasar el límite máximo normado de 0.13 ppm o lo que es equivalente a 341 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, en 24 horas una vez al año y 0.03 ppm (79 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) en una media aritmética anual.
NO₂	NOM-023-SSA1-1993	No debe rebasar el límite máximo normado de 0.21 ppm o lo que es equivalente a 395 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, en una hora una vez al año.
Material Particulado (PM₁₀)	NOM-025-SSA1-1993	La concentración de partículas menores de 10 micras, no deben rebasar el límite permisible de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, en 24 horas una vez al año y 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en una media aritmética anual.

Las emisiones de gases y aerosoles contaminantes y su posterior evolución e interacción con su entorno varían, pues dependen de la hora del día, la temporada del año y la ubicación geográfica, en las cuales la altura sobre el nivel del mar y la latitud se combinan para suministrar la radiación solar, que impulsa la fotoquímica atmosférica generadora de contaminantes secundarios. Otros factores determinantes son la presencia de cuencas y valles, que inhiben o facilitan la dispersión de la contaminación y que contribuyen a originar inversiones térmicas invernales que atrapan más contaminantes cerca de la superficie.

Este conjunto de condiciones exige mediciones más frecuentes y con mayor cobertura espacial. La calidad de las mediciones es tan importante como la cantidad, específicamente para la obtención de una mayor gama de especies químicas y partículas orgánicas (Raga *et al.*, 2001). Por medio del monitoreo atmosférico se determina la cantidad de una sustancia o contaminante presente en el aire de un lugar en un tiempo determinado, para lo que se emplean técnicas y procedimientos estandarizados, regulados también por normas oficiales específicas (INECC, 2013). Las partículas suspendidas totales (PST) son reguladas por la NOM-035-SEMARNAT-1993; el monóxido de carbono, por la NOM-034-SEMARNAT-1993; el ozono, por la NOM-036-SEMARNAT-1993; la concentración de bióxido de nitrógeno, por la NOM-037-SEMARNAT-1993, y el bióxido de azufre, por la NOM-038- SEMARNAT-1993.

Las autoridades que establecen las normas de calidad del aire normalmente evalúan todas estas condiciones para determinar si el control de emisiones logra que los contaminantes lleguen a los niveles establecidos en las normas, o bien a la frecuencia aceptable, que es el número de veces que se permite exceder los niveles establecidos (Zuk *et al.*, 2007).

Las acciones (u omisiones) gubernamentales también influyen en los niveles de contaminación atmosférica. En la zona metropolitana del Valle de México, los programas para el control de la contaminación del aire (Programa Integral Contra la Contaminación Atmosférica y el programa Hoy No Circula) han disminuido la concentración de PST, SO₂, NO₂, CO y O₃ en el aire (Camacho y Flaman, 2008). Sin embargo, las tendencias de los índices de calidad del aire señalan que los esfuerzos para controlar y abatir el problema de la contaminación del aire en las grandes ciudades de la República mexicana han tenido un éxito parcial (Mendoza y García, 2009). La problemática de la calidad del aire se debe abordar como una compleja relación entre la contaminación del aire, el crecimiento económico, los valores sociales y las políticas de gestión.

1.5. GESTIÓN Y POLÍTICAS PÚBLICAS DE LA CALIDAD DEL AIRE

Existe un reconocimiento general de la relación que existe entre la política y la gestión ambiental para reducir y detener la degradación ambiental, ya que la selección del modelo de desarrollo y los niveles y patrones de consumo son modelados por los deseos y valores que pueden ser influenciados por diversas intervenciones políticas, así como por amplios procesos de gestión ambiental (Valadez y Landa, 2003).

Se entiende por política pública el conjunto conformado por uno o varios objetivos considerados necesarios o deseables, y por los medios y acciones impulsados, por lo menos parcialmente, por una institución u organización gubernamental con el fin de orientar el comportamiento de actores individuales o colectivos para modificar una situación percibida como insatisfactoria o problemática (Roth, 2002). Así, las políticas públicas diseñan una agenda que trata de establecer prioridades de atención de los asuntos que se buscan (lo planeado) o se presentan (lo contingente) en la sociedad, la economía, la cultura (Valadez y Landa, 2003).

Es frecuente la realización de análisis o de evaluaciones de políticas públicas como si se tratara sencillamente de una metodología o de una técnica que permite recolectar datos “objetivos” y luego tratarlos, en lo posible, a través de un modelo matemático o informático más o menos sofisticado para garantizar su científicidad, su objetividad y, por tanto, su uso para fines de mejoramiento (Roth, 2007). El proceso de la política pública se divide en diferentes fases, actividades y actores, lo que se puede observar en la Tabla 1.2.

Tabla 1.2. El marco del ciclo de política: actividades y actores principales (Roth, 2008).

	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4	FASE 5
	Identificación e institucionalización de un problema	Formulación de soluciones o acciones	Toma de decisión	Implementación	Evaluación
Actividades	Valores, acontecimientos, intereses, demandas y agenda pública	Elaboración y valoración de respuestas, selección de criterios	Encontrar una coalición mayoritaria, legitimación	Ejecución, gestión, efectos concretos	Reacciones, juicio sobre los efectos, medición, valoración, propuestas de reajuste.
Actores	Partidos, movimientos sociales, gremios, medios, políticos, administración pública, ONG, etc.	Parlamentos, gremios, administración pública, organizaciones políticas y sociales, ONG, etc.	Parlamentos, presidente, ministro, gobernador, alcalde, etc.	Administración pública, ONG, empresa privada, etc.	Medios, expertos, administración pública, responsables políticos, organizaciones políticas y sociales, gremios, afectados, ONG, etc.

Cabera *et al.* (2003) mencionan que la planeación de políticas ambientales debe tomar en cuenta la información disponible con respecto a las fuentes de contaminación, ya sea cualitativa o cuantitativa. Para generar esta información es necesario realizar de manera regular inventarios de contaminantes, que deben cumplir con las condiciones necesarias para que el estudio proporcione una aproximación lo más cercana posible a la realidad ambiental. Por otra parte, la promulgación de programas sobre protección ambiental necesariamente debe incluir datos técnicos precisos, como los que facilitan los inventarios de fuentes de contaminación. Entre más preciso sea el conocimiento de la problemática ambiental, más eficaces serán las soluciones que se propongan, además de que deben ser económicamente viables y gozar de aceptación social. La confiabilidad y validez de los datos son atributos indispensables que permiten reducir la incertidumbre.

Al respecto, Manteiga (2000) señala que el desarrollo de la política ambiental implica un largo proceso de toma de decisiones. Inicia con una preocupación ambiental y termina en la adopción de medidas encaminadas a paliar tendencias desfavorables. Una de las piedras angulares de este proceso es la disposición de información adecuada. Cuando el deterioro ambiental se transforma en una reconocida preocupación ambiental, por lo general existen datos científicos que avalan el problema. Sin embargo, esta información científica no siempre es útil para el desarrollo de una política. Resulta necesario traducir las observaciones científicas y la abundante información en un número reducido de parámetros capaces de ofrecer información útil, a nivel político, sobre el problema en cuanto a sus causas, su situación y sus tendencias. Es decir, la construcción de indicadores ambientales, como el de la calidad del aire, a su vez se debe integrar en un índice o en un sistema de indicadores de sustentabilidad.

La mirada crítica hacia el mundo y hacia los problemas del entorno inmediato que suele llamarse “realidad”, agudiza la sensación de insatisfacción de grandes grupos de población y genera la necesidad urgente de intervenir para producir soluciones que conlleven cambios en los paradigmas de desarrollo. Es así como la movilización popular en diferentes partes del mundo ha mostrado que los ciudadanos se convierten en agentes de presión efectivos sobre los gobiernos locales para el diseño y la implementación de políticas cuando tienen la autoridad para organizar sus propias instituciones de gobierno (Camacho y Flaman, 2008). Es decir, cuando se trata de políticas públicas locales o intergubernamentales, la percepción ciudadana puede convertirse en un insumo muy importante y útil para la evaluación de la efectividad de esas políticas. De esta forma, en los últimos tiempos se han generado algunas políticas, tanto en el ámbito nacional como en el regional, con instrumentos económicos, normativos y tecnológicos, así como de cambio en el comportamiento de los consumidores, que están dirigidos a la reducción y regulación de las

emisiones contaminantes en un nivel socialmente óptimo (Rojo-Martínez *et al.*, 2006; PNUMA, 2002).

No obstante, Bravo y Torres (2000) señalan que las decisiones en el ámbito gubernamental se hacen a menudo por razones de conveniencia política, sin un conocimiento básico del efecto de las propuestas. Esto es particularmente cierto para los países en desarrollo, donde las decisiones se toman con frecuencia sin considerar las condiciones ambientales y económicas locales. Al respecto, Streit y Guzmán (1996) proponen un árbol de decisiones para la evaluación de las opciones de control de la contaminación del aire y las estrategias a desarrollar en el proceso (Figura 1.2).

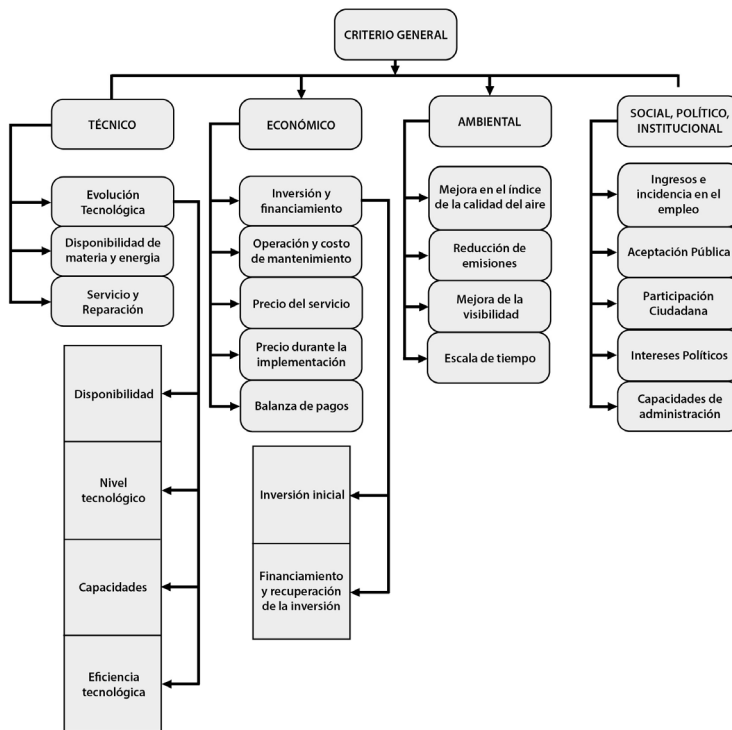


Figura 1.2. Árbol de decisiones para evaluar opciones para el control de la contaminación atmosférica (Streit y Guzmán, 1996).

A pesar de las políticas y de la legislación en torno al tema de la contaminación atmosférica de muchos países, los estudios recientes estiman que el 80% de la población mundial sigue expuesta a contaminantes que superan con creces la Directriz de Calidad del Aire recomendada por la OMS (Rao *et al.*, 2013). La introducción de diversas estrategias de gestión de calidad del aire no ha evitado las tendencias de incremento de los contaminantes como el NO₂, O₃, PST y CO en las zonas urbanas de los países en desarrollo (Bravo y Torres, 2000).

Algunas de las políticas implementadas en diferentes partes del mundo respecto a la calidad del aire, y que es pertinente mencionar, se enlistan a continuación:

- Reforzar la capacidad de las instituciones para medir, reducir y evaluar los efectos de la contaminación atmosférica, incluidos los que inciden en la salud, y proporcionar apoyo financiero suficiente y técnico a esas actividades.
- Promover la cooperación interinstitucional a nivel internacional, nacional y regional para reducir la contaminación atmosférica.
- Implementar o fortalecer programas estatales y regionales (incluso mediante asociaciones del sector público y el sector privado) para ampliar la red de monitoreo atmosférico en el país.
- Fortalecer y apoyar los esfuerzos encaminados a reducir las emisiones mediante el uso de combustibles más limpios.
- Diseñar programas que proporcionen energía asequible a las comunidades rurales para reducir la dependencia de las fuentes de combustible tradicionales para cocinar y calentar, que afectan la salud de las mujeres y los niños.
- Reducir, prevenir y controlar efectivamente los incendios forestales y la quema de residuos a cielo abierto.
- Legislar en materia de calidad del aire, así como los límites máximos permisibles de contaminantes por fuente emisora.

- Realizar programas de restricción de la circulación vehicular por tiempo determinado.

Camacho y Flaman (2008) señalan que, en México, los diferentes niveles de gobierno emprenden distintas acciones para controlar la contaminación atmosférica, de acuerdo con su nivel de competencia, entre las que destacan:

- El gobierno federal se encarga del diseño de los estándares ambientales (NOM) que establecen las emisiones máximas permisibles para no afectar la salud de la población, y de fijar los valores límites de exposición a contaminantes críticos. La Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa) realiza actividades de inspección para vigilar que las industrias de competencia federal cumplan con la LGEEPA y con otras normatividades aplicables. Asimismo, la Profepa otorga certificaciones ambientales a las industrias o empresas que se someten a una auditoría ambiental y que cumplen con la legislación ambiental vigente.
- Los gobiernos estatales pueden realizar inspecciones de las industrias que no son de competencia federal, como las de alimentos, calzado, informática, entre otras. Asimismo, pueden regular las emisiones de fuentes móviles a través de programas de control vehicular y desarrollar programas sectoriales que cubran necesidades ambientales específicas, como el ordenamiento ecológico.
- El campo de acción de los gobiernos municipales es el más limitado. Cada municipio puede emitir un reglamento general para el cuidado ambiental (con las restricciones que establecen las legislaciones federal y estatal) que, además, puede incluir una sección específica sobre el control de la contaminación del aire.

- En cuanto a las acciones intergubernamentales, las de inspección son responsabilidad del gobierno estatal, mientras que el gobierno municipal emite las licencias de funcionamiento para empresas o almacenes. Los gobiernos estatales pueden invitar a los municipales a participar en el diseño de políticas de calidad del aire, pero no siempre lo hacen. En los casos de emergencia ambiental, los gobiernos municipales se coordinan con las autoridades estatales para implementar y desarrollar planes de contingencia, así como los procedimientos para coordinarse con otras dependencias.

1.6. CONSIDERACIONES FINALES

La contaminación atmosférica ha sido reconocida como un tema importante principalmente en las zonas urbanas (Gaffney y Marley, 2009). Numerosas publicaciones han relacionado enfermedades crónico-degenerativas con las condiciones de la urbanización (Valdés *et al.*, 2011). Además, bajo la dinámica actual de cambios de uso del suelo, es crucial entender los efectos de la urbanización sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas en paisajes de rápida urbanización e intervenir en la planificación y gestión de las ciudades (Ramalho y Hobbs, 2011). Por otro lado, la contaminación atmosférica tiene un alto impacto económico por los costos asociados con la atención de la salud y con los controles que demandan las fuentes generadoras de contaminantes del aire (García-Ubaque *et al.*, 2012).

Muchos problemas ambientales en las urbes surgen, más que por la urbanización misma, como resultado de una administración ineficaz, una planeación deficiente y la ausencia de políticas urbanas coherentes. La experiencia ha demostrado que no hay una cantidad de recursos financieros, de tecnología o de conocimientos especializados que pueda garantizar el desarrollo sustentable para el ambiente (o su protección) si el

gobierno no sienta su gestión sobre bases participativas, democráticas y pluralistas (PNUMA, 2002).

Los estudios locales de percepción social tienen el propósito de llevar la atención de las autoridades gestoras a las cuestiones legítimas de gran valor, las cuales subyacen a las múltiples dimensiones de las percepciones públicas de riesgo, y además muestran que estos valores necesitan ser considerados en decisiones de políticas públicas (Slovic, 1999). Las potencialidades de la percepción ambiental se basan en el hecho de que los humanos no nos comportamos, en general, de acuerdo con la realidad, sino con la forma en que la percibimos. Su utilidad, entonces, es más que evidente en dos asuntos, uno de carácter aplicado y otro informativo o educativo.

1.7. REFERENCIAS

- Achkar, M. (2005). Indicadores de Sustentabilidad. En: Achkar, M., Canton, V., Cayssials, R., Domínguez, A., Fernández, G. y F. Pesce. Ordenamiento. Comisión Sectorial de Educación Permanente. DIRAC, Facultad de Ciencias. Montevideo. 104 pp.
- Aragón, P. A. 2011 ¿Cómo son las partículas atmosféricas antropogénicas y cuál es su relación con los diversos tipos de fuentes contaminantes? Instituto de Metalurgia, Universidad Autónoma de San Luis Potosí y Capstone Mining Corp. Bloomington, EE.UU. 117 pp.
- Ballester, F. (2005). Contaminación atmosférica, cambio climático y salud. *Rev Esp Salud Pública*, 79(2), 159-175.
- Bilbao, J. I. L. (2002). Cambio ambiental reciente en el territorio de Bizkaia. Lurralde: *Investigación y espacio*, (25), 141-162.
- Bravo, H. A. y Torres, R. J. (2000). The usefulness of air quality monitoring and air quality impact studies before the introduction

- of reformulated gasolines in developing countries. Mexico City, a real case study. *Atmospheric Environment*, 34(3), 499-506.
- Bobrowski, N., Hönninger, G., Galle, B. y Platt, U. (2003). Detection of bromine monoxide in a volcanic plume. *Nature*, 423(6937), 273-276.
- Cabrera, C. R. B. E., Gordillo, M. A. y Cerón, B. A. (2003). Inventario de contaminación emitida a suelo, agua y aire en 14 municipios del estado de Hidalgo, México. *Rev. Int. Contam. Ambient*, 19(4), 171-181.
- Camacho, G. M. O. y Flaman, L. (2008). Políticas intergubernamentales para controlar la contaminación del aire en Ciudades Mexicanas. *Gestión y Política Pública*, 17(2), 261-313.
- Cárdenas, G. B., Revah, M. S., Hernández, .S., Martínez, S. A., y Gutiérrez, A. V. (2003). Tratamiento biológico de compuestos orgánicos volátiles de fuentes fijas. *INE-SEMARNAT*. México. 61 pp.
- Díaz, Á. C. J. (2014). Metabolismo energético y calidad del aire en Bogotá DC: señal de insostenibilidad. *Épsilon*, (21), 119-144.
- DOF. (2014). Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Diario Oficial de la Federación, 16 enero del 2014. 126 pp.
- Enríquez, R. A. I. (2012). Impacto de las erupciones volcánicas sobre el sistema respiratorio. Master en Análisis y Gestión de Emergencias y Desastres. Universidad de Oviedo. Oviedo España. 33 pp.
- Gaffney, J. S. y Marley, N. A. (2009). The impacts of combustion emissions on air quality and climate. From coal to biofuels and beyond. *Atmospheric Environment*, 43(1), 23-36.
- García-Ubaque, C. A., García-Ubaque, J. C., Vaca-Bohórquez, M. L. (2012). Políticas en salud ambiental, con énfasis en contaminación atmosférica e infancia, en ciudades colombianas. *Rev. Salud pública (Bogotá)*, 14(s2), 100-112.
- Garduño, R. (2003). El veleidoso clima. FCE, SEP, CONACyT, México. 169 pp.

- Gómez-Baggethun, E. y de Groot, R. (2007). Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Revista Ecosistemas*, 16(3), 4-14.
- Grob, B. E., Oyarzún, G. M., Cavieres, C. I., Zarges, T. P. y Bustamante, M. G. (2012). ¿Son las cenizas volcánicas un riesgo para la salud respiratoria? Revisión a propósito de la erupción del cordón del Caulle en junio de 2011. *Revista Chilena de enfermedades respiratorias*, 28(4), 294-302.
- INECC. (2009). Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Recuperado de <http://www.inecc.gob.mx/calair-informacion-basica/559-calair-nom-cal-air>. Consultado el 18 de junio de 2014.
- INECC. (2013). Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Recuperado de <http://www.inecc.gob.mx/calair-informacion-basica/525-calair-cont-primarios-secundarios>. Consultado el 18 de junio de 2014.
- Jiménez, L. F. y Rams, R. C. (2002). Crecimiento económico en un contexto de desarrollo sostenible. *ICE Desarrollo Sostenible*, (800), 47-64.
- Kennedy, C. A., Cuddihy, J., Engel-Yan, J. (2007). The changing metabolism of cities. *Journal of Industrial Ecology*, 11(2), 43-59.
- Kennedy, C., Pincetl, S. y Bunje, P. (2010). The study of urban metabolism and its applications to urban planning and design. *Environmental Pollution*, 159(8), 1965-1973.
- Lavell, A. (1996). Degradación ambiental, riesgo y desastre urbano, problemas y conceptos: hacia la definición de una agenda de investigación. En Fernández M.A. (comp.) *Ciudades en riesgo. Degradación ambiental, riesgos urbanos y desastres*. Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina, pp. 12-42.
- Leff, E. (2013). Límites y desafíos de la dominación hegemónica. La geopolítica de la biodiversidad y el desarrollo sustentable: economización del mundo, racionalidad ambiental y reapropiación social de la naturaleza. *Temas de Economía Mundial*. Nueva

- Época, Edición Especial, Cambio Climático. Centro de Investigaciones de la economía Mundial. La Habana, pp. 88-108.
- Lungo, M. y Baires, S. (1996). San Salvador: crecimiento urbano, riesgos ambientales y desastres. En Fernández M.A. (comp.) Ciudades en riesgo. Degradación ambiental, riesgos urbanos y desastres. Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina, pp. 111-121.
- Manteiga, L. (2000) los indicadores ambientales como instrumento para el desarrollo de la política ambiental y su integración en otras políticas. Estadística y Medio Ambiente. Instituto de Estadística de Andalucía, Sevilla, pp. 75-87.
- Mas, J. F., Velázquez, A. y Couturier, S. (2009). La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación Ambiental*, 1(1), 23-39.
- Mazzeo, N. y Venegas, L. (2006). Red de Monitoreo de Calidad del Aire para áreas urbanas: diseño y representatividad espacial. En: Rescatando antiguos principios para los nuevos desafíos del milenio (pp. 1-13). Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 30, Punta del Este.
- Mendoza, A. y García, M. (2009). Aplicación de un modelo de Calidad del Aire de segunda generación a la Zona Metropolitana de Guadalajara, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(2), 73-85.
- Mezzanotte, J. (2007). Tormentas de Polvo. Weekly Reader, Early Learning Library. Milwaukee, USA. 24 pp.
- Morales, M. C. C., Madrigal, U. D. y González, B. L. A. (2007). Isla de calor en Toluca, México. *Ciencia ergo sum*, 14(3), 307-316.
- Morales, R. G. E (editor). (2006). Contaminación atmosférica urbana: episodios críticos de contaminación ambiental en la ciudad de Santiago. Editorial Universitaria. Santiago de Chile. 327 pp.
- Morales, S. R. E. y Leiva, G. M. (2006). Distribución y concentraciones críticas de material particulado en la ciudad de Santiago. En. Morales S.R.E. (Ed). Contaminación atmosférica urbana, episodios

- críticos de contaminación ambiental en la ciudad de Santiago. Editorial Universitaria. Santiago de Chile, pp. 107-131.
- Moreno, P. S. (2007). El debate sobre el desarrollo sustentable o sostenible y las experiencias internacionales de desarrollo urbano sustentable. Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública. Documento de Trabajo núm. 29. México, D.F. 26 pp.
- Naredo, J. M. (1996). Sobre el origen, el uso y el contenido del término sostenible. *Cuadernos de Investigación Urbanística*, (41), 7-18.
- OMS. (2011). Calidad del aire y salud. Nota descriptiva N°313. Organización Mundial de la Salud. Recuperado de <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/es/>. Consultado el 18 de junio de 2014.
- ONU. (2002). Informe de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible. A/CONF.199/20*. Nueva York. 184 pp.
- ONU. (2013). Programa para los asentamientos humanos. Recuperado de <http://www.un.org/es/development/>. Consultado 5 marzo 2013.
- OPS. (2005). Guía de preparativos de Salud frente a erupciones volcánicas. Módulo 1: El sector salud frente al riesgo volcánico. Organización Panamericana de la Salud. Recuperado de http://www1.paho.org/spanish/dd/ped/gv_modulo1.pdf. Consultado el 05 de mayo de 2014.
- Ortiz-Hernández, Ma. L., Sánchez-Salinas, E. (Comps). (2013). Cambio climático: Vulnerabilidad de sectores clave en el estado de Morelos. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca. 288 pp.
- PNUMA, (2002). Perspectivas del Medio Ambiente Mundial 2002. GEO-3. Pasado, presente y futuro. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Mundi-Prensa Libros S.A. Madrid. 425 pp.
- Raga, G. B., Baumgardner, D., Castro, T., Martínez-Arroyo, R. y Navarro-González, R. (2001). Mexico City air quality: a qualitative review of gas and aerosol measurements (1960–2000). *Atmospheric Environment*, 35(23), 4041–4058.

- Ramalho, C. E. y Hobbs, R. J. (2011). Time for a change: dynamic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(3), 179-788.
- Rao, S., Pachauri, S., Dentener, F., Kinney, P., Klimont, Z., Riahi, K., Schoepp, W. (2013). Better air for better health: Forging synergies in policies for energy access, climate change and air pollution. *Global Environmental Change*, 23(5), 1122–1130.
- Ríos, O. L. A., Ortiz, L. M. y Álvarez Del Castillo, X. (2005). Debates on sustainable development: towards a Holistic view of reality. *Environment, Development and Sustainability*, 7(4), 501–518.
- Rajo-Martínez, G. E., Jasso-Mata, J., Velázquez-Martínez, A. (2006). Instrumentos políticos y económicos relacionados con el cambio climático y la contaminación ambiental. *Ra Ximhai*, 2(1), 173–185.
- Romero, P. M., Diego, O.F. y Álvarez, T. M. (2006). La contaminación del aire: su repercusión como problema de salud. *Revista cubana de higiene y epidemiología*, 44(2), 1-14.
- Roth, D. A. N. (2002). Políticas públicas. Formulación, implementación y evaluación. Ediciones Aurora. Bogotá. 134 pp.
- Roth, D. A. N. (2007). Análisis de las políticas públicas: de la pertinencia de una perspectiva basada en el anarquismo epistemológico. *Ciencia política*, (3), 44-68.
- Roth, D. A. N. (2008). Perspectivas teóricas para el análisis de las políticas públicas: ¿de la razón científica al arte retórico?. *Estudios Políticos*, (33), 67-91.
- SCT. (2008). Foro Global de Desarrollo Sustentable-OCDE. Los cambios en el transporte relacionados con la globalización en México. Guadalajara, Jal. Noviembre, 2007.
- Segreles, S. J. A. (2008). La ecología y el desarrollo sostenible frente al capitalismo: una contradicción insuperable. *Revista Nera*, 11(13), 128-143.
- Segreles, S. J. A. (2012). Reflexiones sobre la crisis actual, el capitalismo neoliberal y la falacia de la construcción europea. Meridiano–Revista de Geografía. No. 1. Versión digital. <http://www.revistameridiano.org/>. Consultado 17 de mayo 2013.

- Slovic, P. (1999). Trust, Emotion, Sex, Politics, and Science: Surveying the Risk-Assessment Battlefield. *Risk Analysis*, 19(4), 689-701.
- Streit, G. y Guzmán, F. (1996). Mexico city air quality: progress of an international collaborative project to define air quality management options. *Atmospheric Environment*, 30(5), 723-733.
- Toledo, M. V. M. (2008). Metabolismos rurales: hacia una teoría económico-ecológica de la apropiación de la naturaleza. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 7, 1-26.
- United Nations. (1987). Our common Future. Report of the World Commission on Environment and Development. United Nations. New York. 247 pp.
- Valdés, H. J., Canún, S. S., Reyes, P. A. y Navarrete, H. E. (2011). Urbanización, megalopolización y mortalidad por defectos al nacimiento en menores de cinco años en México. *Gaceta Médica de México*, 147, 209-218.
- Valadéz Ramírez, A. y Landa Durán, P. (2003). Política y gestión ambiental. Características y lineamientos generales. *Psicología y Ciencia Social*, 5(002), 54-61.
- Van Vliet, O., Krey, V., McCollum, D., Pachauri, S., Nagai, Y., Rao, S., Riahi, K. (2012). Synergies in the Asian energy system: Climate change, energy security, energy Access and air pollution. *Energy Economics*, 34, S470-S480.
- Wark, K. y Warner, C. F. (2002). Contaminación del aire: origen y control. Ed. Limusa-Noriega. México. 650 pp.
- Zuk, M., G. Tzintzun, y Rojas, L. (2007). Tercer almanaque de datos y tendencias de la calidad del aire en nueve ciudades mexicanas. *Instituto Nacional de Ecología*. pp. 19-103.

CAPÍTULO 2

FUENTES QUÍMICAS DE LA CONTAMINACIÓN TROPOSFÉRICA

Rodrigo Morales-Cueto y Hugo Saldarriaga-Noreña

2.1. INTRODUCCIÓN

La presencia de compuestos ajenos a la composición mayoritaria de la tropósfera (constituida en un 78% de nitrógeno molecular, en un 21% de oxígeno molecular y un 1% de argón) define en gran medida la dinámica atmosférica y su fotoquímica. Estos compuestos extraños se encuentran en cantidades muy bajas en la atmósfera, pero no por ello son poco importantes. Por ejemplo, el agua contenida en una parcela de aire no rebasa el 1%, incluso dentro de una nube. Sin embargo, nadie pone en duda la importancia de la humedad ambiental en el ciclo biogeoquímico del agua. Todos los gases de efecto invernadero reconocidos por el panel internacional sobre cambio climático global (IPCC, 2007), es decir, el metano, el óxido nitroso, el dióxido de carbono y el ozono, tienen una presencia antropogénica reconocida, lo que sin duda coloca a la regulación y la gestión de las actividades humanas como un factor clave en el impacto del cambio climático. El CO₂ rebasó por primera vez la concentración límite de 400 partes por millón (ppm) en el hemisferio norte este año (Institution of Oceanography, 2014), establecida por el IPCC como la frontera entre el control del cambio climático y un aumento generalizado debido a las actividades humanas. Algunos de los efectos más importantes del cambio climático para México y América del Norte en general son la agudización de las sequías, una menor cantidad de precipitación regional y el incremento de las zonas desérticas. Esto se ha observado en cuerpos de agua del occidente de México, que han perdido extensión y que no la han recuperado durante la época de lluvias del año ni en años subsecuentes (Lind *et al.*, 1997). En general, existe un consenso sobre la importancia de

regular los gases de efecto invernadero que han dado origen a los protocolos de Kyoto (United Nations Framework Convention on Climate Change, 2014), que invitan a los países a disminuir las emisiones de estos gases hasta un 5% en comparación con sus niveles de 1990. Posteriormente, en Varsovia, se ampliaron los mecanismos para dar cumplimiento a la meta de impedir que la temperatura de la Tierra aumentara 2°C. El límite del aumento en la temperatura para que ésta sea considerada como fuera de control es de 4°C.

Esta visión de largo alcance temporal sobre la presencia de los gases traza con efecto invernadero —aparentemente inocuos en su origen—, que tiene una repercusión de grandes proporciones en el clima, contrasta con la presencia de compuestos bien establecidos por su efecto nocivo en la salud y por el deterioro que causan en la calidad del aire en zonas urbanas en el corto plazo. Si bien desde hace tiempo se conocen con certeza los efectos perjudiciales del ozono, el ácido sulfúrico, el ácido nítrico y la presencia de material particulado en la salud, no es sino hasta hace algunos años que se ha llegado a un consenso respecto a las cantidades, concentraciones y al tiempo de exposición a estas sustancias. El hecho de contar con una legislación y reglamentación al respecto no significa que los principales contaminadores, es decir, los automotores, disminuyan el consumo de combustibles o el monto de su emisión. La ventaja del uso de motores de combustión interna es muy notoria en el desarrollo económico occidental. Tanto el transporte como la generación de energía se basan en el petróleo. La bonanza económica durante el siglo XX y durante el actual tiene como piedra angular la explotación masiva de los hidrocarburos (Hirsh *et al.*, 2005). De igual forma, el desarrollo de las ciudades y el deterioro de la calidad del aire en el entorno se han incrementado históricamente desde que el desarrollo económico se fincó en esta fuente energética.

En 1940, la ciudad de México aún era conocida como la región más transparente del aire en alusión a la frase pronunciada por el naturalista alemán Alexander von Humboldt cuando entró por primera vez al valle en 1804, durante su periplo en el continente americano en el siglo XIX. En el transcurso de la segunda guerra mundial, la industrialización de la zona metropolitana de la capital del país se modificó radicalmente, pues ésta se convirtió en uno de los centros manufactureros de Estados Unidos. Aunque el desarrollo del Valle de México como centro económico inició en esa época, la sustentabilidad de esta actividad no ha podido mantener estándares adecuados si se observan los registros de calidad del aire (INECC, 2011).

Los radicales hidroxilo dominan la fotoquímica atmosférica diurna. La reactividad del radical hidroxilo (OH) es alta con respecto a las especies que coexisten en la tropósfera (Heard y Pilling, 2003). La radiación solar induce varias reacciones de radicales libres que oxidan los hidrocarburos y el CO al formar agua y CO₂. Por lo tanto, la atmósfera realiza una combustión lenta de los contaminantes por medio del “detergente” OH. También existen otros gases traza, como el NO_x (NO + NO₂) y los compuestos azufrados, que sobrellevan una oxidación lenta. Parte de los compuestos que no son eliminados en la tropósfera pueden continuar su camino hasta la estratósfera. Por ejemplo, el N₂O, CH₄ y CH₃Cl se transportan hasta allí y generan compuestos como NO_x, HO_x y ClO_x, que posteriormente reaccionan y destruyen la capa de ozono estratosférica, lo que impide que la radiación UV de alta frecuencia alcance la superficie terrestre (Molina *et al.*, 1974; Crutzen *et al.*, 1977; Crutzen y Paul, 1988).

Durante la noche, la química troposférica es distinta. El radical nitrato (NO₃) toma el lugar del oxidrilo como oxidante principal (Wayne *et al.*, 1991). Aunque esta especie química es mucho menos activa que su similar diurna, la concentración más alta que puede alcanzar en la tropósfera es mucho mayor y esto la reviste de una importancia similar para iniciar

transformaciones químicas (Allan *et al.*, 1999). El radical nitrato no puede existir durante el día, ya que la luz visible fotodisocia la molécula.

Más del 90% de la masa atmosférica total reside en la tropósfera, así como la mayor parte de los gases traza (Finlayson-Pitts y Pitts, 1999). Debido a que la tropósfera es la capa más baja de la atmósfera, no es sorprendente que la mayor parte de los gases que en ella existen provenga de la superficie terrestre. Sin embargo, una buena parte de algunos gases, como el NO_x y el CO, pueden ser producidos por tormentas eléctricas en las nubes (Huntrieser *et al.*, 1998). Las fuentes sobre la superficie terrestre incluyen tanto ecosistemas naturales como los desarrollados por el hombre, sean éstos ciudades, pueblos, granjas, pantanos o el océano (Fehsenfeld *et al.*, 1988). La mayor parte de las emisiones a la tropósfera ocurren en el hemisferio norte debido a que en esa mitad de la Tierra hay más masa continental, más población y se concentra la mayor cantidad de desarrollo industrial (Bakwin *et al.*, 1994).

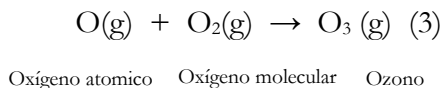
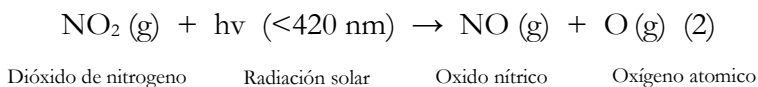
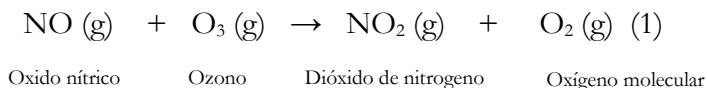
Aunque la fotoquímica en la tropósfera está gobernada por los radicales químicos, éstos se limitan a los que pueden formarse con longitudes de onda superiores a los 280 nm, ya que las longitudes de onda inferiores son bloqueadas por las reacciones fotoquímicas que se llevan a cabo en la estratósfera en la fotodisociación del ozono.

2.2. EL OZONO COMO UNO DE LOS CRITERIOS Y UNO DE LOS CONTAMINANTES SECUNDARIOS MÁS RELEVANTES

La normatividad del ozono se encuentra reglamentada en la NOM-020-SSA1-1993 (DOF, 2002). En ésta se establece como límite la concentración de ozono en una hora de 0.11 partes por millón (ppm) y de 0.08 ppm durante ocho horas continuas. Vale la pena comparar estos límites con los acordados por la agencia de California sobre la calidad del aire (CARB-US). Para la norma de una hora, el límite en California es de

0.09 ppm, en tanto que para ocho horas es de 0.07 ppm. Puede observarse entonces que los niveles en México son ligeramente superiores respecto a los de California. Esto es aún más notorio al observar que lo establecido en la Unión Europea y por la Organización Mundial de la Salud (OMS) es de 0.06 ppm y 0.05 ppm, respectivamente, para ocho horas de exposición. Esto es debido a que la OMS ha solicitado a los países sin legislación ni monitoreo que acaten un plan de medición y presenten los resultados de forma pública.

La concentración de ozono en el ambiente se debe básicamente a tres reacciones químicas que ocurren simultáneamente. Los compuestos involucrados son el NO y el NO₂ (Beine *et al.*, 1997):



En la tropósfera la concentración común de O₃ (g) es de 20 a 60 partes por billón (ppbv) y es menor que las concentraciones de NO (g) de 1 a 60 pptv, y de NO₂ (g), de 5 a 70 pptv. Es por esta razón que la primera reacción no disminuye la concentración durante el día o la noche, excepto en ambientes urbanos que durante la noche mantienen una emisión alta de NO (g), en los que puede ser superior a la de O₃ (g) (Chameides *et al.*, 1992). La tasa de velocidad a la que se destruye y se genera el ozono en el ambiente puede calcularse de manera aproximada si utilizamos la cinética de reacción de descomposición del ozono $k_1(1.9 \times 10^{-14} \text{ cm}^3 \text{ molecular}^{-1} \text{ s}^{-1})$ y

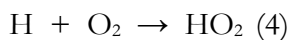
de fotólisis del NO_2 J (s^{-1}). La concentración de ozono en la mezcla de gases sería (Ecuación 1):

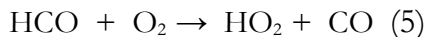
$$X_{\text{O}_3}(\text{g}) = \frac{J}{k_1 N_d} \frac{X_{\text{NO}_2}}{X_{\text{NO}}} \quad \text{Relación del estado fotoestacionario} \quad (\text{Ecuación 1}),$$

donde X es la relación de mezclado del gas referido por molécula de aire seco y N_d es la concentración de aire seco por volumen total. Aunque esta relación no incluye más que las concentraciones de los gases de óxido nítrico, esto no significa que solamente lo influyan dichos gases. Por ejemplo, se excluye la fotodisociación del ozono. Lo que intenta establecer esta relación es la dependencia de uno de los compuestos con los otros dos. Por ejemplo, si conocemos las concentraciones de NO y NO_2 , conoceremos automáticamente la del ozono (Davis *et al.*, 1993). En 1961, Leighton desarrolló una expresión que ilustra la relación del estado fotoestacionario en función de las concentraciones de las especies involucradas (Ecuación 2):

$$\frac{[\text{O}_3][\text{NO}]}{[\text{NO}_2]} = k_2/k_1 \text{ ó } \frac{[\text{NO}_2]}{[\text{NO}]} = [\text{O}_3] \frac{k_1}{k_2} \quad (\text{Ecuación 2})$$

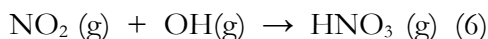
En esta ecuación se establece que ante una situación libre de radicales orgánicos, la acumulación de ozono depende exclusivamente de la tasa de destrucción de ozono en la reacción (1) y la de fotodisociación del NO_2 para formar NO . Aunque esta simplificación es muy útil para plantear modelos de calidad del aire para ozono, más adelante se verá que el modelo sólo está completo hasta que se agrega la perturbación de radicales orgánicos RO_2 e inorgánicos HO_2 al ciclo planteado por la relación del estado fotoestacionario. La presencia de RO_2 es ubicua en ambientes naturales (ver reacciones (19) a (23) más adelante), mientras que el HO_2 (peróxido de hidroxilo) tiene su origen en cualquier proceso que involucre átomos de hidrógeno o ácido fórmico, fotólisis del formaldehído y aldehídos de mayor peso molecular (Crawford, 1996).





