

Libros de **Cátedra**

Calidad del aire

Monitoreo y modelado de contaminantes atmosféricos.
Efectos en la salud pública

Andrés Porta, Erica Yanina Sanchez
y Esteban Colman Lerner (coordinadores)

FACULTAD DE
CIENCIAS EXACTAS

e
exactas



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

CALIDAD DEL AIRE

MONITOREO Y MODELADO DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS. EFECTOS EN LA SALUD PÚBLICA

Andrés Porta

Erica Yanina Sanchez

Esteban Colman Lerner

(coordinadores)

Facultad de Ciencias Exactas



**UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA**



INDICE

Prólogo	5
CAPÍTULO 1. COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LA ATMÓSFERA	6
<i>E.Y. Sanchez, A. Porta</i>	
La atmósfera terrestre	6
Ecuación de estado	9
Composición de la atmósfera	11
Teoría sobre el origen de la atmósfera y su evolución hasta el presente	14
Equilibrio de la atmósfera actual	17
Estructura vertical de la atmósfera	26
Bibliografía	34
CAPITULO 2. CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS	35
<i>J.E. Colman Lerner, D. Mellado, E.Y. Sanchez</i>	
Contaminación atmosférica: definición y evolución	35
Introducción a la química atmosférica	46
Contaminantes atmosféricos	47
Clasificaciones de contaminantes	57
Fuentes de contaminación atmosférica	60
Efectos de la contaminación atmosférica	64
Bibliografía	98
CAPÍTULO 3. FUNDAMENTOS METEOROLÓGICOS DE LA DISPERSIÓN DE LOS CONTAMINANTES	100
<i>E.Y. Sanchez, K.B. Balbi</i>	
Introducción	100
Radiación solar	101
Balance de energía sistema Tierra-Atmósfera	106
Temperatura y distribución de calor	107
Presión atmosférica y vientos	113
Turbulencia	118
Estabilidad atmosférica	120
Capa de mezcla	126
Dispersión y transporte atmosférico	131
Influencia de los parámetros meteorológicos en la mezcla y la dispersión de los contaminantes atmosféricos	132
Estabilidad y comportamiento de plumas	134
Bibliografía	138

CAPÍTULO 4. MONITOREO DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS	139
<i>J.E. Colman Lerner, M. Orte, D. Giuliani</i>	
Introducción	139
Metodologías para monitoreo de COVs	142
Metodologías de muestreo de COSVs	149
Monitoreo de Material Particulado	154
Fuentes fijas	163
Bibliografía	175
CAPÍTULO 5. MODELOS DE CALIDAD DE AIRE	182
<i>K.B. Balbi, D. Mellado, E.Y. Sanchez</i>	
Introducción	182
Ecuaciones gobernantes	183
Grillas o mallas	191
Clasificaciones de modelos	192
Software disponible	205
Bibliografía	222
CAPÍTULO 6. CONTAMINACIÓN INTRAMUROS	225
<i>L. Massolo, G. Castagnasso</i>	
Introducción	225
Principales contaminantes intramuros	227
Bibliografía	246
CAPÍTULO 7. GESTIÓN Y DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DE AIRE	248
<i>G. Castagnasso, L.A. Massolo</i>	
Introducción	248
Normas y niveles guía	249
Control de los efluentes gaseosos y permiso de descarga	256
Vínculo entre emisiones y calidad del aire mediante la aplicación de “modelos de dispersión” en la Provincia de Buenos Aires	258
Bibliografía	259
CAPÍTULO 8. EFECTOS EN LA SALUD DE LOS CONTAMINANTES	261
<i>M. Aguilar, D. Giuliani, M. Gutiérrez, S. Represa, A. Porta</i>	
Efectos en la salud del aire contaminado	261
Evidencias epidemiológicas y de estudios de casos	266
Evaluación de efectos asociados	273
Herramientas para la evaluación del riesgo a la salud. Índices y mapas	282
Bibliografía	288

Prólogo

Actualmente la problemática ambiental debe abordarse como un estudio interdisciplinario, lo que conduce a adquirir conocimientos básicos de variadas disciplinas relacionadas con el tema. En este sentido, el presente libro se enfoca en el estudio de la contaminación atmosférica y sus efectos en la salud, y atraviesa transversalmente los contenidos básicos de diferentes materias de la Licenciatura en Química y Tecnología Ambiental de la Facultad de Ciencias Exactas, UNLP.

Nuestra experiencia de una década trabajando en esta temática, en investigación, docencia, extensión, asesoramiento y gestión, nos ha permitido revisar, seleccionar y sistematizar la literatura específica, aportando una visión integral y actualizada, y de este modo elaborar un libro donde se puedan desarrollar los conceptos centrales y las metodologías adecuadas que presenta la problemática de la contaminación del aire en el contexto del paradigma del desarrollo sustentable, con una terminología accesible a los estudiantes de esta carrera, partiendo de los conocimientos de materias del ciclo básico común para los estudiantes de Ciencias Exactas (CIBEX), para profundizar aspectos específicos de las materias del ciclo superior involucradas en el texto.

Desde esta perspectiva y enmarcado no solo en el contexto internacional, sino también en las problemáticas ambientales de nuestro país, en este libro se presenta la atmósfera terrestre, considerando su composición y estructura; los contaminantes atmosféricos, considerando la química atmosférica, las fuentes de los contaminantes y sus principales efectos asociados; se brindan fundamentos básicos de meteorología; se profundiza en el muestreo y la determinación de los contaminantes del aire; se plantean y desarrollan los distintos modelos de distribución de los contaminantes atmosféricos; se analiza la situación de la contaminación intramuros; se profundizan los efectos en la salud de la contaminación del aire y finalmente se presentan herramientas básicas para la gestión y el diagnóstico de la calidad del aire.

De este modo se pretende contribuir a una mejor preparación de los estudiantes de las ciencias ambientales y cubrir temáticas abordadas en las asignaturas Modelos de dispersión y distribución de contaminantes; Gestión y diagnóstico ambiental; Contaminación ambiental y salud, y Química analítica ambiental.

CAPÍTULO 1

Composición química de la atmósfera

E.Y. Sanchez, A.A. Porta

El estudio de la composición química de la atmósfera se remonta al siglo XVIII, protagonizado por científicos destacados como J. Priestley, A. Lavoisier y H. Cavendish. Estos esfuerzos iniciales sumados a la de muchos otros químicos y físicos durante el siglo XIX, han permitido identificar y cuantificar a los principales componentes de la atmósfera. A finales del siglo XIX se comenzó a explorar los compuestos traza. Los avances en el diseño de los instrumentos han permitido identificar y estudiar con detalle estas últimas especies. Los estudios actuales ponen en evidencia que la composición de la atmósfera está cambiando a escala global, revelando particularmente un incremento de las concentraciones de los gases de efecto invernadero (GEI) como el dióxido de carbono, el metano y óxidos de nitrógeno.

SEINFELD & PANDIS, ATMOSPHERIC CHEMISTRY PHYSICS: FROM AIR POLLUTION TO CLIMATE CHANGE (1)

La atmósfera terrestre

La masa total de la atmósfera es de aproximadamente 5.3×10^{18} kg, mientras que la masa de la hidrosfera (océanos, lagos, ríos, aguas subterráneas, nieve y hielo) es de 1.4×10^{21} kg y la correspondiente a la de la Tierra es de 5.98×10^{24} kg. Si bien el borde superior de la atmósfera (en altura) no puede definirse con exactitud, es ampliamente conocido que la cantidad de materia que la conforma decrece gradualmente con la altura, hasta alcanzar el espacio interplanetario. En este contexto, se puede definir a la atmósfera como una envoltura de gases y partículas en torno a la Tierra que se mantiene como tal durante la rotación y la traslación del planeta (2).

Distribución de la masa atmosférica

La densidad, la presión y la temperatura son los principales factores que controlan las concentraciones de las especies químicas en la atmósfera. Los valores correspondientes a dichos factores se modifican al incrementarse la altura de la capa atmosférica (3).

Presión, densidad y temperatura

Debido al campo gravitatorio terrestre, la atmósfera ejerce una presión sobre la superficie de la tierra a causa de su masa. La **presión atmosférica** se define entonces como la fuerza por unidad de área que ejerce la atmósfera sobre la superficie terrestre. Este tipo de presión, solo

originada en la propia masa de la columna de aire, es llamada presión hidrostática del aire. Sin embargo, si el aire es acelerado verticalmente se reconoce una componente adicional de presión, denominada presión no-hidrostática.

La presión hidrostática del aire a cualquier altitud puede estimarse integrando el producto de la densidad del aire y la gravedad desde el límite superior de la atmósfera a la altura z .

$$p_a(z) = \int_z^{\infty} \rho_a(z) \cdot g(z) \cdot dz$$

donde:

$p_a(z)$: presión del aire como una función de la altitud [pascal]

$\rho_a(z)$: densidad del aire como una función de la altitud [kg m^{-3}]

$g_z(z)$: es la aceleración gravitacional [m s^{-2}]

La presión media atmosférica sobre la superficie terrestre puede ser aproximada por la siguiente expresión matemática:

$$p_m = \frac{M_A g_0}{4\pi R_E^2}$$

siendo:

M_A : masa total de la atmósfera $\cong 5.14 \cdot 10^{18}$ kg

g_0 : aceleración media de la gravedad $\cong 9.8 \text{ m s}^{-1}$

R_E : radio medio de la tierra $\cong 6.37 \cdot 10^6$ m

En tal sentido puede estimarse la presión media, y su valor en superficie es aproximadamente $1 \cdot 10^5$ Pa.

Por su parte, la fuerza de gravedad comprime las moléculas de aire acercándolas unas a otras, situación que genera un incremento en el número de moléculas por unidad de volumen, es decir aumenta su densidad. A mayor cantidad de aire por encima de un nivel, mayor es el efecto de agrupamiento o compresión. En tal sentido, el peso de un objeto está dado por la fuerza de gravedad y este se define como la masa de un objeto por la aceleración de la gravedad.

La **densidad** (ρ) de cualquier sustancia, es una magnitud determinada por las masas de los átomos/moléculas presentes por unidad de volumen, y se calcula con la siguiente expresión:

$$\rho = \frac{\text{masa}}{\text{volumen}}$$

La variabilidad vertical de la presión y la densidad es mucho mayor que la variabilidad temporal y horizontal de estas cantidades. Como muestra la Figura 1, cuando la altitud se incrementa, la presión del aire decrece exponencialmente. Este comportamiento se explica con el decrecimiento exponencial de la densidad con la altitud.

La atmósfera es considerablemente delgada en comparación con las dimensiones de la Tierra. Como muestra la Figura 1 (b), la mitad de la masa de la atmósfera se encuentra por

debajo del nivel de los 500 hPa, que se halla a una altura media de 5.5 km por sobre el nivel del mar, y aproximadamente el 99.9% de la masa de la atmósfera se encuentra dentro de los primeros 48 km de altitud.

Nuestros cuerpos reciben esa presión, generado por el choque de miles de millones de moléculas de aire que empujan constantemente, presión que es equilibrada por un número equivalente de moléculas que dentro de su cuerpo empujan hacia afuera con la misma intensidad. Esta situación de equilibrio es alterada por cambios rápidos en la altura (*barotrauma*), y es la experiencia que realizamos al subir o descender de manera brusca a nivel de nuestros tímpanos. Estos se taponan transitoriamente hasta que la diferencia de presión es ecuilizada la trompa de Eustaquio. Bostezar y tragar activan los músculos de la trompa de Eustaquio, y son prácticas recomendadas en estos casos.