2.3. DINÁMICA DIURNA DE ÓXIDOS DE NITRÓGENO

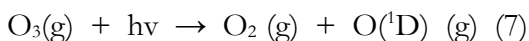
Durante el día, la concentración de NO_2 es consumida por la reacción lenta siguiente:



A pesar de que esta reacción se encuentra en equilibrio y el HNO_3 puede disociarse de los reactivos, la cinética no le favorece y puede tardarse entre 15 y 30 días en disociarse, dependiendo de la época del año y de la latitud en donde ocurra la reacción (Finlayson-Pitts y Pitts, 1999). El HNO_3 sirve como un receptor de los óxidos de nitrógeno en el corto plazo, además de que, al ser altamente hidrocópico, puede ser absorbido en partículas de aerosol, transportado a grandes distancias y posteriormente disociarse en NO_2 y OH en lugares remotos. La presencia del radical hidroxilo (OH) en el proceso favorece la reacción. La concentración de este radical se muestra en la tabla siguiente (Park y Carli, 1991):

Tropósfera limpia	2×10^5 a 3×10^6 moléculas cm^{-3}
Tropósfera urbana	1×10^6 a 1×10^7 moléculas cm^{-3}

El uso de las unidades de moléculas por volumen resulta útil, ya que su equivalencia es de 2.46×10^7 moléculas $\text{cm}^{-3}/1$ pptv, lo que es adecuado para concentraciones muy bajas, como la del OH en la tropósfera, debido a su extraordinaria reactividad. La fuente más importante de radicales OH en la tropósfera se debe a la fotodisociación del ozono (Krol y Van Weele, 1997).

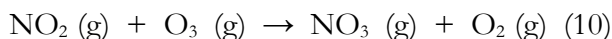


Ozono Radiación (<310 nm) Oxígeno molecular Oxígeno atómico excitado

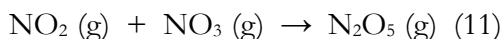
para liberar los reactivos que le dieron origen. A 25° C y con un 62% de humedad relativa ocurre una disolución espontánea de esta sal, lo que la hace muy activa en lugares con una humedad relativamente alta a lo largo del año (Adams *et al.*, 1999). Este equilibrio químico permite que dos especies tan disímiles como un ácido fuerte y una base fuerte puedan coexistir en la atmósfera. También permite que estas especies químicas sean transportadas largas distancias y que cuando pierdan humedad y se sequen vuelvan a ser emitidas en un ambiente remoto a su origen (Park *et al.*, 2004).

2.4. QUÍMICA NOCTURNA DE PRODUCTOS DEL NITRÓGENO

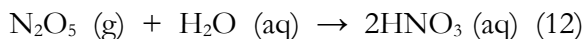
Durante la noche, los radicales NO, O y OH no son producidos, ya que para ello requieren de la fotólisis inicial proporcionada por la radiación solar. Por ello, el ozono tampoco es producido e incluso puede ser destruido si existen fuentes de NO durante la noche (una de las fuentes más importantes de NO son los motores de combustión interna en áreas urbanas). En términos generales, el NO₂ se acumula y hace factible la reacción con el O₃ residual, producido durante el día, para producir el radical NO₃ (Winer *et al.*, 1984). A su vez, la reacción del NO₃ producido reacciona con otras moléculas de NO₂ presentes en la mezcla, lo que da como resultado una molécula muy poco común llamada pentóxido de dinitrógeno (N₂O₅):



Dióxido de nitrógeno Ozono Radical nitrato Oxígeno molecular



Dióxido de nitrógeno Radical nitrato Pentóxido de dinitrógeno



Pentóxido de dinitrógeno Agua líquida Ácido nítrico disuelto

La molécula de N_2O_5 tiene un carácter iónico y bipolar que se hace patente al entrar en contacto con agua líquida, con la que forma dos moléculas de ácido nítrico. Esta reacción ocurre preponderantemente en aerosoles o gotas de lluvia; también en el rocío matinal, en caso de que en el lugar existieran las condiciones meteorológicas adecuadas. Al amanecer, la luz solar rompe el radical nitrato en NO_2 y el oxígeno atómico de manera muy eficiente, lo que al final inducirá la generación de ozono en la tropósfera. El N_2O_5 es inestable a temperaturas altas y, por lo tanto, no es apreciable su concentración durante el día (Figura 2.2).

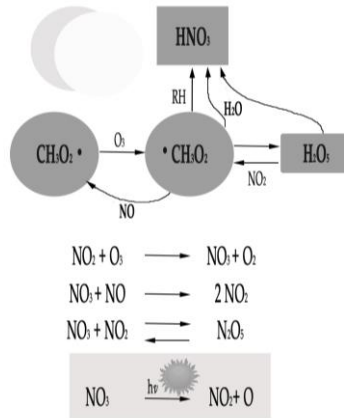
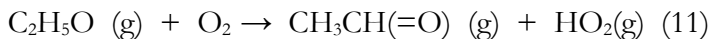


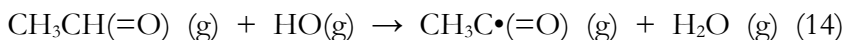
Figura 2.2. Diagrama simplificado de la química nocturna de los compuestos NO_x . El radical nitrato es la especie química oxidante preponderante durante la noche producida esencialmente por la reacción de ozono y NO_2 .

Existen compuestos adicionales de importancia ambiental que pueden formarse en la atmósfera urbana. Por ejemplo, la oxidación de compuestos orgánicos alifáticos por radicales libres produce finalmente CO_2 (g) y H_2O (g), pero también induce la acumulación de ozono troposférico, que se describirá más adelante. Asimismo, pueden generarse otros compuestos entre los que el nitrato de peroxiacetilo (PAN, por sus siglas en inglés) destaca por su importancia como componente del smog fotoquímico (Edgerton *et al.*, 1999; Gaffney *et al.*, 1999).

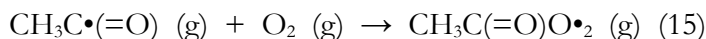


Radical etoxilo Oxígeno molecular Acetaldehído Radical hidroperoxilo

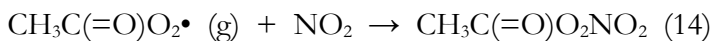
La reacción anterior es prácticamente instantánea. El acetaldehído es precursor del PAN, que tiene un carácter irritante y lacrimógeno muy superior al ozono y similar al formaldehído. La relación de mezclado de PAN en aire limpio es de hasta 100 pptv; sin embargo, en zonas rurales que tienen la influencia de contaminación urbana la concentración puede llegar a 1 ppbv. En zonas urbanas donde se acumula este compuesto, la concentración puede llegar a 35 ppbv con valores promedio de entre 10 a 20 ppbv. Aunque no se reconoce que la exposición a este compuesto provoque un daño directo a la salud humana, sí se ha comprobado que daña la vegetación, pues induce su oxidación (Bravo-Alvarez y Torres-Jardón, 2002). Su presencia se debe exclusivamente a la radiación solar en combinación con el acetaldehído en la dinámica química diurna troposférica (Graedel *et al.*, 1976).



Acetaldehído Radical hidroxilo Radical acetilo Vapor de agua



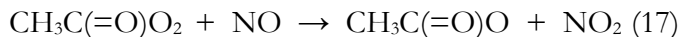
Radical acetilo Oxígeno molecular Radical acetil peróxido



Radical acetil peróxido Dióxido de nitrógeno Nitrato de acetil peróxido (PAN)

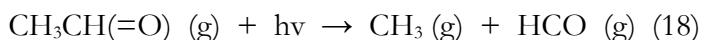
El último paso de la reacción es una secuencia reversible que depende de la temperatura. Por ejemplo, a 300°K y con presión atmosférica, el tiempo medio de disociación del PAN es de unos 25 minutos; sin embargo, a 280°K su cinética disminuye hasta 13 horas (Singh, 1987). Esto incide en la capacidad del PAN de transportarse grandes distancias al ascender y enfriarse y, posteriormente, calentarse y disociarse en zonas alejadas de la urbe.

La presencia del acetaldehído también puede generar ozono, por ejemplo:



Radical acetil peróxido Óxido nítrico Radical acetiloxi Dióxido de nitrógeno

El ozono se forma por medio de las reacciones del estado fotoestacionario mencionadas anteriormente. Sin embargo, el ozono también puede formarse mediante un segundo mecanismo por la fotólisis del acetaldehído.

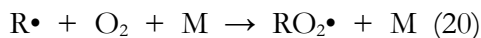


Acetaldehído Radiación Radical metilo Radical formilo

De forma general, los radicales peróxido orgánicos originan al menos una molécula de ozono por medio de la reacción general (Lee *et al.*, 2000).



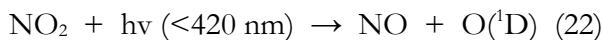
Alcano Radical hidroxilo Radical alquilo Vapor de agua



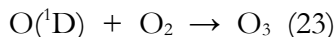
Radical alquilo Óxigeno molecular Radical alquilperóxido



Óxido nítrico Radical alquilperóxido Dióxido de nitrógeno Radical alcoxi



Dióxido de nitrógeno Radiación Óxido nítrico Átomo de oxígeno



Átomo de oxígeno Óxigeno molecular Ozono

Esta secuencia de reacciones radicalarias da cuenta de los procesos iniciados por el radical hidroxilo para destruir compuestos orgánicos gaseosos en la tropósfera diurna. Un punto que merece nuestra atención es la segunda etapa, en la que el radical alquilo requiere liberar energía vibracional cuando se combina con el oxígeno. Este llamado “tercer

cuerpo” puede ser una molécula de nitrógeno o de oxígeno disponible en el medio para absorber la energía excedente, con lo que impide que la reacción de recombinación ocurra y el radical alquil peróxido sea estable. De igual manera, para que esta reacción ocurra en términos cuantitativos es necesaria la continua fotodisociación del NO_2 producido para que de esa forma se produzca ozono. Cabe resaltar que el radical peróxido consume una molécula de NO en la tercera etapa y, si recordamos, la secuencia de reacciones para el estado fotoestacionario inicia con la destrucción de una molécula de ozono por una de NO . Aunque el radical NO puede regenerarse por fotodisociación de NO_2 , los radicales alquil peróxido pueden tener una mayor concentración ambiental, además de que tienen una mayor reactividad comparada con el O_3 , pues “secuestran” al NO de su reacción con el ozono atmosférico e inducen su acumulación (Figura 2.3).

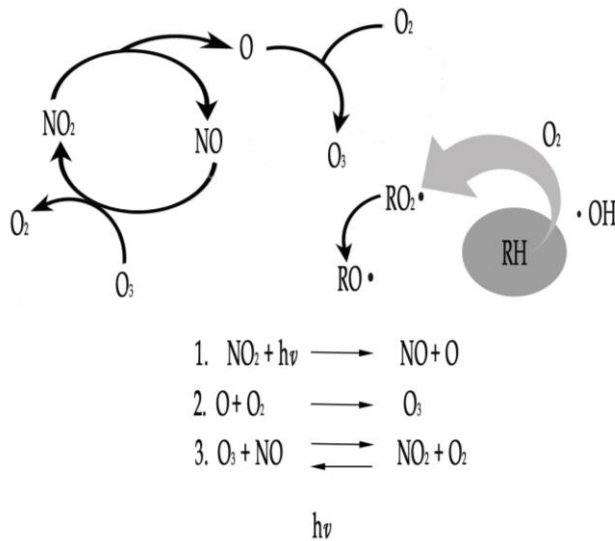


Figura 2.3. Ciclo simplificado del ozono troposférico. La fotólisis del NO_2 origina un átomo de oxígeno excitado que se combina con O_2 molecular y forma ozono. Este ozono es destruido por el óxido nítrico en un ciclo cerrado. Los compuestos orgánicos (RH) reaccionan con el radical hidroxilo y el oxígeno molecular para formar los radicales alquilperóxido y alcoxil. El radical alcoxil "secuestra" las moléculas de NO impidiendo la destrucción del ozono propiciando su acumulación.

Hasta ahora hemos visto las reacciones que involucran gran parte del esmog fotoquímico. El aire contaminado con estos compuestos difiere en gran medida del aire que naturalmente encontramos en la tropósfera. En primer lugar, el esmog contiene una gran cantidad de compuestos orgánicos de alto peso molecular. Debido a que estos compuestos son procesados por las reacciones radicalarias, no permanecen tal como fueron emitidos, sino que se oxidan lentamente, con lo que dan origen a los llamados compuestos secundarios. Por tanto, el esmog fotoquímico involucra radiación solar, óxidos de nitrógeno ($\text{NO} + \text{NO}_2$) y compuestos orgánicos reactivos (ROs), estos últimos provenientes de una gran diversidad de compuestos orgánicos tanto naturales como antropogénicos. Evidentemente, si hay una gran contaminación de gasolina no quemada, disolventes orgánicos y gases como el butano en la atmósfera urbana, el ambiente será rico en ROs bajo una radiación solar intensa.

Es pertinente mencionar que esta acumulación de ozono no ocurre necesariamente si existe una abundancia de compuestos ROs disponibles en la mezcla gaseosa, pues el NO_x es el compuesto limitante en la conversión y acumulación de ozono. En estos casos puede decirse que el ozono troposférico prácticamente es insensible a la concentración de ROs.

Este fenómeno se debe a que la concentración de ozono se realiza en función de NO y NO_2 . Por ello, si las condiciones ambientales muestran que hay bajas concentraciones de ROs, el reducir la relación de mezcla de NO_x provocaría el aumento de ozono, en lugar de su reducción. Esta tendencia puede observarse en una isopleta de ozono formada por concentraciones iniciales de ROs y NO_x (Figura 2.4).

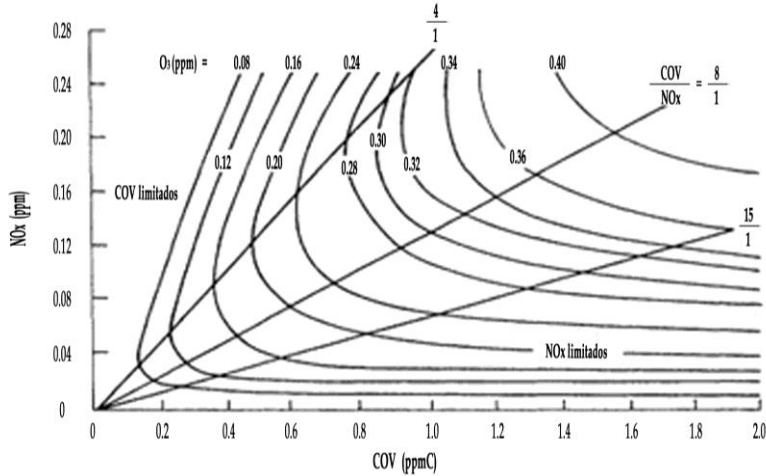


Figura 2.4. Concentraciones de NO_x también provoca el incremento de ozono (Committee on Tropospheric Ozone, National Research Council, 1991).

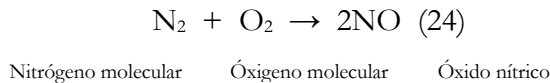
La figura muestra que, en altas concentraciones de NO_x, un aumento de ROs al final también provoca el incremento de ozono. En un intervalo de bajos ROs y un incremento de NO_x superior a 0.05 ppmv disminuye la concentración de ozono.

De igual forma, es importante observar que la concentración mayor de NO y NO₂ estará más cerca de las fuentes generadoras de contaminación en tanto que los picos de O₃ y otros contaminantes secundarios se reportarán en sitios más alejados de acuerdo con el campo de viento en la superficie, que dispersará los gases primarios (Percy *et al.*, 2003).

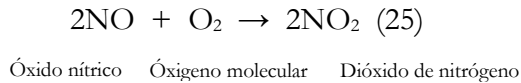
Esto nos hace pensar en el origen de estas emisiones de óxido nítrico como una fuente primaria. En su mayor parte, éstas provienen de fuentes de combustión interna, como autos, camiones, calderas, motocicletas y otros mecanismos ubicuos en una ciudad. Adicionalmente, si la fuente de combustible fósil contiene azufre, pueden generarse óxidos de azufre (SO_x=SO₂+SO₃). Cabe recordar que el smog fotoquímico está gobernado por la concentración de NO_x y ROs, sin embargo, la presencia

de SO_x tiene una gran utilidad práctica, pues nos permite comparar las concentraciones que se deben exclusivamente a fuentes fósiles con las que se producen las fuentes naturales. Además de estos gases, también se emite monóxido de carbono (CO), que es un indicador primario de emisión, ya que tiene una reactividad moderada en la tropósfera y solamente es emitido por motores de combustión interna. De los compuestos ROs, los más importantes son el tolueno, pentano, butano, etano, eteno, octano y xileno (Jacobson, 2002).

La mayor parte del NO_x emitido en una ciudad es como NO debido a la reacción dentro del motor.



Es tentador asumir que la gran cantidad de óxido nítrico vertido en el ambiente por estas fuentes móviles se convierte en NO₂ por la reacción simple del óxido nítrico con el oxígeno del aire.



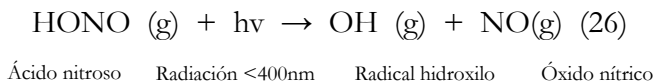
Sin embargo, el hecho de requerir que dos moléculas de óxido nítrico converjan en el espacio y el tiempo con una tercera de oxígeno es muy poco probable, pues las concentraciones máximas en la fuente de NO pueden llegar a ser de 1180 ppm (Himmelblau y Riggs, 1996); pero conforme el contaminante se mezcla con las moléculas de aire, esta relación de mezclado disminuye hasta el orden de 0.1 ppm, común en muchas áreas contaminadas. Por ello, es posible que esta reacción se lleve a cabo cerca de las fuentes en la que la concentración del óxido nítrico no se encuentre tan disminuida. Sin embargo, en la mayoría de los casos esta reacción no ocurre, ya que la forma de la ecuación cinética es de tercer orden con $k_1 = 2 \times 10^{-38} \text{ cm}^6 \text{ molécula}^{-1}\text{s}^{-1}$ (Ecuación 3).

$$\frac{1}{2} \frac{d[NO_2]}{dt} = k_1[NO][O_2] \quad (\text{Ecuación 3})$$

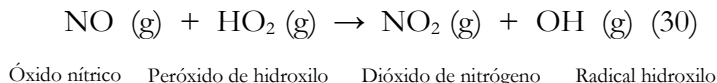
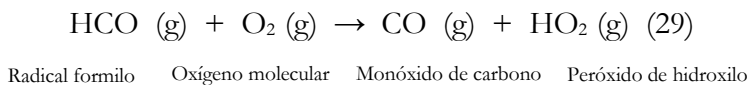
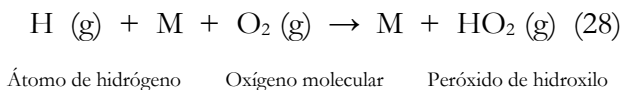
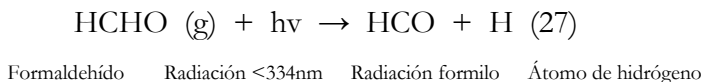
La ecuación muestra que la velocidad de la reacción, de por sí lenta, disminuye 100 veces si la concentración de NO disminuye 10. La investigación sobre la química y cinética de estas reacciones de los últimos 50 años ha mostrado que la oxidación del NO ocurre debido a la acción de los radicales HO₂ (peróxido hidroxilo) y RO₂ (peróxido orgánico). Como hemos explicado anteriormente, estos radicales se producen por irradiación solar. Es por ello que la dinámica de oxidación de los compuestos orgánicos depende también de la hora del día, la meteorología y el lugar en particular donde se está midiendo la contaminación ambiental.

Por ello se ha propuesto el siguiente mecanismo, de acuerdo con la incidencia radiativa solar (Jacobson, 2002).

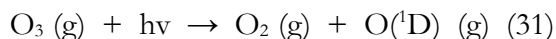
Temprano por la mañana:



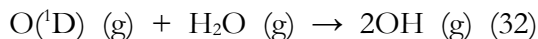
Mañana y mediodía:



Por la tarde:



Ozono Radiación <310nm Oxígeno molecular Oxígeno atómico



Átomo de oxígeno Vapor de agua Radical hidroxilo

Una vez que los compuestos ROs son emitidos a la tropósfera les lleva un poco de tiempo convertirse en radicales libres por acción química o fotólisis. Se conocen cinco agentes químicos de degradación de ROs: OH, HO₂, O, NO₃ y O₃. El ozono y el peróxido de hidroxilo se encuentran durante el día y la noche, y el NO₃ sólo está presente en la noche, debido a que se fotodegrada con radiación visible.

Una fuente matutina de radicales OH es la fotólisis del ácido nitroso (HONO) (Winer *et al.*, 1984), cuya concentración nocturna puede ser de 15 ppb (Stockwell y Calvert, 1983). Esta fuente de radicales hidroxilo es especialmente importante durante las primeras horas de la mañana, ya que se genera en un solo paso y el ácido nitroso es especialmente activo a la fotólisis. Se piensa que el ácido nitroso se forma por reacción del NO₂ en disolución acuosa y en sitios activos dentro de aerosoles atmosféricos, aunque también se sospecha que se genera en procesos de combustión y sobre superficies en reacciones heterogéneas, por lo que es más común encontrarlo en ambientes urbanos que remotos.

Durante la mañana y hasta el mediodía, las fuentes principales de radicales OH son la oxidación y fotólisis de aldehídos, y más tarde la fotólisis del ozono se convierte en el generador de estos radicales. Además del formaldehído, los compuestos RO₂ pueden ser alcanos, alquenos, alquinos, aldehídos, cetonas, alcoholes, compuestos aromáticos y hemiterpenos. El radical OH destruye los ocho grupos de compuestos orgánicos mencionados, en tanto que el átomo de oxígeno lo hace con los

terpenos, alquenos y alquinos durante el día. El ozono destruye alquenos y terpenos, y el HO₂ los aldehídos durante el día y durante la noche. El radical nitrato ataca todos los compuestos con doble enlace, además de los alcanos y aldehídos (Cantrell *et al.*, 1985). Por esta razón se reconoce como el oxidante más relevante durante la oscuridad.

2.5. OXIDACIÓN DE SO₂

La deposición ácida es generalmente usada en la literatura para denominar el depósito de especies químicas con carácter ácido en la superficie de la tierra. Esta clasificación se debe a que dentro de la deposición ácida puede haber deposición húmeda y seca. Esto se refiere al mecanismo de transporte de las especies químicas en el ecosistema, donde la deposición seca ocurre cuando se adsorbe sobre superficies expuestas a los gases, en tanto que la húmeda comprende el proceso de hidratación en gotas de lluvia, niebla o brisa marina. El efecto ácido de las emanaciones humanas está documentado desde antes de la Revolución Industrial. Por citar un ejemplo, Robert Boyle, en 1692, refiere en su libro *Una historia general del aire* que los “compuestos nitrados y sales sulfurosas” podían encontrarse en el aire contaminado. Más tarde, después de la Revolución Industrial, Robert Smith realizó mediciones en Manchester y sus alrededores, gracias a las cuales llegó a un interesante resultado: “encontramos carbonato de amonio en los campos lejanos, sulfato de amonio en los suburbios y ácido sulfúrico o sulfatos ácidos en el pueblo”.

Aunque estas referencias acerca de la importancia del ácido sulfúrico y nítrico son ciertas hasta nuestros días, se ha reconocido también la relevancia que en este balance químico juegan los ácidos orgánicos en la carga ácida contenida en la atmósfera y que incluso pueden superar a las especies tradicionales en atmósferas muy contaminadas. Tal es el caso de los ácidos fórmico (HCOOH) y acético (CH₃COOH), que se encuentran predominantemente en fase gaseosa, en tanto que compuestos más

pesados como el ácido pirúvico, glioxálico, oxálico, succínico y malónico se encuentran prevalentemente en aerosoles o depositados en superficies secas (Limbeck y Puxbaum, 1999). A continuación detallaremos la oxidación de dióxido de azufre (SO_2) en SO_4 (sulfato), que es una de las fuentes principales de azufre en el ambiente y que, en combinación con el amoníaco, da cuenta de la mayor cantidad de masa presente en aerosoles atmosféricos (Figura 2.5).

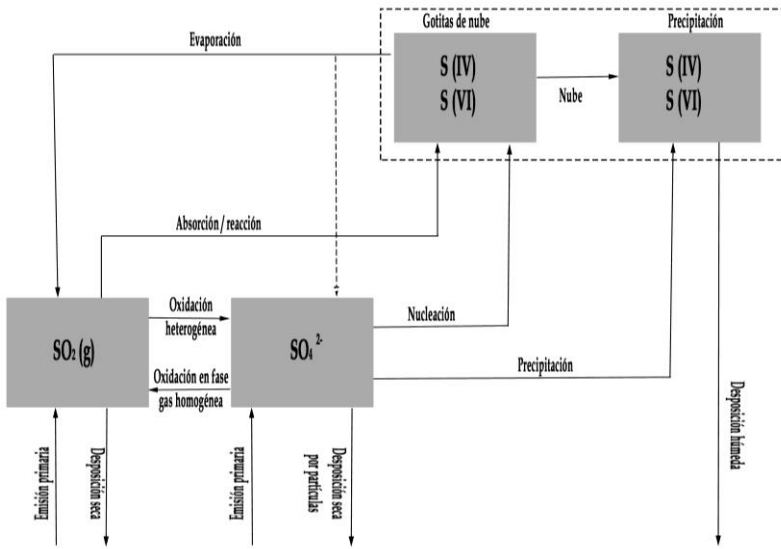


Figura 2.5. Dinámica del SO_2 en la tropósfera. El estado de oxidación del azufre cambia de acuerdo a la etapa en que se encuentre en la atmósfera.

A diferencia del depósito seco sobre las superficies que caracteriza a los compuestos nitrados, los compuestos con base de azufre se mantienen principalmente en estado de condensación. La presión de vapor del HNO_3 es suficientemente alta como para mantenerse en fase gaseosa en los niveles de concentración de ppb o ppt comunes en la tropósfera. Sin embargo, el H_2SO_4 tiene una presión de vapor muy baja, por lo que se mantiene en fase líquida incluso disuelto en agua a distintas concentraciones en la tropósfera (Marti *et al.*, 1997).

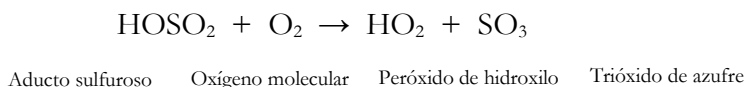
Un punto de trascendencia es cuando el ácido sulfúrico es neutralizado con compuestos de amoníaco. La sal formada es neutra en pH, pero las propiedades coligativas de la solución disminuyen aún más su presión de vapor, por lo que las gotas que se forman en las nubes en condiciones extremas de baja humedad y continua evaporación resisten en la nube estos cambios, pues se mantienen como núcleos de condensación mientras la nube persiste (Lovejoy *et al.*, 2004).

El radical hidroxilo ataca para oxidar la molécula de SO₂ en fase gaseosa:



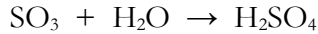
Aunque la reacción es termolecular (involucra tres especies químicas), puede ser de orden 2 y 3, lo que limita su cinética a 1 atmósfera de presión. Esto hace que el tiempo de vida del SO₂ durante esta reacción sea de 13 días aproximadamente (Lovejoy *et al.*, 2004), lo que la hace relativamente lenta.

El aducto de azufre producido reacciona espontáneamente con el oxígeno del aire para formar peróxido de hidroxilo y trióxido de azufre. La reacción se considera instantánea.



Por último, el SO₃ reacciona con una molécula de agua para formar ácido sulfúrico. El mecanismo de esta reacción ha sido debatido por mucho tiempo. Se han colectado suficientes pruebas para establecer que el SO₃ forma un complejo con la molécula del agua, pero que requiere una segunda molécula de agua para romper el equilibrio energético y formar un complejo de transición de seis miembros. Un mecanismo alternativo que no puede ser descartado es la reacción de la molécula de SO₃ con un

dímero de agua. Esto significaría una reacción de orden 3, lo que la vuelve improbable.

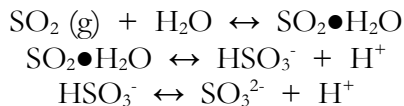


Trióxido de azufre Agua Ácido sulfúrico

Parte del SO_3 tiene la posibilidad de reaccionar con el amoníaco (NH_3) presente en el aire y formar un complejo que posteriormente se transforma en ácido sulfámico ($\text{H}_2\text{NSO}_3\text{H}$), que forma dímeros que pueden funcionar como superficies de adsorción de agua. Este fenómeno también puede ser muy importante para transportar el azufre a capas superiores de la atmósfera. Un punto adicional sobre el procesamiento del SO_2 es que el peróxido de hidroxilo (HO_2) tendrá reacciones posteriores diversas, una de ellas para regenerar el radical hidroxilo (OH) y otra para generar moléculas de H_2O_2 , que se acumulan y le dan un carácter oxidante al agua de lluvia que reacciona con el azufre en estado de oxidación 4 (S (IV)). De esta manera, la formación y posterior reacción del aducto HOSO_2 afecta no solamente los procesos en fase gaseosa, sino también los procesos de oxidación que ocurren en nubes y neblina (Zhang *et al.*, 2011).

2.6. OXIDACIÓN DEL S (IV) EN FASE ACUOSA

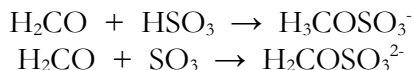
El dióxido de azufre se disuelve en fase acuosa de forma similar al dióxido de carbono. Por ello, la disolución involucra tres especies químicas 1: el SO_2 hidratado ($\text{SO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$), considerado una especie sin importancia en la química atmosférica, el ión bisulfito (HSO_3^-) y el ion sulfito (SO_3^{2-}). En realidad, el bisulfito puede tener dos estructuras posibles: HOSO_2^- o HSO_3^- .



Generalmente se acepta que ambas especies se encuentran en un equilibrio tautomérico en el que la especie con los oxígenos deslocalizados es la más abundante. El pH de la disolución en la que se disuelve el SO₂ juega un papel importante para definir su estado de oxidación. En particular, las tres especies anteriores comparten el estado de oxidación 4 (S (IV)). El ácido sulfúrico y el sulfato comparten estado de oxidación 6 (S (VI)). Esta diferencia en el estado de oxidación se representa en el esquema del principio de la sección. Estas reacciones en disolución son relativamente rápidas y llegan a un valor de equilibrio en fracciones de segundo. De acuerdo con el principio de Le Chatelier, cuanto más ácida sea la gota de disolución, más difícil será que absorba una molécula más de SO₂. La dependencia de la concentración de S (IV) con el pH vuelve de suma importancia la cuestión de cuál oxidante dominará su oxidación. Por ejemplo, se ha observado que hay un aumento de concentración de ozono en un pH mayor, mientras que a menor pH algunos oxidantes prevalecen, por ejemplo, el H₂O₂ (Ponche *et al.*, 1993).

Cabe destacar que los compuestos que se encuentran disueltos en el agua ejercen un tipo de influencia en la disolución de los compuestos de azufre. Por ejemplo, algunos compuestos pueden formar películas orgánicas que funcionan como barrera de la absorción de SO₂.

Algunos compuestos orgánicos, además de influir en la solubilidad, también tienen efecto en la oxidación de S (IV). Por ejemplo, el formaldehído (entre otros aldehídos) reacciona con el bisulfito y el sulfito en solución para formar complejos capaces de disolver iones metálicos como el Fe³⁺.



Un comportamiento similar lo tienen los ácidos orgánicos glioxal, hidroxiacetaldehído y metilglioxal, que les permite albergar al S (IV) en fase acuosa dentro de una nube o neblina.

2.7. CONSIDERACIONES FINALES

La contaminación ambiental tiene repercusiones no sólo locales, sino regionales. Tal es el caso de los compuestos gaseosos de efecto invernadero, cuyas repercusiones aún no se han podido estimar adecuadamente. La contaminación local del aire se debe principalmente a los compuestos nitrados y su efecto en la generación de ozono troposférico. Estos compuestos en reacciones químicas posteriores pueden acidificar suelos y cuerpos de agua.

La química troposférica de balance de iones tiene su base en la neutralización de especies derivadas de óxidos de nitrógeno y de azufre. Adicionalmente a las fuentes primarias naturales, también se incluyen fuentes de emisión debidas al transporte y a las actividades industriales, en su mayoría derivadas de la combustión de fuentes fósiles para motores de combustión interna.

Los iones sulfato (SO_4^{2-}), nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) son las especies químicas más importantes en la composición secundaria de aerosoles. Estos compuestos influyen en el balance químico de las gotas de nube como núcleos de condensación e impiden que se disipen en condiciones extremas de humedad.

Los gases contaminantes O_3 y NO_2 pueden estar presentes incluso en periodos de oscuridad prolongados si no existen fuentes de NO que generen radicales NO_3 , cuya dinámica final conduce a la acidificación por medio de HNO_3 .

Es prioridad, desde el punto de vista científico, contar con los suficientes datos que permitan establecer el grado de impacto ambiental en los centros urbanos, pero también el efecto de estos contaminantes en sitios donde no se producen y donde pueden provocar un daño ambiental paulatino y constante que será percibido en nuestra generación.

2.8. REFERENCIAS

- Adams, P. J., Seinfeld, J. H. y Koch, D. M. (1999). Global concentrations of tropospheric sulfate, nitrate, and ammonium aerosol simulated in a general circulation model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)*, 104(D11), 13791-13823.
- Allan, B. J., Carslaw, N., Coe, H., Burgess, R. A., y Plane, J. M. C. (1999). Observations of the nitrate radical in the marine boundary layer. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 33(2), 129-154.
- Bakwin, P. S., Tans, P. P. y Novelli, P. C. (1994). Carbon monoxide budget in the northern hemisphere. *Geophysical research letters*, 21(6), 433-436.
- Beine, H. J., Krognes, T. y Stordal, F. (1997). High-latitude springtime photochemistry. Part I: NO_x, PAN and ozone relationships. *Journal of atmospheric chemistry*, 27(2), 127-153.
- Bravo-Alvarez, H. y Torres-Jardón, R. (2002). Air pollution levels and trends in the Mexico City metropolitan area. In *Urban Air Pollution and Forests*. Springer New York. pp. 121-159.
- Cantrell, C. A., Stockwell, W. R., Anderson, L. G., Busarow, K. L., Perner, D., Schmeltekopf, A. y Johnston, H. S. (1985). Kinetic study of the nitrate free radical (NO₃)-formaldehyde reaction and its possible role in nighttime tropospheric chemistry. *The Journal of Physical Chemistry*, 89(1), 139-146.
- Chameides, W. L., Fehsenfeld, F., Rodgers, M. O., Cardelino, C., Martinez, J., Parrish, D. y Wang, T. (1992). Ozone precursor relationships in the ambient atmosphere. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)*, 97(D5), 6037-6055.

- Committee on Tropospheric Ozone, National Research Council. (1991). Rethinking the Ozone Problem in Urban and Regional Air Pollution. Washington, D.C. The National Academies of Press, 524 pp.
- Crawford, J., Davis, D., Chen, G., Bradshaw, J., Sandholm, S., Gregory, G. y Rodriguez, J. (1996). Photostationary state analysis of the NO₂-NO system based on airborne observations from the western and central North Pacific. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 101(D1), 2053-2072.
- Crutzen, P. J. (1988). Tropospheric ozone: An overview. In *Tropospheric ozone*. Springer Netherlands. pp. 3-32.
- Crutzen, P. J. y Ehhalt, D. H. (1977). Effects of nitrogen fertilizers and combustion on the stratospheric ozone layer. *Ambio*, 112-117.
- Davis, D. D., Chen, G., Chameides, W., Bradshaw, J., Sandholm, S., Rodgers, M. y Blake, D. (1993). A photostationary state analysis of the NO₂-NO system based on airborne observations from the subtropical/tropical North and South Atlantic. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 98(D12), 23501-23523.
- DOF. Diario Oficial de la Federación. (2010). NOM-020-SSA1-1993. Norma Oficial Mexicana. Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto al ozono (O₃). Valor normado para la concentración de ozono (O₃) en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población.
- Edgerton, S. A., Bian, X., Doran, J. C., Fast, J. D., Hubbe, J. M., Malone, E. L. y Petty, R. (1999). Particulate air pollution in Mexico City: A collaborative research project. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 49(10), 1221-1229.
- Fehsenfeld, F. C., Parrish, D. D. y Fahey, D. W. (1988). The measurement of NO_x in the non-urban troposphere. In *Tropospheric Ozone*. Springer Netherlands. pp. 185-215.
- Finlayson-Pitts, B. J. y Pitts Jr, J. N. (1999). Chemistry of the upper and lower atmosphere: theory, experiments, and applications. Academic press. 969 pp.

- Gaffney, J. S., Marley, N. A., Cunningham, M. M. y Doskey, P. V. (1999). Measurements of peroxyacyl nitrates (PANS) in Mexico City: implications for megacity air quality impacts on regional scales. *Atmospheric Environment*, 33(30), 5003-5012.
- Graedel, T. E., Farrow, L. A. y Weber, T. A. (1976). Kinetic studies of the photochemistry of the urban troposphere. *Atmospheric Environment* (1967), 10(12), 1095-1116.
- Heard, D. E. y Pilling, M. J. (2003). Measurement of OH and HO₂ in the Troposphere. *Chemical Reviews*, 103(12), 5163–5198.
- Himmelblau, D. M. y Riggs, J. B. (2012). Basic principles and calculations in chemical engineering. Prentice Hall. Michigan, 945 pp.
- Hirsh, RL, Bezdek, R. y Wending, R. (2005). Peaking of world oil production. Proceedings of the IV International Workshop on Oil and Gas Depletion. pp 19-20.
- Huntrieser, H., Schlager, H., Feigl, C. y Höller, H. (1998). Transport and production of NO_x in electrified thunderstorms: Survey of previous studies and new observations at midlatitudes. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 103(D21), 28247-28264.
- INECC. (2011). Cuarto Almanaque de datos y tendencias de la calidad del aire en 20 ciudades mexicanas (2000-2009), México, D.F. Recuperado de http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/libros/652/ebook/cuarto_almanaque.html. Consultado el 05 de mayo de 2014.
- Institution of Oceanography. (2014). Recuperado de <http://keelingcurve.ucsd.edu>. Consultado el 05 de mayo de 2014.
- IPCC. (2007). Summary for Policymakers In: Climate Change 2007. The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S.D., Qin, M., Manning, Z., Chen, M., Marquis, K. B., Avert, M., Tignor Miller H. L., (eds)] Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York USA.

- Jacobson, M. Z. (2002). Atmospheric pollution: history, science, and regulation. Cambridge University Press. 399 pp.
- Krol, M. C. y Van Weele, M. (1997). Implications of variations in photodissociation rates for global tropospheric chemistry. *Atmospheric Environment*, 31(9), 1257-1273.
- Lee, M., Heikes, B. G. y O'Sullivan, D. W. (2000). Hydrogen peroxide and organic hydroperoxide in the troposphere: a review. *Atmospheric Environment*, 34(21), 3475-3494.
- Leighton, P. A. (1961). Photochemistry of Air Pollution. Academic Press, New York, 300 pp.
- Limbeck, A. y Puxbaum, H. (1999). Organic acids in continental background aerosols. *Atmospheric Environment*, 33(12), 1847-1852.
- Lind, O. T., Starkweather P. L. y Wurtsbaugh W. W. (1997). Sensitivity of aquatic ecosystems to climatic and anthropogenic changes: the Basin and Range, American Southwest and Mexico. *Hydrological Processes*, 11, 1023-1041.
- Lovejoy, E. R., Curtius, J. y Froyd, K. D. (2004). Atmospheric ion-induced nucleation of sulfuric acid and water. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)*, 109(D8), 1-11.
- Marti, J. J., Jefferson, A., Cai, X. P., Richert, C., McMurry, P. H. y Eisele, F. (1997). H₂SO₄ vapor pressure of sulfuric acid and ammonium sulfate solutions. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)*, 102(D3), 3725-3735.
- Molina, M. J. y Rowland, F. S. (1974). Stratospheric sink for chlorofluoromethanes: chlorine atom-catalysed destruction of ozone. *Nature*, 249(5460), 810-12.
- Park, J. H. y Carli, B. (1991). Spectroscopic measurement of HO₂, H₂O₂, and OH in the stratosphere. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)*, 96(D12), 22535-22541.
- Park, R. J., Jacob, D. J., Field, B. D., Yantosca, R. M. y Chin, M. (2004). Natural and transboundary pollution influences on sulfate-nitrate-ammonium aerosols in the United States: Implications for policy.

- Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 109(D15). 1-17.
- Percy, K. E., Legge, A. H. y Krupa, S. V. (2003). Tropospheric ozone: a continuing threat to global forests?. *Developments in Environmental Science*, 3, 85-118.
- Ponche, J. L., George, C. y Mirabel, P. (1993). Mass transfer at the air/water interface: Mass accommodation coefficients of SO₂, HNO₃, NO₂ and NH₃. *Journal of atmospheric chemistry*, 16(1), 1-2.
- Singh, H. B. (1987). Reactive nitrogen in the troposphere. *Environmental science & technology*, 21(4), 320-327.
- Stockwell, W. R. y Calvert, J. G. (1983). The mechanism of NO₃ and HONO formation in the nighttime chemistry of the urban atmosphere. *Journal of Geophysical Research: Oceans* (1978–2012), 88(C11), 6673-6682.
- United Nations Framework Convention on Climate Change. (2014). Recuperado de http://unfccc.int/kyoto_protocol/. Consultado el 06 de junio de 2014.
- Wayne, R. P., Barnes, I., Biggs, P., Burrows, J. P., Canosa-Mas, C. E., Hjorth, J. y Sidebottom, H. (1991). The nitrate radical: Physics, chemistry, and the atmosphere. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 25(1), 1-203.
- Winer, A. M., Atkinson, R. y Pitts, J. N. (1984). Gaseous nitrate radical: Possible nighttime atmospheric sink for biogenic organic compounds. *Science*, 224(4645), 156-159.
- Zhang, R., Khalizov, A., Wang, L., Hu, M. y Xu, W. (2011). Nucleation and growth of nanoparticles in the atmosphere. *Chemical Reviews*, 112(3), 1957-2011.

CAPÍTULO 3

FRACCIÓN ORGÁNICA ASOCIADA A LOS AEROSOLES ATMOSFÉRICOS: FUENTES, MECANISMOS DE TRANSFORMACIÓN Y EFECTOS SOBRE LA SALUD

Hugo Saldarriaga-Noreña, Rodrigo Morales-Cueto y
Fernando Ramos Quintana

3.1. INTRODUCCIÓN

El material particulado atmosférico es un conglomerado de porciones de material sólido o líquido que permanecen suspendidas individualmente en la mezcla de gases de la atmósfera. En conjunto, partículas y gases forman lo que se denomina “aerosol atmosférico”. Las fuentes de emisión de partículas pueden ser naturales o antropogénicas. Las naturales incluyen tormentas de arena, actividad volcánica, incendios forestales, suelos erosionados, plantas y flores, microorganismos, desperdicios de animales y emisiones marinas. La mayoría de las fuentes antropogénicas involucran procesos metalúrgicos en altas temperaturas, así como procesos de combustión. En este sentido, las fuentes de partículas en ambientes urbanos pueden ser autobuses, automóviles, barcos, camiones de carga, plantas generadoras de energía e industrias. Por otro lado, se presentan en la atmósfera procesos y reacciones químicas de coagulación y condensación entre óxidos de nitrógeno, dióxidos de azufre y otras moléculas reactivas, que forman partículas secundarias (Figura 3.1). Existen además otras fuentes de emisión de partículas que afectan principalmente la calidad del aire en casas y edificios, como el humo de cigarrillos y los calentadores domésticos (HEI, 2002).

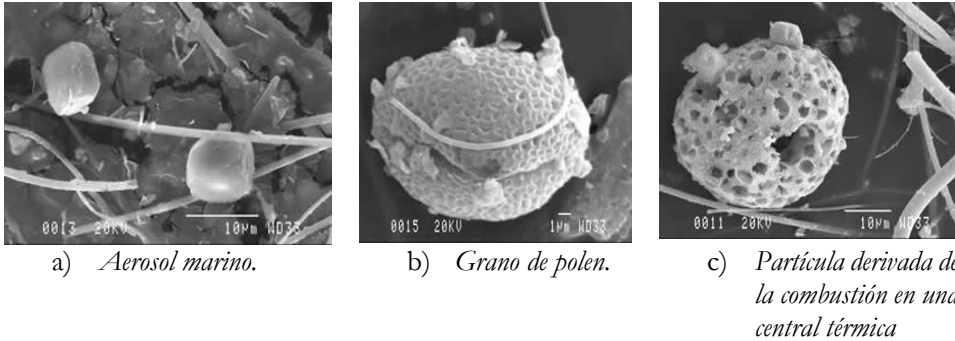


Figura 3.1. Ejemplos de partículas atmosféricas. Imágenes cedidas por el Grupo de Geoquímica Ambiental del Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua del CSIC (<http://www.idaea.csic.es/index.php?lang=es>).

Por otra parte, se sabe sobre la asociación entre partículas que conforman el aerosol atmosférico con su fuente original, el mecanismo por el que adquieren un tamaño determinado y los compuestos químicos que lo forman (Seinfeld y Pandis, 1998).

Las partículas se dividen en tres tamaños:

- Las partículas entre 2 y 100 μm forman el llamado “modo grueso”. Se originan a partir de la erosión, el desgaste de materiales por fricción y la resuspensión de polvos del suelo. También el polen se incluye en este rango de tamaños.
- Un segundo intervalo se encuentra entre 0.1 y 2 μm . Se denomina “modo de acumulación” y está formado por partículas que resultan del crecimiento de partículas más finas por mecanismos de condensación heterogénea (material semivolátil condensado sobre núcleos sólidos o líquidos) y por aglomeración o coagulación.
- El intervalo más fino se ubica entre 0.03 y 0.1 μm . Se denomina “modo de nucleación” y está formado por partículas que creadas por nucleación o condensación homogénea, la condensación de compuestos como el ácido sulfúrico y el agua por sobresaturación en el gas (Figura 3.2 y Tabla 3.1).

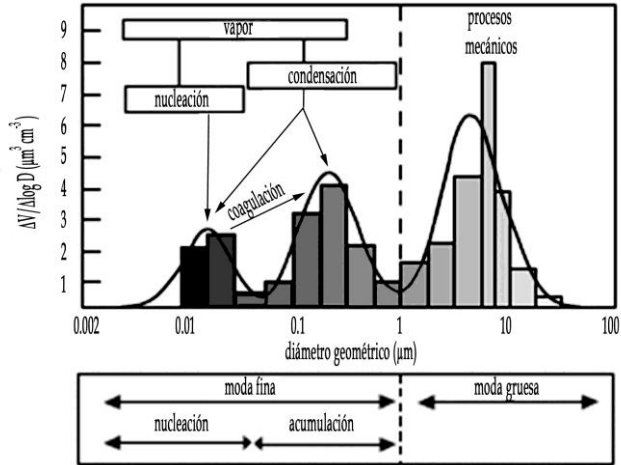


Figura 3.2. Mecanismos de generación del material particulado atmosférico en sus diferentes modos (Adaptado de: Wilson y Suh, 1997).

Tabla 3.1. Origen, composición y destino de las partículas en la atmósfera. (Adaptado de: Wilson y Suh, 1997).

	Partículas finas	Partículas gruesas
Formación	Reacción química entre gases y partículas, nucleación, condensación, coagulación, evaporación de niebla y gotas de nubes donde los gases se han disuelto y reaccionado	Generados por la disrupción mecánica (por ejemplo, trituración, abrasión de superficies), polvos resuspendidos.
Composición	Sulfatos SO ₄ ²⁻ ; nitratos NO ₃ ; amonio NH ₄ ⁺ ; carbón elemental; compuestos orgánicos (por ejemplo, hidrocarburos aromáticos policíclicos); metales (por ejemplo, Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe); agua ligada a las partículas.	Ceniza de carbón y petróleo, óxidos metálicos de elementos presentes en la corteza terrestre (Si, Al, Ti, Fe); CaCO ₃ , NaCl, sal marina; polen, esporas de moho; fragmentos de animales y plantas; restos de llantas desgastadas.
Fuentes	Combustión de carbón, aceite, gasolina, diesel, madera; productos de transformación atmosférica de NO _x , SO ₂ y compuestos orgánicos incluídas las especies biogénicas (por ejemplo, terpenos), procesos a altas temperaturas, fundición, fábricas de acero, etc.	Resuspensión de polvo industrial y de los suelos; fuentes biológicas; construcción y demolición; combustión de carbón y de aceite; brisa marina.
Tiempo de residencia en la atmósfera	De días a semanas	De minutos a horas
Distancia de transportación	Cientos a miles de kilómetros	Menor a diez kilómetros

Se han sugerido, además, otras formas de clasificar las partículas, como lo señala la figura 3.3.

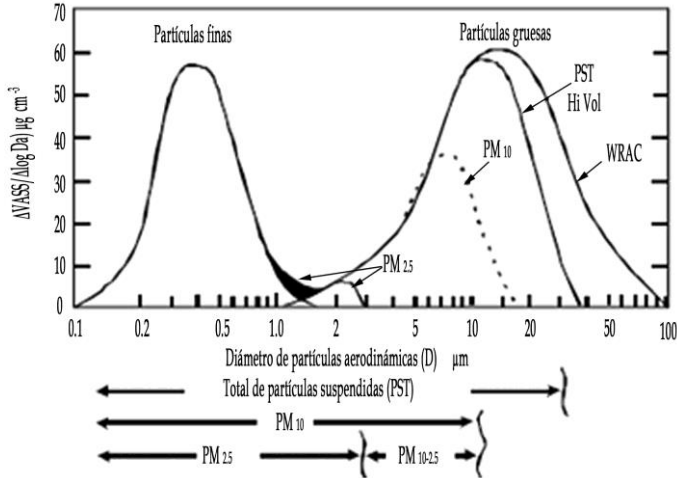


Figura 3.3. Agrupación de partículas en función de su diámetro aerodinámico (Adaptado de: Wilson y Suh, 1997).

Las partículas menores a $10\ \mu\text{m}$ (PM_{10}) se depositan en la nariz y garganta, por lo que también se les llama de “fracción torácica o inhalable”, pues pueden penetrar y depositarse en el tracto respiratorio. Las $\text{PM}_{2.5}$, llamadas de “fracción alveolar”, debido a que no son retenidas en las vías respiratorias superiores, son la agrupación de todas las partículas menores que $2.5\ \mu\text{m}$. A las partículas menores de $0.1\ \mu\text{m}$ ($100\ \text{nm}$) se les ha asignado el término de “partículas ultrafinas”, y aquéllas con un tamaño menor a $0.05\ \mu\text{m}$ ($50\ \text{nm}$), el de “nanopartículas”. La agrupación de todos los diámetros integra las partículas suspendidas totales (PST).

El tamaño de las anteriores distribuciones se mide con base en el comportamiento aerodinámico de las partículas, por lo que la abscisa del diagrama mostrado en la figura 3 corresponde al diámetro aerodinámico equivalente, definido como el diámetro de una esfera de densidad unitaria ($1\ \text{g}/\text{cm}^3$) que tiene la misma velocidad de sedimentación que la partícula bajo estudio. Dado que los intervalos de tamaño cubren varios órdenes de magnitud, las distribuciones de tamaño se expresan, normalmente, en escalas o términos logarítmicos.

3.2. EFECTOS DE LAS PARTÍCULAS EN LA SALUD HUMANA

Desde hace más de 50 años se ha dicho que las partículas suspendidas tienen efectos en la salud humana debido a los episodios de contaminación ocurridos en Londres, en el valle del Mosa, en Bélgica, y Donora, en Pensilvania, entre otros. Adicionalmente, estudios más recientes realizados alrededor del mundo, incluida la zona metropolitana de la ciudad de México, han corroborado el impacto de dichas partículas en lugares con niveles de contaminación muy diversos, incluso en algunos cuyos niveles se encuentran por debajo de los estándares de calidad del aire vigentes para otros países. También se sabe que hay grupos poblacionales que pueden ser más sensibles a la exposición al material particulado, como los niños y los ancianos con enfermedades crónicas y cardiopatías. Los estudios toxicológicos y epidemiológicos sugieren que la fracción fina —procedente de los procesos de combustión en altas temperaturas— puede ser más relevante en cuanto a efectos adversos sobre la salud, y posiblemente también la ultrafina (que puede contener sulfatos, nitratos, ácidos fuertes, entre otros), ya que al penetrar hasta las vías respiratorias inferiores y llegar a los alvéolos puede desencadenar reacciones inflamatorias (Cohen *et al.*, 1997; Romieu y Borja-Aburto, 1997; Durando *et al.*, 1999; Lacasaña-Navarro *et al.*, 1999; Martínez *et al.*, 2000; Hernández-Cadena *et al.*, 2000; Rosales-Castillo *et al.*, 2001).

La Organización Mundial para la Salud (OMS) estima que aproximadamente 200 mil personas mueren en Latinoamérica cada año debido a las altas concentraciones de estas partículas. Las tasas de mortalidad han mostrado una alta correlación con las PM₁₀ (Dockery *et al.*, 1993): un incremento de 10 µg/m³ en la concentración de partículas se ha relacionado con un aumento del 1% en la mortalidad diaria en estudios llevados a cabo en Europa y Estados Unidos (HEI, 1995). Para el caso de la ciudad de México, Calderón-Garcidueñas *et al.* (1998) encontraron que en la región anterior nasal se deposita el 45% de las partículas que

tienen entre 2 y 10 μm , lo que explica una gran cantidad de lesiones, como las hiperplasias, displasias y metaplasmas.

Aunque las causas biológicas del incremento en la mortalidad y morbilidad por los aumentos en la concentración de las PM_{10} no son muy claras, estudios toxicológicos han intentado explicar cuáles son los mecanismos de acción de las partículas sobre las células alveolares, la exacerbación del asma, su carcinogenicidad y mutagenicidad, entre otros factores (Ferion, 1992; Ducharme y Di Salvio, 2004; Villalobos-Pietrini *et al.*, 2006).

Por tal motivo, se ha planteado que los factores que más influyen sobre el efecto tóxico de las partículas son, en primer lugar, la composición química, puesto que son muchos los compuestos asociados con las aeropartículas. Éstos se incorporan a la atmósfera, ya sea por emisiones biogénicas o antropogénicas, y pueden ser de origen orgánico e inorgánico. Los orgánicos detectados en las aeropartículas pueden ser divididos en dos grandes grupos: los que se condensan sobre las partículas preexistentes y los oxidados. Dentro de los condensados se encuentran los n-alcános y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) fundamentalmente, mientras que dentro de los oxidados se han identificado ácidos carboxílicos, aldehídos, cetonas, quinonas, ésteres, fenoles y dioxinas (Cautreels y Van Cauwenburghe, 1976; Alves *et al.*, 2001; Re-Poppi y Santiago-Silva, 2004).

Con respecto a los compuestos inorgánicos, las aeropartículas están constituidas por diversos metales (Cd, Pb, Cu, Al, Zn, Hg, Cr, As). Algunos de ellos son tóxicos o peligrosos una vez que se incorporan al cuerpo humano, y provienen principalmente de la quema de combustibles fósiles y algunas actividades industriales. Asimismo, dentro de los aerosoles se encuentran los iones inorgánicos, que se incorporan como producto final de numerosos procesos químicos y fotoquímicos. Así, por ejemplo, los sulfatos y nitratos provienen de la oxidación de dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno, a los que adicionalmente se les atribuyen

efectos negativos en la salud y el ambiente, como la agudización del asma, daños en el tejido pulmonar y la lluvia ácida (EPA, 1990; Cope *et al.*, 2004; Báez *et al.*, 2007).

En segundo lugar se ha podido establecer que, adicionalmente a la evidencia epidemiológica, las partículas ultrafinas (con un tamaño menor a 100 nm) presentan una toxicidad mayor por unidad de masa que las partículas más gruesas. Es decir, su toxicidad aumenta cuando se reduce su tamaño, probablemente debido a su interacción con las membranas celulares y su alta área superficial (Donaldson y MacNee, 1998). Por último, se ha encontrado que para una misma masa de partículas habrá un número mayor si éstas son ultrafinas. Altas concentraciones de partículas ultrafinas, por lo tanto, incrementan su efecto tóxico. Los últimos dos factores, el tamaño y la concentración, explican significativamente los efectos de inflamación e irritación alveolar causados por material particulado (Oberdörster, 1994; Seaton *et al.*, 1995; Bousquet *et al.*, 2000).

Por lo anterior, se crearon estándares de calidad del aire con el objeto de establecer concentraciones límites por debajo de los que se tuviera un margen de seguridad para las poblaciones humanas (Berico *et al.*, 1997). Hasta 1978, el estándar para partículas promulgado en el Acta de Aire Limpio de Estados Unidos (1971) fue de $\leq 45 \mu\text{m}$ partículas suspendidas totales (PST), tanto sólidas como líquidas, con un límite anual promedio geométrico de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y sin exceder los $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en un periodo de 24 horas (EPA, 1982). Sin embargo, estudios de salud mostraron que las partículas de $\geq 15 \mu\text{m}$ no son inhaladas, sólo se depositan en la región superior del tracto respiratorio y son expulsadas en minutos. Debido a esto, la EPA y el Comité Consultor Científico del Aire Limpio propusieron un nuevo estándar que consideraba un tamaño menor o igual a $10 \mu\text{m}$ (PM₁₀), que consideraban más apropiado para evaluar los riesgos en la salud humana debido a su capacidad de penetración en la región traqueolar y alveolar de los pulmones. El promedio anual máximo permitido para

PM₁₀ se estableció en 50 µg/m³ y 150 µg/m³ para 24 horas (McClellan, 2002). En México, el estándar entró en vigencia hasta 1994 (NOM 025-SSA1 1993, DOF, 1993-). Sin embargo, éste fue modificado en 2005, por lo que los nuevos estándares para PST fue de 210 µg/m³ en un promedio de 24 horas; para PM₁₀ de 120 µg/m³ en un promedio de 24 horas y 50 µg/m³ en promedio anual (NOM-025-SSA-1993, DOF, 2005).

3.3. COMPONENTES ORGÁNICOS DE LOS AEROSOLES ATMOSFÉRICOS

3.3.1. N-ALCANOS, HIDROCARBUROS POLICÍCLICOS Y NITRODERIVADOS

Los n-alcános pueden ser empleados como indicadores de especies emitidas directamente por vehículos (Gogou *et al.*, 1996, Kavouras *et al.*, 1999) o por fuentes biogénicas, como la descomposición de materia orgánica (Simoneit y Mazurek, 1983). Estos compuestos son relativamente no reactivos en la atmósfera y su distribución tiende a ser característica para cada fuente. Sin embargo, debido a la gran cantidad de compuestos orgánicos emitidos simultáneamente, su identificación se dificulta debido a su traslape con otras sustancias (Simoneit, 1989). Patrones estacionales de las concentraciones del aerosol pueden indicar emisiones directas de partículas antropogénicas primarias (con *n-C*_{máximo} alrededor de *n-C*₂₁) o de partículas biogénicas (alrededor de *n-C*₂₉) (Simoneit y Mazurek, 1984). Bray y Evans (1961) desarrollaron el “índice de preferencia del carbón” (IPC) como una medida aproximada de los “compuestos sintetizados biológicamente”. Definieron el IPC como el cociente de la concentración de los carbonos homólogos impares sobre los pares: las emisiones provenientes de vehículos que utilizan combustibles fósiles arrojan valores cercanos a la unidad (IPC ~ 1), mientras que las emisiones biogénicas tienen valores mayores a uno (IPC > 1) (Simoneit, 1989; Rogge *et al.*, 1993a).

Los Compuestos Aromáticos Policíclicos (CAP) incluyen diferentes tipos de compuestos que tienen dos o más anillos bencénicos en su estructura y diversos grupos funcionales que pueden contener diferentes elementos. Uno de los grupos más importantes de los CAP son los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP), que poseen dos o más anillos bencénicos y no contienen más que carbono e hidrógeno (Henner *et al.*, 1997). Ellos pueden ser eliminados o transformados en compuestos aún más tóxicos por reacciones químicas, como la sulfonación, la nitración o la fotooxidación. Por ejemplo, bajo ciertas condiciones, trazas de ácido nítrico pueden transformar algunos HAP en nitro-HAP (Marcé y Borrull, 2000). En la figura 3.4 se pueden apreciar algunos ejemplos de compuestos orgánicos.

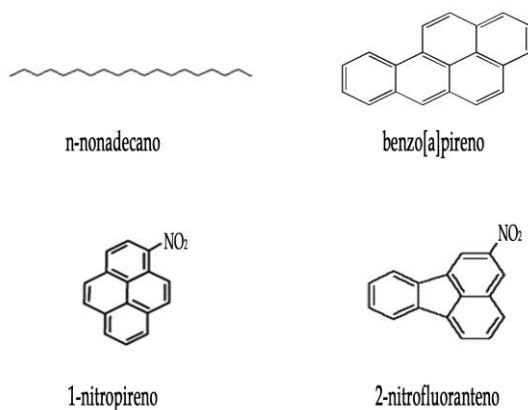


Figura 3.4. Ejemplos de algunos CAP, adaptado de Lee (1981).

Los compuestos orgánicos pueden emitirse desde sus fuentes en fase gaseosa o estar asociados con las partículas por nucleación o condensación. Los HAP asociados con la fase particulada provienen de las combustiones en altas temperaturas; sin embargo, cuando la temperatura disminuye, los HAP en fase gaseosa son adsorbidos o depositados en las partículas. Éstos se adsorben en las partículas más pequeñas dada su gran área superficial. La temperatura ambiental juega un papel muy importante en la distribución gas-partícula de los HAP.

Por ejemplo, el naftaleno se encuentra prácticamente en la fase gaseosa, mientras el benzo(a)pireno y otros con cinco y seis anillos son adsorbidos sobre las partículas. Sin embargo, el naftaleno también puede ser encontrado en las cenizas de carbón pulverizado utilizado en la generación de energía (Mastral *et al.*, 2000).

Los HAP pueden formarse por actividades antropogénicas o derivarse de procesos naturales. Los de las fuentes antropogénicas provienen fundamentalmente de la combustión incompleta de materiales fósiles, como las emisiones vehiculares e industriales, los calentadores domésticos, la incineración de basura y el humo de cigarrillo. Algunos HAP insustituídos se han estudiado ampliamente debido a su fuerte impacto sobre la salud humana. Los compuestos comúnmente analizados incluyen desde el naftaleno (con un peso molecular de 128 uma) hasta el coroneno (con un peso molecular de 300 uma) (Grimmer, 1983). La principal fuente de HAP no antropogénica es la combustión natural de biomasa (por ejemplo, los incendios forestales), constituida principalmente por compuestos aromáticos alicíclicos (Simoneit, 1998). Los HAP alquilados son emitidos fundamentalmente por la combustión de materiales fósiles (Simoneit, 1985; Rogge, 1993b).

Los mecanismos de formación de los HAP durante la combustión de material orgánico no son totalmente claros, pero se pueden reconocer dos procesos de reacción que están involucrados: la pirólisis y la pirosíntesis (Finlayson y Pitts, 1986). Durante la combustión en altas temperaturas y con relativamente bajas cantidades de oxígeno, parte del material combustible se fragmenta en pequeñas masas moleculares, generalmente en radicales libres por pirólisis (aproximadamente de 500 a 800°C), los cuales se recombinan para dar origen a los HAP por pirosíntesis cuando disminuye la temperatura (Figura 3.4). La recombinación sucesiva de radicales libres de acetileno (C₂) y 1,3-butadieno (C₄) produce series de HAP insustituídos (Finlayson y Pitts, 1986). Una vez formados los HAP

de bajo peso molecular (por ejemplo, el naftaleno, con 128 uma), el proceso de pirosíntesis continua con “adiciones en zigzag” que generan HAP de alto peso molecular (Sullivan, 1989).

Según Schauer (1996), las emisiones vehiculares son la principal fuente de HAP en el aire urbano. Por ejemplo, la tasa de emisión de HAP en Los Ángeles, Estados Unidos, se estimó en 125.8 kg/día para automóviles sin catalizador, 7.4 kg/día para automóviles equipados con catalizador y 3.4 kg/día para vehículos diesel (Rogge *et al.*, 1993a). Desde 1982, la proporción de autos que usan catalizador ha incrementado, por lo que esta situación ha cambiado. Para la ciudad de México Jiang *et al.* (2005) realizaron un inventario de emisiones y encontraron un total de 156 kilogramos de HAP por día asociados con la fase particulada.

Miguel *et al.* (1998) observaron, en un estudio realizado en un túnel, que la mayor fuente de HAP ligeros (de dos a tres anillos) son los camiones diesel, mientras que los vehículos de gasolina son la principal fuente de HAP pesados (de cuatro a seis anillos). En Copenhague, Dinamarca, Nielsen (1996) estimó que durante un día hábil normal, el 90% de las emisiones de HAP en una avenida transitada corresponden a los vehículos diesel y cerca del 60% se emiten durante los fines de semana. De igual forma, en París, Li y Kamens (1993) aplicaron un modelo de balance de masa para calcular la contribución relativa de la calefacción doméstica y vehículos operados con gasolina y diesel. La contribución relativa de la calefacción doméstica fue del 20%, la de vehículos que funcionan con gasolina del 53%, mientras que la de los vehículos que funcionan con diesel fue del 27%.

En zonas suburbanas y rurales, las fuentes de HAP no son claras debido a las actividades que ahí se realizan. Las fuentes de emisión de otros CAP, como los N-CAP y los S-CAP, son menos claras aún, pero, al igual que

los HAP, su formación se debe a la combustión incompleta de material orgánico (Pitts y Pitts, 2000).

Otra familia de compuestos orgánicos que se presentan adheridos a las partículas son los derivados nitrados de los HAP: los nitro-HAP. Éstos se encuentran en la atmósfera, ya sea por emisión directa durante procesos de combustión incompleta de diesel o gasolina, o como producto de una amplia gama de reacciones de los HAP con óxidos de nitrógeno (Sasaki *et al.*, 1995; Bamford y Baker, 2003). Los HAP generan nitro-HAP al reaccionar con OH° o con radicales NO_3^\cdot en presencia de NO_2 en fase gaseosa (Atkinson y Arey, 1994). De igual forma, se pueden formar en presencia de N_2O_5 y HNO_3 cuando el HAP está asociado con el aerosol (Nielsen *et al.*, 1983; Kamens *et al.*, 1990). El mecanismo de nitración con el N_2O_5 ha sido propuesto por Behnke *et al.* (1997), que aseguran que el N_2O_5 se disocia en NO_2^+ y NO_3^\cdot , reacción que es seguida por un ataque electrofílico de NO_2^\cdot . Este mecanismo puede ser importante en aerosoles ácidos.

Es importante anotar que las reacciones ocurridas tanto en la fase gaseosa como en la particulada generan compuestos diferentes a los observados en las emisiones directas (Feilberg *et al.*, 2001). Por consiguiente, el 2-nitropireno se obtiene como producto del pireno con radicales OH en presencia de NO_2 (Atkinson y Arey, 1994), mientras que el 1-nitropireno es el principal nitro-HAP en emisiones de diesel (Paputa-Peck *et al.*, 1983), pero también puede ser formado vía nitración heterogénea del pireno en la partícula (Kamens *et al.*, 1990). El 1-nitropireno también es emitido por vehículos de gasolina (Gibson, 1983) y procesos que utilicen el carbón como combustible (Harris y Chess, 1984). Otros nitro-HAP reportados en partículas colectadas directamente de la cámara de combustión de motores diesel son 3-nitrofluoranteno, 9-nitroantraceno y 2-nitrofluoreno (Paputa-Peck *et al.*, 1983; Feilberg *et al.*, 2001). La principal fuente de nitro-HAP en fase gaseosa, diferente de la emisión directa, es la reacción de

pireno y fluoranteno, que inicia con el radical OH, que produce 2-nitrofluoranteno y 2-nitropireno, y que con el radical NO₃ produce 2-nitrofluoranteno (Arey *et al.*, 1986). Arey *et al.* (1986) explicaron que los radicales OH° y NO₃ atacan los anillos aromáticos de más alta densidad electrónica (la 1 para el pireno y la 3 para el fluoranteno), a lo que le sigue la adición de NO₂ en la posición *orto* y la pérdida de agua o ácido nítrico para formar nitro-HAP en la posición 2. También las reacciones de nitración heterogénea pueden generar nitro-HAP. Sin embargo, ni el 2-nitrofluoranteno ni el 2-nitropireno son productos de estas reacciones (Nielsen, 1984; Kamens *et al.*, 1990). Diversos estudios han demostrado que el 2-nitrofluoranteno y 2-nitropireno son producidos únicamente en fase gaseosa por reacción fotoquímica y el 1-nitropireno proviene de emisiones de diesel (Cecinato *et al.*, 2000, Feilberg *et al.*, 2001).

3.4. DISTRIBUCIÓN DE LOS HAP EN LAS PARTÍCULAS

La distribución de los HAP es muy importante tanto por su destino dentro de las partículas como por sus efectos sobre la salud. Venkataraman *et al.* (1994) investigaron dicho fenómeno de los HAP en diferentes sitios. En túneles urbanos, la distribución de los HAP y el carbón elemental (CE) fue unimodal, con la moda en el rango de 0.05-0.12 µm. En el aire ambiental fue bimodal con picos en el rango de 0.05-0.12 µm (moda 1) y 0.5-1.0 µm (moda 2). Los HAP más volátiles se encontraron en mayor proporción en la moda 2, y los más pesados, al igual que el CE, en las partículas pequeñas (moda 1). Estas observaciones reflejan que la partición de los HAP más ligeros se orienta hacia la fase gaseosa y, por lo tanto, se evaporan desde las partículas primarias (moda 1) y se condensan en la moda 1 y 2. Sin embargo, la existencia de HAP de alto peso molecular y el CE en la moda 2 evidencian que el crecimiento de las partículas se debe a conversiones de gas en partícula de los productos de reacciones orgánicas secundarias y vapor de agua, lo que contribuye a la distribución bimodal (Venkataraman y Friedlander, 1994).

Allen *et al.* (1996) investigaron las distribuciones de los HAP en atmósferas urbanas y observaron que los más grandes ($PM \geq 228$ g/mol) estaban asociados principalmente con las partículas más pequeñas ($< 1.9 \mu\text{m}$), mientras que los más volátiles ($PM < 228$ g/mol) estaban repartidos uniformemente en partículas más grandes ($> 1.9 \mu\text{m}$).

3.5. REACCIONES ATMOSFÉRICAS DE LOS CAP

La transformación de los CAP en la atmósfera puede ser dividida en reacciones en fase gaseosa y reacciones en fase particulada.

3.6. REACCIONES EN FASE GASEOSA

Se cree que la ruta de degradación más común de los HAP en la fase gaseosa es la reacción con radicales OH° durante el día, y el ataque de radicales NO_3 durante la noche (Atkinson y Arey, 1994). La reacción con O_3 es más lenta. En la tabla 3.2 se pueden observar los flujos y tiempos atmosféricos de vida para las reacciones de los HAP seleccionados.

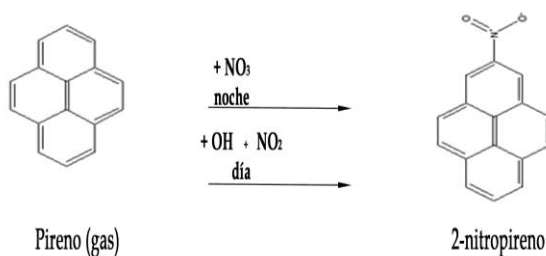
Al analizar la tabla 3.2 se puede afirmar que bajo condiciones típicas ambientales la reacción con radicales OH° domina la degradación de HAP en la fase gaseosa. La figura 3.5 esquematiza la generación de 2-nitropireno a partir de pireno en presencia de radicales OH° y NO_2 durante el día y en presencia de radicales NO_3 durante la noche.

Tabla 3.2. Cinética de la reacción entre algunos HAP y radicales OH y NO₃.

Compuesto	$k_{OH} \times 10^{11}$ (cm ³ moléculas ⁻¹ s ⁻¹)	τ_{OH}^a	$k_{NO_3} \times 10^{27} \times [NO_2]^{-1}$ (cm ³ moléculas ⁻¹ s ⁻¹)	$\tau_{NO_3}^b$
Naftaleno	2.16*	8 h	0.36	54 d
	2.3**			
Bifenilo	0.72*	2 d	<0.005	>11 años
Fenantreno	3.1*	5.6 h		
	2.7**			
Antraceno	13*	1.3 h		
	19**			
Fluoranteno	1.1**	15.7 h	0.51	
Pireno	~5*	~3.5 h	1.6	13 d

^aUsando un promedio global de 12 horas durante el día $[OH] = 1.6 \times 10^6$ moléculas cm⁻³ (Prinn et al., 1992).

^bUsando un promedio global de 12 horas durante la noche $[NO_3] =$ moléculas cm⁻³ (~ 200 ppt) (Atkinson, 1991) y $[NO_2] = 2.4 \times 10^{12}$ (~ 100 ppb) moléculas cm⁻³. * Tomado de Atkinson y Arey (1994). **Tomado de Brubaker e Hites (1998).

**Figura 3.5.** Generación de 2-nitropireno, adaptado de Atkinson et al. (1990).

La formación de nitroderivados a partir de los HAP ha sido de gran interés debido a su mutagenicidad. La generación ha sido reportada por Atkinson y Arey (1994). En la tabla 3.3 se presentan algunos ejemplos para diferentes HAP. Cabe esperar que la producción de los nitro-HAP dependa básicamente de la concentración de NO₂; sin embargo, Atkinson *et al.* (1987) observaron que la generación de nitronaftaleno y nitrobifenilo no incrementa significativamente la concentración de NO₂, lo que indica que el mecanismo para los nitro-HAP es más complejo. Muchos de los nitroderivados (excepto 1-nitronaftaleno y 8-nitrofluoranteno) son

isómeros producidos por nitración electrofílica, por ejemplo, con ácido nítrico (HNO_3) (Ruehle *et al.*, 1985). Esto se debe a que los radicales OH° usualmente atacan la posición más rica en electrones y posteriormente se produce la adición de NO_2 al carbono en posición *orto* (por ejemplo, la posición 2 en el fluoranteno). Esta formación específica de isómeros hace posible distinguir entre los nitro-HAP emitidos por fuentes primarias y los producidos fotoquímicamente (Nielsen, 1984; Feilberg *et al.*, 2001).

Tabla 3.3. Productos de nitro-isómeros y rendimientos de las reacciones de algunos HAP con OH y NO_3 (%).

Compuesto	Productos de la reacción con OH	Productos de la reacción con NO_3
Naftaleno	1-nitronaftaleno (1.2 ± 0.9)	1-nitronaftaleno (24.4)
	2-nitronaftaleno (1.3 ± 1.1)	2-nitronaftaleno (0.110)
Bifenilo	3-nitrofenilo (5)	no se observó reacción
Antraceno	1 y 2 2-nitroantraceno (trazas)	1 y 2-nitroantraceno (trazas)
Fluoranteno	2-nitrofluoranteno (~ 3)	2-nitrofluoranteno (~ 24)
	8-nitrofluoranteno (~ 0.3)	
Pireno	2-nitropireno (~ 0.5)	
	4-nitropireno (~ 0.06)	4-nitropireno (~ 0.06)

La presión de vapor de los nitro-HAP es baja si se compara con los HAP, así que una fracción grande se encontrará en fase particulada. Fan *et al.* (1995) encontraron que el 2-nitrofluoranteno y el 2-nitropireno formados por reacciones en fase gaseosa en una cámara de reacción se condensan inmediatamente sobre las partículas de hollín.

3.7. REACCIONES EN FASE PARTICULADA

Parece ser que la ruta de degradación de los HAP en la fase particulada es la degradación fotoquímica y que en menor proporción se produce con las reacciones heterogéneas con O_3 , NO_2 , N_2O_5 y HNO_3 (Kamens *et al.*, 1990). Las tasas de fotodegradación de los HAP en la fase particulada se incrementan en función de la humedad relativa (Kamens *et al.*, 1988). Se

ha comprobado, gracias a experimentos de laboratorio, que esto es cierto para algunos HAP, y se ha observado que la fotodegradación puede ocurrir a través de un mecanismo complejo que probablemente involucra todos los componentes del aerosol (Tabla 3.4). Se ha propuesto que diferentes clases de compuestos orgánicos (por ejemplo, quinonas, benzaldehídos y metoxifenoles) pueden acelerar la descomposición de los HAP (Jang y McDow, 1995).

Tabla 3.4. Clasificación de reactividad de los HAP (Nielsen, 1984).