La **temperatura**, por su parte, es una medida de la energía cinética de una molécula en el aire. Como se desarrollará más adelante, la atmósfera puede diferenciarse en capas en función de los gradientes térmicos.

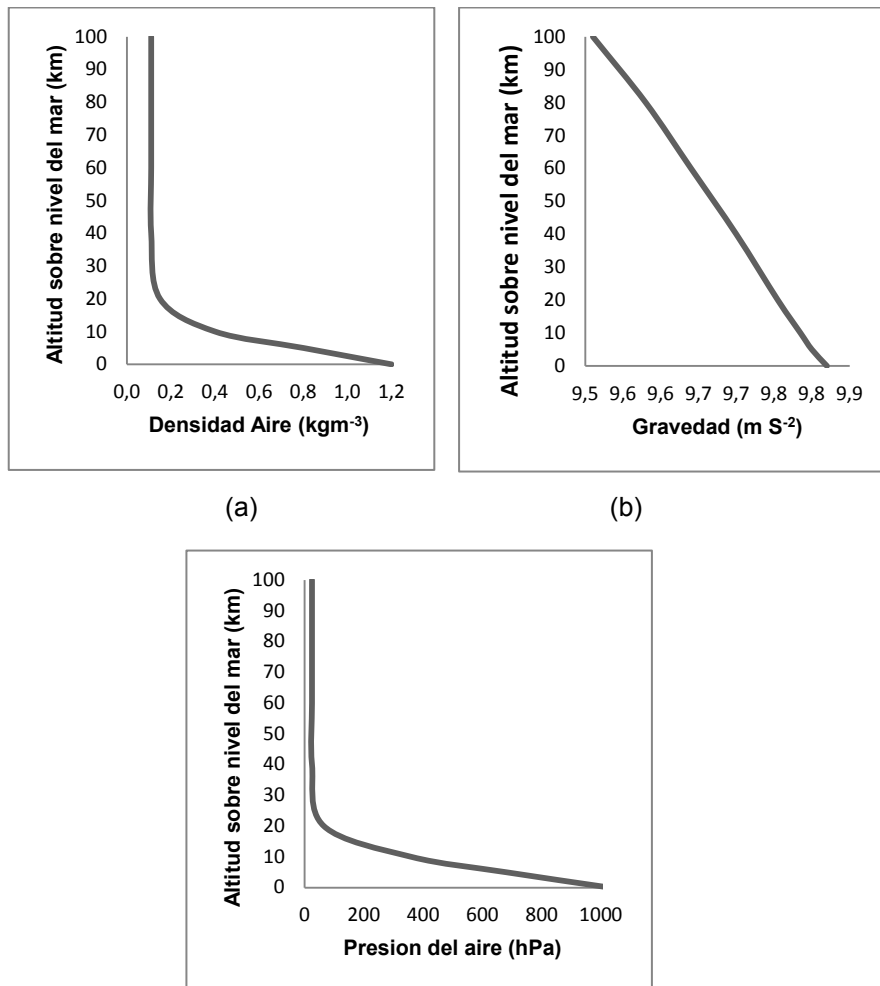


Figura 1: Variación de (a) la densidad del aire, (b) la presión del aire, y (c) la aceleración gravitacional vs. altitud de la baja atmósfera terrestre (Jacobson, 2005)

Ecuación de estado

La ecuación de estado describe la relación entre la presión, el volumen y la temperatura absoluta, las variables descriptivas más importantes de la atmósfera. En la ley de los gases ideales esta ecuación de estado es simplificada para describir el comportamiento de un gas ideal. Un gas real se comporta como ideal sólo en la medida que las interacciones intermoleculares sean muy pequeñas, más bien despreciables, y esto se produce a bajas presiones o temperaturas suficientemente altas para que el gas sea adecuadamente diluido, y el tamaño de las moléculas sea pequeño respecto al espacio vacío entre ellas.

De todos modos, bajo condiciones típicas de presión y temperatura, la ley de los gases ideal da un error menor al 0.2% para el aire seco y el vapor de agua en comparación con una ecuación de estado ampliada (4). Por lo tanto, la ley de los gases ideales puede aplicarse razonablemente al estado de la atmósfera real.

Finalmente, la ley de los gases ideales se puede expresar como $PV = nRT$ y mediante la constante de Boltzmann (k_B) y la densidad de partículas (N) podemos obtener una expresión más simplificada de la presión del gas como:

$$P = Nk_B T \quad \text{Ec.1}$$

donde:

n : número de moles del gas

R : constante universal de los gases ($R = 0.0831451 \text{ m}^3 \text{ hPa mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$; $R = 8.31451 \times 10^4 \text{ cm}^3 \text{ hPa mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$).

T : Temperatura absoluta [K]

V : Volumen

$N = nA_V^{-1} V^{-1}$: es la densidad o concentración, del gas [moléculas m^{-3} o moléculas cm^{-3}],

$A_V = 6.022 \times 10^{23} \text{ molec. mol}^{-1}$: número de avogadro,

$k_B = RA_V^{-1}$: es la constante de Boltzmann: $1.380658 \times 10^{-25} \text{ m}^3 \text{ hPa K}^{-1} \text{ molec.}^{-1}$ o $1.380658 \times 10^{-19} \text{ cm}^3 \text{ hPa K}^{-1} \text{ molec.}^{-1}$; y

P : Presión absoluta

La constante de Boltzmann es un factor que relaciona en muchos sistemas unidades de energía con unidades de temperatura, es decir, brinda una ecuación más general. De este modo se logra una expresión general para la presión del gas en función de las principales variables: volumen del gas, temperatura y número de partículas o bien la densidad del gas.

Medidas de la composición atmosférica

Las tres principales medidas de la composición atmosférica se definen como relación de mezcla, número densidad (o concentración) y presión parcial (3,5). En esta sección las abordaremos descriptivamente.

Presiones parciales

La ley de los gases ideales (ecuación de estado simplificada, Ec. 1), puede ser expresada en función de las presiones parciales de los gases, a partir de la *Ley de Dalton* que establece

que la presión de una mezcla de gases que no reacciona químicamente, es igual a la suma de las presiones parciales que ejercería cada uno de ellos si sólo ocupase todo el volumen de la mezcla, sin variar la temperatura. Matemáticamente, la presión parcial de un gas q se expresa como: $p_q = N_q k_B T$

donde N_q es la densidad del gas: número de moléculas por volumen (cm^{-3}).

De este modo, la presión atmosférica total se define como:

$$p_a = \sum_q p_q = k_B T \sum_q N_q = N_a k_B T$$

siendo:

N_a : la densidad (o concentración) del aire, determinada por la suma de las concentraciones parciales de los gases individuales que lo componen.

Asimismo, la presión atmosférica total también se puede escribir como

$$p_a = p_d + p_v$$

donde:

$$p_d = \frac{n_d RT}{V} = N_d k_B T; \text{ da cuenta de la presión parcial ejercida por el aire seco, y}$$

$$p_v = \frac{n_v RT}{V} = N_v k_B T; \text{ expresa la presión parcial ejercida por el vapor de agua.}$$

Con N_d : densidad de aire seco y N_v : densidad de vapor de agua. El aire seco se compone por todos los gases atmosféricos con excepción del vapor de agua.

Densidad o Concentración

Este parámetro se define como el número de moléculas por unidad de volumen de aire, y es un parámetro crítico a la hora de calcular las tasas de reacción en fase gaseosa.

Otra aplicación importante es al medir la dispersión y la absorción de un haz de luz por un gas específico en una columna atmosférica. Por ejemplo, la eficiencia con la que la capa de ozono impide que la radiación UV llegue a la superficie de la Tierra, está determinada por la densidad de la columna atmosférica de ozono.

La **densidad del aire**, se define como $N_a = \frac{A_v n}{V}$, que sustituyendo en la Ecuación 1, resulta

$$N_a = \frac{A_v P R}{T}.$$

La **densidad de un gas específico**, "g", queda como $N_g = \frac{A_v P R}{T} \chi_g$, donde χ_g es la relación de mezcla de gas "g".

Como se observa, estas expresiones dan cuenta de la dependencia de la densidad con las variables de presión y temperatura.

Finalmente, la densidad de un gas (moléculas por unidad de volumen de aire) es una *cantidad absoluta*. La abundancia de un gas puede también ser expresado en términos de una *cantidad relativa* denominada relación de mezcla.

Relación de mezcla

La **relación de mezcla** de un gas (también denominada *fracción molar*) se define como el número de moles de un gas “q” por mol de aire. Esta se expresa genéricamente en unidades de moles mol⁻¹, o en unidades de volumen de gas por volumen de aire ya que el volumen ocupado por un gas ideal es proporcional al número de moléculas.

La relación de mezcla de un gas tiene la virtud de permanecer constante cuando la densidad del aire cambia (como sucede cuando la temperatura o la presión cambian). Un claro ejemplo de esto es lo que sucede con un globo lleno de aire ambiente que se deja libre en la atmósfera: a medida que el globo se eleva se expande, entonces el número de moléculas por unidad de volumen disminuye en el interior del globo, sin embargo, las relaciones de mezcla de los diferentes gases en el globo permanece constante. Por tanto, la relación de mezcla es una medida robusta de la composición de la atmósfera.

La **relación de mezcla en volumen**, es definida como un número de moléculas de “q” por moléculas de aire seco (d). Puede expresarse también como la relación de presiones o del número de moles entre q y d

$$\chi_q = \frac{N_q}{N_d} = \frac{p_q}{p_d} = \frac{n_q}{n_d}$$

Del mismo modo, la **relación de mezcla en masa** que representa la masa de gas respecto a la masa de aire seco, se expresa como:

$$\omega_q = \frac{\rho_q}{\rho_d} = \frac{m_q}{m_d} \chi_q$$

donde:

m_q y m_d son los pesos moleculares del gas y del aire seco, respectivamente. El peso molecular del aire seco es un promedio ponderado por volumen de los pesos moleculares de los gases mayoritarios (N₂, O₂, Ar y CO₂). El valor estándar de m_d es 28.966 g mol⁻¹.

$\rho_q = \frac{N_q m_q}{A_v}$ y $\rho_d = \frac{n_d m_d}{V}$ refieren a la densidad del gas y del aire seco, respectivamente; expresada como masa / volumen.

Finalmente, las relaciones de mezcla de volumen y masa también podrán expresarse en partes por millón por volumen (ppmv) o partes por millón en masa (ppmm), respectivamente.

Composición de la atmósfera

La atmósfera está compuesta por una mezcla de gases, algunos altamente concentrados (gases permanentes o principales) y otros más diluidos o gases traza (gases variables). Asimismo, la atmósfera contiene partículas sólidas y líquidas en suspensión.

Los gases atmosféricos se clasifican generalmente por su *tiempo de residencia* y por su *cantidad*. El tiempo de residencia (también llamado tiempo de eliminación, o tiempo de vida media) refiere al promedio de tiempo que una partícula o sustancia pasa en la atmósfera (5-7).

El tiempo de residencia suele definirse como la razón entre la cantidad del compuesto en la atmósfera y la velocidad a la cual es eliminado del sistema en estudio. En cuanto a la clasificación, los componentes pueden diferenciarse en **principales** y **gases traza** si se refiere a la cantidad, mientras que de acuerdo a los tiempos de residencia, los gases pueden clasificarse en **permanentes** y **variables** (Ver tabla 1).