Clases de compuestos	HAP constituyentes
I	benzo[a]tetraceno, dibenzo[a,h]pireno, pentaceno, tetraceno
II	antantreno, antraceno, benzo[a]pireno, ciclopenteno[cd]pireno, dibenzo,[a,l]pireno, dibenzo[a,i]pireno, dibenzo[a,c]tetraceno, perileno
III	benzo[a]antraceno, benzo[g]criseno, benzo [ghi]perileno, dibenzo [a,e]pireno, piceno, pireno
IV	benzo[c]criseno, benzo[c]fenantreno, benzo[e]pireno, criseno, coroneno, dibenzantracenos, dibenzo[e,l]pireno
V	Acenaftileno, benzo[fluorantenos, fluoranteno, indeno [1,2,3-cd]fluoranteno, indeno[1,2,3-cd]pireno, naftaleno, fenantreno, trifenileno
VI	bifenilo

Behymer y Hites (1988) observaron que los HAP eran más estables a la fotólisis cuando eran adsorbidos en la fracción gráfica de carbón y ceniza. Lo mismo fue reportado para los nitro-HAP (Holder *et al.*, 1994). Estas observaciones contrastan con la rápida fotodegradación de HAP y nitro-HAP adsorbidos en partículas de hollín con alto contenido de compuestos orgánicos (Kamens *et al.*, 1988; Fan *et al.*, 1995).

Reacciones heterogéneas de O₃, NO₂, N₂O₅ y HNO₃ han sido investigadas por diferentes autores (Nielsen *et al.*, 1984; Kamens *et al.*, 1990). La reacción con O₃ parece ser la más importante (Kamens *et al.*, 1990), seguida por las de NO₂, N₂O₅ y HNO₃. Nielsen (1984) propuso un

sistema para la clasificación de los HAP con respecto a su estabilidad en la reactividad de los agentes nitrantes, así como en los parámetros espectroscópicos y algunas consideraciones estructurales (Tabla 3.4). Kamens *et al.* (1990) reportaron que el 1-nitropireno, 6-nitrocriseno y 6-nitrobenzo[a]pireno se formaron experimentalmente con humo de madera expuesto a N_2O_5 , y observaron también que muchos de los HAP (principalmente el criseno y el benzo[a]pireno) se encontraron en la fase particulada. Asimismo, reacciones heterogéneas entre los HAP y los agentes nitrantes podrían explicar la formación de estos nitro-HAP. Sin embargo, las tasas son relativamente bajas, lo que crea cierta incertidumbre en cuanto a si estas reacciones son una fuente importante de nitro-HAP en la atmósfera. El mecanismo de formación de los nitro-HAP vía reacción con N_2O_5 no es muy conocida. Nielsen *et al.* (1983) propusieron que el N_2O_5 es parcialmente ionizado en un aerosol de agua para dar NO_3 y NO_2 . Desde entonces se ha demostrado que los iones intermedios de NO_2 están formados de N_2O_5 o $ClNO_2$ en solución acuosa de cloruro de sodio.

La ruta de degradación dominante de los nitro-HAP asociada con las partículas parece ser la fotolítica (Fan *et al.*, 1996). Las reacciones heterogéneas con O_3 y N_2O_5 han sido reportadas, pero son relativamente más lentas y no representan un sumidero importante. Los resultados de los experimentos de fotólisis con nitro-HAP asociados al hollín proveniente de diesel o madera (Fan *et al.*, 1996) mostraron en ambos tipos de partícula que las tasas de fotólisis para cuatro nitro-HAP seleccionados (1-nitropireno, 2-nitropireno, 2-nitrofluoranteno y 3-nitrofluoranteno) son altas y no mostraron diferencias significativas. Además, las tasas son significativamente más altas en partículas de humo de madera que en partículas de escapes de diesel. Estos resultados contrastan con las tasas de fotólisis observadas en soluciones acuosas (Fan *et al.*, 1996) o adsorbidas en sílice, en las que las tasas dependen en gran proporción de la conformación molecular de los sustratos.

3.8. EFECTOS GENOTÓXICOS DE LOS HAP Y SUS DERIVADOS

Son bien conocidos los efectos biológicos de los compuestos derivados del alquitrán de carbón sobre las poblaciones expuestas. Este tipo de actividad biológica se ha observado con extractos obtenidos de partículas suspendidas en diversos centros urbanos alrededor del mundo (Černá *et al.*, 1999; Villalobos-Pietrini *et al.*, 2006). Estas observaciones están relacionadas con estudios sobre carcinogenicidad debido a la presencia de HAP. De esta manera, en 1949, el benzo[a]pireno fue identificado en el hollín doméstico, mientras que en 1952 se encontró en partículas suspendidas colectadas en 10 estaciones de Gran Bretaña. Para 1970, el benzo[a]pireno y otros HAP con carácter carcinogénico fueron reconocidos en partículas suspendidas colectadas en diversas áreas urbanas del mundo. Además, dichos compuestos fueron identificados en partículas generadas por la quema de combustibles de fuentes primarias, como los escapes de vehículos, la combustión de madera y las plantas de generación de electricidad.

Al mismo tiempo, ciertos HAP han demostrado reaccionar en presencia de óxidos de nitrógeno y ozono bajo ciertas condiciones, de modo que forman compuestos más mutagénicos, como los nitro-HAP y los oxi-HAP, respectivamente.

Algunos de los HAP y sus metabolitos pueden inducir alteraciones genéticas irreversibles en el nivel celular. Esto puede provocar el crecimiento de tumores y cáncer en mamíferos. Debido a que los HAP son solubles en el tejido graso, se pueden bioacumular y ser transferidos en la cadena alimenticia. Algunos HAP han sido identificados como posibles o probables carcinogénicos en humanos, en particular el benzo[a]antraceno, criseno, benzo[bk]fluorantenos, benzo[a]pireno entre otros (IARC, 1998a,b). Algunos estudios epidemiológicos han demostrado que las personas expuestas a mezclas que contienen HAP (de

chimeneas, emisiones de hornos de carbón, humo de cigarrillo, alquitrán) presentaron mayores índices de cáncer de pulmón (Fisher, 2001).

Aunque los HAP constituyen sólo el 20% del total de los hidrocarburos en el petróleo, son responsables de casi toda la toxicidad. Se sabe que los HAP de menor peso molecular son menos tóxicos, y que predominan en su fase de vapor en las zonas urbanas, donde pueden reaccionar con otros contaminantes (óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, ozono) para formar derivados más tóxicos (Park *et al.*, 2001).

Existe la inquietud de que no sólo los HAP juegan un papel importante en los efectos adversos sobre la salud, sino que también debe ser considerado el tamaño de las partículas sobre las que son adsorbidos, pues las partículas suspendidas menores o iguales a $10\ \mu\text{m}$ (PM_{10}) contienen mayor cantidad de HAP por unidad de masa debido a su gran área superficial. Este fenómeno resulta inquietante, ya que las partículas pequeñas tienden a ser retenidas dentro del sistema respiratorio. En el sistema respiratorio humano las partículas menores a $10\ \mu\text{m}$ no alcanzan a llegar al tórax, las partículas entre 2 y $10\ \mu\text{m}$ son retenidas principalmente en la faringe, en la tráquea y en los bronquios, y las partículas menores a $2\ \mu\text{m}$ pueden llegar hasta los alvéolos. Por lo tanto, la inhalación de cierto tipo de partículas resulta más perjudicial para la salud humana (Cecinato *et al.*, 1999).

El grado de exposición de una población específica a los HAP depende de varios parámetros, como las condiciones atmosféricas predominantes, la concentración, el reparto entre la fase de vapor y la particulada, y el tamaño de las partículas. El riesgo de exposición a los HAP a menudo es estimado con base en la concentración de benzo[a]pireno en el aire (Cecinato *et al.*, 1999).

Para evaluar el daño genético que pueden inducir los HAP y sus derivados, los nitro-HAP, han sido utilizados diversos sistemas biológicos. Uno de los más comunes es la prueba de Ames con el ensayo estándar de incorporación en placa, que permite evaluar el potencial mutagénico de cientos de compuestos químicos (Ames *et al.*, 1973, 1975; Černá *et al.*, 1999; Villalobos-Pietrini *et al.*, 2006). Los resultados obtenidos de este ensayo sugieren la presencia de compuestos con alto potencial cancerígeno, debido a que se ha observado una estrecha relación con su capacidad para inducir mutaciones.

Por todo esto, el estudio de la composición química de muestras ambientales se ha complementado con ensayos biológicos con la finalidad de identificar los compuestos que provocan más efectos adversos en la salud humana.

3.9. CONSIDERACIONES FINALES

En síntesis, los aerosoles atmosféricos están constituidos por una gran variedad de compuestos, entre los que destacan los hidrocarburos aromáticos policíclicos y sus nitro-derivados por su alto grado de toxicidad.

Las principales fuentes de estos compuestos en las zonas urbanas son, fundamentalmente, los vehículos, cuyas emisiones pueden prevalecer tanto en fase gaseosa como en la particulada. Sin embargo, de igual forma, algunos de estos compuestos son transformados en la atmósfera hasta que llegan a formar compuestos secundarios, como algunos nitro-derivados.

Respecto a la fase particulada, se sabe que en las partículas finas se concentra la mayor cantidad de compuestos orgánicos. Esta situación ha inquietado a la comunidad científica, dado su alto grado de penetración en los alvéolos pulmonares y debido a que pueden desencadenar una serie de

reacciones en el torrente sanguíneo y, en el peor de los casos, ocasionar padecimientos como el cáncer.

El daño genético que pueden inducir los HAP y sus derivados se evalúa mediante el uso de sistemas biológicos. La prueba de Ames es una de las más utilizadas en el mundo, pues permite evaluar el potencial mutagénico de cientos de compuestos químicos presentes en los aerosoles atmosféricos.

3.10. REFERENCIAS

- Allen, J. O., Dookeran, N. M., Smith, A. K., Sarofim, A. F. Taghizadeh K. y Lafleur A. L. (1996). Measurement of polycyclic aromatic hydrocarbons associated with size-segregated atmospheric aerosols in Massachusetts. *Environmental Science & Technology*, 30(3), 1023-1031.
- Alves, C., Pio, C. y Duarte, A. (2001). Composition of extractable organic matter of air particles from rural and urban Portuguese areas. *Atmospheric Environment*, 35(32), 5485-5496.
- Ames, B. N., Durston, W. E., Yamasaki, E. y Lee, F. D. (1973). Carcinogens are mutagens: An improved bacterial test system for the detection and classification of mutagens and carcinogens. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 70(8), 2281-2285.
- Ames, B. N., McCann, J. y Yamasaki, E. (1975). Methods for detecting carcinogens and mutagens with the Salmonella/mammalian-microsome mutagenicity test. *Mutation Research/Environmental Mutagenesis and Related Subjects*, 31(6), 347-363.
- Arey, J., Zielinska, B., Atkinson, R., Winer, A. M., Ramdahl, T. y Pitts Jr., J. N. (1986). The formation of nitro-PAH from the gas-phase reactions of fluoranthene and pyrene with the OH radical in the presence of NO_x. *Atmospheric Environment* (1967), 20(12), 2339-2345

- Atkinson, R. y Arey, J. (1994). Atmospheric chemistry of gas phase polycyclic aromatic hydrocarbons: formation of atmospheric mutagens. *Environmental Health Perspectives*, 102(Suppl 4), 117.
- Atkinson, R., Arey, J., Zielinska, B. y Ashcmann, S. (1990). Kinetics and nitro-products of the gas-phase OH and NO₃ radical-initiated reactions for naphthalene-d₈, fluoranthened₁₀, and pyrene. *International Journal of Chemical Kinetics*, 22(9), 999-1014.
- Atkinson, R., Arey, J., Zielinska, B., Pitts Jr., J. N. y Winer, A. M. (1987). Evidence for the transformation of polycyclic organic matter in the atmosphere. *Atmospheric Environment (1967)*, 21(10), 2261-2262.
- Báez, P. A., García, M. R., Torres, B. D. C., Padilla, H. G., Belmont, R. D., Amador, O. M. y Villalobos-Pietrini, R. (2007). Origin of trace elements and inorganic ions in PM₁₀ aerosols to the South of Mexico City. *Atmospheric research*, 85(1), 52-63.
- Bamford, H. A. y Baker, J. E. (2003). Nitro-polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations and sources in urban and suburban atmospheres of the mid-Atlantic region. *Atmospheric Environment*, 37(15), 2077-2091.
- Behnke, W., George, C., Scheer, V. y Zetzsch, C. (1997). Production of decay of ClNO₂, from of gaseous N₂O₅ with NaCl solution: bulk and aerosol experiments. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984-2012)*, 102(D3), 3795-3804
- Behymer, T. D. y Hites, R. A. (1988). Photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on fly ash. *Environmental Science & Technology*, 22(11), 1311-1319.
- Berico, M., Luciani, A. y Formignani, M. (1997). Atmospheric aerosol in an urban area measurements of TSP and PM₁₀ standards and pulmonary deposition assessments. *Atmospheric Environment*, 31(21), 3659-3665.
- Bousquet, J., Jeffery, P.K., Busse, W.W., Johnson, M. y Vignola, A.M. (2000). Asthma. From broncho constriction to airways

- inflammation and remodeling. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 161(5), 1720-1745.
- Bray, E. E. y Evans, E. D. (1961). Distribution of n-paraffins as a clue to recognition of source beds. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 22(1), 2-15.
- Brubaker Jr., W. W. y Hites, R. A. (1998). OH reaction kinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans. *The Journal of Physical Chemistry A*, 102(6), 915-921.
- Calderón-Garcidueñas, L., Rodríguez-Alcaraz, A., Villarreal-Calderón, A., Lyght, O., Janszen, D. y Morgan, K. (1998). Nasal epithelium as a sentinel for airborne environmental pollution. *Toxicological Sciences*, 46(2), 352-364.
- Calvert, J. G. y Stockwell, W. R. (1983). Acid generation in the troposphere by gas-phase chemistry. *Environmental Science & Technology*, 17(9), 428A-443A.
- Cautreels, W. y Van Cauwenberghe, K. (1976). Determination of organic compounds in airborne particulate matter by gas chromatography-mass spectrometry. *Atmospheric Environment (1967)*, 10(6), 447-457.
- Cecinato, A., Mabilia, R. y Marino, F. (2000). Relevant organic components in ambient particulate matter collected at Scabbard Islands (Norway). *Atmospheric environment*, 34(29), 5061-5066.
- Cecinato, A., Marino F., Di Filippo, P., Leopore, L. y Possanzini, M. (1999). Distribution of n-Alkanes, polynuclear aromatic hydrocarbons and nitrated polynuclear aromatic hydrocarbons between the fine and coarse fractions of inhalable atmospheric particulates. *Journal of Chromatography A*, 846(1), 255-264.
- Černá, M., Pastřoková, A., Vrbíková, V., Šmíd, J. y Rössner, P. (1999). Mutagenicity monitoring of airborne particulate matter PM10 in the Czech Republic. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 444(2), 373-386.

- Cohen, A. J., Arden Pope, III. C. y Speizer, F. E. (1997). Ambient air pollution as a risk factor for lung cancer. *Salud Pública de México*, 39(4), 346-355.
- Cope, W. G., Leidy, R. B. y Hodgson, E. (2004). Exposure classes, toxicants in air, water, soils, domestic and occupational settings. In E. Hodgson (Ed.), *A textbook of modern toxicology*. Department of Environmental and Biochemical Toxicology, North Carolina State University: Raleigh, NC, pp. 33–48.
- CSIC. Consejo Superior de Investigación Científica. Recuperado de <http://www.idaea.csic.es/index.php?lang=es>. Consultado el 18 de junio de 2014.
- Diario Oficial de la Federación (1993). Norma Oficial Mexicana *NOM-025-SSA1-1993*.
- Diario Oficial de la Federación (2005). Norma Oficial Mexicana *NOM-025-SSA1-1993*.
- Dockery, D. W., Pope, C. A., III, Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M- E., Reffis, B. G., Jr. y Speizer, F. E. (1993). Association between air pollution and mortality in six U.S. Cities. *New England journal of medicine*, 329(24), 1753-1759.
- Donaldson, K. y MacNee, W. (1998). The mechanism of lung injury caused by PM₁₀. En: *Issues in Environmental Science and Technology*, No. 10, Hester, R.E. y Harrison, R.M. (ed). Royal Society of Chemistry, pp. 21-32.
- Ducharme, F. M. y Di Salvio, F. (2004). Anti-leukotriene agents compared to inhaled corticosteroids in the management of recurrent and/or chronic asthma in adults and children. *Cochrane Database Syst Rev*, 1.
- Durando-Oliver, S. P. (1999). Efectos de la contaminación del aire en la población general. *Revista de la Facultad de Medicina de la UNAM*, 42(6), 230-237.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). (1982). Office of Air Quality Planning and Standards, “Control Techniques for

- Particulate Emissions from Stationary Sources-Volume 1," EPA-450/3-81-005a, Research Triangle Park, NC, September.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). (1990). National Ambient Air Quality Standards, Clean Air Act, 40 CFR, part 50.
- Fan, Z., Chen, D., Birla, P. y Kamens, R. M. (1995). Modeling of nitro-polycyclic aromatic hydrocarbon formation and decay in the atmosphere. *Atmospheric Environment*, 29(10), 1171-1181.
- Fan, Z., Kamens, R. M., Hu, J., Zhang, J. y McDow, S. R. (1996). Photostability of nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons on combustion soot particles in sunlight. *Environmental science & technology*, 30(4), 1358-1364.
- Feilberg, A., Poulsen, M. W., Nielsen, T. y Skov H. (2001). Occurrence and sources of particulate nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air in Denmark. *Atmospheric Environment*, 35(2), 353-366.
- Ferion, J., Oberdöster, G. y Penney, D. P. (1992). Pulmonary retention of ultrafine and fine particles in rats. *American journal of respiratory cell and molecular biology*, 6(5), 535-542.
- Finlayson-Pitts B. J. y Pitts, Jr. J. N. (1986). Atmospheric Chemistry: Fundamentals and experimental techniques, a Wiley-Interscience Publication, John Wiley and Sons, New York, 109(15), 874-875.
- Fisher, G. F. (2001). Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbon wet and dry deposition at Massachusetts Bay. Ph. D. Thesis, Department of Chemistry, University of Massachusetts Lowell, USA.
- Gibson, T. L. (1983). Sources of direct-acting nitroarene mutagens in airborne particulate matter. *Mutation Research Letters*, 122(2), 115-121.
- Gogou, A., Stratigakis, N., Kanakidou, M. y Stephanou, E. (1996). Organic aerosols in Eastern Mediterranean: components, source reconciliation by using molecular markers and atmospheric back trajectories. *Organic Geochemistry*, 25(1), 79-96.

- Grimmer, G. (1983). Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons; Bjørseth, A., Editor; Marcel Dekker: Nueva York, pp. 149-182.
- Harris, W. R. y Chess, E. K. (1984). Contribution of nitropyrene to the mutagenic activity of coal fly ash. *Environmental mutagenesis*, 6(2), 131-144.
- HEI. Health Effects Institute. (2002). Understanding the Health Effects of Components of the Particulate Matter. Recuperado de www.healtheffects.org/pubs/Perspectives-2.pdf. Consultado el 04 de mayo de 2014.
- Henner, P., Schiavon, M., Morel J. L. y Lichtfouse, E. (1997). Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) occurrence and remediation methods. *Analysis Magazine*, 25(9-10), 56-59.
- Hernández-Cadena, L., Téllez-Rojo, M. M., Sanín-Aguirre, L. H., Lacasaña-Navarro, M., Campos, A. y Romieu, I. (2000). Relación entre consultas a urgencias por enfermedad respiratoria y contaminación atmosférica en Ciudad Juárez, Chihuahua. *Salud Pública de México*, 42(4), 288-297.
- Holder, P. S., Wehry, E. L. y Mamantov, G. (1994). Photochemical transformation of 1-nitropyrene sorbed on coal fly ash fractions. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 4(3), 135-139.
- IARC. International Agency for Research on Cancer. (1998a). *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*, 46, 458 pp.
- IARC. International Agency for Research on Cancer. (1998b). *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*, 33, 245 pp.
- Jang, M. y McDow, S. R. (1995). Benz[a]anthracene photodegradation in the presence of known organic constituents of atmospheric aerosols. *Environmental science & technology*, 29(10), 2654-2660.
- Jiang, M., Marr, L. C., Dunlea, E. J., Herndon, S. C., Jayne, J. T., Kolb, C. E., Knighton W. B., Rogers T. M., Zavala M., Molina L. T. y Molina, M. J. (2005). Vehicle fleet emissions of black carbon, polycyclic aromatic hydrocarbons, and other pollutants measured

- by a mobile laboratory in Mexico City. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5(12), 3377-3387.
- Kamens, R. M., Guo, J., Guo, Z. y McDow, S. R. (1990). Polynuclear aromatic hydrocarbons degradation by heterogeneous reactions with N₂O₅ on atmospheric particles. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 24(5), 1161-1173.
- Kamens, R. M., Guo, Z., Fulcher, J. N. y Bell, D. A. (1988). The influence of humidity and temperature on the daytime decay of PAH on atmospheric soot particles. *Environmental science & technology*, 22(1), 103-108.
- Kavouras, I. G., Lawrence, J., Koutrakis, P., Stephanou, E. G., y Oyola, P. (1999). Measurement of particulate aliphatic and polynuclear aromatic hydrocarbons in Santiago de Chile: source reconciliation and evaluation of sampling artifacts. *Atmospheric Environment*, 33(30), 4977-4986.
- Lacasaña-Navarro, M., Aguilar-Garduño, C. y Romieu, I. (1999). Evolución de la contaminación del aire e impacto de los programas de control en tres megaciudades de América latina. *Salud Pública de México*, 41(3), 203-215.
- Lee, M. L., Novotny, M. y Bartle, K. D. (1981). Analytical chemistry of polycyclic aromatic compounds. Academic Press, Nueva York.
- Li, C. K. y Kamens, R. M. (1993). The use of polycyclic aromatic hydrocarbons as source signatures in receptor modeling. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 27(4), 523-532.
- Marcé, R. M. y Borrull, F. (2000). Solid Phase extraction of polycyclic aromatic compounds. *Journal of chromatography A*, 885(1), 273-290.
- Martínez-Ordaz, V. A., Rincon-Castañeda, C. B., Velazco-Rodríguez, V. M., Lazo-Saenz, J. G., López-Campos, C. y Cano-Ríos, P. (2000). Asma y medio ambiente en la Comarca lagunera. *Revista Alergia (Méx.)*, 47(4), 138-145.
- Mastral, A. M. Callén, M. S. y García, T. (2000). Toxic organic emissions from coal combustion. *Fuel Processing Technology*, 67(1), 1-10.

- McClellan, O. R. (2002). Setting ambient air quality standards for particulate matter. *Toxicology*, 181, 329-347.
- Miguel, A. H., Kirchstetter, T. W., Harley, R. A. y Hering, S. V. (1998). On-road emissions of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons and black carbon from gasoline and diesel vehicles. *Environmental Science & Technology*, 32(4), 450-455.
- Nielsen, T. (1984). Reactivity of polycyclic aromatic hydrocarbons toward nitrating species. *Environmental science & technology*, 18(3), 157-163.
- Nielsen, T. (1996). Traffic contributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in the center of a large city. *Atmospheric Environment*, 30(20), 3481-3490.
- Nielsen, T., Ramdahl, T. y Bjørseth, A. (1983). The fate of airborne polycyclic organic matter. *Environmental health perspectives*, 47, 103-114.
- Oberdörster, G., Ferin, G. y Lehnert, B. E. (1994). Correlation between particle size, in vivo particle persistence, and lung injury. *Environmental health perspectives*, 102(Suppl 5), 173-179.
- Paputa-Peck, M. C., Marano, R. S., Schuetzle, D., Riley, T. L., Hampton, C. V., Prater, T. J., Skewes L. M., Jensen T. E. y Ruehle, P. H. (1983). Determination of nitrated polynuclear aromatic hydrocarbons in particulate extracts by using capillary column gas chromatography with nitrogen selective detection. *Analytical Chemistry*, 55(12), 1946-1954.
- Park, J. S., Wade, T. L. y Sweet, S. (2001). Atmospheric distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and deposition to Galveston Bay, Texas, USA. *Atmospheric Environment*, 35(19), 3241-3249.
- Pitts, B. J. y Pitts, J. N. (2000). Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere: Theory, Experiments, and Applications, Academic Press, San Diego.
- Prinn, R., Cunnold, D., Simmonds, P., Aleya, F., Boldi, R., Crawford, A., Fraser, P., Gutzler, D., Hartley, D., Rosen, R. y Rasmussen, R. J. (1992). Global average concentration and trend for hydroxyl

- radicals deduced from ALE/GAGE trichloroethane (methyl chloroform) data for 1978-1990. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 97(D2), 2445-2461.
- Ré-Poppi, N. y Santiago-Silva, M. (2004). Polycyclic aromatic hydrocarbons and other selected organic compounds in ambient air of Campo Grande City, Brazil. *Atmospheric Environment*, 39(16), 2839-2850.
- Rogge, W. F., Hildemann, L. M., Mazurek, M. A., Cass, G. R. y Simoneit, B. R. T. (1993b). Sources of fine organic aerosol: 2. Noncatalyst and catalyst-equipped automobiles and heavy duty diesel trucks. *Environmental science & technology*, 27(4), 636-651.
- Rogge, W. F., Mazurek, M. A., Hildemann, L. M., Cass, G. R. y Simoneit, B. R. T. (1993a). Quantification of organic aerosols on a molecular level: identification, abundance and seasonal variation. *Atmospheric Environment Part A. General Topics*, 27(8), 1309–1330.
- Romieu, I. y Borja-Aburto, V. H. (1997). Particulate air pollution and daily mortality: can results be generalized to Latin America Countries?. *Salud Pública de México*, 39(5), 403-411.
- Rosales-Castillo, J. A., Torres-Meza, V. M., Olaiz-Fernández, G. y Borja-Aburto, V. H. (2001). Los efectos agudos de la contaminación del aire en la salud de la población: evidencias de estudios epidemiológicos. *Salud Pública de México*, 43(6), 554-555.
- Ruehle, P. H., Bosch, L. C. y Duncan, W. P. (1985). Nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons. White, C. M., Editor; Alfred Huethig: Heidelberg, pp. 169- 235.
- Sasaki, J., Arey, J. y Harger, W. (1995). Formation of mutagens from the photooxidations of 2-4 rings PAH. *Environmental science & technology*, 29(5), 1324-1335.
- Schauer, J. J., Rogge, W. F., Hildemann, L. M., Mazurek, M. A., Cass G. R. y Simoneit, B. R. T. (1996). Source apportionment of airborne particulate matter using organic compounds as tracers. *Atmospheric Environment*, 30(22), 3837-3855.

- Seaton, A., Godden, D., MacNee, W. y Donaldson, K. (1995). Particulate air pollution and acute health effects. *The Lancet*, 345(8943), 176-178.
- Seinfeld, J. H. y Pandis, S. N. (1998). Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. Nueva York, NY: John Wiley & Sons, Inc. 1232 pp.
- Simoneit, B. R. T. (1985). Application of molecular marker analysis to vehicular exhaust for source reconciliations. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 22(3-4), 203-232.
- Simoneit, B. R. T. (1989). Organic matter of the troposphere V: Application of molecular marker analysis to biogenic emissions into the troposphere for source reconciliations. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 8(3), 251-275.
- Simoneit, B. R. T. (1998). Biomarker PAHs in the environment. En: Nielson, A.H. (Ed.), *The Handbook of Environmental Chemistry*, Vol. 3, Part 1. PAHs and Related Compounds. Springer, Berlin, pp. 176-221.
- Simoneit, B. R. T. (1984). Organic matter of the troposphere-III. Characterization and sources of petroleum and pyrogenic residues in aerosols over the Western United States. *Atmospheric Environment* (1967), 18(1), 51-67.
- Sullivan, R. F., Boduszynski, M. M. y Fetzer, J. C. (1989). Molecular transformations in hydrotreating and hydrocracking. *Energy & Fuels*, 3(5), 603-612.
- Venkataraman, C. y Friedlander, S. K. (1994). Size Distributions of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Elemental Carbon. 2. Ambient Measurements and Effects of Atmospheric Processes. *Environmental Science & Technology*, 28(4), 563-572.
- Venkataraman, C., Lyons, J. M. y Friedlander, S. K. (1994). Size distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons and elemental carbon. 1. Sampling, measurement methods, and source characterization. *Environmental science & technology*, 28(4), 555-562.

- Villalobos-Pietrini, R., Amador-Muñoz, O., Waliszewski, S., Hernández-Mena, L., Munive-Colín, Z., Gómez-Arroyo, S., Bravo-Cabrera, J.L. y Frías-Villegas, A. (2006). Mutagenicity and polycyclic aromatic hydrocarbons associated with extractable organic matter from airborne particles $\leq 10 \mu\text{m}$ in southwest Mexico City. *Atmospheric Environment*, 40(30), 5845-5857.
- Wilson, W. E. y Suh, H. H. (1997). Fine particles and coarse particles: concentration relationships relevant to epidemiologic studies. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 47(12), 1238-1249.

CAPÍTULO 4

LA AEROBIOLOGÍA Y SU CONTRIBUCIÓN A LA CALIDAD DEL AIRE

María Luisa Castrejón-Godínez, Alexis Joavany Rodríguez Solís,
Enrique Sánchez-Salinas y Ma. Laura Ortiz-Hernández

4.1. INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica de las ciudades es uno de los principales problemas de salud pública tanto en los países desarrollados como en los que se encuentran en vías de desarrollo (Brunekreef y Holgate, 2002). La contaminación del aire es ocasionada por una mezcla de partículas sólidas y líquidas que varían en tamaño, forma, área superficial, composición química, solubilidad y origen. La distribución de tamaños entre las partículas suspendidas en el ambiente se puede dividir en tres grupos: partículas gruesas, partículas finas y partículas ultrafinas (Pope y Dockery, 2006). Estas partículas representan un riesgo potencial para la salud de las personas que habitan en las grandes ciudades (Samet *et al.*, 2000). Las áreas urbanas producen y liberan en la atmósfera diferentes variedades y cantidades de gases y partículas complejas, tanto químicas como biológicas, cuyas características dependen de diferentes factores, como la densidad de población, el consumo de energía, los procesos industriales y el transporte. Estos contaminantes afectan la salud pública, la agricultura y el clima (Pope *et al.*, 2002; Raga *et al.*, 2001). Por tal motivo, el monitoreo periódico de la calidad del aire es de suma importancia para la salud humana y ambiental.

El estudio de la diversidad microbiana en la atmósfera de la Tierra sigue siendo en gran parte inexplorado, a pesar de su importancia para una serie de disciplinas científicas. Las bacterias y los hongos son introducidos en la atmósfera principalmente por las tormentas de polvo, en particular en las

regiones áridas del planeta; pero los huracanes, los volcanes, los incendios y las fuentes antropogénicas contribuyen también a la inclusión de material biológico en el aire (Smith *et al.*, 2010). Además, factores como la altitud, la temperatura, la humedad, la dirección e intensidad del viento, la radiación solar, la contaminación y el tiempo de residencia de las partículas en el aire determinan la viabilidad de los microorganismos y sus potenciales efectos en la salud, la ecología y el clima.

Los microorganismos pueden colonizar prácticamente cualquier lugar, principalmente cuando su concentración es grande y cuando encuentran condiciones adecuadas para su crecimiento, como una alta humedad, disponibilidad de nutrientes y temperatura adecuada. Los microorganismos presentes en el aire provienen de distintas fuentes, como el suelo, el agua, las plantas y los animales. El aire no es un ambiente propicio para el crecimiento de los microorganismos; sin embargo, algunos de ellos, como las bacterias y los hongos generadores de esporas, son capaces de sobrevivir y mantenerse viables por periodos prolongados, lo que les permite viajar grandes distancias hasta encontrar condiciones propicias para su crecimiento y desarrollo (Dowd y Maier, 1999).

La exposición a patógenos transportados por el aire es un denominador común de la humanidad. Los estudios de aerobiología han mostrado evidencias que indican que los virus y microorganismos (bacterias y esporas de hongos) de una fuente infecciosa pueden dispersarse por el viento a grandes distancias y cuando son inhalados o ingeridos por las personas pueden causarles graves enfermedades, a pesar de que no hayan tenido ningún contacto con la fuente emisora (Fernstrom y Goldblatt, 2013).

4.2. LA AEROBIOLOGÍA, CIENCIA MULTIDISCIPLINARIA

El término “aerobiología”, acuñado por Meier en 1930, fue adoptado para referirse a la disciplina que se encarga del estudio de las partículas de origen biológico, tales como los virus, actinomicetos, protozoarios, bacterias, esporas de hongos, musgos y helechos, así como el polen, ácaros e insectos muy pequeños e incapaces de controlar la dirección del vuelo, sus fragmentos y materia fecal, que son pasivamente transportados por el aire (Lacey y West, 2007; Lacey, 1996). Actualmente, se incluye también dentro de esta disciplina las partículas o los gases abióticos que afectan a los organismos, como el mercurio, plomo, asbestos, cadmio, monóxido de carbono, dióxido sulfúrico, ozono, entre otros. La aerobiología es también el estudio de los procesos implicados en el movimiento de los microorganismos en la atmósfera desde un punto geográfico a otro, por lo que incluye el estudio de la transmisión de enfermedades en forma de bioaerosol (Fernston y Goldblatt, 2013).

La aerobiología es una ciencia multidisciplinaria en pleno desarrollo que comprende la liberación, retención, dispersión, deposición e incidencia atmosférica de los organismos y de las partículas biológicas en la atmósfera, así como su repercusión en el entorno (Rosas *et al.*, 2004; Lacey, 1996) (Figura 4.1).

Los microorganismos aerotransportados y su impacto sobre la vida y la salud humana, animal y vegetal comprenden el principal campo de estudio de la aerobiología. Algunos de los microorganismos presentes en el aire, incluidas las bacterias, los hongos y las levaduras, además de los virus y los protozoarios, están asociados con enfermedades en humanos, animales y plantas, pues hasta el 70% de las enfermedades de las plantas son causadas por hongos transportados por el aire, algunos de ellos incluso tienen la capacidad de infectar animales (Dowd y Maier, 1999; Pillai, 2002).

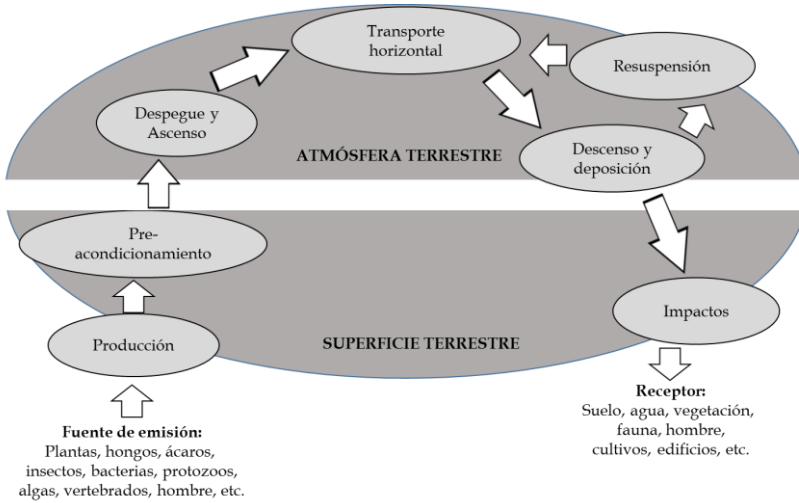


Figura 4.1. Dinámica de transporte de los bioaerosoles en la atmósfera.

Esta ciencia tiene hoy en día gran importancia por sus aplicaciones en la salud, además de que está estrechamente relacionada con diferentes disciplinas del conocimiento (Figura 4.2).

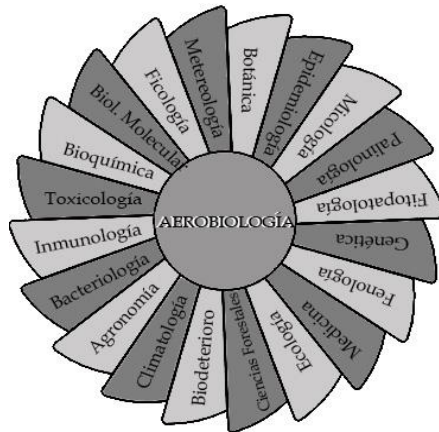


Figura 4.2. Disciplinas científicas relacionadas con la Aerobiología.

4.3. DESARROLLO HISTÓRICO DE LA AEROBIOLOGÍA

La historia de la ciencia hace referencia a importantes contribuciones de numerosos investigadores que dieron origen e impulsaron el desarrollo de la aerobiología. Estos microbiólogos estudiaron la presencia de partículas biológicas en el aire, e incluso en algunos casos las relacionaron con manifestaciones alérgicas. Algunos de los más destacados se mencionan en la tabla 4.1.

Tabla 4.1. Desarrollo cronológico de la Aerobiología, principales científicos y sus hallazgos.

Científico	Descripción de sus principales aportes
Anton van Leeuwenhoek	Alrededor de 1676 sugiere que microbios no visibles por el ojo humano se transportan por el aire. Creía que estos <i>animalillos</i> , un ciento de millones más pequeños que un grano de arena, podían atravesar el aire y con el viento recorrer grandes distancias, para volver a depositarse en la tierra. Al pensar Leeuwenhoek que estos <i>animalillos</i> no tenían posibilidades de vida, no realizó preparaciones microscópicas de las esporas del aire, de lo contrario habría identificado muchas de ellas. Estas ideas y conclusiones fueron expuestas por P.H. Gregory en su <i>Leeuwenhoek Lecture</i> en 1970 en la Real Sociedad de Londres en el nacimiento de la moderna Aerobiología (Maunsell, 1971; Comtois, 1997 y De la Rosa et al., 2002).
Jan Baptista van Helmont	En el siglo XVII observó que algunas flores tenían influencia patológica sobre el organismo humano y describió el <i>catarro de las rosas</i> (Elvira, 2001).
Lazzaro Spallanzani	Investigó el desarrollo de vida microscópica en medios de cultivo y con ello contrarrestó la teoría de la generación espontánea defendida por Needham. Sus estudios facilitaron las posteriores investigaciones de Louis Pasteur.
Louis Pasteur	La primera búsqueda sistemática de partículas en el aire la realiza en 1860, y prueba que la materia viva existente en el aire es la causa de procesos de fermentación y putrefacción, cuando lo introduce en infusiones estériles de caldo. A fin de identificar dicha materia viva, hace pasar el aire de la ciudad de París por un filtro de algodón con alcohol y éter y luego examina al microscopio la materia sedimentada, identificándola como bacterias, mohos y levaduras. Tras arduos estudios para realizar el cálculo de microorganismos por metro cúbico (m ³) de aire, propone el estudio de esta materia viva durante la aparición de brotes de enfermedades infecciosas.
Pierre Miquel	Inspirado por Pasteur realiza su monumental tesis en 1883: <i>Les organismes vivants de l'atmosphère</i> . Sus investigaciones más importantes en la disciplina, que llamaba micrografía atmosférica, las hizo usando métodos volumétricos y estaban relacionadas con la influencia del tiempo en los bioaerosoles atmosféricos y su impacto en las enfermedades epidémicas. Sus trabajos incluyen gráficas de concentraciones de partículas a lo largo del tiempo y curvas de temperaturas medias o curvas de muertes y mapas de la ciudad de París con referencia al número de partículas por m ³ de aire según la dirección del viento (De la Rosa et al., 2002). Es considerado el padre de la Aerobiología (Domínguez-Moñino et al., 2012).
John Tyndall	Un eminente científico formado en ingeniería civil, propuso una metodología para mapear la distribución de la materia invisible flotante del aire y demostró que su distribución tenía una sorprendente similitud con la propagación de epidemias en la población, reforzando su convicción de una directa relación entre Aerobiología y enfermedades, y de que los gérmenes eran arrastrados en grupos o "nubes". Fue probablemente el primero en poner en mente del público en general la existencia de "la materia flotante del aire" y los problemas que estas partículas pueden causar a la humanidad.

Continuación tabla 4.1

Charles Harrison Blackley	En 1873 no sólo demostró que la fiebre del heno era producida por los pólenes, sino que hizo una serie de observaciones aerobiológicas en la atmósfera de Manchester. Empleó inicialmente un colector en el que usaba cuatro portaobjetos expuestos bajo un tejado y observó algunos hechos interesantes como el efecto limpiador de la lluvia y la presencia de diferentes concentraciones de pólenes según el momento de la floración. Analizó la importancia que tiene la altura del colector para los resultados, empleando cometas para hacer exploraciones a diferentes niveles. En su trabajo “El catarro estival” indica que además de los pólenes, el moho del heno y otros hongos eran causa de ataques de asma (Elvira, 2001).
Fred E. Meier	Propone el término Aerobiología en 1930. Estaba especialmente interesado en estudiar la dispersión de las esporas de hongos a través de la atmósfera, y los parámetros que influyen en el transporte de estos agentes patógenos de plantas y animales, incluido el hombre. Con ello, Meier pretendía agrupar bajo una única denominación todos los estudios que hasta ese momento se estaban realizando sobre las partículas bióticas presentes en la atmósfera.
Jan Willem Storm van Leeuwen	Alrededor de 1925, tras observaciones clínicas y pruebas cutáneas frente a polvo domiciliario de pacientes, demostró la sensibilización a hongos. Él creía firmemente en la alergia climática y su trabajo se basó en la fusión de la Aerobiología y la alergia. Después de su muerte su investigación no prosperó hasta que Voorhorst y Varekana en 1954 resumieron sus estudios y los difundieron.
Philip Herries Gregory	Un importante impulsor de los estudios de la diversidad de agentes alergénicos en la atmósfera. Su obra <i>The microbiology of the atmosphere</i> ha sido un libro de cabecera de muchos aerobiólogos actuales (Frenguelli, 2013). Gregory trabajó diversos aspectos de la micología, aplicada a la agricultura y a la medicina, especialmente aspectos ligados a la biología y a la producción y la dispersión de esporas de algunas especies fúngicas.
Edmonds R.L. y Benninghoff WS.	Publicaron en 1979 la monografía: <i>Aerobiology: the ecological systems approach</i> . Plantearon la necesidad de una red de monitoreo aerobiológico global para establecer los conocimientos base para la construcción de un modelo de simulación de los cambios bio-ambientales y sus causas y predecir las enfermedades en plantas, animales y humanos, así como detectar los cambios en la productividad vegetal (Frenguelli, 2013).

En México existe escasa información en cuanto a estudios relacionados con la aerobiología, que es de gran interés debido a la importancia que podría tener para determinar riesgos en la salud humana y en el ambiente (Mazzeo y Venegas, 2000). A continuación se mencionan algunos de los autores que han desarrollado una investigación en la materia en el ámbito nacional. Teran *et al.* (2009) describen que las alergias por polen constituyen un problema de salud pública en México; además, mencionan que la contaminación es un factor que exacerba la alergenicidad de los pólenes, ya que los contaminantes causan un efecto directo sobre el grano al liberar sus antígenos. Por otro lado, mencionan que en el mundo el calentamiento global ha favorecido el desarrollo de alergias respiratorias debido a que las etapas de floración son más prolongadas. Otro ejemplo es el de Amábile-Cuevas *et al.* (2010), quienes reportan que *Escherichia coli* presenta resistencia a fluoroquinolona en

aislamientos clínicos y ambientales en la ciudad de México. Asimismo, Rosas y colaboradores (1997, 2004 y 2006) han desarrollado diferentes estudios de aerobiología y han investigado los diferentes tipos de alérgenos que flotan en el ambiente, su nivel de concentración, la cuantificación de las aeropartículas y las bacterias presentes en el transporte público de la ciudad de México, así como las sustancias emitidas por vehículos automotores, como metales pesados, hidrocarburos y hollín. Además, han analizado la contaminación fecal de las muestras de polvo de entornos urbanos interiores y al aire libre gracias a la presencia de coliformes fecales.

Otros estudios que destacan en el ámbito internacional y de gran interés son el de Després *et al.* (2012), una revisión de partículas de aerosoles biológicos primarios en la atmósfera, que incluye las bacterias y *archaeas*, esporas de hongos, polen, virus, algas, cianobacterias, líquenes, además de otros fragmentos de plantas y excrementos de animales. Presentan una visión general de los métodos de muestreo y las técnicas físicas, químicas y biológicas para el análisis de los bioaerosoles. Burrows *et al.* (2009a) simuló el transporte global de las bacterias, representadas por partículas sólidas esféricas de 1-3 micras de diámetro. Lo anterior lo llevó a cabo por las implicaciones que tienen las bacterias en la salud humana, la agricultura y la formación de nubes, que son afectadas por factores como la concentración, el tamaño de partícula, la región geográfica y la época del año, entre otros. Domínguez-Moñino *et al.* (2012) señalan que la aerobiología ha tenido aplicación recientemente en estudios del aire de las cuevas, a pesar de la importancia que tiene la presencia de esporas fúngicas en la conservación de pinturas rupestres y en la salud humana.

4.4. AEROSOL

El término “aerosol” es definido como una colección de partículas sólidas y líquidas suspendidas en un medio gaseoso. La palabra fue acuñada

alrededor de 1920 como análogo del término “hidrosol”, una suspensión líquida estable de partículas sólidas. Los aerosoles también se conocen como partículas en suspensión, los sistemas coloidales de aire y sistemas dispersos, aunque la palabra “aerosol” se usa popularmente para referirse a un producto presurizado (Hinds, 2012). El tamaño de las partículas varía de un rango de $0.001 \mu\text{m}$ a más de $100 \mu\text{m}$ (Georgakopoulos *et al.*, 2009), esto es, desde unas pocas moléculas hasta el tamaño en el que dichas partículas ya no pueden permanecer suspendidas en el gas, al menos durante unas horas. La notación PM (del inglés *particulate matter*, “material particulado”) se utiliza para referirse a las partículas suspendidas que forman parte del aerosol. La notación PM_{10} se refiere a las partículas que pasan a través de un cabezal de tamaño selectivo para un diámetro aerodinámico de $10 \mu\text{m}$, y a las partículas con diámetro aerodinámico menor a $2.5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$) (INE, 2005).

La generación de aerosoles puede ser de origen natural (causados por cenizas volcánicas, tormentas de polvo, incendios forestales y de pastizales) o de origen antropogénico (el hollín producido por la quema de bosques y rastrojos, la quema de combustibles y la alteración de la superficie terrestre). En términos globales, los aerosoles artificiales generados por las actividades humanas representan aproximadamente el 10% del total de aerosoles en nuestra atmósfera (Alvero *et al.*, 2012). Roy *et al.* (2010) consideran que los aerosoles representan la vía más probable de diseminación de agentes biológicos y toxinas.

4.5. BIOAEROSOLES

Los bioaerosoles son aerosoles que contienen microorganismos (bacterias, hongos, esporas, protozoarios, algas y polen) y material viral, con un diámetro aerodinámico comprendido entre los 20 nm y los $>100 \mu\text{m}$ (Mandal y Brandl, 2011; Cox y Wathes, 1995) (Figura 4.3), además de biomoléculas, como toxinas, restos de fragmentos celulares microbianos,

fragmentos de tejidos de plantas y animales, y excremento (Sykes *et al.*, 2011; Després *et al.*, 2012; Wéry, 2014; Chatterjee y Sigler, 2014). Su composición depende de la fuente, los mecanismos de formación de los aerosoles y las condiciones ambientales que prevalecen en el sitio (Pillai y Ricke, 2002).

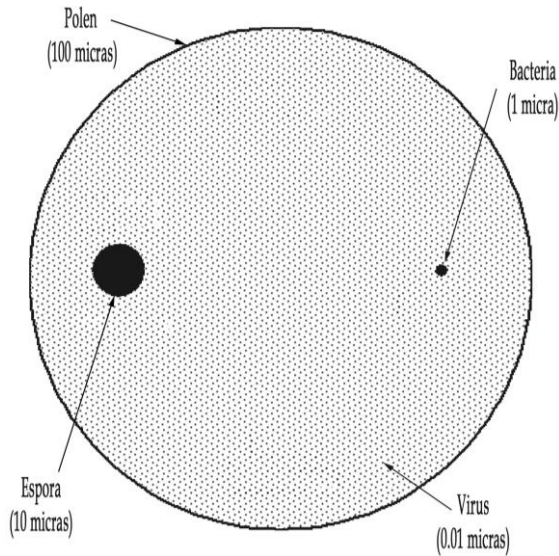


Figura 4.3. Comparación del tamaño de los componentes de la estructura de un bioaerosol (The Pennsylvania State University, 2008).

Los bioaerosoles atmosféricos son un grupo muy diverso de materiales y estructuras biológicas, incluidos los microorganismos (Després *et al.*, 2012). Estas partículas constituyen unidades de dispersión que tienen una importante aplicación médica debido a su relación con la transmisión de enfermedades por el aire (Edmonds y Benninhoff, 1973).

La atmósfera de nuestro planeta no presenta una microbiota autóctona debido a que es un ambiente hostil para su desarrollo; sin embargo, constituye un medio muy importante para el transporte y la dispersión rápida de muchos tipos de microorganismos y otros componentes de tipo biológico a través de la biosfera (Huffman *et al.*, 2010; De la Rosa *et al.*,

2002). Numerosos estudios sugieren que los bioaerosoles desempeñan un papel importante en los procesos atmosféricos, incluyendo la formación de nubes y la precipitación (Huffman *et al.*, 2010).

4.6. DISTRIBUCIÓN DE LOS MICROORGANISMOS EN EL AIRE

Las bacterias son universales en las capas inferiores de la tropósfera, donde constituyen parte de los aerosoles suspendidos en el aire. El estudio y la caracterización de estos microorganismos es importante por varias razones: pueden alterar procesos meteorológicos, como la nucleación del hielo, ayudan a explicar la distribución biogeográfica de bacterias y proporcionan pistas para explicar la propagación de enfermedades (Fahlgren *et al.*, 2011). La abundancia de bacterias en el aire es de 1×10^3 - 1×10^5 células por metro cúbico, cuando es estimado por microscopía (Harrison *et al.*, 2005); por su parte, Burrows *et al.* (2009b) señalan que pueden exceder valores de 1×10^4 células por metro cúbico cuando se encuentran sobre la tierra, mientras que Prospero *et al.* (2005) y Griffin *et al.* (2006) mencionan que las concentraciones sobre la superficie del mar pueden ser menores que en la tierra por un factor de alrededor de 100-1000.

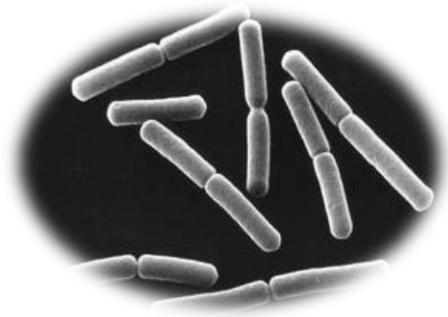
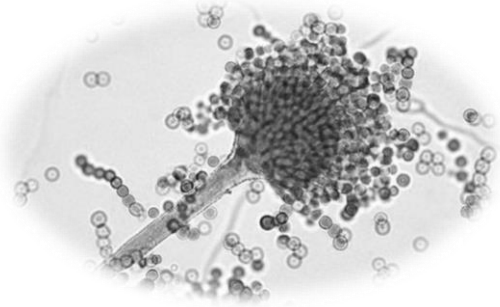
En el aire se aíslan frecuentemente bacterias esporuladas de los géneros *Bacillus*, *Clostridium* y *Actinomicetos*. Entre las bacterias también son muy frecuentes los bacilos pleomórficos Gram positivos (*Corynebacterium*) y los cocos Gram positivos (*Micrococcus* y *Staphylococcus*). Los bacilos Gram negativos (*Flavobacterium* y *Alcaligenes*) se encuentran en menor proporción y disminuyen con la altura (Pelczar *et al.*, 1993; De la Rosa *et al.*, 2002). En el caso de los hongos, *Cladosporium* es el hongo que predomina en el aire, tanto sobre la tierra como sobre el mar, aunque también es frecuente encontrar otros mohos, como *Aspergillus*, *Penicillium*, *Alternaria* y *Mucor* (Takahashi, 1997) y la levadura *Rhodotorula* (Underwood, 1992). Además, los virus como *Ortomixovirus* y *Paramixovirus*, *Poxvirus*, *Picornavirus* se

transmiten por vía respiratoria, principalmente en ambientes cerrados, y pueden formarse bioaerosoles de virus entéricos en las plantas de tratamiento de aguas residuales (De la Rosa *et al.*, 2002). Otros virus comunes transmitidos por aerosoles reportados por Gralton *et al.* (2011) son *Rhinovirus*, virus de la influenza, *Coronavirus*, asociados al síndrome respiratorio agudo severo, los virus de la rubeola y de la varicela Zóster, *Norovirus* y *Rotavirus*.

Por otro lado, se han descrito numerosos géneros de algas aisladas del aire, procedentes del suelo y de lagos eutróficos. Asimismo, amebas de vida libre como *Naegleria* y *Acanthamoeba* pueden ser aerolizadas de forma natural (en lagos o manantiales termales) o artificial (a través del sistema de aire acondicionado o de humidificadores) (Stetzenbach, 1997; De la Rosa *et al.*, 2002).

4.7. VÍAS DE EXPOSICIÓN Y ENFERMEDADES TRANSMITIDAS POR MICROORGANISMOS DEL AIRE

Las principales vías de exposición a estos microorganismos son por inhalación, ingestión y contacto con la piel, pero la inhalación es la que da lugar a los mayores problemas para la salud. Dentro del amplio intervalo de tamaños, los bioaerosoles de mayor importancia, desde un punto de vista sanitario, son los que tienen un tamaño inferior a 5 μm , ya que por su tamaño pueden ser inhalados y alcanzar fácilmente los alvéolos pulmonares, donde pueden depositarse y causar infecciones o reacciones alérgicas (Stetzenbach, 2002; Sánchez-Monedero *et al.*, 2006). En la figura 4.4 se muestran algunos ejemplos de estos organismos.

*Bacillus subtilis**Aspergillus sp.***Figura 4.4.** Ejemplos de microorganismos encontrados en el aire.

Los microorganismos presentes en el aire pueden afectar la salud humana, debido a que pueden transmitir enfermedades y alérgenos a través de las vías respiratorias (Bugajny *et al.*, 2005; Balasubramanian *et al.*, 2012). Los efectos sobre la salud derivados de la exposición a bioaerosoles han sido estudiados ampliamente e incluyen enfermedades respiratorias, enfermedades infecto-contagiosas, alergias, efectos tóxicos agudos y cáncer (Douwes *et al.*, 2003; Stetzenbach *et al.*, 2004). El tracto respiratorio, con su gran superficie de contacto, representa el sitio primario de la manifestación de alguna enfermedad transmitida por el aire o, simplemente, es el punto de ingreso del patógeno o toxina, cuya principal manifestación infecciosa se presenta en otros puntos del organismo (Roy *et al.*, 2010). Las enfermedades respiratorias tienen una gran importancia socioeconómica, ya que se transmiten fácilmente a través de las actividades normales del ser humano.

Las enfermedades respiratorias, como el asma y la rinitis, de origen predominantemente alérgico, constituyen un problema de salud pública para México, ya que son causas importantes de morbilidad hospitalaria y de ingresos a urgencias pediátricas. Los pólenes son transportados por el viento e impactan en las vías aéreas, causando enfermedades respiratorias alérgicas en personas susceptibles. Algunos estudios aerobiológicos en México muestran que en la temporada de secas se encuentra una mayor

abundancia y diversidad de pólenes, y que los árboles son su fuente principal (Terán *et al.*, 2009). Una de las explicaciones más comunes del aumento de las alergias al polen es el efecto que tienen los contaminantes convencionales sobre el polen en el aire. La interacción con estos productos se puede producir a lo largo de varias líneas. En primer lugar, los contaminantes pueden influir en la producción de polen o de sus alérgenos. En segundo lugar, pueden influir en la dispersión de polen y su transformación en la atmósfera. En tercer lugar, pueden determinar las reacciones que tiene éste sobre el organismo por la exposición alérgica. Sin embargo, todo esto es muy incierto debido a que en este momento la investigación es limitada (Frenguelli, 2013).

Los microorganismos causales se transmiten por las secreciones de la nariz y la garganta, y son diseminados por la tos, los estornudos y la conversación, momentos en los que pueden alcanzar una velocidad de 300 km/h. Una persona puede expulsar una media de 500 partículas en la tos y de mil 800 a 20 mil en un estornudo, de las que la mitad son menores de 10 μm . El tamaño de las partículas tiene una gran importancia: las más pequeñas penetran mejor y las más grandes tienen una mayor supervivencia. Cabe señalar que la transmisión aérea de enfermedades no es exclusivamente de microorganismos que salen de las vías respiratorias. En algunos casos se forman bioaerosoles procedentes de animales y sus productos, como heces desecadas y plumas de aves, que se resuspenden en el aire y pueden ser inhaladas, entre otras sustancias. Además, el aire de las grandes ciudades, contaminado con derivados de la combustión de hidrocarburos, incrementan la gravedad de las infecciones respiratorias (Dalziel *et al.*, 2000).

En 1976 se descubrió una bacteria capaz de producir una enfermedad respiratoria grave en el ser humano y representó un importante acontecimiento en el mundo de la microbiología. Esta bacteria, agente causal del brote que en ese año se produjo en una convención en la región americana de Philadelphia, se denominó *Legionella pneumophila* y a la

enfermedad que causa se le llamó la “enfermedad de los legionarios” (Regalado y Alfonso, 1998). En la actualidad hay evidencias de que esta enfermedad se puede transmitir por vía aérea a una distancia de hasta seis kilómetros desde las fuentes de contaminación (Nguyen *et al.*, 2006). *Mycobacterium tuberculosis* y el virus de la influenza se consideran patógenos obligados aéreos, lo que significa que la transferencia ocurre principalmente a través de las secreciones respiratorias expulsadas por un huésped infectado y transportadas a través del aire (Clark y de Calcina-Goff, 2009).

Las esporas de hongos son uno de los componentes más comunes en las partículas suspendidas en el aire y tienen la capacidad de crecer en prácticamente todos los ecosistemas de la Tierra, además de que también son eficientes en la formación de bioaerosoles por su resistencia al estrés atmosférico (Després *et al.*, 2012). La fuente primaria de los aerosoles fúngicos son plantas, suelos, residuos orgánicos y materia orgánica en descomposición (Heald y Spracklen, 2009). Las mediciones de aerosoles fúngicos en la atmósfera han reportado concentraciones promedio de 10 mil a 50 mil esporas por metro cúbico, aunque en algunas ocasiones exceden las 200 mil (Dalla Fior y Sesartic, 2010). Algunos géneros fúngicos como *Alternaria* incluyen numerosas especies saprofitas, endofíticas y patógenas ampliamente distribuidas en el suelo y en la materia orgánica en descomposición. Pueden sintetizar metabolitos secundarios tóxicos para las plantas (fitotoxinas), algunos de los que afectan también a personas y animales, por lo que se consideran micotoxinas. Se ha demostrado que las toxinas de *Alternaria* spp tienen capacidad genotóxica, mutagénica, carcinogénica y citotóxica. Además, determinadas especies de *Alternaria* están implicadas en infecciones y alergias humanas, hasta el punto en que se le considera como uno de los principales géneros fúngicos causantes de alergias (Pavón *et al.*, 2012). En la tabla 4.2 se muestran enfermedades microbianas transmitidas por microorganismos del aire (De la Rosa *et al.*, 2002; Després *et al.*, 2012).

Tabla 4.2. Algunas enfermedades microbianas transmitidas por microorganismos del aire.

Género	Enfermedad
<i>Aspergillus spp</i>	Hipersensibilidad
<i>Bordetella pertussis</i>	Tosferina
<i>Corynebacterium diphtheriae</i>	Difteria
<i>Cryptococcus neoformans</i>	Micosis sistémicas
<i>Influenzavirus</i>	Gripe
<i>Morbillivirus</i>	Sarampión
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Tuberculosis
<i>Mycoplasma pneumoniae</i>	Neumonía
<i>Neisseria meningitidis</i>	Meningitis
<i>Orthopoxvirus</i>	Viruela
<i>Staphylococcus aureus</i>	Neumonía, impétigo, bacteremia
<i>Streptococcus pneumoniae</i>	Neumonía
<i>Streptococcus pyogenes</i>	Amigdalitis, bronquitis, faringitis
<i>Varicellovirus</i>	Varicela
<i>Yersinia pestis</i>	Peste

A pesar de todo lo anterior, Roy *et al.* (2010) señalan que son relativamente pocos los microorganismos que son patógenos por vía aerosol cuando se tiene en cuenta la abundancia de la vida microbiana a la que estamos expuestos por nuestro contacto cotidiano con la atmósfera. Este exclusivo grupo de patógenos microbianos ha evolucionado para sobrevivir a las condiciones de estrés asociadas al entorno aéreo.

4.8. CALIDAD BIOLÓGICA DEL AIRE

Debido a las vías de exposición y a las enfermedades causadas por la composición biológica del aire, es de suma importancia conocer las concentraciones de los componentes de los bioaerosoles en la atmósfera y determinar el grado de calidad del aire debido a su presencia.

La concentración de microorganismos presentes en el aire varía significativamente de acuerdo con el tipo de suelo cercano, la intensidad de los vientos y el tipo de área, ya sea rural o urbana. En la tabla 4.3 se enumeran algunos ejemplos de las concentraciones de microorganismos en UFC/m³ para diferentes tipos de fuentes, naturales y antropogénicas.

Tabla 4.3. Fuentes naturales y antropogénicas que contribuyen a incrementar la concentración de bacterias a la atmósfera.

Tipo de Fuente	Concentración (UFC/m ³)
Natural	
<i>Costa</i>	ND-560
<i>Bosques</i>	385 – 1.2x10 ³
<i>Pastizales</i>	127-587
<i>Matorral desértico</i>	2-283
Antropogénica	
<i>Zona urbana</i>	539 – 7.2x10 ³
<i>Calle transitada</i>	100 – 13x10 ³
<i>Parque</i>	100 – 2.5x10 ³
<i>Estación de transferencia de basura</i>	350 – 14x10 ³
<i>Planta recicladora de basura</i>	1.1x10 ³ – 2.8x10 ⁷
<i>Planta de compostaje</i>	1x10 ³ – 11x10 ⁶
<i>Planta de tratamiento de aguas residuales</i>	1x10 ² – 2x10 ⁵
<i>Zona rural</i>	202 – 3.4x10 ³
<i>Campo agrícola</i>	46 – 6.5x10 ³

UFC: Unidades Formadoras de Colonias. ND: No detectable. (Rosas *et al.*, 2004).

Como se observa en la tabla 4.3, los números más altos de UFC/m³ se observan en las zonas urbanas, principalmente en aquellas implicadas en el manejo de residuos, por lo que presentan un mayor riesgo para la salud. En el caso del material particulado de origen químico presente en el aire, existe una gran cantidad de información sobre sus efectos en la salud y las regulaciones para sus concentraciones; en contraste, la calidad del aire no ha tenido el mismo impacto a nivel de regulaciones. Sin embargo, en lo que se refiere a la calidad del aire en interiores (edificios, hospitales, oficinas, casas, entre otros), existe un gran número de estudios y regulaciones (Jones, 1999; McNeil *et al.*, 1995; Miller, 1992). En la tabla 4.4 se compara la calidad biológica del aire.

Tabla 4.4. Correlación entre las diferentes clases de calidad microbiológica sugeridas por la FS209E, la NASA, la EU GMP, el IMA y el ISO, basadas en UFC/m³ en placas de muestreo (Pasquarella *et al.*, 2000).

	EU GMP*	FS209E†	NASA‡		EU GMP*		IMA§	ISO•
Calidad	Grados	Clases	CFU/m ³	s.p. ‡‡	CFU/m ³	s.p.**	s.p.††	
Buena	A	100	3.5	0.6	<1	<0.25	0	5
Regular	B	100	3.5	0.6	10	1.25	5	5
Mala	C	10,000	17.6	3	100	12.5	-	7
Riesgo	D	100,000	88.4	15	200	25	25	8

*European Union Good Manufacturing Practice.

† Federal Standard for Air Contamination by Inert Particles.

‡ National Aeronautics and Space Administration.

§ Index of Microbial Air Contamination.

• International Organization for Standardization.

s.p. UFC por superficie de placa por hora

‡‡ Placas de muestreo de 73.5 cm² de ancho expuestas al aire por 1 hora.

**Cuentas de CFU en placa de muestreo de 9 cm de diámetro expuesta al aire por 1 hora, calculadas a partir de las cuentas CFU con 4 horas de exposición.

†† Cuentas de CFU en placa de muestreo de 9 cm de diámetro expuesta al aire por 1 hora.

Dependiendo del contenido polínico de la atmósfera, la calidad del aire puede definirse como baja, moderada, alta o muy alta; para ello es necesario determinar el grado de contaminación biológica debido a la posible presencia de uno o más tipos polínicos con capacidad alergógena. Galan *et al.* (2007) señalan que la calidad biológica del aire en una zona determinada es:

- **Buena** cuando los tipos polínicos presentes en el aire se mantienen en niveles de concentración bajos.
- **Aceptable** si las concentraciones de granos de polen son bajas para la mayoría de los tipos polínicos, pero alguno de ellos presenta un mayor potencial alergógeno; o son moderadas, pero se trata de tipos polínicos de baja capacidad alergógena.
- **Regular** si las concentraciones de granos de polen de tipos con mayor potencial alergógeno se encuentran dentro de categorías moderadas, o cuando están próximas a moderadas, pero están

presentes al mismo tiempo dos tipos polínicos o más de elevado potencial alergógeno.

- **Mala**, siempre que alguno de los tipos de mayor potencial alergógeno esté presente en concentraciones altas, o cuando existan concentraciones moderadas de dos tipos polínicos de elevado potencial alergógeno de forma simultánea.

Para proteger la salud humana se han hecho esfuerzos para establecer los límites de exposición a los bioaerosoles. Sin embargo, los límites de exposición propuestos se limitan a las endotoxinas y a las esporas de hongos. Por otra parte, el establecimiento de límites se complica por la gran diversidad de organismos y sus productos que se encuentran en el de aire, así como por la dificultad que plantea la toma de muestras y el análisis de los bioaerosoles (Dungan, 2010; Fischer y Dott, 2003).

4.9. MÉTODOS DE MUESTREO AEROBIOLÓGICO

Uno de los principales problemas que siempre han caracterizado a los estudios aerobiológicos es la dificultad del muestreo de las partículas y de su reconocimiento y cuantificación (Freguelli, 2013). En los estudios de aerobiología, el uso de una metodología estándar permite comparar los resultados obtenidos en las diferentes áreas geográficas. Una metodología estándar y el control de calidad en el muestreo son especialmente importantes cuando se trabaja con redes de monitoreo (Cotos-Yañez *et al.*, 2012). Tradicionalmente se han utilizado diversos métodos para monitorear el aire. En la tabla 4.5 se muestran los métodos que más se han utilizado y una breve descripción de los principios en que se basan.

Tabla 4.5. Métodos de muestreo aerobiológico (PIA, 2014; Cotos-Yáñez, 2012; De la Rosa *et al.*, 2002).

Método	Técnica	Captador	Descripción
<i>Precipitación</i>	Gravimétrica	Placas de Petri Durham Tauber	Este tipo de muestreos permite un buen conocimiento de la cualidad y diversidad de las partículas, pero solo permiten cuantificarlas por unidad de superficie. La deposición varía con el tamaño y forma de los microorganismos, la velocidad y la turbulencia del aire.
	Electrostática		Dado que las partículas son transportadas por el aire en trayectorias que pueden considerarse horizontales, se han diseñado captadores que, aprovechando la inercia de las partículas viables, propician el impacto de éstas en superficies con substancias adhesivas.
	Térmica		
<i>Impacto</i>	Succión	Hirst	Es el equipo más utilizado para el estudio del polen y las esporas atmosféricas.
	Cascada	Andersen	El aire succionado hacia el interior del captador pasa a través de una o más superficies receptoras que retendrán selectivamente las partículas en función del tamaño de estas.
	Muestreadores Inerciales y Ciclónicos	Rotorod Ciclónico	Este captador, de reducidas dimensiones, dispone de dos brazos en forma de U en los que se insertan las superficies receptoras. Al girar a gran velocidad por acción de un motor, interceptan las partículas. Este tipo de captador es ampliamente usado en América del Norte.
<i>Filtración</i>	Sólidos	Filtros de fibra de vidrio Filtros de membrana Filtros por cassettes	Retención de los microorganismos por tamaño.
	Medio líquido	McLeod	

Mandal y Brandl (2011) propusieron un modelo para el muestreo e identificación de hongos y bacterias en el aire, que se muestra en la figura 4.5.

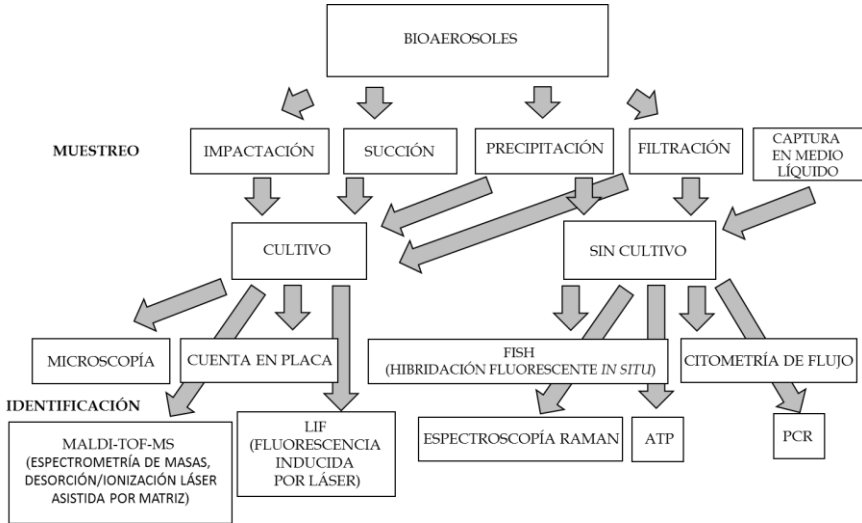


Figura 4.5. Métodos de muestreo e identificación de bacterias y hongos presentes en bioaerosoles.

No existe un método de muestreo de aire ideal para todas las necesidades, por lo que para elegir uno deberemos considerar qué queremos investigar y qué información necesitamos, es decir, deberemos determinar previamente si nos interesa saber el número total de microorganismos o sólo el número de los que son viables; si deseamos identificarlos y cultivarlos o sólo observar su morfología microscópicamente; si queremos detectar todos los presentes o sólo los patógenos, etcétera. En función de estas premisas, elegiremos el más adecuado a nuestras necesidades, por lo que es muy frecuente la utilización de varios métodos para poder alcanzar el objetivo propuesto (De la Rosa *et al.*, 2002).

4.10. CONSIDERACIONES FINALES

Numerosos estudios han sugerido que la presencia de material biológico en la atmósfera puede afectar el desarrollo de las nubes, la química atmosférica y la biogeografía microbiana. El conocimiento de las concentraciones de este material biológico y su distribución en la

atmósfera es indispensable para evaluar estas afirmaciones (Ariya *et al.*, 2009; Burrows *et al.*, 2009b). Por otro lado, los estudios aerobiológicos son de vital importancia para obtener información detallada sobre la calidad microbiológica del aire e identificar los periodos capaces de desencadenar enfermedades alérgicas o infecciosas. Con esta información es posible tomar medidas preventivas para reducir la exposición e iniciar tratamientos médicos en el momento oportuno. Por otro lado, los estudios aerobiológicos permiten elaborar mapas de exposición, que constituyen una herramienta básica en el diagnóstico etiológico de la población potencialmente expuesta.

El aire es un medio muy eficaz para que los microorganismos se diseminen debido a su amplio alcance, por lo que pueden infectar las diferentes formas de vida. Otros factores que sin duda han suscitado gran interés en los últimos años debido a que potencialmente pueden influir en el aumento de las enfermedades alérgicas son el cambio climático y la contaminación ambiental. Las proyecciones del cambio climático y sus efectos en el equilibrio de los ecosistemas tendrán un efecto profundo en aeroalergenos como el polen, las esporas de hongos, los ácaros del polvo e insectos, de los que cada uno tiene necesidades climáticas específicas. Los cambios en las condiciones climáticas podrían extender la temporada de polen de plantas alergénicas y aumentar su concentración en el aire. El aumento de la humedad relativa y la temperatura podría incrementar los niveles de ácaros del polvo y esporas de hongos (Berman y Hons, 2011).

Sin embargo, la base de conocimientos es aún limitada y su aplicación apenas inicia. Por ejemplo, mientras que la identificación de partículas infecciosas y su concentración en el aire pueden ser determinadas, pocos estudios se enfocan en estimar las tasas de infección de los bioaerosoles, los intervalos de exposición y su patogenicidad (Ferstrom y Goldblatt, 2013). Además, estudios integrales permiten generar políticas de salud pública y de gestión de la calidad del aire.

4.11 REFERENCIAS

- Alvero, C. M., Pérez, D. G., Abeti, I. M., Sánchez, A. M. V., Rodríguez P. E., Peña, A. V., Agudo, P. A., Campos C. O., Meyauí G. M. P., Mateu F. G., Gago P. L., Conill M. A., Cotilla G. J. y Catalán, V. G. (2012). Agua y sostenibilidad: recursos, riesgos y remedios. *Ministerio de Educación*. 519 pp.
- Amábile-Cuevas, C. F., Arredondo-García, J. L., Cruz, A. y Rosas, I. (2010). Fluoroquinolone resistance in clinical and environmental isolates of *Escherichia coli* in Mexico City. *Journal of applied microbiology*, 108(1), 158-162.
- Ariya, P., Sun, J., Eltouny, N., Hudson, E., Hayes, C. y Kos, G. (2009). Physical and chemical characterization of bioaerosols—Implications for nucleation processes. *International Reviews in Physical Chemistry*, 28(1), 1-32.
- Balasubramanian, R., Nainar, P. y Rajasekar, A. (2012). Airborne bacteria, fungi, and endotoxin levels in residential microenvironments: a case study. *Aerobiología*, 28(3), 375-390.
- Berman, D. y Hons, B. A. (2011). Climate change and aeroallergens in South Africa. *Current Allergy & Clinical Immunology*, 24(2), 65-71.
- Brunekreef, B., y Holgate, S. T. (2002). Air pollution and health. *The lancet*, 360(9341), 1233-1242.
- Bugajny, A., Knopkiewicz, M., Piotraszewska-Pająk, A., Sekulska-Stryjakowska, M., Stach, A. y Filipiak, M. (2005). On the microbiological quality of the outdoor air in Poznań, Poland. *Polish J Environ Studies*, 14, 287-293.
- Burrows, S. M., Butler, T., Jockel, P. Tost, H., Kerkweg, A., Pöschl, U. y Lawrence M. G. (2009a). Bacteria in the global atmosphere—Part 2: Modeling of emissions and transport between different ecosystems. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(23), 9281-9297.

- Burrows, S. M., Elbert, W., Lawrence, M. G. y Pöschl, U. (2009b). Bacteria in the global atmosphere—Part 1: Review and synthesis of literature data for different ecosystems. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(23), 9263-9280.
- Chatterjee, K. y Sigler V. (2014). Evaluation of airborne microbial densities and assemblages following extended impaction onto a modified collection surface. *Aerobiología*, 1-12.
- Clark, R. P. y de Calcina-Goff, M. L. (2009). Some aspects of the airborne transmission of infection. *Journal of The Royal Society Interface*, 6(Suppl 6), S767-S782.
- Comtois, P. (1997). Pierre Miquel: The first professional aerobiologist. *Aerobiología*, 13(2), 75-82.
- Cotos-Yañez T. R., Rodríguez-Rajo F. J., Pérez-González A., Aira M. J. y Jato V. (2012). Quality control in aerobiology: comparison different slide reading methods. *Aerobiología*, 29(1), 1–11.
- Cox, C. S. y Wathes, C. M. (Eds.). (1995). Bioaerosols handbook. CRC Press. Lewis Publishers. New York.
- Dallafor, T. N. y Sesartic, A. (2010). Global fungal spore emissions, review and synthesis of literature data. *Biogeosciences Discussions*, 7(6), 8445-8475.
- Dalziel, R. G., Fitzgerald, J. R., Mims, C. A., Nash, A. A. y Stephen, J. (2000). Mims' pathogenesis of infectious disease. Academic Press.
- De la Rosa, M. C., Mosso M. A. y Ullán C. (2002). El aire: hábitat y medio de transmisión de microorganismos. *Observatorio Medioambiental*, 5, 375-402.
- Després, V. R., Huffman, J. A., Burrows, S. M., Hoose, C., Safatov, A. S., Buryak, G., Frohlich-Nowoisky J., Elbert W., Andreae M., Poschl U. y Jaenicke R. (2012). Primary biological aerosol particles in the atmosphere: a review. *Tellus B*, 64.
- Domínguez-Moñino, I., Jurado, v., Hermosin B. y Sáiz-Jimenez C. (2012). Aerobiología en cuevas andaluzas. En: J.J. Duran y P.A. robledo (eds). Las cuevas turísticas como activos económicos, conservación

- e innovación. Asociación de Cuevas Turísticas Españolas. Madrid, pp. 299-308.
- Douwes, J., Thorne, P., Pearce, N. y Heederik, D. (2003). Bioaerosol health effects and exposure assessment: Progress and prospects. *Annals of Occupational Hygiene*, 47(3), 187-200.
- Dowd, S. C. y Maier, R. M. (1999). Aeromicrobiology. In: Environmental Microbiology, R. M Maier. I. L Pepper, C. P. Gerba. (Eds.), Academic Press, San Diego, USA.
- Dungan, R. S. (2010). Board-invited review: Fate and transport of bioaerosols associated with livestock operations and manures. *Journal of animal science*, 88(11), 3693-3706.
- Edmonds, R. L. y Benninhoff, W. S. (1973). Aerobiology and its modern applications. US/IPB Aerobiology Report No. 3. Botany Department, University of Michigan, Ann Arbor, Michigan, pp. 1-18.
- Elvira Rendueles, M. L. B. (2001). Caracterización aeropalinológica del bioaerosol atmosférico de la ciudad de Cartagena. Tesis Doctoral, pp. 1-411.
- Fahlgren, C., Bratbak, G., Sandaa, R., Thyrrhaug, R. y Li. Z. U. (2011). Diversity of airborne bacteria in samples collected using different devices for aerosol collection. *Aerobiologia*, 27(2), 107-120.
- Fernstrom, A. y Goldblatt, M. (2013). Aerobiology and its role in the transmission of infectious diseases. *Journal of Pathogen*, 2013, 493960, 1-14.
- Fischer, G., y Dott, W. (2003). Relevance of airborne fungi and their secondary metabolites for environmental, occupational and indoor hygiene. *Archives of Microbiology*, 179(2), 75-82.
- Frenguelli, G. (2013). New trends in aerobiology. *Review of Allergy and Clinical Immunology*, 23, 3-9
- Galán, S. C., Cariñanos, G. P., Alcázar, T. P. y Domínguez, V. E. (2007). Manual de Calidad y Gestión de la Red Española de Aerobiología.

- Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba. Córdoba. 39 pp.
- Georgakopoulos, D. G., Despres, V., Froehlich-Nowoisky, J., R. Psenner, R., Ariya, P. A., Pósfai, M., Ahern, H. E., Moffett, B. F. y Hill, T. C. J. (2009). Microbiology and atmospheric processes: biological, physical and chemical characterization of aerosol particles. *Biogeosciences Discuss*, 5(2), 1469-1510.
- Gralton, J., Tovey, E., McLaws, M. L. y Rawlson, W. D. (2011). The role of particle size in aerosolised pathogen transmission: A review. *Journal of Infection*, 62(1), 1-13.
- Griffin, D., Westphal, D. y Gray, M. (2006). Airborne microorganisms in the African desert dust corridor over the mid-Atlantic ridge, Ocean Drilling Program, Leg 209. *Aerobiología*, 22(3), 211–226.
- Harrison, R. M., Jones, A. M., Biggins, P. D. E., Pomeroy, N., Cox, C. S., Kidd, S. P., Hobman J. L., Brown N. L. y Beswick A. (2005). Climate factors influencing bacterial count in background air samples. *International Journal of Biometeorology*, 49(3), 167–178.
- Heald, C. y Spracklen, D. (2009). Atmospheric budget of primary biological aerosol particles from fungal spores. *Geophysical Research Letter*, 36(9), 1-5.
- Hinds, W. C. (2012). *Aerosol technology: properties, behavior, and measurement of airborne particles*. John Wiley & Sons. 483 pp.
- Huffman, J. A., Treutlein, B. y Pöschl, U. (2010). Fluorescent biological aerosol particle concentrations and size distributions measured with an Ultraviolet Aerodynamic particle Sizer (UV-APS) in Central Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(7), 3215-3233.
- INE. (2005). Instituto Nacional de Ecología. Guía de Elaboración y usos de inventarios de emisiones. 506 pp.
- Jones, A. P. (1999). Indoor air quality and health. *Atmospheric environment*, 33(28), 4535-4564.

- Lacey J. (1996). Spore dispersal - its role in ecology and disease: the British contribution to fungal aerobiology. *Mycological Research*, 100(6), 641-660.
- Lacey, M. E. y West, J. S. (2007). The air spora: a manual for catching and identifying airborne biological particles. Springer. 172 pp.
- MacNeil, L., Kauri, T. y Robertson, W. (1995). Molecular techniques and their potential application in monitoring the microbiological quality of indoor air. *Canadian journal of microbiology*, 41(8), 657-665.
- Mandal, J. y Brandl, H. (2011). Bioaerosols in indoor environment - A review with special reference to residential and occupational locations. *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal*, 4, 83-96.
- Maunsell, K. (1971). The impact of aerobiology on allergy (the storm van Leeuwen lecture). *Acta Alergol*, 26(5), 329-350.
- Mazzeo, N. A. y Venegas, L. E. (2000). Red de monitoreo de calidad del aire para áreas urbanas: diseño y representatividad espacial. Universidad de Buenos Aires. 1-13.
- Miller, J. D. (1992). Fungi as contaminants in indoor air. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 26(12), 2163-2172.
- Nguyen, T., Ilef, D., Jarraud, S., Rouil, L., Campese, C., Che, D., Haeghebaert, S., Ganiayre, F., Marcel, F., Etienne, J. y Desenclos J. C. (2006). A community-wide outbreak of Legionnaires disease linked to industrial cooling towers—how far can contaminated aerosols spread?. *Journal of Infectious Diseases*, 193(1), 102-111.
- Pasquarella, C., Pitzurra, O. y Savino, A. (2000). The index of microbial air contamination. *Journal of hospital infection*, 46(4), 241-256.
- Pavón, M. Á., González, A. I., Martín, S. R. y García, L. T. (2012). Importancia del género *Alternaria* como productor de micotoxina y agente causal de enfermedades humanas. *Nutrición Hospitalaria*, 27(6), 1772-1781.
- Pelczar, M. J., Chan, E. C. S. y Krieg, N. R. (1993): Microbiology: concepts and applications. 1ª Edic. Ed. Mc Graw-Hill, New York. 896 pp.

- PIA (Punto de Información Aerobiológica). (2014). Métodos de Muestreo. Recuperado de <http://lap.uab.cat/aerobiologia/es/methods>. Consultado el 21 de junio de 2014.
- Pillai, S. D. (2002). Bioaerosols and public health Springer Berlin Heidelberg, pp. 595-606.
- Pillai, S. D. y Ricke, S. C. (2002). Bioaerosols from municipal and animal wastes: background and contemporary issues. *Canadian Journal of Microbiology*, 48(8), 681-696.
- Pope, C. A. III, Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K. y Thurston, G. D. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama*, 287(9), 1132-1141.
- Pope, C. A. III, y Dockery, D. W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56(6), 709-742.
- Prospero, J., Blades, E., Mathison, G. y Naidu, R. (2005). Interhemispheric transport of viable fungi and bacteria from Africa to the Caribbean with soil dust. *Aerobiologia*, 21(1), 1-19.
- Raga, G. B., Baumgardner, D., Castro, T., Martínez-Arroyo, A., y Navarro-González, R. (2001). Mexico City air quality: a qualitative review of gas and aerosol measurements (1960-2000). *Atmospheric Environment*, 35(23), 4041-4058.
- Regalado A. L. y Alfonso G. M. (1998). Enfermedad de los legionarios en un paciente con síndrome de inmunodeficiencia adquirida. *Rev cubana med*, 37(1), 48-51.
- Rosas I., Salinas, E., Yela, A., Calva, E., Eslava, C., Cravioto A. (1997). Escherichia coli in settled-dust and air samples collected in residential environments in Mexico City *Applied and environmental microbiology*, 63(10), 4093-4095.

- Rosas, I., Salinas E., Martínez L., Eslava C. y Cravioto A. (2004). Microbiología Ambiental. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). México, Primera edición, 133 pp.
- Rosas, I., Salinas, E., Martínez, L., Calva, E., Cravioto, A., Eslava, C. y Amábile-Cuevas, C.F. (2006). Urban dust fecal pollution in Mexico City: antibiotic resistance and virulence factors of *Escherichia coli*. *International journal of hygiene and environmental health*, 209(5), 461-470.
- Rosas, I., Salinas, E., Martínez, L., Eslava, C. y Cravioto, A. (2004). Bacterias en la atmósfera. *Microbiología Ambiental*.
- Roy, C. J., Reed, D. S. y Hutt, J. A. (2010). Aerobiology and Inhalation Exposure to Biological Select Agents and Toxins. *Veterinary Pathology Online*, 47(5), 779-789.
- Samet, J. M., Zeger, S. L., Dominici, F., Curriero, F., Coursac, I., Dockery, D. W., Schwartz, J. y Zanobetti, A. (2000). The national morbidity, mortality, and air pollution study. *Part II: morbidity and mortality from air pollution in the United States Res Rep Health Eff Inst*, 94(pt 2), 5-79.
- Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Cayuela, M. L. y Stentiford, E. I. (2006). Emisión de bioaerosoles asociada a la gestión de residuos orgánicos. *Ingeniería*, 10(1), 39-47.
- Smith, J. D., Griffin, D. W. y Schuerger, A. C. (2010). Stratospheric microbiology at 20 km over the Pacific Ocean. *Aerobiologia*, 26(1), 35-46.
- Stetzenbach, L. (1997). Introduction to aerobiology. En: Hurst, C. J. et al. (ed). *Manual of environmental microbiology*. Ed. American Society for Microbiology, Washington.
- Stetzenbach, L. D. (2002). Introduction to aerobiology. En: *Manual of Environmental Microbiology*, 2nd Edition (Ed: C. J. Hurst). ASM Press, Washington, pp. 801-813.
- Stetzenbach, L. D., Buttner, M. P. y Cruz, P. (2004). Detection and enumeration of airborne biocontaminants. *Current Opinion in Biotechnology*, 15(3), 170-174.

- Sykes, P., Morris, R. H. K., Allen, J. A., Wildsmith, J. D. y Jones, K. P. (2011). Workers' exposure to dust, endotoxin and β -(1-3) glucan at four large-scale composting facilities. *Waste Management*, 31(3), 423-430.
- Takahashi, T. (1997). Airborne fungal colony-forming units in outdoor and indoor environments in Yokohama, Japan. *Mycopathologia*, 139(1), 23-33.
- Terán, J. L. M., Haselbarth-López, M. M. M. y Quiroz-García, D. L. (2009). Alergia, pólenes y medio ambiente. *Gac Méd Méx*, 145(3), 215-22.
- The Pennsylvania State University. (2008). Bioaerosols and Bioaerosol Dynamics. Rdcuperado de http://www.engr.psu.edu/iec/abe/topics/bioaerosol_dynamics.a sp. Consultado el 4 de julio de 2014.
- Underwood, E. (1992). Ecology of microorganisms as it affects the pharmaceutical industry. En: Hugo, W. B. and Russell, A. D. (ed). *Pharmaceutical microbiology*. 5ª Edic. Ed. Blackwell Scientific Publication, London.
- Wéry, N. (2014). Bioaerosols from composting facilities a review. *Frontiers in cellular and infection microbiology*, 4.

CAPÍTULO 5

MODELOS PREDICTIVOS Y DE CONSTRUCCIÓN DE CAMPOS DE FLUJO DE VIENTO

Fernando Ramos Quintana y Deny Lizbeth Hernández Rabadán

5.1. INTRODUCCIÓN

Como ya es sabido, los flujos de viento juegan un papel relevante en la propagación de contaminantes en una región, ya que son en gran parte responsables de que los contaminantes se esparzan y se acumulen en determinadas zonas. De esta forma, el estudio del comportamiento de los flujos de viento y de los vórtices se convierte en un tema importante en el monitoreo de contaminantes.

El monitoreo de contaminantes en una región geográfica determinada tiene como uno de sus principales objetivos proveer datos para cuantificar, entre otros factores, su impacto en el estado ambiental. Es así que el diseño de una red de monitoreo se vuelve un tarea difícil debido, principalmente, a la influencia de múltiples factores, tales como los flujos de viento en niveles bajos de la tropósfera; los movimientos de los PM en las capas de la atmósfera en contacto con la superficie terrestre y con aquéllas dentro de los tres primeros kilómetros de altitud; las características topográficas (tales como montañas alrededor de un valle, la forma del valle y su posición geográfica); los patrones de flujo de viento, pues algunos provienen de áreas montañosas, y los cambios diurnos de temperatura (viento ascendente durante el día, del valle a la montaña, y viento descendente durante la noche, de las montañas al valle).

Una red de monitoreo ambiental distribuida en un área geográfica significativa —como la que cubre un estado determinado de un país tan grande como México— debe satisfacer varios requisitos, tales como el

entendimiento, tanto como sea posible, del comportamiento de los flujos de viento y los vórtices, ya que ellos, con su trayectoria, propagan y acumulan los contaminantes; una distribución correcta de la red, de modo que las estaciones de monitoreo estén instaladas en lugares estratégicos que aseguren que una cantidad representativa de contaminantes será detectada, e instalar un número necesario de estaciones para asegurar que se cubra correctamente el área monitoreada.

La variable meteorológica que dispersa los contaminantes es el viento en superficie. Evidentemente, las emisiones producidas por los automóviles y el transporte público contribuyen de forma importante al total de contaminantes que diariamente se emiten hacia la tropósfera, en las capas que están en contacto con la superficie terrestre, por lo que “ensucian” el aire que respiran todos los habitantes de la cuenca.

Los siguientes aspectos son relevantes para considerar las estaciones meteorológicas como fuentes de información, de modo que se puedan construir campos de viento a ras de suelo y un conjunto de patrones de flujos de viento que puedan servir para guiar el diseño de la red de monitoreo ambiental: al viento que fluye de forma paralela a la superficie terrestre y que proviene de cualquier dirección se le denomina “viento horizontal”; al movimiento del aire que se desplaza, ya sea hacia arriba o hacia abajo, se le denomina “componente vertical del viento”. Es importante considerar también los mapas que presentan el promedio de los campos de viento vectoriales de cada mes, que indican la componente principal del viento horizontal en superficie, es decir, desde y hacia dónde fluyó el viento a ras del suelo; las líneas de flujo, también conocidas como “líneas de corriente”, cuya principal característica es que en todo momento son paralelas al viento, por lo que indican su dirección. Los aspectos expuestos anteriormente justifican por qué se utilizan, en algunos enfoques, datos a nivel de superficie para la construcción de los flujos de viento.

Con el trazo de estas líneas se pueden identificar los vórtices (sistemas rotatorios del viento), ya sean ciclónicos (la circulación del viento es en contra de las manecillas del reloj) o anticiclónicos (el flujo del viento es conforme a las manecillas del reloj) que se presentan dentro de un valle, así como las distintas trayectorias que sigue el flujo. A través de estas trayectorias se identifica el transporte de los contaminantes, y al ubicar los vórtices se detecta dónde se acumularon o pudieron haberse acumulado los mismos. Si bien los vórtices son importantes —a veces determinantes— para la acumulación de los contaminantes, éstos no son el único factor que influye para que se presenten altas concentraciones de ozono o de PM_{10} , ya que dependen también de otros factores, tales como la inestabilidad atmosférica y la nubosidad, entre otros (SMA, 2001).

5.2. MODELOS DE FLUJOS DE VIENTO

Diversos modelos de dispersión de contaminantes son expuestos en Wichman (2001). Por ejemplo, el modelo de Lagrange o de partículas calcula las trayectorias de un gran número de partículas, cada una de las cuales representa una cantidad fija del contaminante en cuestión. En principio, los modelos de Lagrange son capaces de representar condiciones meteorológicas complejas, en especial del viento y la turbulencia. En cuanto a los modelos de dispersión en terrenos complejos, se propone que para determinar la dirección del viento de acuerdo con la estructura topográfica del terreno se puede utilizar un modelo de flujo de diagnóstico o masa constante (Pielke, 1984). Otro modelo interesante es el de dispersión en el caso de fuentes de poca altura (por ejemplo, un edificio o las emisiones causadas por el tráfico). Los contaminantes emitidos por una fuente de poca altura situada en un edificio se acumulan en la lateral del edificio que se encuentra al abrigo del viento. El volumen de esta circulación al abrigo del viento dependerá de la altura y la anchura del edificio, así como de la velocidad del viento.

En los modelos computacionales de dinámica de fluidos (CFD, por sus siglas en inglés), que están basados, en su mayoría, en el método de RANS (Reynolds Averaged Navier-Stokes), se dividen los componentes del viento cuando éste se encuentra en estado estable y en estado de turbulencia. En el trabajo de Tangroom (2004) se explora la capacidad del método numérico RANS para modelar flujos de viento en diversos terrenos reales, montañosos y no montañosos, y se evalúa su uso para aplicaciones de generación de energía basada en los vientos. El RANS está influenciado por las ecuaciones de movimiento del flujo de fluidos. La mayoría de tales ecuaciones fueron originalmente usadas para describir flujos turbulentos.

WAsP (Tangroom, 2004) está basado en el concepto del modelo de flujos que se transforman de no lineales en lineales, de Jackson-Hunt. WAsP es el modelo numérico más ampliamente usado y popular en Europa. Captura la tendencia de la velocidad del viento al aumentar en partes altas y al decrecer en valles (Corbett *et al.*, 2011).

En el trabajo de Bitsuamlak *et al.* (2004) se realizó una revisión de una evaluación numérica de flujos de viento en diferentes tipos de topografías; se puntualizó que las simulaciones numéricas difieren una de otra por el tipo de formulación numérica, la turbulencia del modelo, las condiciones de frontera y el tipo de terreno. Se hace un análisis de predicciones, ambas en áreas en contra y a favor del viento, al considerar los flujos de viento sobre terrenos complejos, tales como colinas, escarpaduras y valles.

Se han desarrollado algunos enfoques pertenecientes al área de la inteligencia artificial aplicados en el estudio, análisis y modelación de flujos de viento. En Fayos y Fayos (2007) se utilizan redes neuronales de Kohonen para hacer minería de datos de vientos. Se estudia, entre otros aspectos, el promedio diario de la dirección del viento y de la producción de vórtices, que son autoclasificados por similitud usando el modelo de redes

neuronales de Kohonen. Otros trabajos, como el de Kretzschmar *et al.* (2004) y Marzban y Stumpf (1998) trabajaron en la predicción local de la velocidad del viento usando redes neuronales.

Bitsuamlak *et al.* (2004) usaron redes neuronales para mejorar la capacidad asociada con factores de velocidad para características topográficas de terrenos complejos, por ejemplo, edificios y terrenos con vientos en contra.

Otra aplicación de las redes neuronales es en la generación de patrones que describen cambios de circulación del viento con el tiempo, que son visualizados en 2D (Hewitson y Crane, 2002). Una revisión de mapas autoorganizados (SOM, por sus siglas en inglés) aplicada en el campo de la meteorología y de los flujos de viento, entre otros, se expone en Liu y Weisberg (2011). En Raju y Kumar (2007) se aplicó un análisis de grupos difusos y redes neuronales de Kohonen para clasificar estaciones meteorológicas en India. Algunos parámetros considerados como criterios en la clasificación fueron latitud, longitud, elevación, temperatura promedio, humedad y velocidad del viento, entre otros.

5.3. MODELOS PREDICTIVOS

Los modelos de cadenas de Markov son usados en la predicción del siguiente estado de la velocidad del viento. De este modo, la matriz de probabilidad de transición de segundo orden es usada para describir el siguiente valor de velocidad del viento a partir de valores actuales y precedentes (Shamshad *et al.*, 2005).

Otras contribuciones acerca de la predicción de rachas de viento que utilizan redes neuronales han sido propuestas. En Spudic *et al.* (2009) fueron usadas mediciones meteorológicas de vientos en contra para predecir rachas de viento sobre posiciones de vientos a favor. Éste es un

principio de predicción distribuida espacialmente que se podría usar en campos eólicos.

En el trabajo expuesto en Li *et al.* (2014) se plantea que las evaluaciones efectivas de la exposición al aire contaminado dependen de la habilidad para predecir las concentraciones contaminantes en localidades no monitoreadas, por lo que se propone que éstas puedan ser llevadas a cabo por interpolación espacial. Los autores plantean el uso de métodos de interpolación basados en la distancia más corta y argumentan que se adapta adecuadamente a las distribuciones de polución del aire en los campos de viento, que están asociados a características complejas no lineales. El viento es un factor meteorológico clave que tiene gran impacto en el movimiento y distribución de los contaminantes del aire en una región. Cuando la velocidad del viento es relativamente alta, el campo de viento local ejerce una influencia substancial sobre el transporte horizontal de la polución del aire; este fenómeno se conoce como “efecto del flujo de vientos”.

En el método de Li *et al.* (2014) primero se interpolan los campos de viento observados en una red de estaciones meteorológicas. Después, usando los campos de viento continuos, se calcula la distancia más corta entre las localidades a unir para formar la trayectoria del campo de viento. El método se usó para generar estimaciones para la concentración de partículas contaminantes en el área urbana de Beijing en mayo de 2013.

El estudio demuestra que los campos de viento pueden ser incorporados en un marco de interpolación, lo que conduce a una mejora considerable tanto en la exactitud de la predicción como en la reproducción visual del efecto del flujo de viento. Ambos son de gran importancia para la evaluación de los efectos de contaminantes en la salud humana.

Se puede decir que este método consiste en: 1) generar un campo de viento continuo; 2) hacer un análisis para calcular la distancia más corta; 3) crear

la superficie de estimación usando la distancia de la trayectoria más corta del campo de vientos (SWPD, por su siglas en inglés). La Figura 5.1 muestra el campo de vientos observado y el campo de vientos continuo generado por el monitoreo de un día. En tanto, la Figura 5.2 muestra el grafo final en el que se une el punto inicial con el punto final.

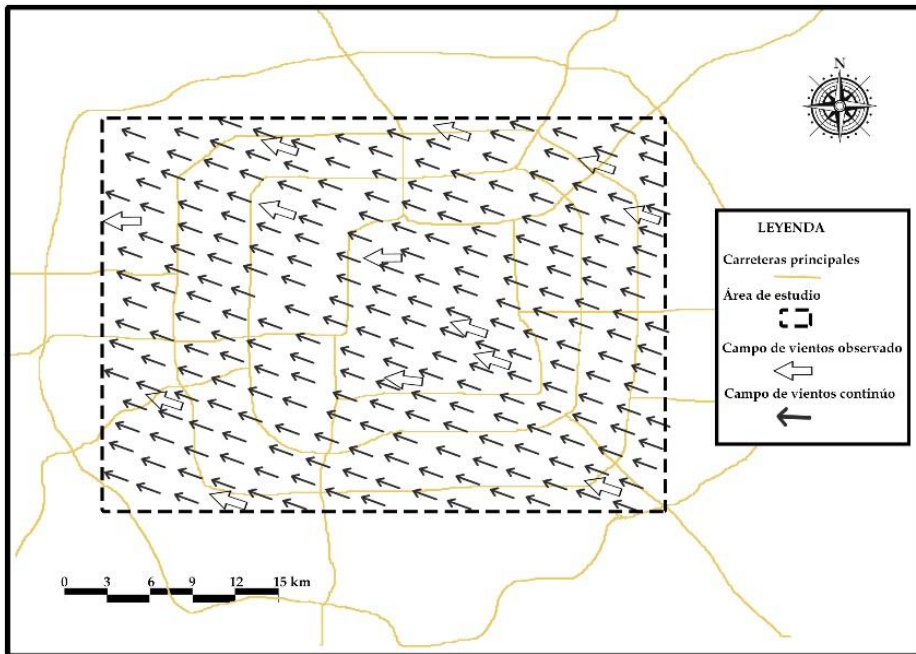


Figura 5.1. Campo de vientos observado y el campo de vientos continuo generado del monitoreo de un día.

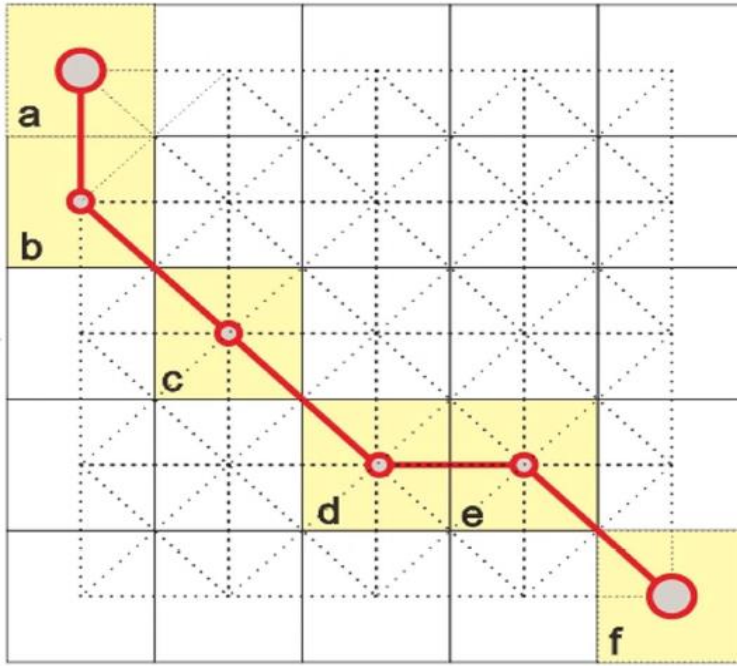


Figura 5.2. Grafo final en el cual se une el punto a inicial con el punto final para determinar una trayectoria de una línea de flujo de viento (Li *et al.*, 2014).

5.4. MÉTODO DE CONSTRUCCIÓN DE CAMPOS DE FLUJO DE VIENTO

En nuestro caso usamos un grafo topológico cuyos nodos representan las estaciones que proveen los datos de velocidad y dirección del viento. Este grafo tiene mucha similitud con el del trabajo anterior. En nuestro caso, usamos también el criterio de la distancia más corta entre dos estaciones a unir. Dada la flexibilidad del grafo, en caso de que aumenten las estaciones proveedoras de datos de velocidad y dirección del viento, los nodos a aumentar son unidos con los nodos más cercanos, vigilando que cada lado del triángulo formado tenga un vecino por lado. De esta forma, cuidamos la propiedad de conectividad del grafo, que es muy importante para formar las trayectorias que deseamos. En la figura 5.3 se muestra cómo se transforma un grafo original a otro cuando se aumentan las estaciones. En

este caso, las estaciones que se agregaron son representadas por nodos en color de fondo blanco y arcos amarillos. Cabe destacar que la topología del grafo sólo se modificó localmente y además se conservó su conectividad. Al aumentar el número de estaciones, la interpolación mejora; por lo tanto, el desempeño en la predicción también mejora.

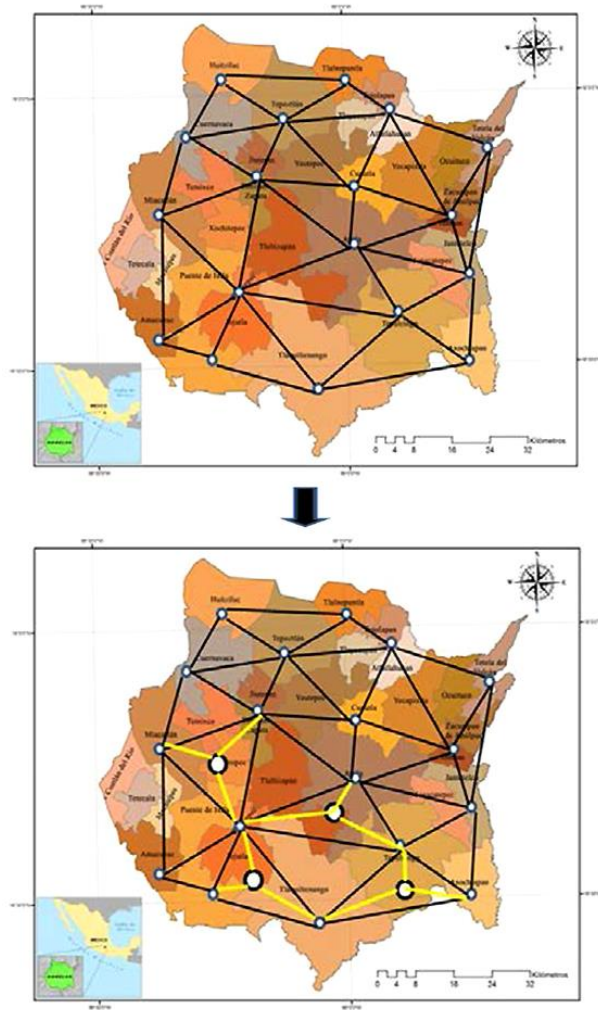


Figura 5.3. Transformación de una topología a otra aumentando el número de estaciones de monitoreo que generan datos de velocidad y dirección de viento.

5.5. SOBRE LA OBTENCIÓN DE DATOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DE FLUJOS DE VIENTO

Gran parte del éxito de un modelo se debe a la riqueza de los datos. En nuestro caso, tales datos son entregados por una red de estaciones meteorológicas distribuidas en el estado de Morelos.

En Morelos se cuenta con una red de 25 estaciones meteorológicas, que es operada y mantenida de manera conjunta entre el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) y el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).

Las variables meteorológicas monitoreadas por estas estaciones son las siguientes: precipitación (mm); dirección del viento (grados); velocidad del viento (m/s); velocidad del viento máxima (m/s); radiación solar (w/m^2); humedad relativa (%); temperatura ($^{\circ}C$).

Las variables meteorológicas que utilizamos para la determinación de flujos de viento son la dirección y velocidad del mismo. La información de estas variables es presentada en la página del IMTA con registros de datos promediados cada 15 minutos para cada una de las estaciones meteorológicas en una fecha determinada. La información se obtuvo de 18 de las 25 estaciones meteorológicas para los meses presentados en la Tabla 5.1.

Tabla 5.1. Número de registros de datos almacenados de cada estación que fueron validados.

No.	Estación		Ene.	Feb.	Mar.	Abril	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sept.	Oct.	Nov.	Dic.
E1	CEIEPO	Total	744	552	744	720	744	720	744	744	720	744	720	
		Válidos	653	494	599	545	488	514	509	545	452	499	524	
E2	Tétela del Monte	Total	744	672	744	720	744	720	744	744	720	744	720	
		Válidos	458	467	577	575	509	389	350	284	74	88	299	
E3	Miacatlán	Total	--	--	240	719	744	720	744	744	720	744	720	
		Válidos	--	--	230	703	722	707	725	728	654	724	710	
E4	Rancho el potrerillo	Total	744	672	744	720	744	720	744	744	720	744	720	
		Válidos	344	314	190	104	128	92	80	110	131	235	254	
E5	Tehuixtla	Total	744	672	744	720	744	720	744	744	720	744	720	
		Válidos	509	506	572	526	563	428	398	404	143	114	140	
E6	Tlaquiltenango	Total	744	672	744	720	744	720	744	744	720	744	720	
		Válidos	509	548	611	644	659	509	473	521	368	397	373	
E7	Tepalcingo	Total	744	672	744	720	744	720	744	744	720	744	720	
		Válidos	572	530	635	607	656	526	428	392	212	178	260	
E8	Axochiapan	Total	744	672	744	720	744	720	744	744	720	744	720	384
		Válidos	506	473	563	540	622	542	533	491	344	415	476	242
E9	Tenango	Total	--	--	240	719	744	720	744	744	720	743	720	230
		Válidos	--	--	218	694	722	719	737	731	707	729	698	211
E10	Huazulco	Total	744	672	744	720	744	720	744	744	720	744	720	408
		Válidos	575	353	47	4	17	4	2	334	251	304	437	316
E11	Tetela del Volcán	Total	744	672	744	720	744	720	0	744	720	744	720	240
		Válidos	422	407	452	132	506	467		441	335	367	356	130
E12	Totolapan	Total	--	--	744	719	744	720	--	--	--	--	720	244
		Válidos	--	--	703	706	731	716	--	--	--	--	707	228
E13	Tlalnepantla	Total	720	672	744	720	744	720	744	744	720	720	720	233
		Válidos	86	158	145	116	143	185	635	641	407	652	650	213
E14	Tepoztlán	Total	720	648	744	696	648	720	744	720	720	720	720	216
		Válidos	488	476	629	590	554	536	530	446	382	447	452	107
E15	Emiliano Zapata	Total	744	672	744	720	744	720	744	744	720	744	720	744
		Válidos	716	650	707	668	689	626	662	629	536	648	650	680
E16	El Hospital	Total	744	672	744	720	744	720	744	744	720	744	720	744
		Válidos	359	416	296	1	224	524	590	554	404	343	539	506
E17	Ayala	Total	720	672	744	720	744	720	720	744	720	720	720	744
		Válidos	377	323	398	416	488	371	371	368	257	208	296	377
E18	INIFAP	Total	744	672	744	720	744	720	744	744	720	744	720	744
		Válidos	384	416	563	495	505	344	230	536	703	703	671	701

La información obtenida para las 18 estaciones meteorológicas durante dichos meses fue validada mediante los procedimientos descritos en el manual desarrollado por la Dirección General del Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental, al que se puede tener acceso desde la página del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) en <http://bit.ly/1siM2Ju> (Márquez *et al.*, 2006). El proceso de validación consistió en realizar una limpieza de los registros de datos no válidos que se encuentran fuera de los rangos de calibración, así como de los datos negativos y los datos nulos.

Las reglas que invalidan datos son aquéllas definidas en el documento para las variables meteorológicas de interés, velocidad y dirección del viento, que son:

- Cuando la velocidad y dirección del viento presentan valores negativos;
- Cuando la variación de la velocidad del viento no es mayor a 0.1 m/s en tres horas consecutivas o cuya variación no es mayor a 0.5 m/s durante 12 horas consecutivas;
- Cuando la variación de la dirección de viento no es mayor a un grado por más de tres horas consecutivas y además la variación no es mayor a 10 grados durante 18 horas consecutivas;
- Cuando los datos de velocidad del viento se encuentran fuera del rango de operación del equipo meteorológico (entre 0 y 50 m/s);
- Cuando los datos de dirección del viento se encuentran fuera del rango de operación del equipo meteorológico, es decir, fuera del rango entre 0° y 360°;
- Cuando existen banderas que representan datos nulos (-999).

En la Tabla 5.1 se indica el número de registros de datos almacenados de cada estación, mismos que fueron validados por las reglas descritas anteriormente. Analizando el desempeño de las estaciones meteorológicas,

El flujo del viento es representado con líneas que indican el “origen y destino” a ras de suelo. En este método, el flujo del viento es representado por una secuencia de nodos que representan las posiciones geográficas de las estaciones meteorológicas, ligadas por arcos. Tales nodos estarán representados por las variables E1 a E18, como se ilustra en la Tabla 5.1.

5.6. DESARROLLO DEL MÉTODO PARA OBTENER LOS FLUJOS DE VIENTO

Los flujos de viento son construidos para un día y hora específicos utilizando un conjunto de reglas basadas en la inspección visual del trazado de los vectores de vientos sobre el mapa de Morelos. Por ejemplo, una regla básica es la de la selección del origen y destino de los flujos de viento que se encuentran en la vecindad de seis estaciones ubicadas en la periferia de Morelos. Éstas son: CEIEPO, Tlalnepantla, Tetela del Volcán, Tehuixtla, Tlaquiltenango y Axochiapan, que cubren de forma práctica los flujos que provienen de los ocho puntos cardinales: Norte, Noroeste, Este, Sureste, Sur, Suroeste, Oeste y Noroeste.

A continuación se describe en pseudocódigo el algoritmo utilizado para la determinación de los flujos de viento:

1. Selección de la estación periferia de origen del flujo (un mes específico, día, hora).
2. Si la velocidad del viento > 0.5 , se busca la estación siguiente para formar el flujo.
3. Se selecciona la estación más cercana a la actual, entre las tres más cercanas.
4. La estación actual se liga a la más cercana. La más cercana se convierte en la nueva estación actual.
5. Se recomienza la búsqueda repitiendo el paso 3.

6. La búsqueda de la siguiente estación se detiene si se cumplen cualquiera de las dos condiciones siguientes:
 - 6.1) Si la estación actual encuentra una estación periférica, dicha estación será el destino del flujo y se detiene la búsqueda: el flujo de viento ha terminado;
 - 6.2) Si la estación actual encuentra que una de las estaciones que potencialmente podría ser la siguiente tiene un vector cuya dirección se opone a la dirección actual y, además, tiene una magnitud igual o mayor al vector de la estación actual, se produce un vórtice que puede ser ciclónico o anticiclónico, con lo que se termina la búsqueda, cuyo flujo formado es un vórtice.

La ejecución del algoritmo determina la dirección del flujo del viento representada por una secuencia de estaciones. Por un lado, la figura 5.5(a) muestra un ejemplo de un flujo de viento cuya dirección es de norte a sur y su secuencia de estaciones es CEIEPO, Tetela del Monte, Miacatlán y Rancho el Potrerillo. Por otro lado, la Figura 5.5(b) muestra un ejemplo de un flujo con vórtices, en este caso un vórtice:

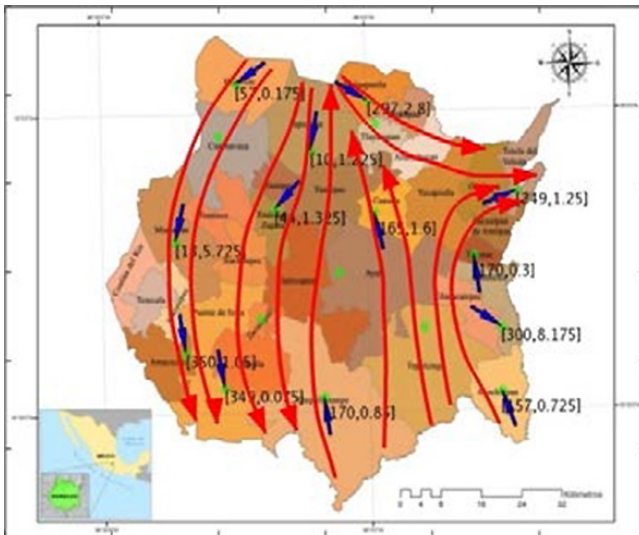


Figura 5.5(a)

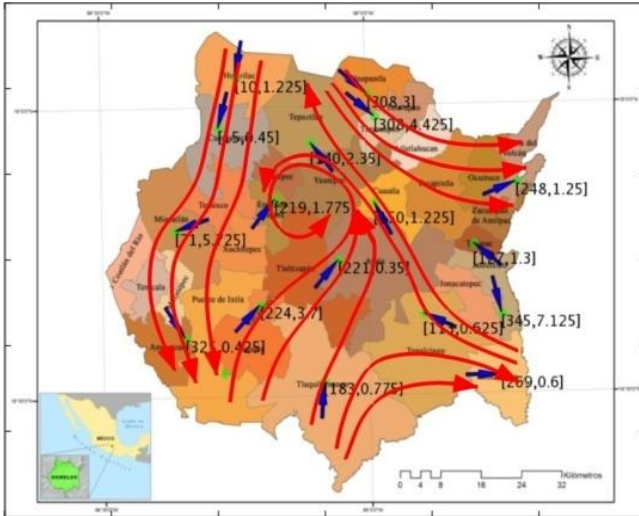


Figura 5.5(b)

Figura 5.5. Ejemplo de la formación de un flujo sin vórtice, 5.5(a); ejemplo de flujos con un vórtice 5.5(b).

5.7. CONSTRUCCIÓN DE PATRONES DE FLUJO DE VIENTO

El análisis de los flujos de viento se convierte en un problema muy complejo por la enorme cantidad de información. Para resolver el problema, en este trabajo se propone la construcción de patrones de flujo de viento que representarán conjuntos de flujos de viento de características similares. Esto tiene varias ventajas: el análisis de patrones para conocer el comportamiento de los flujos de viento es mucho más fácil, ya que una cantidad de datos considerablemente menor será analizada; los patrones de flujo representan información clasificada acerca de los flujos de viento y, por lo tanto, mucho más focalizada en el problema que estamos tratando de conocer, que es el comportamiento de los flujos de viento.

Para la construcción de tales patrones hemos utilizado un enfoque de redes neuronales, particularmente los llamados mapas autoorganizativos (SOM, por sus siglas en inglés). Por esta razón, en la siguiente sección hacemos una breve introducción a las redes neuronales y a los SOM.

5.8. REDES NEURONALES ARTIFICIALES

Las redes neuronales artificiales son modelos matemáticos inspirados en el sistema biológico natural, adaptados y simulados en computadoras convencionales (Lara, 1998). Los elementos individuales de cálculo que forman la mayoría de los modelos reciben el nombre de elementos de procesamiento o neurona artificial. McCulloch y Pitts (1943) realizaron la representación matemática de una neurona artificial cuyos componentes básicos son los siguientes: las entradas de los datos, la sinapsis, el cuerpo celular, el axón y la salida. La Figura 5.6 muestra este modelo.