Tabla 1: Clasificación de gases atmosféricos. Adaptado de Lagzi et al. (2)

Cantidad	Componentes	
Tiempo de residencia	principales	Gases traza
Gases permanentes	Nitrógeno, oxígeno y argón	Neón, Helio, Hidrógeno y Xenón
Gases variables	Dióxido de carbono	Gases de larga vida media como los compuestos Clorofluorocarbonados (CFC), el metano y el óxido nitroso
Gases altamente variables	Vapor de agua	Gases de corta vida media como dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono, ozono

Si bien los gases traza representan menos del 1% del porcentaje en volumen de aire seco, ellos juegan un rol fundamental en el balance radiativo terrestre y en las propiedades químicas de la atmósfera.

La cantidad de gases en la atmósfera puede expresarse en diferentes medidas. Usualmente, los términos utilizados son la concentración (kg m^{-3}), la relación volumétrica (m^3 de gas por m^3 de aire) y fracción molar (mol mol^{-1}). Para gases traza, la relación de mezcla volumétrica es usualmente dada en unidades de partes por millón en volumen (ppmv) o partes por billón en volumen (ppbv).

La abundancia de los gases permanentes se ha mantenido sobre las escalas geológicas, mientras que los gases variables pueden permanecer en la atmósfera durante años (y días en caso de gases altamente variables).

Gases permanentes

Si bien la composición de la atmósfera está continuamente cambiando podemos tener una idea bastante acertada de las concentraciones medias de los gases permanentes. Su relación de mezcla en volumen no cambia sustancialmente en tiempo y en espacio. En este aspecto, definiremos a ellos como los gases cuyas concentraciones permanecen prácticamente constantes cerca de la superficie de la tierra (por debajo de los 80 km de altura).

En la tabla 2, se indican los gases permanente cerca de la superficie terrestre. Como puede verse, el gas nitrógeno (N_2) conforma del 78 % de la concentración de aire seco (por volumen). El oxígeno (O_2) es el segundo gas más abundante, y constituye el 21 % del volumen de la atmosfera seca. Por lo tanto, el N_2 y el O_2 conforman el 99% de la atmósfera. Los procesos biológicos naturales dentro del sistema Tierra-Atmósfera son los encargados de mantener las

cantidades de estos dos gases en una proporción constante desde la superficie hasta una altura de unos 80 km.

Son los dos únicos gases en la atmósfera seca cuyas concentraciones están por encima del 1% cerca de la superficie terrestre. El tercer gas más abundante en el aire seco es el argón (Ar), que también es considerado un gas permanente. Pero a diferencia del N₂ y el O₂, la concentración “permanente” de Ar en la atmósfera es inferior al 1%.

En la atmósfera existen otros gases cuyas concentraciones son consideradas constantes cerca de la superficie, pero su presencia en la atmósfera seca se da en concentraciones muy pequeñas. Ellos son Neón (Ne), Helio (He), Hidrógeno (H₂) y Xenón (Xe).

Tabla 2: Gases permanentes cerca de la superficie terrestre

Gas	Porcentaje en volumen de aire seco
N ₂	78.08
O ₂	20.95
Ar	0.93
Ne	0.0018
He	0.0005
H ₂	0.00006
Xe	0.000009

Gases variables

La atmósfera también está conformada por otros compuestos de presencia variable, es decir que su concentración dentro de la atmósfera no es constante. Los valores en la Tabla 3 representan la concentración media de algunas de las sustancias variables que se pueden encontrar en la atmósfera. A diferencia de los gases permanentes, las sustancias variables incluyen gases y también partículas.

Cada una de estas sustancias, a excepción del vapor de agua, se encuentra en la atmósfera en concentraciones por debajo del 1% por unidad de volumen. Por tal motivo, sus proporciones usualmente son registradas en ppmv o ppbv.

Tabla 3: Gases variables cerca de la superficie terrestre (adaptado de Doyle, 2015)

Gas	Porcentaje en volumen	ppmv
Vapor de agua (H ₂ O)	0-4	
Dióxido de Carbono (CO ₂)	0.039	385
Metano (CH ₄)	0.00017	1.7
Óxido nitroso (N ₂ O)	0.00003	0.3
Ozono (O ₃)	0.000004	0.04 ¹
Partículas	0.00006	0.01-0.15
CFC		0.0002

Del análisis de la Tabla 3, se desprende que los gases variables más abundantes en la atmósfera son el vapor de agua y el CO₂. El rango de porcentaje en volumen del H₂O se debe a la variabilidad de su medida de acuerdo a la zona geográfica; en este contexto, en regiones tropicales, el vapor de agua puede constituirse hasta el 4% de los gases atmosféricos, mientras que en regiones polares representa bastante menos al 1%. El CO₂ por su parte, si bien está

¹ Valores estratosféricos (altitudes entre 11 y 50 km) se encuentran entre 5-12 ppmv (6).

presente en la atmósfera en cantidades muy pequeñas, su rol es muy importante para la regulación de la temperatura en el planeta (6).

Como conclusión hasta aquí, puede decirse que la atmósfera actual es una mezcla de gases, sustancias sólidas y sustancias líquidas en diferentes proporciones, pero todas de suma importancia para la existencia de la vida en el planeta.

Teoría sobre el origen de la atmósfera y su evolución hasta el presente

La Tierra se formó hace unos 4.5 billones de años, como roca fundida caliente. La **primera atmósfera** probablemente contenía H_2 , He, y algunos compuestos simples de hidrógeno, como amoníaco (NH_3) o metano (CH_4). Esta primera atmósfera de la Tierra podría asimilarse a la atmósfera de Júpiter y Saturno en la actualidad. Debido a que nuestro planeta no tenía un campo magnético que lo protegiera, la atmósfera primitiva se fue perdiendo. La tierra se enfrió, y su corteza se volvió sólida con diversa actividad volcánica (4.4 billones de años atrás). La actividad volcánica fue la precursora de la **atmósfera secundaria**, dado que este fenómeno fue el responsable de que gases del interior de la tierra, tales como el vapor de agua, el CO_2 y el NH_3 , alcanzaran la superficie. Esta atmósfera puede compararse con las de Marte y Venus de la actualidad, las cuales contienen principalmente CO_2 .

Por cientos de millones de años, la atmósfera se fue enfriando gradualmente, y así el vapor de agua condensó y formó las nubes. En consecuencia, la precipitación dio origen a los océanos y simultáneamente la mayoría del CO_2 fue absorbido por los océanos. Asimismo, el CO_2 formó parte también de rocas sedimentarias carbonatadas (se estima que por cada molécula de CO_2 en la atmósfera actual, existen alrededor de 105 moléculas de CO_2 incorporadas como carbonatos en rocas sedimentarias). Al mismo tiempo, la radiación solar redujo el amoníaco atmosférico generando el gas nitrógeno (N_2), químicamente inerte, insoluble en agua y no condensable (Figura 2). En este contexto, la mayoría de este gas se acumuló en la atmósfera a lo largo de las eras geológicas, constituyéndose como el gas más abundante de la atmósfera.

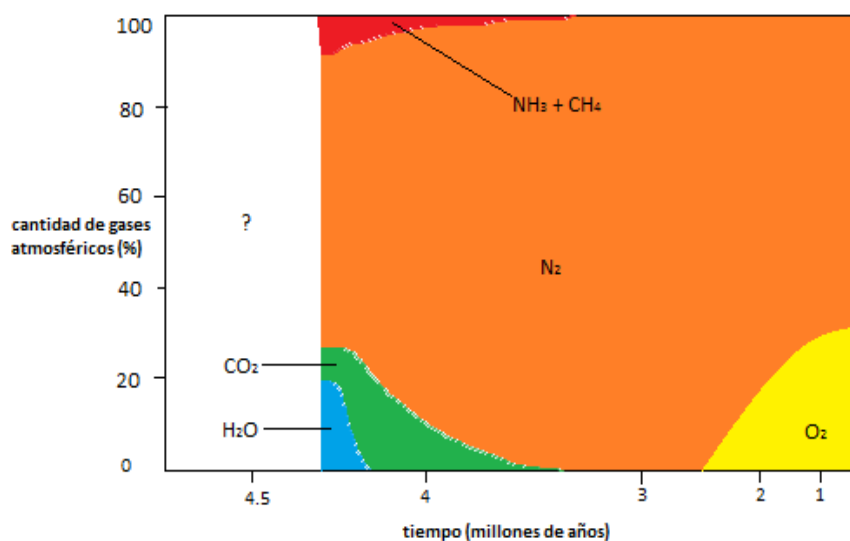


Figura 2: Composición probable de la atmósfera a lo largo de la historia de la tierra (2)

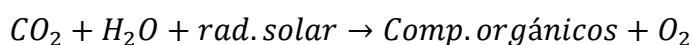
En base de la misma teoría, el O₂ fue la primera molécula gaseosa producida en la atmósfera por disociación fotoquímica del vapor de agua (radiación ultravioleta (UV) intensa):



Estas cantidades sin embargo fueron despreciables, por lo que se atribuye la presencia de oxígeno libre 2500 millones de años atrás, a la fotosíntesis de Cianobacterias.

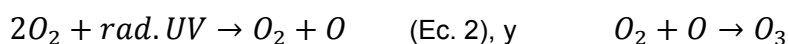
Se presume que estas primeras formas de vida se desarrollaron en un ambiente acuático, lo suficientemente alejadas de la superficie terrestre como para estar protegidas de las radiaciones UV, pero lo suficientemente cerca como para tener acceso a la radiación visible necesaria para la fotosíntesis.

La fotosíntesis utiliza al CO₂, al agua y a la energía solar para formar compuestos orgánicos (carbohidratos) y oxígeno:



Inicialmente, las pequeñas cantidades de oxígeno atmosférico fueron consumidas por procesos de oxidación de rocas. Finalmente, los niveles de oxígeno atmosférico se fueron incrementando luego de la oxidación completa de las rocas superficiales.

Cuando que el oxígeno atmosférico alcanzó el 1-2% del nivel de oxígeno actual, el ozono (O₃) pudo formarse y así proteger la superficie terrestre de la radiación UV intensa.



Con la creación de la capa de ozono, la radiación UV comenzó a ser filtrada por esta capa, propiciando así un medio más benévolo para desarrollar vida. La vida vegetal comenzó a estar presente en las capas más cercanas a la superficie del océano, pudiendo adquirir así mayor acceso a la radiación visible, y propiciar los procesos de fotosíntesis. Se estima que las plantas primitivas desarrolladas hace unos pocos millones de años atrás (últimos estudios hablan de 700 millones de años), habrían reducido los niveles de CO₂ (de 1-5 % a 0.04 %) e incrementado de forma constante la cantidad de O₂ en la atmósfera, gracias a los procesos de fotosíntesis. Si bien los niveles de oxígeno han fluctuado en los últimos millones de años debido al clima, la actividad volcánica y la actividad tectónica de placas (8), el nivel de O₂ atmosférico se ha estabilizado en torno al 21% (Figura 3). Este equilibrio es mantenido por el balance de carbono y oxígeno (su producción a través de la fotosíntesis y su remoción a través de la respiración y descomposición de carbono orgánico).

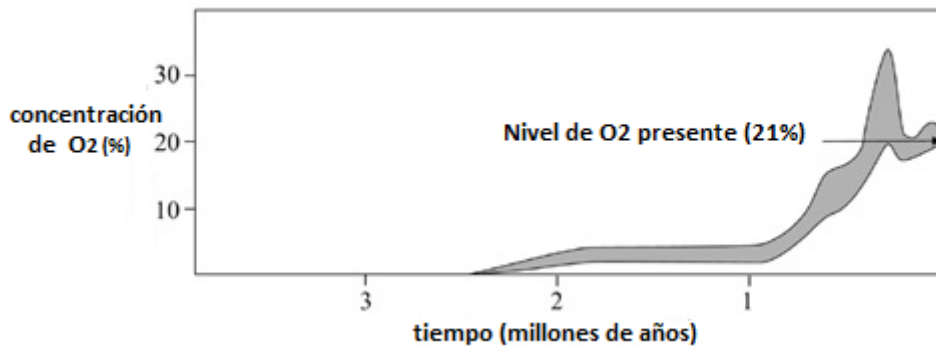


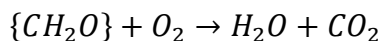
Figura 3: Variación probable del nivel de oxígeno en la atmósfera durante la historia de la tierra (2).

Frente a un escenario hipotético de que el O_2 no fuera generado por la fotosíntesis, el depósito de carbono orgánico superficial podría oxidarse completamente en unos 20 años, momento en el cual la cantidad de O_2 en la atmósfera habría disminuido en menos del 1%.

En consecuencia, en ausencia del carbono orgánico superficial, la erosión de las rocas sedimentarias consumiría el O_2 restante en la atmósfera, esto podría llevar unos 4 millones de años.

Balance de Carbono y Oxígeno

Por cada molécula de oxígeno diatómico (O_2), producido según la Ec. 2, una molécula de carbono es incorporada a un compuesto orgánico. La mayor parte de estos átomos de carbono se oxidan nuevamente en la respiración o en la degradación de la materia orgánica:



El carbono sin oxidar puede encontrarse principalmente en rocas metamórficas, y en menores proporciones en una forma más concentrada en combustibles (carbón, petróleo y gas natural).

En este ciclo, la quema de combustibles deshace el trabajo de la fotosíntesis. Un ejemplo de ello lo presenta Doyle (6) en su trabajo donde manifiesta que el ritmo actual de consumo de combustibles, representa un equivalente de un año de quema a 1000 años de producción por fotosíntesis. Un aspecto interesante al que concluye es que la mayor parte del carbono orgánico presente en la corteza terrestre, se encuentra almacenada de tal forma que resulta muy difícil de explotar por acción del hombre. Por otra parte, afirma que solo aproximadamente el 10% de la cantidad neta de oxígeno producida por la vida vegetal (fotosíntesis menos degradación) durante la historia de la tierra, está actualmente almacenada en la atmósfera: la mayor parte del oxígeno se ha transformado en óxidos y compuestos carbónicos de la corteza terrestre. En este contexto, la formación de carbonatos resulta de particular interés ya que son el mayor sumidero para la gran cantidad de dióxido de carbono que ha sido liberado en la actividad volcánica.

Equilibrio de la atmósfera actual

Como se describió hasta aquí, la atmósfera fue evolucionando a partir de la existencia de los procesos naturales hasta llegar a su composición actual. Para mantener el equilibrio de esta composición, es importante conocer un poco más sobre algunos gases presentes en la atmósfera y la relación entre ellos.

Los gases permanentes o principales (O_2 , N_2 y Ar), tienen poco o ningún efecto sobre el tiempo o el desarrollo de fenómenos meteorológicos. Sin embargo, si estos tres gases mayoritarios fueran los únicos componentes de la atmósfera, la Tierra tendría una temperatura media global en su superficie de $-18^\circ C$. En este aspecto, algunos gases minoritarios de la atmósfera alteran completamente dicha situación ya que tienen una importante propiedad: permiten la penetración de la energía solar hasta la superficie terrestre pero atrapan selectivamente el flujo ascendente de radiación infrarroja emitida por la tierra (que de otro modo escaparía al espacio) y generan así un efecto protector denominado **Efecto Invernadero** (6).

Gracias a su existencia, la temperatura media del planeta se eleva a $+15^\circ C$ (Figura 4).

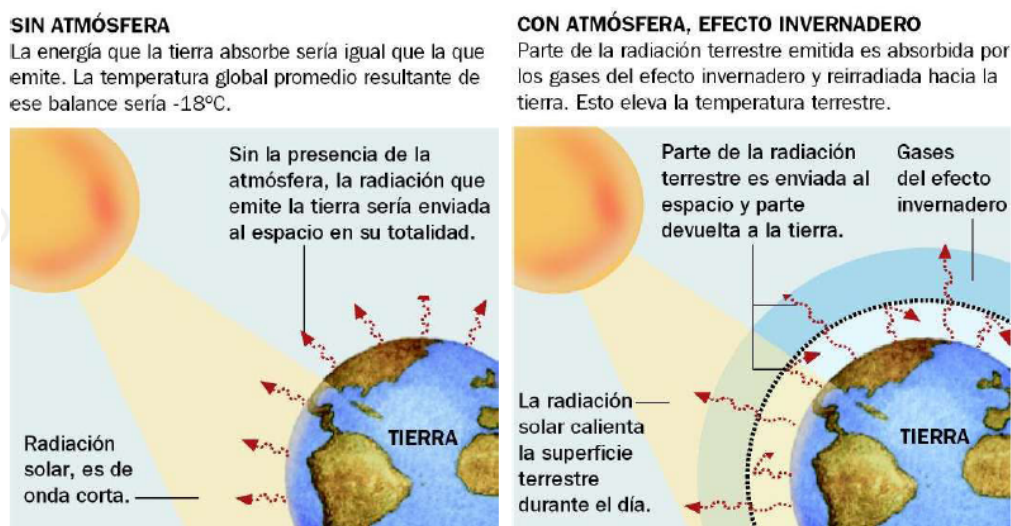


Figura 4: Comportamiento de la radiación sin y con atmósfera

Nitrógeno

El nitrógeno es un gas relativamente inerte que no reacciona fácilmente con otros gases o compuestos químicos. Dos átomos de nitrógeno forman una unión covalente muy estable, por tal motivo el N_2 liberado hace billones de años puede estar aún presente en la atmósfera actual y ser un componente mayoritario de la misma.

El nitrógeno se puede combinar con otros elementos cuando es expuesto a muy altas temperaturas, pero no reacciona ante la luz solar ni ante la presencia de partículas sólidas. El nitrógeno que se encuentra en otros compuestos es muy inestable y fácilmente se pueden romper estas uniones para juntarse con otros átomos de nitrógeno, formando un gas muy estable (6).

El N_2 en la atmósfera sirve como límite a la combustión de otras sustancias cuando se encuentran en presencia del O_2 . Si hubiera más presencia de O_2 en la atmósfera serían más frecuentes los incendios y otros eventos de similares. Asimismo, las plantas y animales necesitan del nitrógeno para generar proteínas y ácidos nucleídos, sin embargo el N_2 es demasiado estable para que los organismos lo usen, con lo cual deben recurrir a él a partir de otros compuestos que tienen nitrógeno: nitratos (NO_3^-) generados por las bacterias. Las erupciones volcánicas también pueden liberar nitrógeno a la atmósfera (6).

A través del ciclo del nitrógeno, éste se remueve de la atmósfera y se vuelve parte de los organismos vivos. Ejemplos de ello, son los procesos biológicos (fijación del nitrógeno) que involucran a bacterias del suelo, también la absorción por parte del plancton que lo convierte en nutrientes. El nitrógeno vuelve a la atmósfera principalmente por la quema de biomasa y procesos de desnitrificación (reacciones bioquímicas fundamentalmente en microorganismos) (2,5).

Oxígeno

El oxígeno, a diferencia del nitrógeno es un gas altamente reactivo, que se combina fácilmente con otras sustancias a través del proceso de oxidación. Como ejemplos de ello puede mencionarse a la respiración (las plantas y animales toman oxígeno y lo usan para oxidar los carbohidratos en CO_2 y agua, liberando energía) y la combustión (rápida oxidación de compuestos, como la celulosa en los incendios forestales o los combustibles derivados del petróleo y el carbón en hornos, sistemas de calefacción o transporte) (2,6).

El aporte de O_2 a la atmósfera ocurre durante la fotosíntesis cuando las plantas, en presencia de la luz solar, combinan el CO_2 y el agua para producir carbohidratos y O_2 .

Argón

Es un gas noble inerte. Es el tercer gas más abundante en la atmósfera. Casi el 100 % del argón atmosférico es el isótopo ^{40}Ar derivado de la descomposición de ^{40}K (potasio) en la corteza terrestre (2).

Gases de efecto invernadero (GEI)

Los GEI permiten que exista en nuestro planeta un fenómeno reconocido como *efecto invernadero*. Produce un calentamiento general de la baja atmósfera y de la superficie terrestre, actualmente agudizado, protagonista del denominado cambio climático.

Vapor de agua

Es un componente significativo en la atmósfera y uno de los principales gases que da lugar al efecto invernadero. Su presencia se hace perceptible cuando se transforma en partículas líquidas o sólidas, tales como las gotas de agua, en las nubes o los cristales de hielo que pueden crecer en tamaño y eventualmente precipitar hacia la tierra como lluvia o nieve. El cambio de fases se muestra en la Figura 5: de gas a líquido se denomina *condensación*,

mientras que el proceso mediante el cual el agua líquida se convierte en vapor es llamado *evaporación*. Por su parte, la caída de lluvia o nieve se denomina *precipitación* (2,6).

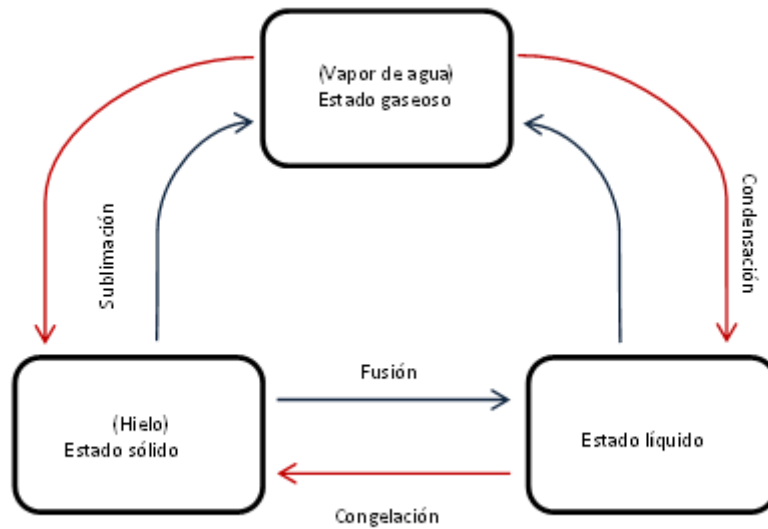


Figura 5: Fases del agua y procesos de cambio de estado

Su concentración varía en un amplio rango, tanto espacial como temporalmente. Tal como muestra Lagzi y colaboradores (2) en su trabajo, la mayor parte del vapor de agua se encuentra en la baja atmósfera (aproximadamente 90% del total del vapor de agua atmosférico se encuentra en los primeros 5 kilómetros de altura). La capacidad del aire para mantener al vapor de agua (llamado nivel de saturación) es una función sólo de la temperatura del aire.

Como se muestra en la Figura 6, cuanto mayor sea la temperatura, mayor es la cantidad de vapor de agua que puede sostenerse en la atmósfera sin condensación.