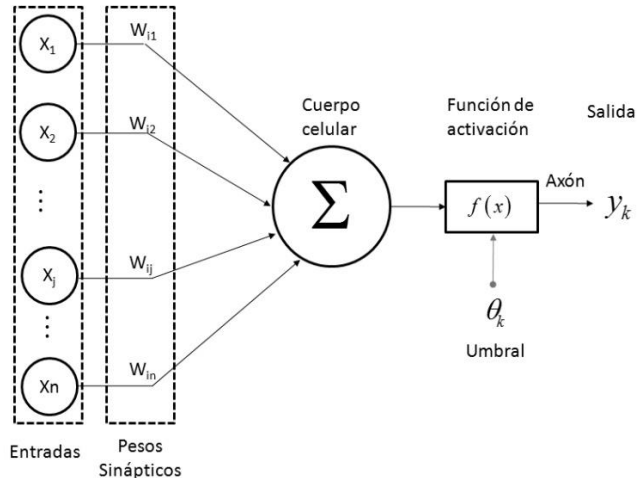


Figura 5.6. Modelo de una neurona artificial propuesto por McCulloch y Pitt, 1943.

Los elementos clave de la neurona artificial tipo McCulloch y Pitts son similares, pero no idénticos, a los de una neurona biológica. Éstos son:

1. **Recepción de un vector de entradas** $X(X_1, X_2, X_3, \dots, X_n)$. Los datos que se reciben son enviados por otras neuronas, con lo que se hace una analogía a las dendritas de las neuronas biológicas.
2. **Los pesos sinápticos** W_{ij} . En las neuronas biológicas se establecen sinapsis entre las dendritas y el axón de otra neurona; en

una neurona artificial, a las entradas que de otras neuronas se les asigna un peso, un factor de importancia. Este peso se modifica durante el entrenamiento de la red neuronal.

3. **Una regla de propagación.** Establece el procedimiento a seguir para combinar los valores de entrada a una unidad y los pesos sinápticos que recibe. La regla de propagación consiste en aplicar una función al vector de entradas y a los pesos sinápticos para obtener el valor del potencial postsináptico de la neurona en un momento t . La función más común es la suma ponderada.
4. **Una función de activación.** Determina el nivel de activación de la neurona en términos de la actividad en sus entradas. Existen una gran variedad de funciones de activación, tales como: tipo escalón, lineal, sigmoide, tangente, etc. La elección del tipo de función dependerá del entrenamiento de la red.

En general, las neuronas se suelen agrupar en unidades estructurales denominadas capas.

Se distinguen tres tipos de capas (Figura 5.7):

- **Capa de entrada:** compuesta por neuronas que reciben los datos procedentes del entorno para que se transmitan por la red.
- **Capa oculta:** no tiene conexión directa con el entorno; es la encargada de extraer, procesar y memorizar la información.
- **Capa de salida:** compuesta por aquellas neuronas que reciben estímulo y proporcionan la respuesta que arroja la red neuronal sin mantener contacto alguno con el entorno.

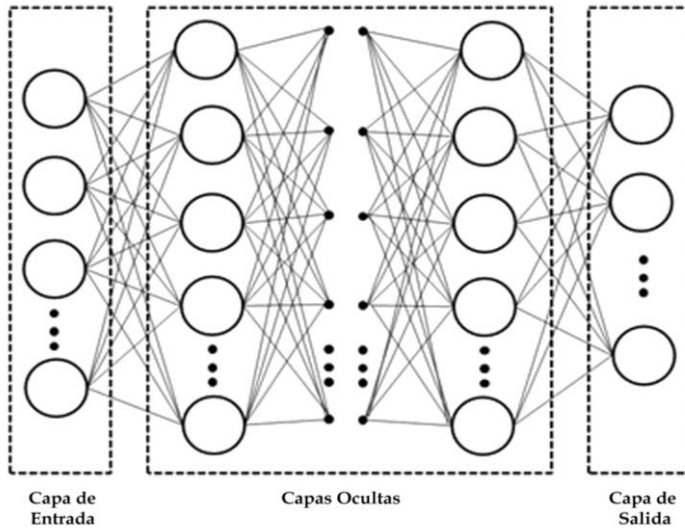


Figura 5.7. Las tres capas de la Red Neuronal.

Debido a su constitución y a sus fundamentos, las redes neuronales artificiales asemejan el funcionamiento del cerebro en algunos aspectos, por ejemplo: son capaces de aprender de la experiencia, es decir, a partir de un proceso de aprendizaje, la red extrae y almacena conocimiento de los patrones de entrada; de generalizar casos anteriores en nuevos casos; de abstraer características esenciales a partir de entradas con información irrelevante, entre otras funciones importantes. Lo anterior demuestra que las redes neuronales artificiales ofrecen numerosas ventajas y explica que este tipo de tecnología se aplique en múltiples áreas.

El conocimiento adquirido por la red se encuentra representado en los pesos sinápticos que indican la fuerza de conexión entre las neuronas, por lo que el proceso de aprendizaje o entrenamiento de la red implica modificar tales pesos hasta que el vector de salida resultante coincida con el vector de salida deseado (Haykin, 1994).

Según su forma de aprender, existen diversos modelos de redes neuronales, aquéllos que realizan su proceso de aprendizaje de forma supervisada y los que lo hacen de forma no supervisada. En la siguiente sección se explican con más detalle estos conceptos.

5.9. APRENDIZAJE SUPERVISADO Y NO SUPERVISADO

El aprendizaje supervisado se caracteriza porque su proceso de aprendizaje o entrenamiento es controlado por un agente externo (supervisor o maestro) que establece la respuesta que debería generar la red a partir de una entrada determinada. De esta forma, el supervisor controla la salida de la red y, en caso de que ésta no coincida con la deseada, se procederá a modificar los pesos de las conexiones (pesos sinápticos) con el fin de conseguir que la salida obtenida se aproxime a la deseada. La figura 5.8 presenta un ejemplo de este tipo de aprendizaje.

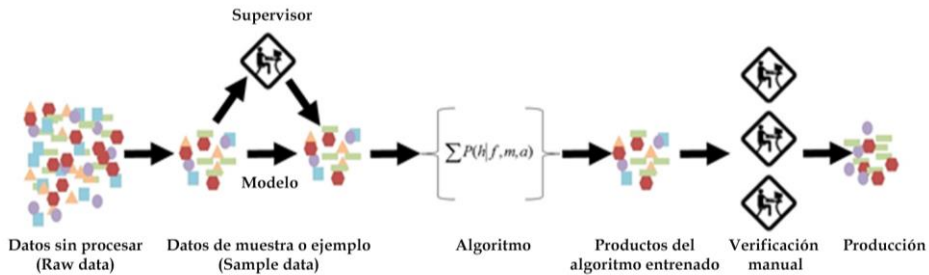


Figura 5.8. Aprendizaje Supervisado.

Algunos ejemplos de modelos de redes neuronales que efectúan este tipo de aprendizaje son el Perceptrón, Adaline, Backpropagation, Máquina de Boltzmann, Machina de Cauchy, entre otras.

Las redes con aprendizaje no supervisado (o autosupervisado) no requieren información externa para ajustar los pesos de las conexiones neuronales. La red no recibe ninguna información por parte del entorno

que le indique si la salida generada en respuesta a una determinada entrada es o no correcta.

Estas redes deben encontrar las características, regularidades, correlaciones o categorías presentes en el conjunto de entradas al extraer rasgos o agrupar patrones según su similitud. La red debe disponer de un número suficiente de instancias de aprendizaje para poder obtener resultados de calidad (López y Fernández, 2008).

Dado que en este tipo de redes no existe una salida deseada, hay varias posibilidades en cuanto a la interpretación de la salida que obtienen, que dependen de su estructura y del algoritmo de aprendizaje empleado. En algunos casos, la salida representa el grado de similitud entre la información que se presenta en la entrada de la red y la información que se le ha mostrado hasta entonces (en el pasado). En otros casos, la red neuronal artificial (RNA) podría establecer categorías o grupos (clusterización), de modo que la salida indicaría la categoría a la que pertenece la información presentada a la entrada. La figura 5.9 presenta un ejemplo de aprendizaje no supervisado, la clusterización.

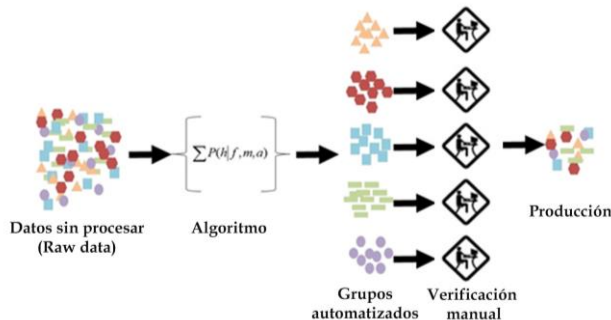


Figura 5.9. Aprendizaje No Supervisado.

Entre los modelos de redes neuronales con aprendizaje no supervisado podemos mencionar el modelo de Hopfield, la teoría de resonancia

adaptativa (ART, por sus siglas en inglés) y SOM, entre otros. En este trabajo hacemos énfasis en los SOM.

5.10. MAPAS AUTOORGANIZADOS (SOM, *SELF-ORGANIZING MAPS*)

Los SOM o mapas de Kohonen fueron desarrollados en los 80 por Teuvo Kohonen (1982) y son modelos no supervisados en los que las neuronas se ordenan geoméricamente (en una matriz bidimensional o mapa) y llevan a cabo una proyección del espacio sensorial de entrada sobre la red (mapa). A partir de un proceso de autoorganización, la red debe descubrir por sí misma rasgos comunes, regularidades, correlaciones o categorías en los datos de entrada, e incorporarlos en su estructura interna de conexiones.

Este tipo de red efectúa un aprendizaje competitivo en el que las neuronas compiten unas contra otras con el fin de llevar a cabo una tarea dada, por lo que al presentarse a la red un patrón de entrada, sólo una de las neuronas de salida (o un grupo de vecinas) se activará y será etiquetada como neurona ganadora (*Best-Matching Unit* o BMU). En recompensa se verán ajustados sus vectores de pesos.

La estructura de un SOM consiste en una capa de entrada y una capa de salida (mapa). La capa de entrada (formada por N neuronas, una por cada variable de entrada) se encarga de recibir y transmitir a la capa de salida la información procedente del exterior. La capa de salida (formada por M neuronas) es la encargada de procesar la información y formar el mapa de rasgos. Normalmente las neuronas de la capa de salida se organizan en forma de mapa bidimensional, como se muestra en la figura 5.10.

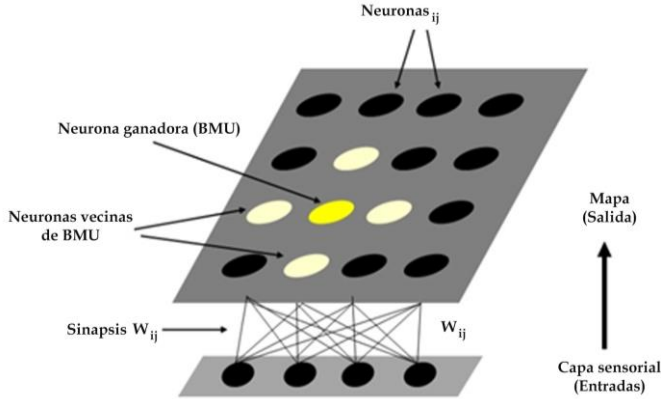


Figura 5.10. Estructura de un SOM 1-D.

Las conexiones entre las dos capas que forman la red son siempre hacia adelante, es decir, la información se propaga desde la capa de entrada hacia la capa de salida. Cada neurona de entrada i está conectada con cada una de las neuronas de salida j mediante un peso w_{ij} . De esta forma, las neuronas de salida tienen asociado un vector de pesos W_j llamado “vector de referencia” (o *codebook*), debido a que constituye el vector prototipo (o promedio) de la categoría representada por la neurona de salida j . Así, el SOM define una proyección desde un espacio de datos en alta dimensión a un mapa bidimensional de neuronas.

Entre las neuronas de la capa de salida, puede decirse que existen conexiones laterales de excitación e inhibición implícitas, pues aunque no estén conectadas, cada una de estas neuronas va a tener cierta influencia sobre sus vecinas. A través de una función denominada “de vecindad” se determinan las neuronas adyacentes que pertenecen a una vecindad N_j de la neurona ganadora j (BMU), para que sean ajustados sus vectores de peso.

Los SOM son especialmente atractivos para la representación de datos, dada su reducción de la multidimensionalidad y su asociación de elementos con atributos similares. Entre algunas de sus ventajas podemos

mencionar la facilidad de implementación, la abstracción de los datos de entrada y la facilidad de su integración con otras técnicas.

5.11. DESARROLLO DEL MÉTODO PARA CLASIFICAR LOS FLUJOS DE VIENTO Y OBTENER SUS PATRONES

El conjunto de flujos de viento determinados por el algoritmo son considerados como instancias de aprendizaje, que serán la entrada de un clasificador con aprendizaje no supervisado, cuyo algoritmo de *clustering* se encargará de agrupar los flujos de viento con características *similares* para que, finalmente, se definan los patrones.

Se han desarrollado algunos enfoques pertenecientes al área de la inteligencia artificial y se han aplicado en el estudio, análisis y modelación de flujos de viento. En Wu *et al.* (2000) se utilizan redes neuronales de Kohonen para hacer minería de datos de vientos. Se estudian, entre otros aspectos, el promedio diario de la dirección del viento y de la producción de vórtices, que son autoclasificados por similitud. Otros trabajos, como el de Kretschmar *et al.* (2004) y Marzban y Stumpf (1998), trabajaron en la predicción local de la velocidad del viento usando redes neuronales.

A continuación se describe el método que se propone en este proyecto de investigación. El método para la obtención de patrones de flujos se compone básicamente de tres pasos principales: 1) la obtención de los datos de velocidad y dirección de vientos generados por las estaciones meteorológicas, haciendo énfasis en la validación de datos; 2) la determinación de los flujos de viento, es decir, las secuencias de estaciones que continúan las líneas de flujo, que serán instancias de aprendizaje para el segundo problema; 3) la clasificación de las instancias de aprendizaje para obtener patrones de flujo. Debido a que partimos del desconocimiento de información de los flujos de viento representativos en el estado —lo que se consideraría como información *a priori*—, hemos

optado por utilizar un clasificador no supervisado para solucionar este problema.

En la figura 5.11 se presenta un diagrama del flujo de los procesos utilizados para la obtención de los patrones, partiendo de un conjunto de instancias que fueron obtenidas con el algoritmo presentado en la sección 3.

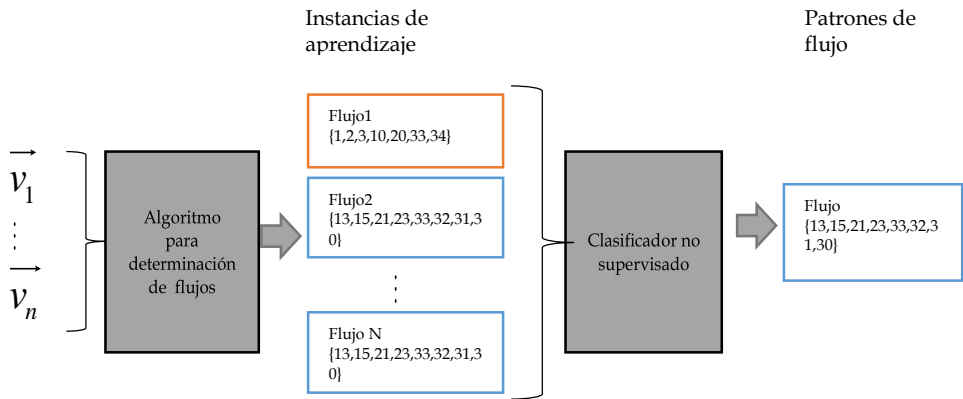


Figura 5.11. Diagrama del flujo de los procesos utilizados para la obtención de los patrones del flujo a partir de un conjunto de instancias.

5.12. DETERMINACIÓN DE PATRONES DE FLUJOS DE VIENTO UTILIZANDO UN ALGORITMO DE *CLUSTERING* (SOM)

El objetivo de este trabajo es, principalmente, determinar patrones de flujo que nos ayudarán a tomar decisiones para el problema del establecimiento de la red de monitoreo ambiental. Puesto que no contamos con información *a priori*, lo que dificulta el uso de un algoritmo de aprendizaje supervisado, hemos recurrido a las redes neuronales no supervisadas llamadas SOM, que realizan un proceso de clasificación de la información proporcionada.

Para nuestro caso, las SOM son alimentadas con las instancias de aprendizaje de flujos de viento, es decir, con las secuencias de estaciones determinadas a través del algoritmo descrito en la sección anterior y que indican hacia dónde fluye el viento. En la figura 5.12 se observan las capas de entrada y salida de las SOM. Para el problema específico de este proyecto, se puede observar que hemos elegido una estructura de una dimensión para la capa de salida, tal como es propuesta por Wu *et al.* (2000).

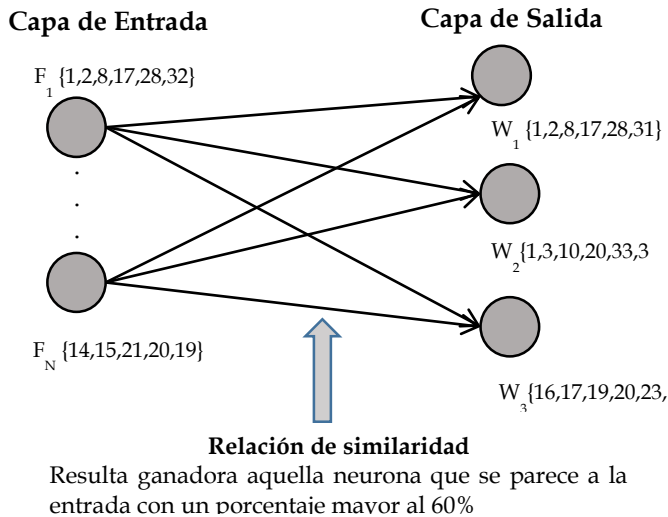


Figura 5.12. Capas de entrada y salida de las SOM para el problema en específico de este proyecto.

Las SOM están relacionadas con otros algoritmos de *clustering*, como K-means (Baçõn *et al.*, 2005), y de cuantificación vectorial (*vector quantization*, VQ, por sus siglas en inglés) (Kohonen, 1990). Al igual que muchos de los algoritmos de *clustering*, el éxito del algoritmo básico de la SOM depende del número de *clusters* definidos al inicio del entrenamiento. Esto representa un problema, ya que si son definidas pocas neuronas (*clusters*), los datos de más baja densidad serán dominados por los patrones de más

alta densidad; por otro lado, si se definen más nodos de los necesarios, se dificulta el ordenamiento del mapa. En esta investigación se implementó un algoritmo de entrenamiento del SOM que incluye heurísticas de crecimiento y poda para cambiar dinámicamente su estructura mientras se realiza el entrenamiento y, de esta manera, determinar un número apropiado de nodos.

El algoritmo de la SOM es resumido como sigue:

1. Inicialmente se establece un número de nodos igual a 2 (N igual 2), que corresponde a dos *clusters*. Los pesos de los dos nodos se inicializan con los valores de los dos primeros vectores de entrada, $w_i = x_i$, $i = \{1, 2\}$, donde w son los pesos de los nodos y x son los vectores de entrada que representan un flujo de viento ($x_i = F_i$).
2. Se extrae cada una de las instancias de aprendizaje del conjunto de entrenamiento y se mapea la SOM.
3. La neurona ganadora es encontrada por medio de la siguiente regla:

$$C = \begin{cases} \arg \max y_i, & \text{si } y_i \geq 60\% \\ NULL, & \text{otro caso} \end{cases}$$

Donde $y_i = \text{similitud}(x_i, w_i) \forall_i$

La función de similitud compara cada vector de entrada x_i con los vectores de pesos w_i y devuelve el porcentaje de parecido entre ellos. Esta comparación se realiza valor por valor, considerando el orden de la secuencia, por ejemplo:

$$\left. \begin{array}{l} x_i = \{1, 2, 8, 12, 14\} \\ w_i = \{1, 2, 8, 14, 16\} \end{array} \right\} x_i \text{ se parece en un } 60\% \text{ a } w_i$$

1. Si $(C \neq \text{Null})$ aumenta el número de veces ganadas de la neurona con vector de pesos w_i y si el tamaño del vector de entrada x_i es mayor que w_i y el porcentaje de similitud entre ellos es mayor del 80%, entonces $w_i = x_i$.
2. Si $(C = \text{Null})$ crea una nueva neurona en el SOM con un vector de peso igual al vector de entrada, $w_{i+1} = x_i$.
3. Si una neurona es raramente ganadora en menos del 30% de las veces, ésta es eliminada de la SOM.

Algunos ejemplos de instancias de aprendizaje y los patrones reconocidos por la SOM son presentados en la Tabla 5.2, donde las E representan las estaciones a ser ligadas para formar el flujo.

Tabla 5.2. Ejemplos de instancias de aprendizaje y patrones reconocidos por la SOM.

Instancias de aprendizaje		Patrones
E1, E2, E8, E12	E4, E15, E11	E1, E2, E8, E12
E1, E8, E12	E4, E15, E11	E1, E8, E12
E1, E8, E12	E4, E15, E11, E16	E1, E2, E12
E1, E2, E8, E12	E4, E15, E11	E4, E15, E11, E16
E1, E2, E12	E4, E15, E11	E16, E10, E7
E1, E2, E12	E7, E11, E16	
E1, E8, E12	E14, E17, E6, E3	
E1, E2, E8	E14, E18, E8	
E1, E2, E18, E12	E14, E18, E8	
E1, E2, E12	E14, E6, E3	
E1, E2, E8, E12	E14, E17, E6, E3	
E1, E2, E8	E14, E6, E3	
E1, E2, E12	E16, E10, E7	
E1, E2, E9	E16, E10, E7	
E1, E2, E12	E16, E10, E7	
E1, E2, E8, E12		
E4, E15, E11		

título de ejemplo sobre el funcionamiento de la red neuronal, la figura 5.13 presenta un conjunto de instancias de aprendizaje que constituyen la entrada a la red neuronal, así como los patrones de flujo generados. Los mapas corresponden a los flujos formados a las 11:00 horas, los días 11, 16, 17 y 26 de noviembre de 2013. Podemos constatar que el flujo que va del noroeste a suroeste ha sido aprendido, así como el flujo que va del norte al noreste. Otro rasgo interesante aprendido es el vórtice que se produce en la zona central del estado.

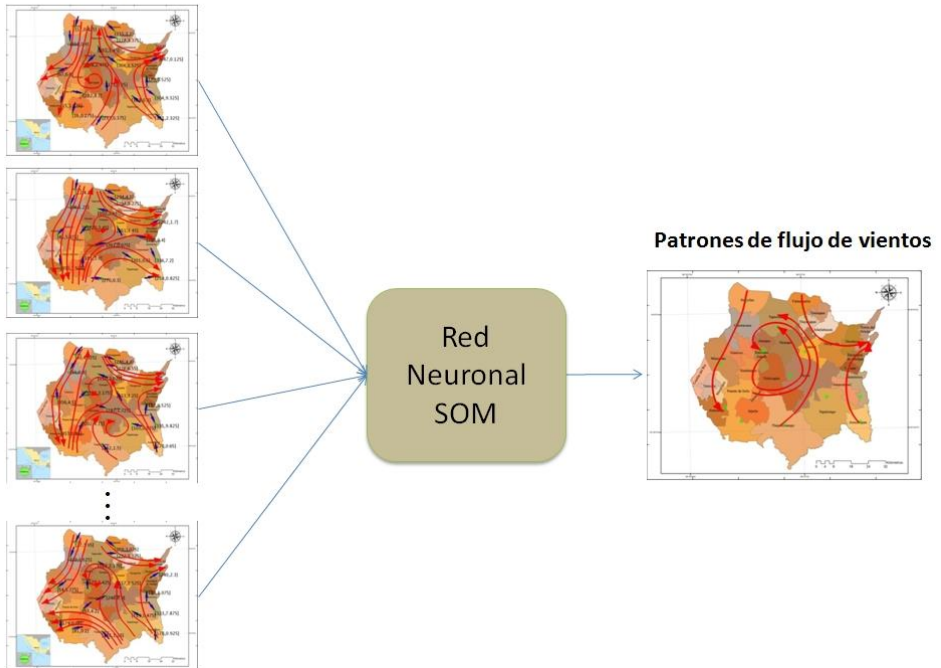
Instancias de aprendizaje

Figura 5.13. Un conjunto de instancias de aprendizaje, flujos, constituye la entrada de la Red Neuronal, cuya salida es un conjunto de flujos que representan patrones de flujo de las instancias entrenadas.

5.13. CONSIDERACIONES FINALES

Los flujos de viento determinan en gran medida la concentración de contaminantes. A través de las trayectorias que siguen los flujos de viento se puede identificar el transporte de los contaminantes, y al ubicar los vórtices se puede detectar dónde se acumularon o pudieron haberse acumulado los mismos.

Diferentes enfoques para modelar los campos de flujo de viento han sido desarrollados. La modelación de los flujos de viento es necesaria debido a la falta de mediciones en puntos potenciales de las trayectorias de flujo.

Entre los modelos más importantes de flujos de viento se pueden citar los modelos basados en modelos estadísticos y numéricos. De estos últimos, los más usados son el WAsP, que está basado en la teoría de Jackson-Hunt. WAsP captura la tendencia de la velocidad del viento que aumenta sobre los terrenos altos y decrece en los valles, y es uno de los modelos más usados, particularmente en Europa.

En los modelos computacionales de dinámica de fluidos, que están basados, en su mayoría, en el método de RANS, el viento se divide en sus componentes cuando se encuentra en estado estable y en estado de turbulencia. Por otro lado, los modelos basados en CFD, como el WindSim, son capaces de simular características no lineales de flujo, como la recirculación en terrenos inclinados.

Por su parte, los modelos estadísticos se basan en gran medida en las mediciones tomadas en el sitio. Usan ciertos parámetros predictivos para encontrar aquéllos que tengan las relaciones más fuertes con las observaciones del viento en varios puntos de medición. Un ejemplo de tales relaciones es la existente entre la velocidad y la topografía del terreno; otra relación relevante es la velocidad y dirección del viento detectada en un punto dado con la velocidad y dirección del viento detectada en un punto de medición vecino del actual. En los modelos estadísticos ocurren errores potencialmente grandes cuando los resultados son extrapolados fuera del rango de las condiciones usadas para desarrollar (o entrenar) el modelo. Asimismo, determinar la exactitud del modelo también puede ser un reto debido a la combinación de un conjunto de parámetros inciertos que hay que considerar.

Una forma de predecir las concentraciones de contaminantes en localidades no monitoreadas es a través de la interpolación espacial. Los métodos de interpolación basados en la distancia más corta parecen

adaptarse adecuadamente a las distribuciones de polución del aire en los campos de viento.

Los enfoques alternativos, como aquéllos basados en técnicas de la inteligencia artificial, se han aplicado para estudiar, analizar y modelar flujos de viento. Algunos enfoques usan técnicas de minería de datos al utilizar redes neuronales para estudiar el promedio diario de la dirección del viento y de la producción de vórtices, que son clasificados por similitud. Otra aplicación de las redes neuronales se orienta hacia la predicción local de la velocidad del viento.

El uso de redes neuronales, en este caso SOM, es muy útil para generar patrones de flujos de vientos, con y sin vórtices, ya que se pueden utilizar para predecir las trayectorias de los flujos en universos con información incompleta. Por ejemplo, dada una situación con información insuficiente para construir una trayectoria de flujo del viento, ésta se puede construir haciendo una comparación con los patrones obtenidos previamente y completar su información con el patrón con el cual se haya obtenido el mayor parecido. Por otro lado, los patrones generados por las redes neuronales ayudan a facilitar el análisis de los flujos de viento, pues no es lo mismo perderse en un mar de información derivada de todos los flujos (repartidos por horas, diariamente, mensualmente o anualmente) que analizar representantes o patrones de los flujos, cuya cantidad es considerablemente menor que la del análisis de todos los flujos. Además, los patrones representan información ya focalizada en el problema que estamos tratando, en este caso la construcción de flujos de vientos, con y sin vórtices. Por lo tanto, su análisis se facilita en gran medida.

Un énfasis importante debe ponerse en la obtención y curación de datos para construir los flujos. Si bien es cierto que el uso de técnicas o métodos que razonan con información faltante ha probado tener cierto éxito, también es cierto que no se deben rebasar los límites de la escasez de la

información proporcionada. De otro modo, los modelos pueden caer en el riesgo de ser meramente especulativos y, por lo tanto, poco confiables.

5.14. REFERENCIAS

- Baçaõ, F., Lobo, V. y Painho, M. (2005). Self-organizing maps as substitutes for k-means clustering. In *Computational Science–ICCS 2005*. Springer Berlin Heidelberg. 476-483.
- Bitsuamlak, G. T., Stathopoulos, T. y Bedard, C. (2004). Numerical evaluation of wind flow over complex terrain: Review. *Journal of Aerospace Engineering*, 17(4), 135-145.
- Corbett, J. F., Ott, S. y Landberg, L. (2011). The new WAsP flow model: a fast, linearized Mixed Spectral-Integration model applicable to complex terrain. Riso National Laboratory, Technical University of Denmark, Roskilde, Denmark.
- Fayos, J. y Fayos, C. (2007). Wind data mining by Kohonen neural networks. *PLoS one*, 2(2), e210.
- Haykin, S. (1994). *Neural Networks: A comprehensive foundation*. Prentice Hall PTR, NJ, USA.
- Hewitson, B. C. y Crane, R. G. (2002). Self-organizing maps: applications to synoptic climatology. *Climate Research*, 22(1), 13-26.
- Kohonen, T. (1982). Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biological cybernetics*, 43(1), 59-69.
- Kohonen, T. (1990). Improved versions of learning vector quantization. In *Neural Networks, 1990., 1990 IJCNN International Joint Conference on*. IEEE. 545-550.
- Kretzschmar, R., Eckert, P., Cattani, D. y Eggimann, F. (2004). Neural network classifiers for local wind prediction. *Journal of applied meteorology*, 43(5), 727-738.
- Lara, F. (1998). *Artificial Neural Networks: An Introduction*. *Instrumentation and Development*, 3(9).

- Li, L., Gong, J. y Zhou, J. (2014). Spatial Interpolation of Fine Particulate Matter Concentrations Using the Shortest Wind-Field Path Distance. *PloS one*, 9(5), e96111.
- Liu Y. y Weisberg R. U. (2011). A review of self-organizing map applications in meteorology and oceanography, self-organizing maps-application and novel algorithm design. Dr. Josphat Igadwa Mwasiagi (Ed). ISBN: 978-953-307-546-4, InTech.
- López, R. F. y Fernández, J. M. F. (2008). *Las redes neuronales artificiales*. Netbiblo.
- Márquez, E. C, Blanco, J. S. y Wöhrnschimmel, H. (2006). Validación de datos generados en la Estación Automática de Monitoreo Atmosférico de la DGCENICA (CE1), ubicada en la UAEM Iztapalapa.
http://www.inecc.gob.mx/descargas/dgcenica/v_cenica_uami.pdf. Consultada el 15 de junio de 2014.
- Marzban, C. y Stumpf, G. J. (1998). A neural network for damaging wind prediction. *Weather and Forecasting*, 13(1), 151-163.
- McCulloch, W. S. y Pitts, W. (1943). A logical calculus of the ideas immanent in nervous activity. *The bulletin of mathematical biophysics*, 5(4), 115-133.
- Pielke, R. A. (1984). *Mesoscale Meteorological Modeling*. Academic Press. Universidad de Michigan, pp. 612.
- Raju, K. S. y Kumar, D. N. (2007). Classification of Indian meteorological stations using cluster and fuzzy cluster analysis, and Kohonen artificial neural networks. *Nordic Hydrology*, 38(3), 303-314.
- Shamshad, A., Bawadi, M. A., Wan Hussin, W. M. A., Majid, T. A. y Sanusi, S. A. M. (2005). First and second order Markov chain models for synthetic generation of wind speed time series. *Energy*, 30(5), 693-708.
- SMA. (2001). Informe Climatológico. Cuenca del valle de México. Gobierno del Distrito Federal. Secretaría del Medio Ambiente.

- Spudic, V. Maric, M. y Peric, N. (2009). Neural networks based prediction of wind gusts. Neural Networks based prediction of wind gusts. European Wind Energy Conference. Marseille, France.
- Tangroom, P. (2004). CFD (Computational Fluid Dynamics) modelling of wind flow over terrain. PhD Thesis. University of Nottingham.
- Wichman, F. M. (2001). Contaminación atmosférica: Modelos de dispersión de contaminantes atmosféricos. Enciclopedia de Salud y Seguridad del Trabajo. Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo (España). Vol. II, Parte VII, Capítulo 55.
- Wu, Y., Liu, Q. y Huang, T. S. (2000). An adaptive self-organizing color segmentation algorithm with application to robust real-time human hand localization. In *Proc. of Asian Conference on Computer Vision*. 1106-1111.

CAPÍTULO 6

PERCEPCIÓN AMBIENTAL: HERRAMIENTA DE ANÁLISIS DE LA REALIDAD

Gabriel Dorantes Argandar, Enrique Sánchez-Salinas
y Ma. Laura Ortiz-Hernández

6.1. INTRODUCCIÓN

Actualmente enfrentamos una evidente y profunda crisis ambiental a nivel mundial, que se refleja en los graves problemas del entorno natural y social. Key (2006) asevera que el hombre moderno occidental es causa del deterioro del ambiente al ser incapaz de superar su inclinación de satisfacer sus deseos materiales. La problemática ambiental y, de manera particular, el deterioro de la calidad del aire han sido señalados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) como algunas de las principales causas del detrimento de las condiciones de vida de la población, que han condicionado la aparición de enfermedades como el estrés y las alteraciones psicosociales. Además son especialmente dañinas para las personas con enfermedades pulmonares o cardíacas crónicas, para mujeres embarazadas, ancianos y niños, y también representan un riesgo para la población ocupacionalmente expuesta (Rodríguez-Ulloa y Rivera-Jacinto, 2009; Muñoz *et al.*, 2007).

La OMS (2011) calcula que la contaminación atmosférica urbana causa en todo el mundo 1.3 millones de muertes al año, lo que afecta de forma desproporcionada a quienes viven en países de ingresos medios. Además, la exposición a los contaminantes atmosféricos está en gran medida fuera del control personal y requiere medidas de las autoridades públicas en los ámbitos internacional, nacional y regional (Lammel y Kozakai, 2005). Muñoz *et al.* (2007) señalan que si se reducen los niveles de contaminación de las partículas en suspensión de diámetro inferior a 10 micrómetros

(PM₁₀), la cifra anual de fallecidos en las ciudades contaminadas podría descender hasta un 15%. El concepto de la contaminación atmosférica como una degradación potencialmente peligrosa para el ser humano y para su medio ambiente no es propio de las sociedades industriales. La noción es antigua, pero la visión de un cuerpo de conocimiento capaz de identificar al mismo tiempo las causas y paliar sus consecuencias es relativamente reciente y mal conocida por la mayor parte de la población.

Lammel y Kozakai (2005) señalan que en las sociedades “tradicionales” las representaciones de la contaminación atmosférica y sus riesgos son compartidos por los miembros de la comunidad, así como los deberes y las prohibiciones que pretenden mantener la limpieza del aire en relación con otros elementos del medio ambiente. El comportamiento de los individuos y las sociedades está determinada por lo que dichos individuos y sociedades perciben de los fenómenos que ocurren a su alrededor. Detrás de la interacción siempre estará la búsqueda de metas en común que beneficien al grupo, y el libreto a través del cual los individuos interactúan para buscar la efectiva ejecución se realiza a través de la comunicación. Los individuos y los grupos a menudo tratan de elegir y actuar para crear sus propios futuros a partir de una especie de diseño. Para ello delimitan los principios morales que tienen como fin orientar a los individuos hacia una meta común (Bratu, 2012). Es de amplio interés para la psicología social el entendimiento de los procesos involucrados en la transferencia de ideas entre los individuos, de tal manera que sea ésta casi el único vehículo imprescindible en su supervivencia.

Robert Park es uno de los autores más destacados del Departamento de Sociología de la Universidad de Chicago, que realizó sus investigaciones durante la primera mitad del siglo pasado: sus estudios se centraron en los inmigrantes a Norteamérica y cómo es que construyeron dinámicas para integrarse a la sociedad que los recibía (Huamán Flores, 2011). La comunicación es uno de los elementos básicos del funcionar del ser

humano, dado que es uno de los cimientos de las relaciones interpersonales, pues con ella éstas se vuelven fuertes y saludables y pueden tener un mejor desarrollo (Erozkan, 2013). Cuando tratamos de entender y desarrollar las habilidades necesarias para comunicarnos es imposible que se nos escapen las características más amplias de la comunicación humana (Ramaraju, 2012). Park dedicó su labor al entendimiento de la gente y a sus problemas: la corrupción, las condiciones de vida de los habitantes de los barrios de inmigrantes y la criminalidad. Su trabajo propone una metodología etnográfica de estudio a través de la observación participante y el análisis de las historias de vida para entender la dinámica de las interacciones de los individuos (Huamán, 2011). Es así como nace la perspectiva ecológica del individuo, puesto que la interacción que hace con su entorno, incluidos los individuos que lo rodean, necesariamente influye de vuelta en la identidad del individuo, en cómo piensa y en cómo forma sus cogniciones.

6.2. ESTRÉS Y AFRONTAMIENTO

Un argumento principal en Lazarus y Folkman (1984) es que los factores situacionales que influyen en la evaluación son muy difíciles de determinar, debido a que son muchos los elementos en el entorno que están involucrados y muchos también los aspectos del comportamiento humano que se deben analizar. Además es bien sabido que los factores culturales influyen en los procedimientos y estructuras cognitivas, que a su vez influyen en las evaluaciones y las reacciones de estrés. Bronfenbrenner (1986) afirma que la comprensión de los diferentes factores que están involucrados en el estrés en un contexto particular es de máximo beneficio para el entendimiento del bienestar de los individuos, especialmente cuando se busca conocer el impacto que tiene el contexto en la percepción del estrés mismo, así como el efecto que tiene en el desarrollo psicosocial. Por lo tanto, entender cómo es que los elementos del entorno afectan la

calidad de vida de los individuos es primordial para determinar el bienestar de los grupos en general.

La ira y la rabia han estado íntimamente relacionadas con el estrés desde la formulación del concepto del estrés como un tema de preocupación de la salud (Selye, 1978) y su posterior desarrollo (p.e. Lazarus y Folkman, 1984). Dicha relación ha sido minuciosamente estudiada desde entonces y se ha expandido a campos de estudio increíblemente diversos en todos los contextos humanos, como el cáncer (Vines *et al.*, 2011; Barinkova y Mesárosová, 2013), la inhalación de sudor de estrés (Rubin *et al.*, 2012), el síndrome de estrés postraumático y la violencia (Finley *et al.*, 2010; Teten *et al.*, 2010), los proveedores de cuidado a pacientes clínicos (Benson y Karlof, 2009) y los niños bajo custodia del Estado (Kimonis *et al.*, 2011), entre muchos otros contextos.