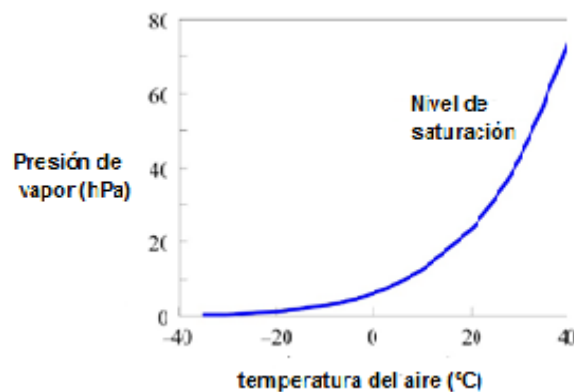


Figura 6: Representación gráfica de la relación entre la presión de vapor de agua saturado (e) con la temperatura del aire ambiente

El vapor de agua es un gas extremadamente importante en la atmósfera terrestre ya que juega un papel significativo en el balance de calor-energía: Durante los procesos de cambio de fase, el vapor de agua libera grandes cantidades de calor, denominado *Calor Latente*. Este calor latente es una importante fuente de energía atmosférica, especialmente para tormentas.

Asimismo, alrededor del 70% de la radiación solar de onda corta entrante (en particular la región del infrarrojo) y alrededor 60% de la radiación de onda larga emitida por la tierra, es absorbida por el vapor de agua presente en la atmosfera (Figura 7).

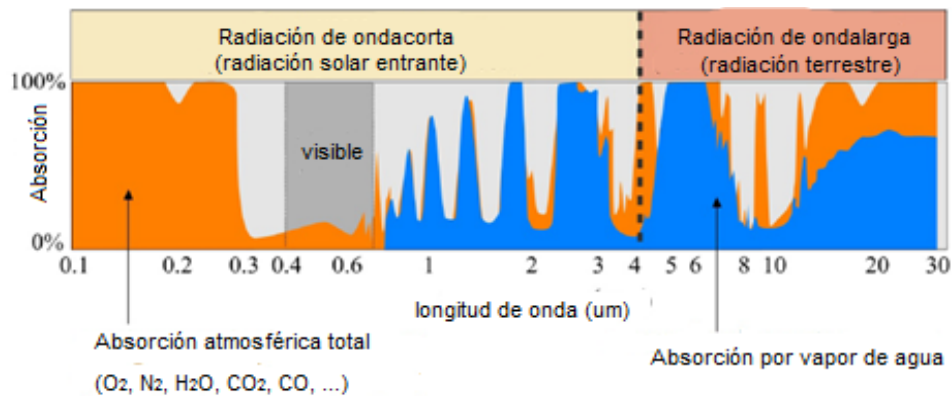


Figura 7: Absorción de la radiación solar y terrestre por el vapor de agua y el resto de los componentes de la atmósfera (2)

La principal fuente de vapor de agua en la atmósfera es la evaporación desde la superficie terrestre y el principal sumidero es la condensación en las nubes. El tiempo de vida promedio de una molécula de vapor de agua en la atmósfera es del orden de una semana (6).

Dióxido de Carbono

El Dióxido de Carbono (CO_2) es un componente natural de la atmósfera y ocupa un porcentaje pequeño pero importante del volumen de aire (cercano al 0.038%). Ingresa a la atmósfera principalmente por la degradación del material vegetal, pero también debido a erupciones volcánicas, exhalaciones de la vida animal, quema de combustibles fósiles (como carbón petróleo y gas natural) y por la deforestación. La remoción en la atmósfera ocurre durante la fotosíntesis cuando las plantas lo consumen para producir clorofila. El CO_2 se almacena en las raíces, ramas y hojas. Los océanos actúan como un gran reservorio de CO_2 debido a que el fitoplancton en la superficie del agua, fija el CO_2 en el tejido orgánico. Se estima que el océano almacena más de 50 veces el total del contenido atmosférico de CO_2 . La figura 8 muestra los principales ingresos y egresos del CO_2 a la atmósfera (6).

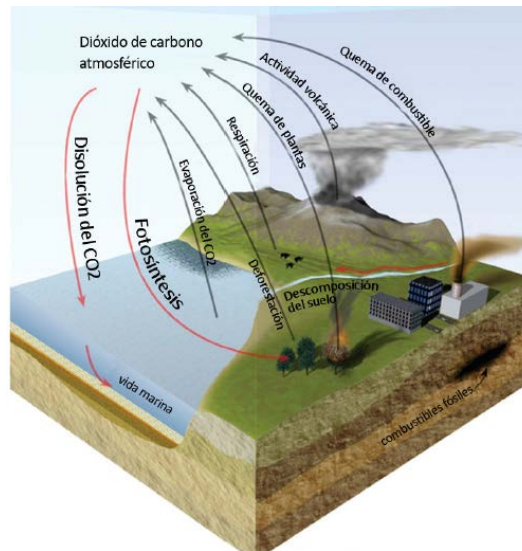


Figura 8: Principales ingresos (grises) y egresos (rojos) en el ciclo del dióxido de carbono atmosférico (2).

El CO₂ tiene un intercambio natural entre la atmósfera y la biosfera a través de la fotosíntesis y la respiración. Una parte del CO₂ atmosférico es disuelto por los mares y océanos.

Asimismo, el CO₂ es un importante gas de efecto invernadero, ya que tiene una fuerte capacidad de absorción en el infrarrojo y en bandas cercanas al infrarrojo. Su concentración atmosférica ha aumentado de forma constante en todo el mundo en más de un 35% desde comienzos de siglo XIX, lo que implica que manteniéndose este escenario bajo las mismas condiciones, a medida que la concentración de CO₂ aumente también lo hará la temperatura media global del aire en superficie. De hecho, en los últimos 100 años aproximadamente, la temperatura media de la superficie se ha incrementado más de 0.8°C. Como un dato de referencia, la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera antes de la revolución Industrial era de 280 ± 10 ppmv. Así lo demuestran testigos de hielo como los investigados en Groenlandia y en la Antártida, mediante el análisis de pequeñas burbujas de aire atrapadas dentro de las láminas de hielo (2,8).

En la Figura 9 se muestra cómo la concentración atmosférica del CO₂ se ha incrementado en más del 20% desde 1958, año en que fue medido por primera vez en el Observatorio de Mauna Loa en Hawaii. Nótese que las mayores lecturas se producen en invierno cuando mueren las plantas y liberan CO₂ a la atmósfera, mientras que los menores valores se registran en verano cuando la vegetación es más abundante y absorbe el CO₂ de la atmósfera. El aumento continuo en los niveles de atmosféricos de CO₂ manifiesta un aporte a la atmósfera que afecta el equilibrio de "ingreso y remoción" que se venía sosteniendo por miles de años. En este sentido, tanto la quema de combustibles fósiles como la deforestación presentan a su vez roles importantes en el incremento de CO₂ a la atmósfera.

Con los niveles de CO₂ incrementándose, actualmente a razón de 0.4% anual (1.9 ppmv/año), los científicos estiman que la concentración de CO₂ se elevará desde su valor actual cercano a los 385 ppmv a unos 500 ppmv hacia fines de siglo.

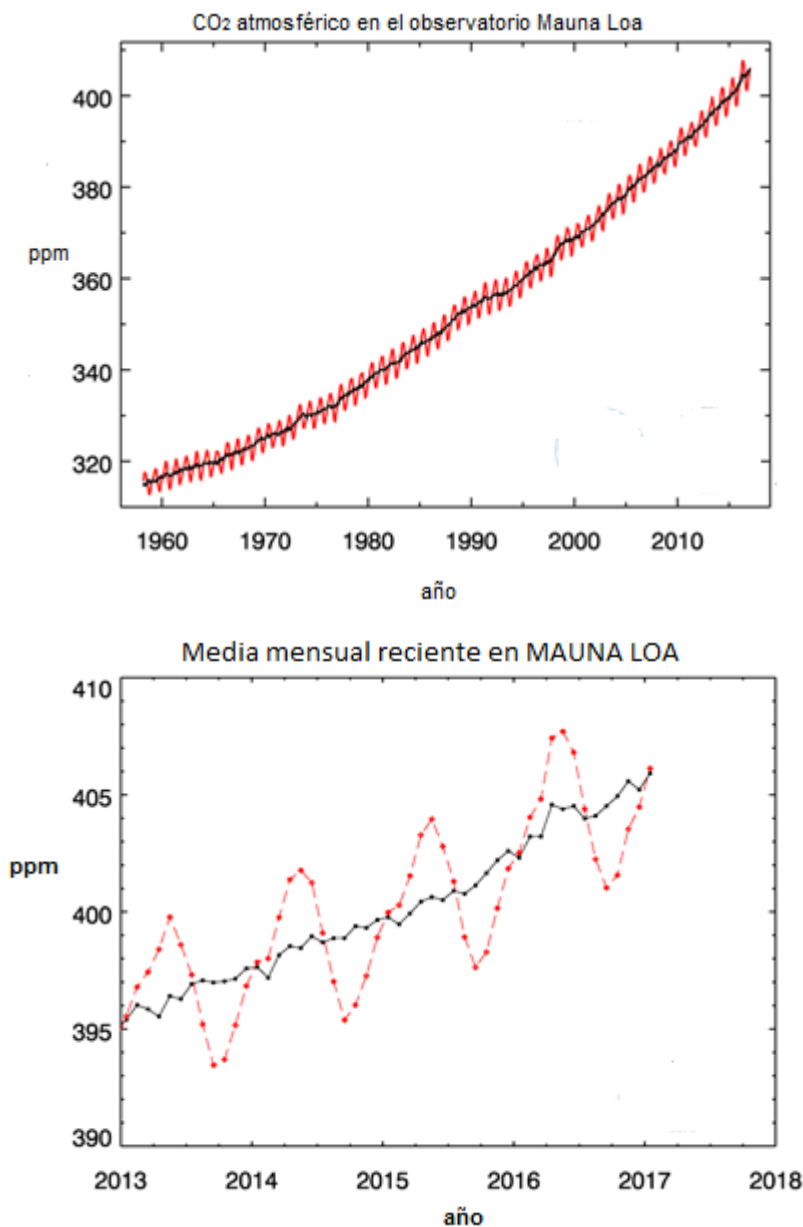


Figura 9: Mediciones de CO2 en ppmv en el observatorio de Mauna Loa (Hawaii). En la gráfica superior se representa la totalidad de los registros, mientras que en la gráfica inferior se muestra el comportamiento de los datos y la tendencia en los últimos 5 años. Fuente de información: <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/>

Metano

Este gas se produce en forma natural por la descomposición de sustancias orgánicas en ambientes pobres en oxígeno, como pantanos y lagunas con alta carga de materia orgánica por degradación microbiana de tipo anaeróbica, también en el sistema digestivo de los rumiantes, en la explotación de combustibles fósiles y en la quema de biomasa. Se estima que aproximadamente el 55% de las emisiones de metano provienen de los sembradíos de arroz y de la actividad animal, un 25% de pantanos, un 15% de la producción industrial de gas natural y carbón mineral y un 5% de rellenos sanitarios y basurales. La mayor proporción de metano es neutralizada con por los radicales $\cdot\text{OH}$, relacionados principalmente con la presencia de vapor de agua en la atmósfera. Aproximadamente un 90% de las emisiones de metano son neutralizadas por este proceso. Sin embargo, la destrucción de los radicales $\cdot\text{OH}$ por el

continuo aumento en las emisiones de CO_2 , que también reacciona con ellos, puede disminuir la neutralización del metano en la atmósfera (6).

Como información complementaria, estudios demuestran que la concentración del metano en la atmosfera se ha duplicado en los últimos 200 años, y este escenario se vuelve preocupante dada su fuerte capacidad de absorción en el infrarrojo y en bandas cercanas al infrarrojo, y su tiempo de vida media (10-12 años)

Óxidos de Nitrógeno

El óxido nítrico (NO), el óxido nitroso (N_2O) y el dióxido de nitrógeno (NO_2) se suelen considerar en conjunto con la denominación de óxidos de nitrógeno (NO_x). Los niveles de óxido nitroso han estado aumentando a una tasa anual de aproximadamente 0.25%. De todos ellos, la mayor emisión se corresponde al NO, sin embargo sufre una rápida oxidación a NO_2 siendo esta la especie que más predomina en la atmósfera. Los NO_x tienen una vida corta, se oxidan rápidamente y forman parte central del proceso conocido como *smog fotoquímico* (2,6).

El N_2O se forma en los suelos a través de un proceso químico que involucra ciertos microorganismos, y antropogénicamente en los procesos de combustión realizadas a altas temperaturas.

En la figura 10 se presenta un gráfico elaborado por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC), publicado en su cuarto informe (9), en donde se evidencia el impacto de la actividad industrial y la explotación de los recursos sobre las emisiones de tres de los GEI (CO_2 , CH_4 y N_2O) en un período de 2000 años.

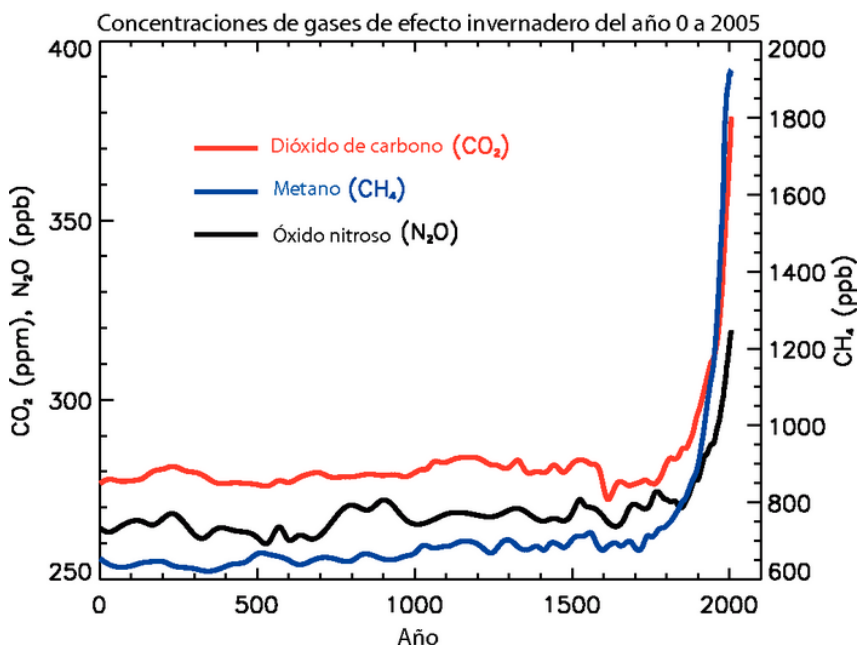


Figura 10: concentraciones de CO_2 , CH_4 y N_2O en los últimos 2000 años (9).

Hasta antes de la Revolución Industrial (con anterioridad a 1750), las concentraciones de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso eran estables. Es a partir de la Revolución Industrial cuando estos niveles se disparan considerablemente, hasta llegar a registros que año tras año se van superando. Los niveles de CO_2 en la atmósfera se han incrementado en un 43% desde

el comienzo de la Era de la Industrialización. En 2015 las concentraciones alcanzaron las 400 partes por millón.

Gracias a la Revolución Industrial hubo un importante crecimiento demográfico posterior, por lo que por un lado, la gran actividad industrial, y por otro, las grandes explotaciones de recursos y del territorio para la subsistencia, incrementaron el impacto sobre el sistema planetario, especialmente la emisión de gases de invernadero.

Compuestos Clorofluorocarbonados (CFC, Clorofluorocarbonos)

Los clorofluorocarbonos, por sus siglas CFC, representan un grupo de gases de efecto invernadero que hasta hace pocos años se han presentado en la atmósfera con concentración en aumento. Se emplean en diversas aplicaciones, principalmente en la industria de la refrigeración, como propelentes de aerosoles y aislante térmicos. Una característica importante, y al mismo tiempo preocupante, es su gran persistencia en la atmósfera: 50-100 años, ya que no solo tienen un importante potencial para elevar la temperatura media global, sino que también participan en la destrucción del ozono en la estratósfera, una región de la atmósfera ubicada entre los 11 y los 50 km aproximadamente, por encima de la superficie terrestre (6).

Ozono

El ozono es un compuesto químico formado por tres átomos de oxígeno (O_3). Es una sustancia que cumple dos papeles totalmente diferentes según se encuentre por debajo de los 10 km (tradicionalmente denominado "en superficie") o entre los 10 km y los 50 km de altura. En la tropósfera es un importante contaminante, que será abordado en capítulos posteriores, pero en la atmósfera superior (10-50 km) su presencia es de vital importancia.

Afortunadamente, cerca del 97% del ozono atmosférico se encuentra en la estratósfera, donde se forma naturalmente cuando los átomos de oxígeno se combinan con moléculas de oxígeno. Allí, si bien la concentración de ozono en promedio es inferior al 0.002% por unidad de volumen, esta pequeña cantidad es importante porque protege la vida sobre la tierra de la radiación UV proveniente del sol (6).

Con la presencia de los CFC, el ozono estratosférico se ha visto en riesgo, disminuyendo su concentración en algunas regiones de los hemisferios norte y sur, formando así los conocidos agujeros de ozono. Estos conceptos serán abordados en profundidad en capítulos posteriores.

En la tabla 4 se encuentran resumidos los principales GEI y como se han modificado sus concentraciones entre la época preindustrial y la actual.

Tabla 4: Tiempos de permanencia en la atmósfera y concentraciones de algunos gases de efecto invernadero.

Adaptación de Doyle (6)

GEI	Permanencia en la atmósfera	Concentración preindustrial (ppmv)	Concentración 1998
CO ₂	50-200 años	280	365
CH ₄	10-12 años	0.7	1.75
N ₂ O	114 años	0.27	0.31
O ₃	semanas	0.025	0.026
Hidrofluorocarbonos (HFCs)	12 años	0	0.000014 (HFC-23)
Hexafluoruro de azufre (SF₆)	3200 años	0	0.0000042

Aerosoles

Además de los diferentes gases, la atmósfera terrestre contiene un gran número de partículas de aerosol. Los aerosoles son generalmente definidos como partículas sólidas o gotas líquidas suspendidas en un gas. Los diámetros de las partículas varían entre 10^{-9} y 10^{-4} m. Las partículas de aerosol se originan en gran parte a partir de diferentes fuentes naturales, y en menor medida, a partir de fuentes antropogénicas. Como ejemplos de fuentes de emisión de **partículas primarias** se puede mencionar a los polvillos provenientes de la superficie terrestre, las sales marinas, las erupciones volcánicas, la quema de biomasa, los materiales biológicos (polen, fragmentos de plantas y microorganismos, entre otros), la combustión incompleta de combustibles fósiles, las partículas industriales y del tráfico. Las **partículas secundarias** se forman cuando la conversión de gas a partícula se produce por nucleación y condensación de precursores gaseosos.

Su concentración, distribución de tamaño y composición varían significativamente con el tiempo y el espacio. En la troposfera inferior, la concentración varía en un rango de 1 a 100 mg m^{-3} (10). Las mayores concentraciones de partículas se pueden encontrar en desiertos y en regiones urbanas, mientras que las atmósferas polares y las regiones en altura contienen un número menor de aerosoles. En general, la concentración de aerosol disminuye con la altitud.

Los aerosoles atmosféricos tienen efectos significativos en diferentes procesos atmosféricos, el clima y la salud humana. Las partículas de aerosol modifican el balance de radiación de la Tierra a través de la dispersión y la absorción de la radiación solar entrante y la radiación terrestre saliente. Son esenciales en la formación de nubes y precipitaciones, ya que constituyen núcleos de condensación. Adicionalmente, ellos tienen influencia en los procesos de oxidación, y afectan a los ciclos de nitrógeno, azufre y oxidantes atmosféricos. Un mayor detalle de esto, será abordado en próximos capítulo.

En la figura 11, se presentan diferentes tipos de aerosoles clasificados por tamaños.

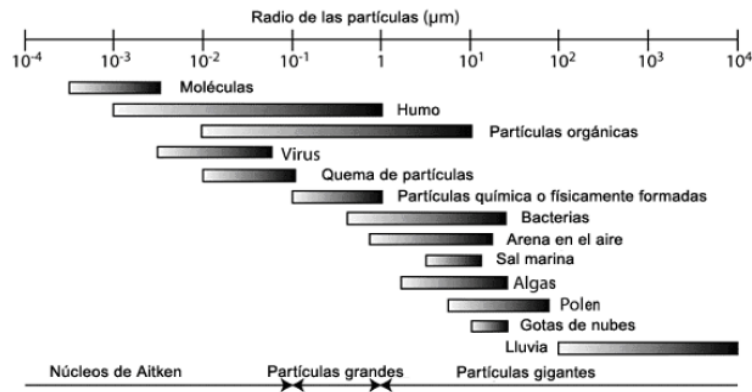


Figura 11: Tipos de aerosoles, discriminados por tamaños medios. Las moléculas y las gotas de lluvia están incluidas en esta ilustración a modo comparativo.

Las partículas originadas por procesos naturales (arena, sales marinas, etc.) se pueden encontrar dentro de la parte más alta del espectro de tamaño de partículas, mientras que las partículas de origen industrial se encuentran principalmente en el rango más bajo del espectro. Las producidas por la biosfera sobre los continentes pueden ser de todos los tamaños posibles. Las partículas más pequeñas cuyo radio es menor a $0.1 \mu\text{m}$, se denominan núcleos de Aitken; las que tienen radios entre $0.1 \mu\text{m}$ y $1 \mu\text{m}$ son las partículas grandes; y las de radio mayores a $1 \mu\text{m}$ se llaman partículas gigantes. El tiempo de residencia de las partículas en la atmósfera depende del tamaño y la altura a la que se encuentran sobre la superficie.

Estructura vertical de la atmósfera

Si bien la atmósfera terrestre se extiende hacia arriba por muchos cientos de kilómetros, casi el 99% de la atmósfera se encuentra dentro de los primeros 30 km de la superficie terrestre. Respecto al límite superior, no hay uno definido; más bien se va fundiendo con el espacio vacío que rodea a los planetas.

La existencia de un perfil vertical en la atmósfera revela que la misma puede ser dividida en una serie de capas. En este aspecto, cada capa puede ser definida en función de la variación de la **temperatura** con la altura, de la **composición** atmosférica, o incluso de acuerdo a sus **propiedades eléctricas** (1-3,6-7). La Figura 12 esquematiza las diferentes capas de la atmósfera en función de las propiedades mencionadas.