El individuo responde a las variaciones en el contexto situacional al buscar explicaciones para dichos eventos (conocida también como “flexibilidad explicatoria”) o al afrontar los eventos negativos (“flexibilidad afrontativa”), y ambas respuestas influyen en el afecto negativo (Fresco *et al.*, 2006). La flexibilidad en el afrontamiento en ocasiones actúa como un amortiguador entre la gran variedad de eventos negativos vitales que un individuo puede enfrentar y el estrés al que está sometido (Katz *et al.*, 2005). Los individuos que muestran una tendencia a enfrentar situaciones estresantes de forma contextual y flexible más probablemente encontrarán una solución adaptativa, en comparación con aquéllos que tienden a ver los eventos negativos como situaciones originadas por causas indistinguibles, que son personas que responden con un rango muy reducido de comportamientos de afrontamiento (Fresco *et al.*, 2006).

La efectividad del afrontamiento (o la autoeficacia) puede tener la función de ser un engranaje entre las demandas de la situación y las estrategias utilizadas (Roussi y Krikelu, 2007). Cuando las situaciones se perciben

como controlables y el individuo utiliza estrategias de afrontamiento enfocadas en resolver el problema, se da un embone entre la situación y la estrategia; de la misma manera, cuando una situación se percibe como incontrolable y el individuo echa mano de sus estrategias orientadas a las emociones, también encontramos un embone entre la situación y la estrategia (Gan y Shang, 2007; Cheng *et al.*, 2012). Por lo tanto, se perciben tres funciones del afrontamiento flexible: el grado con el que la situación y la estrategia embonan, el grado con que el individuo se percibe en control de la situación, y la autoeficacia. La flexibilidad en el afrontamiento puede aumentar el rango de posibilidades disponibles durante el estrés y limitar la producción de estrés de dichos eventos negativos, que interfieren con el proceso de adaptación natural de los individuos (Katz *et al.*, 2005). La flexibilidad en el afrontamiento está relacionada con el *locus* de control, que se refiere a la percepción de control que tiene un individuo sobre un tema dado, mientras que la flexibilidad en el afrontamiento se refiere a la percepción de distintas posibles respuestas para controlar determinada situación (Gan y Shang, 2007).

Las respuestas de desapego se refieren a todos los esfuerzos de afrontamiento del individuo, ya sean conductuales o psicológicos, que tienen como fin el distanciamiento del individuo hacia el estresor y las emociones que lo acompañan; por el contrario, las respuestas de apego se refieren a todos los esfuerzos de afrontamiento, tanto conductuales como psicológicos, que buscan entrar en contacto con el estresor y las emociones que lo acompañan (Roussi *et al.*, 2007). Las estrategias de afrontamiento que están incorporadas a la tradición hacen una contribución positiva en mejorar la adaptabilidad de las personas a los peligros de inundación, pero esto no quiere decir que sea un método exacto o infalible; el proceso de afrontamiento es en extremo complejo y depende de un gran número de variables tanto endógenas como exógenas (Paul y Routray, 2010).

La adquisición de estrategias de afrontamiento no es suficiente para un afrontamiento eficiente, se debe promover la sensibilidad para percibir las variaciones en el entorno, las diferentes demandas que emanan de él, los recursos con los que se cuenta y con los que se podría contar (así como con los que no se cuenta) y elevar su nivel de respuesta a dichas demandas (Cheng *et al.*, 2012). Las evaluaciones que los individuos hacen de su entorno y del impacto que el entorno tiene en ellos son determinantes para la dinámica social, pero también lo son para la correcta ejecución de la administración y la gestión de los riesgos.

6.3. PERCEPCIÓN DE RIESGO

Los ciudadanos de las sociedades industriales modernas aprenden hoy en día una severa e incómoda lección: que los beneficios de la tecnología deben pagarse no sólo con dinero, sino con vidas (Fischhoff *et al.*, 2000). La gestión de riesgos en el mundo es un tema que, aunque relativamente nuevo, ha sido tomado con mucho interés por parte de los estudiosos: entre ellos se encuentran Poortinga y Pidgeon (2005), que trabajaron en alimentos genéticamente modificados, y Slovic (2004) en energía nuclear y la relación entre la percepción de riesgo y el afecto, entre muchos otros. Aun así, para que podamos beneficiarnos de los importantes avances en materia de análisis de riesgo que se han logrado durante las últimas tres décadas en países desarrollados, es necesario realizar una serie de estudios locales (Bronfman, 2005). Lo anterior tiene el propósito de llevar la atención de las autoridades gestoras a las cuestiones legítimas de gran valor que subyacen a las múltiples percepciones públicas de riesgo, además de mostrar que estos valores necesitan ser considerados en decisiones sobre políticas de riesgo (Slovic, 1999). Slovic *et al.* (2000) recalcan la importancia de comunicar efectivamente los análisis realizados en materia de riesgo a los responsables de la gestión, pues de lo contrario se podría suscitar la desconfianza, el conflicto y el manejo de riesgo inefectivo.

Muchos de estos problemas han planteado la necesidad de establecer nuevas estrategias para enfrentar este tipo de situaciones no sólo técnicamente, sino específicamente sobre el factor humano, es decir, sobre las personas que se encuentran directamente en riesgo.

Jaeger *et al.* (2001) definen los tres elementos que distinguen la variada conceptualización del riesgo:

- El tipo de resultado (consecuencias no deseadas).
- Alguna medida de la posibilidad de ocurrencia (probabilidad).
- El tipo de entidad afectada (individuo, corporación o institución).

De esta manera, el riesgo es evaluado en función de las consecuencias catastróficas que pueden surgir del peligro, de qué tan probable es que dichas consecuencias ocurran y a quiénes afectarían. Más aún, existen particularidades cognitivas que afectan los juicios de riesgo. Por ejemplo, un individuo generalmente se juzga a sí mismo como expuesto a un menor riesgo que un grupo de dos, que a su vez está expuesto a menor riesgo que un grupo de tres, y así sucesivamente. Kasperson *et al.* (2000) afirman que el riesgo es definido mediante la multiplicación de la probabilidad de los eventos por la magnitud de consecuencias específicas. Sostienen que existen otros aspectos del riesgo que afectan la respuesta pública, como la voluntariedad, la habilidad personal de influenciar el riesgo, la familiaridad con el riesgo y el potencial catastrófico. La percepción depende de un juego de variables a las que están sujetas las personas.

Las personas que se encuentran a cargo de ofrecer la información necesaria a los ciudadanos no siempre son eficientes, pero también es verdad que la probabilidad de un evento catastrófico dado cause interferencia en la efectividad de dichas intervenciones (Yamada *et al.*, 2011). En un estudio llevado a cabo en Holanda (Terpstra, 2011) se encontró que la confianza social tiene un efecto reductor en las

percepciones de riesgo, modera las intenciones de preparación para enfrentar contingencias de desastres y es en sí misma un mediador para la emoción. Son diversas las características demográficas involucradas en las percepciones (Smith y McCarthy, 2009), como el sexo, tamaño y estructura de la familia (número de adultos, número de niños, número de ancianos), la posesión de vivienda, el nivel educativo, la experiencia previa, si se pertenece a una minoría étnica, entre muchas otras.

6.4. PERCEPCIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE

La evaluación de la calidad del aire es un valioso instrumento que le proporciona a las autoridades una narrativa autoritaria sobre la calidad de los elementos en el medio ambiente, pero al mismo tiempo existen otros medios de evaluación, como la percepción de riesgo, que buscan democratizar el acceso a la información relevante y a los procesos de toma de decisiones con el fin de darle un sentido amplio a la información que se proporciona a través de ambos medios (Phillimore y Moffatt, 2004). La creciente complejidad que caracteriza a los problemas ambientales actuales ha puesto de manifiesto la necesidad de formular nuevos enfoques que aproximen el discurso físico con el social y que trasciendan del terreno epistemológico al ontológico (Boada y Saurí, 2012).

Desde una perspectiva psicológica y cognitiva, la manera de percibir y representar los riesgos de la contaminación depende de los procesos cognitivos que los individuos de una sociedad integran durante su desarrollo (Lammel y Kozakai, 2005). Las potencialidades de la percepción ambiental se basan en el hecho de que los humanos no nos comportamos, en general, de acuerdo con la realidad, sino a partir de cómo la percibimos. Su utilidad, entonces, es más que evidente en dos asuntos: uno de carácter aplicado y otro informativo o educativo. Por una parte es importante conocer las imágenes mentales que tienen las personas que integran un grupo sobre el entorno ambiental para prever la evolución y el

comportamiento individual y colectivo del mismo y así adecuar servicios e infraestructura de acuerdo con las demandas y necesidades sociales de los escenarios futuros previsibles. Por otra parte, la información perceptual ha de permitir una mejor elaboración de los mensajes e información que se han de difundir entre la sociedad a partir del conocimiento de lo que cada individuo cree, siente o percibe, de modo que se esclarezcan asuntos complejos o se corrijan creencias erróneas (Martín-Vide, 2001).

Howel *et al.* (2002) insisten tanto en la necesidad de monitorear la calidad del aire *per se* como en la de realizar estudios que evalúen la percepción de la población de la zona sobre dicho tema. El público suele evaluar una actividad, tecnología o peligro como algo riesgoso si percibe que la exposición a dicho evento es involuntaria, si éste es poco familiar o desconocido, si no es controlable por el público o si se controla por otros, si es injusto, si permanece en la memoria a pesar de sus efectos, si causa afectaciones emocionales, si es agudo o está delimitado en su espacio y tiempo de exposición, si es fatal, latente, artificial o natural, indetectable y, finalmente, si su mitigación se puede realizar individualmente (Nathan *et al.*, 1992).

Las decisiones fundamentadas en el conocimiento no son el único factor involucrado en las decisiones de mitigación de riesgo; también debe incorporarse el poder y la lucha retórica que se lleva a cabo entre los grupos partidarios que deciden los niveles riesgo que son aceptables, o las fuerzas de control que se deben ejercer sobre ellos (Nathan *et al.*, 1992). Un bajo nivel en la percepción sobre la calidad del aire está asociado con una percepción negativa del ambiente desde un punto de vista social y económico (Howel *et al.*, 2002).

Se necesita un esfuerzo cognitivo que no sólo tome en cuenta la evaluación de los riesgos, sino también la percepción de éstos y la comunicación

efectiva de la información, de tal manera que los procesos de toma de decisiones sean compartidos entre las autoridades, los científicos y la opinión pública, lo que cierra el ciclo de empoderamiento social (Nathan *et al.*, 1992). En general, el poder se puede ejercer tanto a través de la acción como de la inacción, especialmente si uno estudia la capacidad de las autoridades para resistir y manejar las presiones políticas y sociales que emanan de las percepciones de riesgo de los grupos civiles (Phillimore y Moffatt, 2004).

Gardner y Stern (1996) afirman que aunque la opinión pública es bombardeada con datos alarmantes sobre los efectos nocivos de las sustancias contaminantes en la salud humana, parece que la población occidental, en general, no ha adquirido una conciencia clara de la gravedad y la proximidad del problema, o cree que no le concierne de forma inmediata, por lo que delega su responsabilidad, en parte a los políticos y en parte en los científicos y técnicos. Mardones (2006) señala que la valoración de los bienes ambientales, tales como el aire limpio, es difícil porque los bienes ambientales no tienen mercado.

Para superar los problemas ambientales se requiere de un mayor compromiso de la población. Para que este compromiso se pueda dar es imprescindible restaurar los niveles de confianza entre la ciudadanía y el Estado. Una de las causas de la desconfianza es la falta de información clara y accesible brindada a los ciudadanos, que estimularía una participación más activa no sólo para emitir opiniones y reaccionar frente a las políticas diseñadas y aplicadas por el Estado, sino para actuar, intervenir y participar en el debate público y en el diseño y puesta en marcha de las políticas públicas relacionadas con la calidad del aire (CEPAL, 2000).

Martín-Vide (2001) señala que la percepción ambiental constituye una herramienta útil de análisis de la realidad para la planificación territorial y

la programación de acciones. Aunque los resultados que la percepción suministre puedan, en ocasiones, discrepar abiertamente de la realidad, sirven al gestor y al planificador en la toma de decisiones adecuadas para la colectividad en sus relaciones con el marco físico. Al respecto, Catalán *et al.* (2001) coinciden en que los trabajos de percepción ambiental contribuyen en la planeación de soluciones ante la necesidad de mejoramiento del medio ambiente.

6.5. OTROS ESTUDIOS EN PERCEPCIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE

Catalán-Vázquez y Jarillo-Soto (2010) realizaron una revisión de las investigaciones acerca de la percepción pública de la contaminación del aire que han sido publicadas de 1990 a 2009 a nivel mundial. En este trabajo señalan que, al margen de la validez y el alcance de las investigaciones acerca de la percepción pública de la contaminación del aire, es posible analizar e interpretar los estudios publicados sobre el tema desde las posturas que adoptan al seleccionar e investigar determinado conjunto de fenómenos, a fin de mejorar la comprensión de los mismos y las posibles intervenciones que se deriven de ello.

Un estudio llevado a cabo en el noreste de Inglaterra encontró que las personas cuyas residencias se encuentran más cerca de los centros industriales suelen evaluar la calidad del aire en menores niveles, además de que están de acuerdo en que dicha calidad se debe a las industrias y que el problema de la contaminación industrial es un problema serio (Howel *et al.*, 2002). En una investigación realizada al oriente del departamento de Antioquia, Colombia, Muñoz *et al.* (2007) mencionan que existe una mayor percepción de los efectos negativos en los individuos más expuestos —en relación directa con la presencia del material particulado— por las actividades económicas que se conjugan: el transporte masivo, la ubicación del lugar de trabajo y las fuentes de contaminantes cercanas.

Contrariamente, los menos expuestos evidencian una menor percepción de la contaminación ambiental.

Por otra parte, en un estudio efectuado en la ciudad de Santiago de Chile, las encuestas realizadas mostraron que la preocupación de los ciudadanos por el tema ambiental es coyuntural y varía con el nivel de contaminación existente y la difusión alcanzada al momento que se realiza la encuesta. Sin embargo, la población es consciente de la contaminación atmosférica y un alto porcentaje reconoce que el esmog los afecta (CEPAL, 2000). En el mismo sentido, Molina *et al.* (2001) señalan que en la Habana, Cuba, los efectos sobre la salud derivados de la exposición cotidiana a concentraciones relativamente bajas de contaminantes atmosféricos son objeto de escasa percepción, a diferencia de lo que ocurre durante episodios agudos, ocasionados por accidentes industriales o condiciones meteorológicas adversas.

En un estudio descriptivo realizado por Catalán *et al.* (2001) acerca de la percepción que tiene la población adulta del Distrito Federal sobre la contaminación del aire, encontró que de 394 personas encuestadas, 149 opinaron que lo más importante era la seguridad pública y 127 la contaminación atmosférica. Sin embargo, el 93% señaló que el grado de riesgo para la salud es muy alto debido a la mala calidad del aire. El análisis de resultados indicó que el género, la escolaridad y el tiempo de residencia en la ciudad modifican la percepción de los entrevistados. La edad y la inmunidad subjetiva son señaladas por Valencia *et al.* (2011) como otras variables relacionadas con la percepción de riesgo que los individuos tienen sobre la contaminación del aire.

Catalán-Vázquez y Jarillo-Soto (2010) señalan que, en el caso de México, se requiere que los estudios acerca de la contaminación del aire no sólo generen conocimientos acerca de un problema, sino que también incluyan lo que la población siente, opina y sabe, para así también conocer sus

propuestas e involucrar a los ciudadanos en el manejo de los riesgos relacionados con este problema ambiental.

Lo anterior significa, entre otras cosas, promover la participación social en la investigación misma. No obstante, Rodríguez-Ulloa y Rivera-Jacinto (2009) mencionan que las personas apenas desarrollan comportamientos proambientales, y señalan como una de las posibles causas de la desinformación de la opinión pública. Al respecto, Bailey *et al.* (2014) señalan que los medios de comunicación desempeñan un papel clave en la traducción de la información científica para el discurso público. Además, mencionan que las opciones gramaticales y las palabras empleadas representan y construyen la incertidumbre en la información periodística en diferentes contextos culturales y nacionales.

6.6. CONTEXTOS URBANOS

No es muy sorprendente afirmar que las personas más vulnerables son las que viven en mayores niveles de riesgo, pero puede que sea nuevo el decir que esas personas son también las que están en el último lugar cuando uno considera la resiliencia y la capacidad adaptativa, la voz política o la participación comunitaria, y que debido a éstas y otras muchas variables contextuales, a menudo son incapaces de obtener una “experiencia de aprendizaje”, especialmente de los contextos que ponen en riesgo su salud y bienestar (Fielding, 2012).

El crecimiento desbalanceado de la población de las ciudades y la expansión de la vida urbana es uno de los temas sociales que representan la problemática que hemos tenido que enfrentar desde el siglo pasado (Villalvazo *et al.*, 2002). El progreso ha tenido efectos negativos en la salud de los individuos y ha generado situaciones que tienen el potencial de incidir en las reacciones de estrés, tales como el ruido, la contaminación y el tráfico (Rydstedt *et al.*, 1998). En un estudio realizado por Muñoz *et al.*

(2007) se observó que los individuos sometidos a altos niveles de contaminación, ruido y congestión presentaron agotamiento, depresión, desesperación, aburrimiento, irritación, angustia, tristeza y rabia, lo que les impedía estar en una condición mental saludable para desempeñar sus labores adecuadamente.

Se espera que los contextos urbanos en México sean significativamente aversivos para los individuos, y se puede afirmar que los ciudadanos tienen que utilizar una gran cantidad de sus recursos colectivos para asegurar su supervivencia, lo que los somete a grandes cantidades de estrés, que afectan su salud, calidad de vida y bienestar en general. Es necesario entender cuáles son los elementos del contexto que se enfrentan en la vida diaria, pues juegan un rol en el bienestar de los individuos, lo que está directa e intrincadamente relacionado con su comportamiento y desarrollo.

El mero concepto de contexto urbano ha enfrentado dificultades hasta en su misma definición debido a todas las discusiones al respecto de las particularidades para cada situación inherente, cada ciudad y cada país (Villalvazo *et al.*, 2002), a tal grado que se pueden encontrar contextos muy variados dentro de la misma ciudad, incluso dentro de la misma colonia. Algunas características se han descrito en varios estudios (Lima *et al.*, 2012; Flores *et al.*, 2012; Bithas y Christofakis, 2006; Ahmed *et al.*, 2005; Medina-Mora, 2005; Villalvazo *et al.*, 2002 y Allison, *et al.*, 1999): las muchedumbres, el tamaño de la población, la infraestructura involucrada en los medios de transportación, las actividades realizadas por la población que no son consideradas agrícolas, la exposición a actos violentos, la exposición a altos niveles de contaminación atmosférica, el crimen y la violencia, el tráfico y la generación de barrios marginales y vulnerables, donde la calidad de vida de los individuos se ve gravemente comprometida.

La población en México se encuentra por encima de los 106 millones de habitantes (INEGI, 2005), y ha registrado hasta 27 millones de vehículos automotores (más o menos un vehículo por cada cuatro individuos), que utilizan 360 mil kilómetros de carreteras (CONAPO, 2008). Cuernavaca es el municipio que tiene la conglomeración de personas más grande de Morelos, dado que un 92.7% (COESPO, 2010) de sus 365 mil habitantes (INEGI, 2013) son considerados parte de la población urbana. También es uno de los 10 municipios más violentos del país (SEGOB, 2013), además de que es uno de los lugares donde las personas se sienten más temerosas en los vehículos de transporte público (INEGI, 2013).

La preocupación está relacionada con la ansiedad moderada en contextos urbanos, lo que requiere un componente de evasión o cualquier otro que permita el funcionamiento diario, de tal manera que sin él la emocionalidad negativa puede escalar hasta llegar a niveles fóbicos y tener un impacto significativo en la estructura social, económica y en el funcionamiento individual (Taylor *et al.*, 2008). La adaptación de los individuos a su entorno natural y a los eventos que tal contexto les impone por lo general son considerados demandantes, amenazantes o incluso peligrosos para los individuos (Lazarus y Folkman, 1984). Esta reacción de estrés puede ser disparada por una gran variedad de estímulos de percepción y emocionales que comúnmente son encontrados en contextos urbanos. Estos estímulos pueden ser otras personas, vehículos automotores, regulaciones contradictorias y su aplicación indebida por parte de las autoridades, el congestionamiento de tráfico y la sinergia de todos estos elementos en aquello que conocemos como la vida urbana cotidiana, tales como la prisa desmesurada de los individuos, la intolerancia hacia los demás y la violencia. El mismo Selye (1978) admite que los contextos urbanos y las grandes concentraciones de personas son importantes causas de estrés, y explica las consecuencias que genera el estar inmerso en un contexto de esta naturaleza.

Aunque hay muchas personas que tienen el privilegio de elegir su lugar de residencia —aún si son conscientes de los riesgos por inundación en una locación dada—, hay muchos otros que no tienen esta capacidad de elección, y por lo tanto son más vulnerables: es en éstos donde la percepción de riesgo juega un rol fundamental (Willis *et al.*, 2011). No es un gran secreto que las personas en mayor grado de vulnerabilidad social son las que viven en zonas de riesgo más alto, pero no es común entender que son los últimos en términos de resiliencia y capacidad adaptativa, voz política e interacción comunitaria, y que debido a éstas y otras variables contextuales suelen no adquirir “experiencias de aprendizaje” de los eventos, incluso de las inundaciones (Fielding, 2012). Hay factores cognitivos que también influyen en la percepción de riesgo, de tal manera que el llevar a cabo un comportamiento preventivo (como colocar bolsas de arena que protejan la casa-habitación) se reducirá la probabilidad de llevar a cabo otras medidas complementarias de naturaleza preventiva (López-Marrero, 2010).

La imposibilidad de elegir el lugar de residencia no sólo es un indicador económico, sino que también refleja una incapacidad de disponer de un amplio número de recursos en el momento en el que se necesitan, lo que a su vez impacta en los cálculos probabilísticos que determinan las estrategias de afrontamiento (Willis *et al.*, 2011). La capacidad adaptativa de los individuos está determinada por los recursos naturales, materiales, económicos, institucionales, humanos, sociales y políticos que tienen a su alcance para disponer de ellos en caso de un desastre, y esto tiene un impacto en la manera en la que enfrentan los peligros y, a su vez, en cómo los perciben y los riesgos que emanan de ellos (López-Marrero, 2010). Algunos estudios consideran el valor de la tierra como una variable dentro del estudio del riesgo y la vulnerabilidad (Lousky, 2010). Países como México deben observar que la pobreza extrema obliga a las personas a residir en zonas que incluso no están disponibles para la venta debido a su alto nivel de riesgo.

El futuro no les pertenece a las siguientes generaciones, el futuro de la humanidad depende directamente de las decisiones que tomemos hoy sobre los procesos de transformación de la materia que tienen como consecuencia la emisión de sustancias contaminantes al ambiente, incluyendo al aire.

6.7. REFERENCIAS

- Ahmed Memon, M., Pearson, C. y Imura, H. (2005). Special Feature on Environmentally Sustainable City. Inter-city Environmental Cooperation: The Case of the Kitakyushu Initiative for a Clean Environment International. *Review for Environmental Strategies*, 5(2), 531-540.
- Allison K., Burton L., Marshall S., Perez Febles A., Yarrington J., Bloch Kirsh L. y Merriwether DeVries C. (1999). Life Experiences among Urban Adolescents: Examining the Role of Context. *Child Development*, 70(4), 1017–1029.
- Bailey A., Giangola L. y Boykoff M. T. (2014). How Grammatical Choice Shapes Media Representations of Climate (Un)certainty. *Environmental Communication*, 8(2), 197-215.
- Barinkova, K., y Mesárosová, M. (2013). Anger, Coping, and Quality of Life in Female Cancer Patients. *Social Behavior and Personality*, 41(1), 135-142.
- Benson, P. R. y Karlof, K. L. (2009). Anger, Stress Proliferation, and Depressed Mood among Parents of Children with ASD: A Longitudinal Replication. *Journal of Autism and Developmental Disorders*, 39(2), 350-362.
- Bithas, K. P. y Christofakis, M. (2006). Environmentally Sustainable Cities. Critical review and operational conditions. *Sustainable Development*, 14(3), 177–189.
- Boada, M. y Saurí, D. (2002). El cambio global. Editorial Rubes, Barcelona. 144 pp.

- Bratu, S. (2012). Public Sociology, Cognitive Communication, and the Limits of Knowledge. *Economics, Management, and Financial Markets*, 7(4), 264-269.
- Bronfenbrenner, U. (1986). Ecology of the family as a context for human development: Research perspectives. *Developmental Psychology*, 22(6) 723-742.
- Bronfman, N. (2005). Perception and Acceptability of Technological and Environmental Hazards in Chile. Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago de Chile, Chile.
- Catalán, V. M., Rojas, R. M. y Pérez, N. J. (2001). La percepción que tiene la población adulta del Distrito Federal sobre la contaminación del aire. Estudio descriptivo. *Rev Inst Nal Enf Resp Mex*, 14(4), 220-223.
- Catalán-Vázquez, M. y Jarillo-Soto, E. (2010). Paradigmas de investigación aplicados al estudio de la percepción pública de la contaminación del aire. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 26(2), 165-178.
- CEPAL. (2000). Conciencia ciudadana y contaminación atmosférica: estado de situación en el área metropolitana de Santiago de Chile. Comisión Económica para América Latina y el Caribe. LC/R.2022. 50 pp.
- Cheng, C., Kogan, A., y Hin-man-Chio J. (2012). The effectiveness of a new, coping flexibility intervention as compared with a cognitive-behavioural intervention in managing work stress. *Work & Stress*, 26(3), 272-288.
- Cheng, C., Kogan, A., y Hin-man-Chio, J. (2012). The effectiveness of a new, coping flexibility intervention as compared with a cognitive-behavioural intervention in managing work stress. *Work & Stress*, 26(3), 272-288.
- COESPO. (2010). Semblanza de la dinámica demográfica del estado de Morelos en el Siglo XX y principios del Siglo XXI. Consultado en: http://coespomor.gob.mx/investigacion_poblacion/situacion_de_mografica_morelos/semblanza_dinamica_%20demografica_%20morelos.pdf. Consultado el 20 de octubre de 2009.

- CONAPO. (2008). Situación demográfica. *Consejo Nacional de Población*. Consultado en: <http://www.conapo.gob.mx/>. Consultado el 20 de octubre de 2009.
- Erozkan, A. (2013). The Effect of Communication Skills and Interpersonal Problem Solving Skills on Social Self-Efficacy. *Educational Sciences: Theory & Practice*, 13(2), 739-745.
- Fielding, J. L. (2012). Inequalities in exposure and awareness of flood risk in England and Wales. *Disasters*, 36(3), 477-494.
- Finley, E. P., Baker, M., Pugh, M. J. y Peterson, A. (2010). Patterns and Perceptions of Intimate Partner Violence Committed by Returning Veterans with Post-Traumatic Stress Disorder. *Journal of Family Violence*, 25(8), 737-743.
- Fischhoff, B., Slovic, P., Lichtenstein, S., Read, S. y Combs, B. (2000). How safe is Safe Enough? A Psychometric Study of Attitudes Towards Technological Risks and Benefits. En P. Slovic. (Ed.) *The Perception of Risk*. USA, Virginia: Earthscan Publications, Ltd. Cap. 5. p.80-103.
- Flores Morales, R., Reyes Pérez, V. y Reidl Martínez, L. M. (2012). Síntomas de Estrés Postraumático (EPT) en periodistas mexicanos que cubren la guerra contra el Narcotráfico. *Revista Suma Psicológica*, 19(1), 7-17.
- Fresco, D. M., Williams, N. L., y Nugent, N. R. (2006). Flexibility and negative affect: examining the associations of explanatory flexibility and coping flexibility to each other and to depression and anxiety. *Cognitive Theory Research*, 30(2), 201-210.
- Gan, Y., y Shang, J. (2007). Coping flexibility and locus of control as predictors of burnout among Chinese college students. *Social Behavior and Personality*, 35(8), 1087-1098.
- Gardner, G. T. y Stern, P. C. (1996). *Environmental Problems and Human Behavior*, Allyn and Bacon, Boston. 369 pp.

- Howel, D., Moffatt, S., Prince, H., Bush, J. y Dunn, C. E. (2002). Urban air quality in North-East England: Exploring the Influences on Local Views and Perceptions. *Risk Analysis*, 22(1), 121-130.
- Huamán F. F. (2011). La comunicación interpersonal como instrumento en la teoría sociológica de Robert Park. *Revista de Comunicación*, (10), 51-71.
- INEGI. (2005). Censo Nacional de Población y Vivienda. *Instituto Nacional de Estadística y Geografía*. Consultado en: <http://www.inegi.org.mx/inegi/default.aspx>. Consultado el 20 de octubre de 2009.
- INEGI. (2013). Encuesta Nacional de Victimización y Percepción sobre Seguridad Pública 2013. *SNIEG*. Información de Interés nacional. Consultado en: http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/metodologias/ENVIPE2013/ENVIPE13_Sintesis/envipe13_sin_met.pdf. Consultado el 20 de octubre de 2009.
- Jaeger, C., Renn, O., Rosa, E. y Webler, T. (2001). Risk, Uncertainty, and Rational Action. Earthscan Publications Ltd.
- Kasperson, R., Renn, O., Slovic, P., Brown, H., Emel, J., Goble, R., Kasperson, J. y Ratick, S. (2000). The Social Amplification of Risk: A Conceptual Framework. En P. Slovic. (Ed.) *The Perception of Risk*. USA, Virginia: Earthscan Publications, Ltd. Cap.14. p. 232-245.
- Katz, S., Kravetz, S., y Grinbaum, F. (2005). Wives' coping flexibility, time since husbands' injury and the perceived burden of wives of men with traumatic brain injury. *Brain Injury*, 19(1), 81-90.
- Key, C. (2006). *Janaism and Ecology: Nonviolence in the Web of Life*, Harvard University, Cambridge, MA. 252 pp.
- Kimonis, E. R., Ray, J. V., Branch, J. R. y Cauffman, E. (2011). Anger Mediates the Relation Between Violence Exposure and Violence Peretration in Incarcerated Boys. *Child Youth Care Forums*, 40(5), 381-400.

- Lammel, A., y Kozakai, T. (2005). Percepción y representación de los riesgos de la contaminación atmosférica según el pensamiento holístico y el pensamiento analítico. *Desacatos, Revista de Antropología Social*, (19), 85-98.
- Lazarus, R. y Folkman, S. (1984). *Stress, Appraisal, and Coping*. New York: Springer Publishing Company.
- Lima A. C. C., Juárez G. A. y Arias G. F. (2012). Un estudio exploratorio sobre estresores laborales en conductores de transporte público colectivo en el estado de Morelos, México. En Arias Galicia, F. & Juárez García A. (coord.), *Agotamiento profesional y estrés, hallazgos desde México y otros países latinoamericanos*. UAEM/Miguel Ángel Porrúa. Cuernavaca/México, D.F. pp. 431-452.
- López-Marrero, T. (2010). An integrative approach to study and promote natural hazards adaptive capacity: a case study of two flood-prone communities in Puerto Rico. *The Geographical Journal*, 176(2), 150-163.
- Lousky, C. (2010). Learning from extreme events: Risk Perceptions after the Flood. *Land Economics*, 86(3), 395-422.
- Mardones, C. (2006). Impacto de la percepción de la calidad del aire sobre el precio de las viviendas en Concepción-Talcahuano, Chile. *Cuadernos de Economía*, 43(128), 301-329.
- Martín-Vide, J. (2001). Algunas reflexiones y ejemplos del valor de la percepción ambiental en la planificación territorial y de actividades. *RDE-Revista de Desarrollo Económico*, 3(4), 61-65.
- Medina-Mora, M. E., Borges-Guimaraes, G., Lara, C., Ramos-Lira, L., Zambrano, J. y Fleiz-Bautista, C. (2005). Prevalencia de sucesos violentos y de trastorno por estrés postraumático en la población mexicana. *Salud Pública de México*, 47(1), 8-22.
- Molina E. E., Brown C. L., Prieto D. V., Bonet G. M. y Cuéllar L. L. (2001). Crisis de asma y enfermedades respiratorias agudas. Contaminantes atmosféricos y variables meteorológicas en Centro Habana. *Revista Cubana de Medicina General Integral*, 17(1), 10-20.

- Muñoz, M. A., Paz, V. J. y Quiroz, P. C. (2007). Efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud de adultos que laboran en diferentes niveles de exposición. *Rev. Fac Nac Salud Pública*, 25(2): 85-94.
- Nathan, K., Heath, R. L. y Douglas, W. (1992). Tolerance for Potential Environmental Health Risks: The Influence of Knowledge, Benefits, Control, Involvement, and Uncertainty. *Journal of Public Relations Research*, 4(4), 235-258.
- OMS (Organización Mundial de la Salud) (2011). Calidad del aire y salud. Nota descriptiva N° 313. Consultado en: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/es/>. Consultado el 08 de junio de 2014.
- Paul, K.S., y Routray, J.K. (2010). Flood proneness and coping strategies: the experiences of two villages in Bangladesh. *Disasters*, 34(2), 489-508.
- Phillimore, P. y Moffatt, S. (2004). 'If we have wrong perceptions of our area, we cannot be surprised if others do as well.' Representing risk in Tessaides's environmental politics. *Journal of Risk Research*, 7(2), 171-184.
- Poortinga, W. y Pidgeon, N. (2005). Trust in Risk Regulation: Cause or Consequence of the Acceptability of GM Food?. *Risk Analysis*, 25(1), 199-209.
- Ramaraju, S. (2012). Psychological Perspectives on Interpersonal Communication. *Journal of Arts, Science & Commerce*, 4(2), 68-73.
- Rodríguez-Ulloa, C. y Rivera-Jacinto, M. (2009). Percepción sobre problemas ambientales en universitarios de ciencias de la salud de Cajamarca. *Rev Peru Med Exp Salud Pública*, 26(1): 124-30.
- Roussi, P., Krikelu, V., Hatzidimitriou, C., y Koutri, I. (2007). Patterns of coping, flexibility in coping and psychological distress in women diagnosed with breast cancer. *Cognitive Therapy and Research*, 31(1), 97-109.

- Rubin, D., Botanov, Y., Hajcak, G. y Mujica-Parodi, L. R. (2012). Second-hand stress: inhalation of stress sweat enhances neural response to neutral faces. *Social Cognitive & Affective Neuroscience*, 7(2), 208-212.
- Rydstedt, L. W., Johansson, G., y Evans, G. W. (1998). A longitudinal study of workload, health and well-being among male and female urban bus drivers. *Journal of occupational and organizational psychology*, 71(1), 35-45.
- SEGOB. (2013). Primer informe de labores 2012-2013. Consultado en: http://www.gobernacion.gob.mx/archivos/POT/fraccionXV/Primer_Informe_de_Labores_SEGOB_2013.pdf. Consultado el 23 de septiembre de 2013.
- Selye, H. (1978). *The Stress of Life*. USA: McGrawHill.
- Slovic, P. (1999). Trust, Emotion, Sex, Politics, and Science: Surveying the Risk-Assessment Battlefield. *Risk Analysis*, 19(4), 689-701.
- Slovic, P. (2004). What's Fear Got to Do with It? It's Affect we Need to Worry About. *Missouri Law Review*, 69(4), 972-990.
- Slovic, P., Fischhoff, B. y Lichtenstein, S. (2000). Rating the Risks. En Slovic, P. (Ed.). *The Perception of Risk*. USA, Virginia: Earthscan Publications, Ltd. Cap. 6. p. 104-120.
- Smith, S. K., y McCarthy, C. (2009). Fleeing the Storm(s): an Examination of Evacuation Behavior during Florida's 2004 Hurricane Season. *Demography*, 46(1), 127-145.
- Taylor, J. E., Deane, F. P. y Podd, J. (2008). The Relationship Between Driving Anxiety and Driving Skill: A Review of Human Factors and Anxiety-Performance Theories to Clarify Future Research Needs. *New Zealand Journal of Psychology*, 37(1), 28-37.
- Terpstra, T. (2011). Emotions, Trust, and Perceived Risk: Affective and Cognitive Routes to Flood Preparedness Behavior. *Risk Analysis*, 31(10), 1658-1677.
- Teten, A. L., Miller, L. A., Stanford, M. S., Petersen, N. J., Bailey, S. D., Collins, R. L., Dunn, N. J. y Kent, T. A. (2010). Characterizing Aggression and its Association to Anger and Hostility among Male

- Veterans with Post-Traumatic Stress Disorder. *Military Medicine*, 175(6), 405-410.
- Valencia, J. A., Espinosa, A., Parra, A. y Peña, M. R. (2011). Percepción del riesgo por emisiones atmosféricas provenientes de la disposición final de residuos sólidos. *Revista de Salud Pública*, 13(6), 930-941.
- Villalvazo Peña, P., Corona Medina, J. y García Mora S. (2002). Urbano-rural, constante búsqueda de fronteras conceptuales. *Notas. Revista de información y análisis*, 20, 17 – 24. Consultado en: <http://www.inegi.org.mx/inegi/contenidos/espanol/prensa/contenidos/articulos/sociodemograficas/urbano03.pdf>. Consultado el 23 de septiembre de 2013.
- Vines, A. I., Xuan Nguyen, T. T., Ta, M., Esserman, D. y Baird, D. D. (2011). Self-Reported Daily Stress, Squelching of Anger and the Management of Daily Stress and the Prevalence of Uterine Leiomyomata: The Ultrasound Screening Study. *Stress & Health: Journal of the International Society for the Investigation of Stress*, (27), e188-e194.
- Willis, K. F., Natalier, K. y Revie, M. (2011). Understanding Risk, Choice and Amenity in an Urban Area at Risk of Flooding. *Housing Studies*, 26(2), 225-239.
- Yamada, F., Kakimoto, R., Yamamoto, M., Fujimi, T. y Tanaka, N. (2011). Implementation of community flood risk communication in Kumamoto, Japan. *Journal of Advanced Transportation*, 45(2), 117-128.

Contaminación Urbana del Aire
Aspectos fisicoquímicos, microbiológicos y sociales

se terminó de imprimir en el mes de octubre de 2014,
en los talleres de Dicograf, S.A. de C.V.
Poder Legislativo 304, Cuernavaca, Morelos.
La edición consta de 500 ejemplares
para su composición se utilizó el tipo Garamond.

Debieron transcurrir millones de años para que apareciera el ser humano en la Tierra. A partir de entonces, su capacidad de transformación del entorno ha provocado alteraciones significativas en el planeta, aún más evidentes a partir de la revolución industrial. Las diversas actividades humanas producen gases y partículas que originan mezclas complejas en cantidades tales y con tal duración, que son perjudiciales para la flora y la fauna; afectan los cuerpos de agua y los suelos, la salud pública y los bienes materiales. Una serie de factores como la densidad de población, el consumo de energía, los procesos industriales, los medios de transporte y los fenómenos meteorológicos, entre otros, está relacionada directamente con la contaminación atmosférica. En el sector salud se estima que el deterioro de la calidad del aire causa entre 200 mil y 570 mil muertes anuales en el mundo. La problemática de la contaminación del aire ha sido reconocida como un tema importante, principalmente en las zonas urbanas, y se debe abordar como una compleja relación entre ambiente, crecimiento económico, valores sociales y políticas de gestión. En este libro se abordan diversos temas relacionados con el origen de la contaminación urbana del aire, además de sus aspectos fisicoquímicos, microbiológicos, meteorológicos y sociales, lo que permitirá al lector tener una visión amplia de esta problemática, además de constituirse en una herramienta que puede ser utilizada por estudiantes de licenciatura de diferentes disciplinas e interesados en el tema.