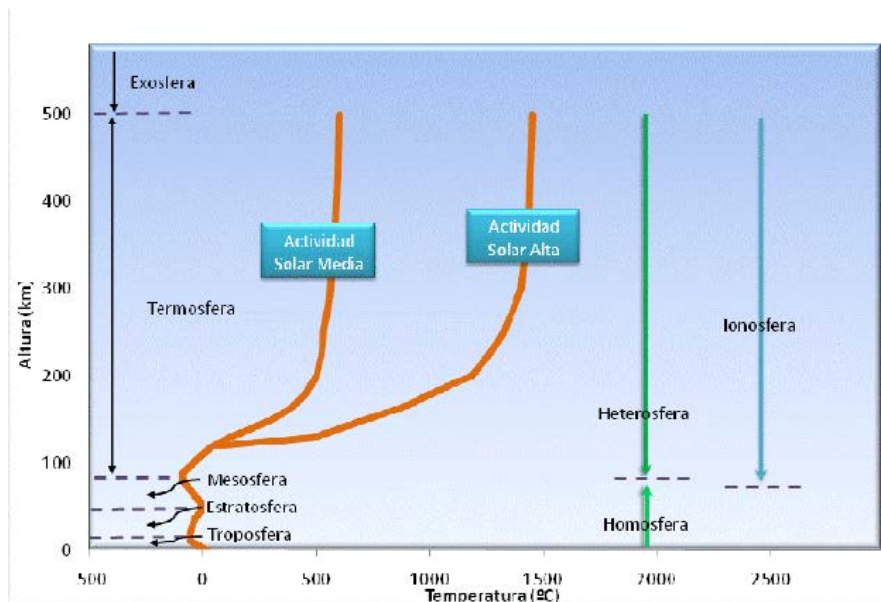


Figura 12: Capas de la atmósfera en función del gradiente térmico (naranja), composición (verde) y propiedades eléctricas (celeste). Un sol activo está asociado a un gran número de erupciones solares (6)

Estructura vertical en función de la composición

En ausencia de fuentes y sumideros, las proporciones de varios constituyentes gaseosos en cualquier nivel de la atmósfera están determinados por dos procesos físicos competidores: difusión molecular y convección/advección debido al movimiento de los fluidos. La difusión por movimientos moleculares al azar tiende a producir una atmósfera en la cual el peso molecular medio de la mezcla de los gases disminuye gradualmente con la altura hasta el punto donde solo los gases más livianos (hidrógeno y helio) se encuentran presentes en los niveles más altos. En efecto, cada constituyente gaseoso se comporta como si solo él estuviera presente.

En contraste con la difusión molecular, la mezcla (convección/advección) debido a movimientos de macro escala de parcelas de aire no discrimina en base al peso molecular. En aquellas regiones de la atmósfera donde predominan los fenómenos de mezcla, la composición atmosférica tiende a ser independiente de la altura. Cerca de los 80-100 km de altura, los mencionados procesos competidores son comparables en importancia. Por debajo, predomina la mezcla y por arriba la difusión molecular.

De acuerdo con la homogeneidad de la composición atmosférica, dos capas pueden definirse en la atmósfera: una inferior, hasta una altitud de unos 80 km de altura sobre el nivel del mar, denominada **homósfera**, donde la composición de la atmósfera es relativamente constante debido a la mezcla turbulenta continua (para las especies químicas que tienen tiempo de residencia grande). Esta región tiene por encima una capa de transición delgada, llamada **turbopausa**. Por encima de la turbopausa, se encuentra la **heterósfera**, donde domina la difusión molecular y la composición química de la atmósfera se vuelve estratificada (varía de acuerdo con la masa molecular de las especies químicas). Ver Figura 13.

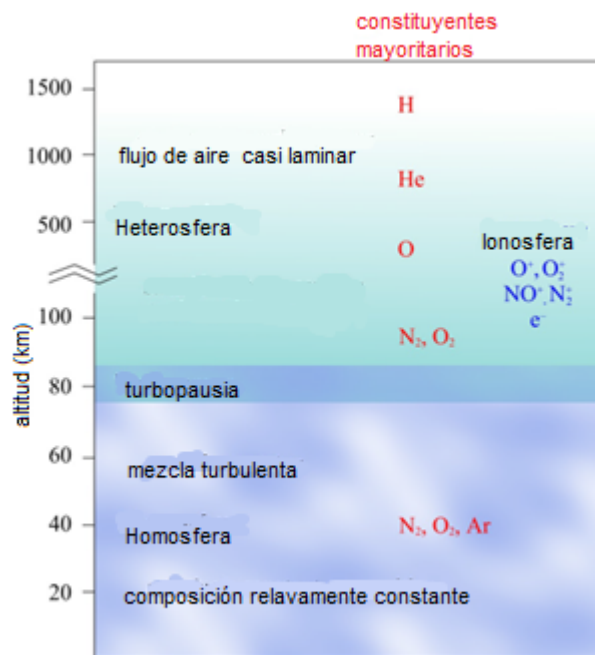


Figura 13: Estructura vertical de la atmósfera de acuerdo a la composición química (2)

La heterósfera inferior está dominada por el nitrógeno y la fotodisociación de las moléculas de oxígeno. Por encima de aproximadamente 120 km la mayor parte de oxígeno se encuentra en forma atómica. En contraparte, los gases más ligeros se concentran en las capas superiores (hasta los 1000 km la especie predominante es el oxígeno atómico, y por encima de esta altura el helio y el hidrógeno).

La estructura de la heterósfera es fuertemente dependiente de la temperatura, que varía en respuesta a la actividad solar.

Estructura vertical en función de la temperatura

La atmósfera también puede ser dividida en capas si se analiza la variación de la temperatura con la altura. La figura 14 muestra que la temperatura del aire normalmente decrece desde la superficie de la tierra hasta una altura de unos 11 km. Esta disminución se debe principalmente al hecho de que la luz solar calienta la superficie de la Tierra, y a su vez, la superficie caliente el aire por encima de ella. La tasa a la cual la temperatura del aire decrece con la altura es llamada *gradiente de temperatura*. El gradiente medio en la región de la baja atmósfera es aproximadamente 6.5°C por cada 1000 m de elevación, sin embargo este gradiente se ve afectado por el contenido de vapor de agua.

En la baja atmósfera, la estratificación puede diferir del escenario presentado, y en este sentido la temperatura puede aumentar con la altura en función de la hora del día y las condiciones del tiempo. Esta situación se denomina *inversión térmica* y generalmente se produce por la noche, cuando la radiación deja de calentar la superficie terrestre. Del mismo modo, cuando la temperatura se mantiene constante con la altura, la estratificación es isotérmica. Como desarrollaremos más adelante, el gradiente de temperatura en la baja atmósfera juega un importante rol en la dispersión de los contaminantes atmosféricos (7).

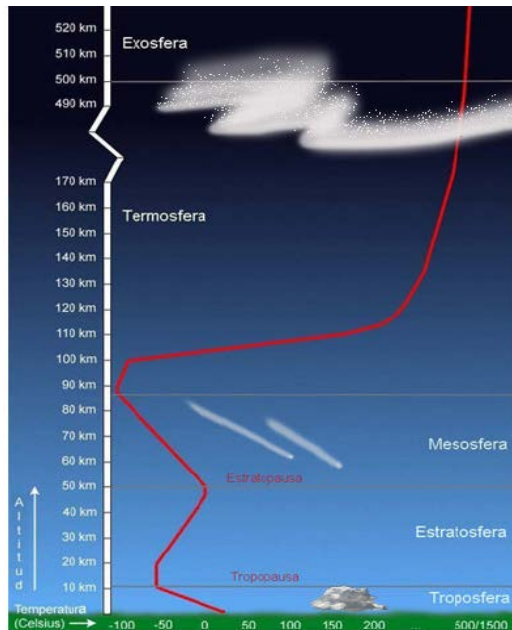


Figura 14: Capas de la atmósfera en función del gradiente térmico por encima de la superficie terrestre. En rojo, la variación de la temperatura media en cada capa

En la región de la atmósfera desde la superficie hasta aproximadamente los 11 km se producen todos los fenómenos del tiempo con los que estamos familiarizados sobre la tierra. Además, en la mencionada región, los gases presentes en la atmósfera se mantienen bien mezclados debido al ascenso y descenso de corrientes de aire. Aquí es usual que las moléculas del aire que circulan en la atmósfera recorran una profundidad de más de 10 km en solo unos pocos días (por ejemplo, en corrientes ascendentes de grandes tormentas esa distancia puede ser recorrida por partículas en cuestión de minutos). Esta región de aire en continua circulación, que se extiende en la vertical desde la superficie de la Tierra hasta el nivel donde el aire deja de enfriarse con la altura llamada **tropósfera**. Esta región posee la particularidad de contener al 80% de la masa de la atmósfera terrestre y casi el total del vapor de agua.

La troposfera puede ser dividida en dos capas principales: La parte inferior es la capa límite planetaria o capa límite atmosférica (PBL, por sus siglas en inglés), que se extiende desde la superficie hasta una altura que varía entre los 100 y los 3000 m en función de la estación, las condiciones meteorológicas y la hora del día. Por encima de esta capa, se puede encontrar la troposfera libre (2). Ver Figura 15.

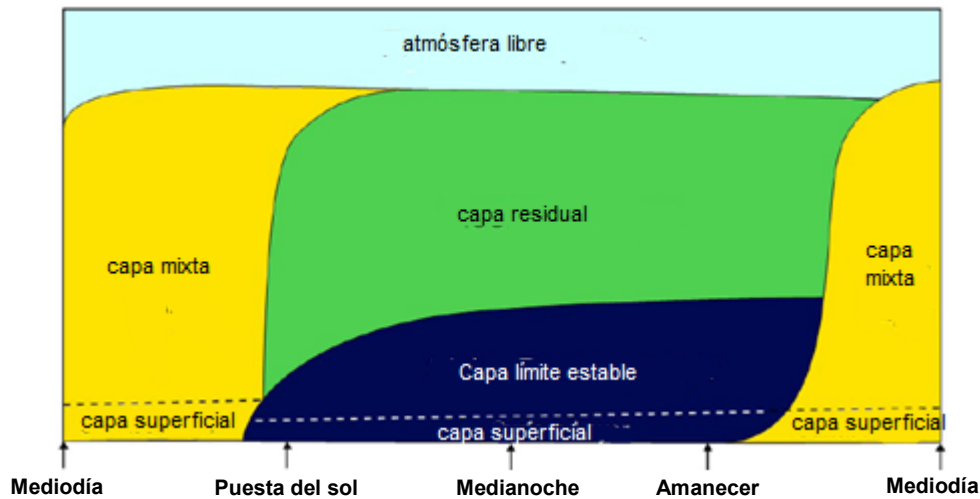


Figura 15: Estructura de la capa límite planetaria (2)

Como muestra la Figura 14, por encima de los 11 km la temperatura del aire normalmente deja de decrecer con la altura. Aquí el gradiente de vuelve cero, ya que la temperatura se mantiene en promedio constante con la altura, y es conocida como **tropopausa** (región isotérmica). La parte inferior es esta zona marca el tope de la troposfera y el comienzo de otra capa, llamada **estratósfera**. La altura de la tropopausa varía, usualmente se encuentra a grandes alturas sobre la región ecuatorial y su elevación va disminuyendo hacia los polos. Generalmente la tropopausa se encuentra a mayor altura durante el verano y más baja en los meses de invierno, independientemente de la latitud. Se ha observado que en algunas regiones, la tropopausa se encuentra ausente y el aire troposférico de mezcla con el estratosférico. Estos quiebres marcan la posición de las corrientes en chorro (*jet streams*), vientos en altura que serpentean en un canal estrecho, a menudo a velocidades que superan los 185 km/h.

La transición de la tropósfera y la estratósfera, generalmente está marcada por un cambio abrupto en la concentración de algunos gases traza: El vapor de agua decrece abruptamente mientras que la concentración de ozono aumenta en un orden de magnitud dentro de los primeros km por encima de la tropopausa. Estos fuertes gradientes en la concentración por encima de la tropopausa son el reflejo del hecho de que hay relativamente poca mezcla entre el aire seco y rico en ozono de la estratósfera y el húmedo y pobre en ozono de la tropósfera. En contraste con la troposfera, debido a la falta de mezcla, las partículas permanecen en la estratósfera por períodos de un año o más desde que fueron emitidos a la alta atmósfera (explosiones nucleares, erupciones volcánicas, etc.). En este aspecto, la estratósfera se convierte en un reservorio de contaminantes atmosféricos.

La figura 14 ilustra también en la estratósfera un aumento de la temperatura con la altura, generando una **capa de inversión**. Esta inversión, junto a la región isotérmica, evita que las corrientes verticales de la tropósfera se dispersen dentro de la estratósfera. Asimismo, impide que haya movimientos verticales ascendentes y descendentes de las masas de aire.

Si bien, en la estratósfera la temperatura del aire aumenta, a una altitud de 30 km el aire es extremadamente frío (-46°C). El comportamiento de la temperatura en esta región puede explicarse por el comportamiento del ozono: El ozono absorbe radiación UV, y parte de esa energía absorbida calienta la región de la estratósfera. Sin la presencia de este gas, en esta capa probablemente la temperatura seguiría disminuyendo con la altura, como ocurre en la atmósfera. Nótese que la máxima concentración de ozono se observa cerca de los 25 km (en latitudes medias), sin embargo la temperatura del aire estratosférico alcanza su máximo cerca de los 50 km. Su explicación se encuentra en que el aire a los 50 km es menos denso que a 25km, y por lo tanto la energía transportada por la radiación solar es absorbida a 50 km por un número menor de moléculas, que en consecuencia elevan la temperatura en grado mucho mayor. Más aun, gran parte de la energía solar responsable de este calentamiento es absorbido en la parte superior de la estratósfera, y por lo tanto no alcanza el nivel de máxima concentración de ozono.

Por encima de la estratósfera, se encuentra la **mesósfera**. EL límite cerca de los 50 km que separa estas capas es denominado **estratopausa**. La capa de aire en este nivel es extremadamente delgada y la presión atmosférica es considerablemente baja, en promedio cercana a 1 hPa, lo que se interpreta como un 99.9% de la masa atmosférica se encuentra por debajo. Si bien el porcentaje de nitrógeno y oxígeno en la mesósfera es prácticamente el mismo que a nivel del mar, no se podría sobrevivir allí dada la baja densidad del aire en esta región.

En función de lo expresado, cada inhalación tendría menos moléculas de oxígeno que a nivel del mar y se experimentaría síntomas de hipoxia. Otros efectos sobre la vida que se prevén en esta región, son las quemaduras en la piel por la radiación UV y la ebullición de la sangre a temperatura por corporal (por la baja presión).

Como muestra la figura 14, la temperatura del aire en la mesósfera decrece con la altura y esto puede explicarse por las bajas concentraciones de ozono en el aire. A los 85 km, la temperatura de la atmósfera alcanza su valor medio más bajo, -100°C. En la mesosfera, durante el verano, hay ocasiones donde se presentan ascensos suficiente de las masas de aire, produciendo así pequeñas capas de nubes en dicha región. Al atardecer estas nubes mesosféricas aún se encuentran iluminadas mientras la tierra ya está en sombra, bajo estas condiciones estas nubes son visibles desde el suelo como nubes noctilucen (Figura 16). La capa caliente por encima de la mesósfera es la **termósfera**. La región que separa la mesósfera fría de la cálida termósfera es la mesopausa. En la termósfera, las moléculas de oxígeno absorben la energía de los rayos solares, calentando el aire. Debido a la baja densidad (átomos/moléculas por unidad de volumen) del aire en esta región, la absorción de una pequeña cantidad de energía solar puede causar un gran aumento en la temperatura del aire (entre 500 y 2000 K). La baja densidad en esta región, implica que el camino libre medio es de más de un km. Por otra parte, dado que la cantidad de energía que afecta esta región depende fuertemente de la actividad solar, la temperatura en la termosfera varía con los días.

En el tope de la termósfera, a unos 500 km por encima de la superficie terrestre, las moléculas/átomos poseen caminos libres medios mayores a 10 km.

Aquí, ocasionalmente, algunas especies livianas y veloces pueden lograr escapar de la atracción de la gravedad terrestre, y escapar al espacio. Esta región se denomina exósfera y representa el límite superior de la atmósfera.



Figura 16: Revelación de nubes noctilucentes: fenómeno y manifestación

Estructura vertical en función de las propiedades eléctricas

En la parte superior de la atmósfera, a partir de los 60 km a los 2000 km sobre la superficie de la Tierra – también se pueden encontrar especies iónicas o los radicales libres tales como O^+ , O_2^+ , NO^+ , N_2^+ y electrones libres, y un gran número de partículas ionizadas que afectan a la propagación de las ondas de radio. Esta región de la atmósfera se llama **ionosfera**. Hay tres capas importantes en la parte más baja de la ionosfera (altitudes entre 60 y 600 km), en donde la absorción de la radiación ultravioleta extrema y los rayos X ionizan la atmósfera neutra. Estos son D (60-90 km), E (90-150 km) y las regiones F (150-500 km) con subcapas F1 y F2. La densidad de iones en cada capa depende de la actividad solar y la hora del día (Figura 17).

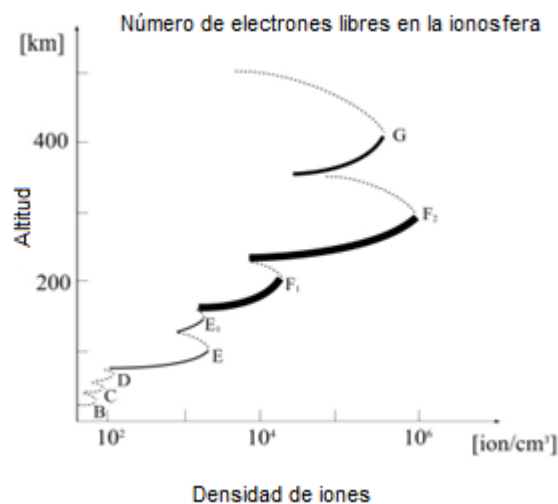


Figura 17: Capas de la ionosfera. Adaptación de Lagzi (2)

La ionosfera juega un papel primordial en las comunicaciones de radio AM. La región D refleja las ondas de radio AM estándar hacia la Tierra, pero al mismo tiempo las debilita considerablemente debido a la absorción de las mismas.

Durante la noche, sin embargo, la región D gradualmente desaparece y las ondas de radio AM son capaces de penetrar más arriba en la ionosfera (a las regiones E y F) donde las ondas son reflejadas hacia la Tierra.

Dado que de noche hay poca absorción de las ondas de radio en los niveles más altos de la ionosfera, estas ondas rebotan repetidas veces entre la ionosfera y la superficie terrestre, regresando nuevamente a la ionósfera. De esta forma, las ondas de radio AM estándar son capaces de viajar muchos miles de kilómetros durante la noche. A la hora del amanecer y el atardecer, las estaciones de radio AM generalmente hacen "ajustes técnicos necesarios" para compensar el cambio en las características eléctricas de la región D. Debido a que pueden transmitir llegando a una mayor distancia durante la noche, la mayoría de las estaciones AM reducen su alcance cerca del amanecer. Esta reducción previene que dos estaciones, ambas transmitiendo en la misma frecuencia pero a cientos de kilómetros de distancia, interfieran entre sí las programaciones. Al amanecer, a medida que la región D se intensifica, la potencia suministrada a las transmisoras de radio AM normalmente se intensifica (6,7). Las estaciones FM no necesitan hacer estos ajustes porque las ondas de radio FM son más cortas que las ondas AM, y son capaces de penetrar a través de la ionosfera sin ser reflejadas (Figura 18).

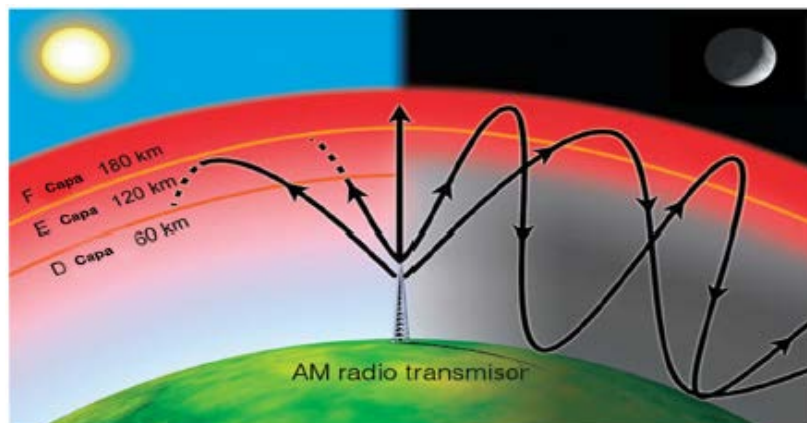


Figura 18: durante el día, la región d absorbe fuertemente y debilita las ondas de radio am, impidiendo que sean captadas por receptores lejanos. Durante la noche, la región f refleja fuertemente las ondas de radio am, permitiendo así que llegue a receptores que se encuentran a gran distancia (6).

Bibliografía

1. Seinfeld, J.H. and Pandis, S.N. (2006). *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. Second Edition. U.S.A. (New York): Wiley.
2. Lagzi, I.; Mészáros, R.; Gelybó, G. And LeelQssy, A. (2013). *Atmospheric chemistry*. Hungary: Eötvös Loránd University.
3. Jacobson, M.Z. (2005). *Fundamentals of atmospheric modeling*. Second Edition. U.S.A.: Cambridge University Press.
4. Pruppacher, H.R. y Klett, J.D. (1997) *Microphysics of clouds and precipitation*, Second Revision, Netherlands (Dordrecht): Kluwer Academic Publishers.
5. Jacob, D. (1999) *Introduction to atmospheric chemistry*. U.S.A.: Harvard University. Princeton University Press.
6. Doyle, M. (2015). *Teóricas de Meteorología general*. Departamento de Ciencias de la atmósfera y los Océanos. FCEyN, Buenos Aires. Argentina.
7. Ahrens, C. D. (2000). *Meteorology today: An introduction to weather, climate, and the environment*. U.S.A. (Pacific Grove, CA): Brooks/Cole Pub.
8. Holland, H.D. (2006). The oxygenation of the atmosphere and oceans. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 361: 903-915.
9. IPCC (2001) *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Houghton J.T., Ding Y., Griggs D.J., Noguer M., van der Linden P.J., Dai X., Maskell K., and Johnson C.A. (eds.). U.S.A. (New York): Cambridge University Press.
10. Pöschl, U. (2005). *Atmospheric Aerosols: Composition, Transformation, Climate and Health Effects*. *Angewandte Chemie International Edition*. 44. 7520-7540.

CAPITULO 2

Contaminantes atmosféricos

J.E. Colman Lerner, D. Mellado, E.Y. Sanchez

Contaminación atmosférica. Definición y evolución

Se entiende por contaminación atmosférica a la presencia en la atmósfera de cualquier agente físico, químico o biológico, o de combinaciones de los mismos en lugares, formas y concentraciones tales que sean o puedan ser nocivos para la salud, seguridad o bienestar de la población, o perjudiciales para la vida animal y vegetal o impidan el uso y goce de las propiedades y lugares de recreación (1). En tal sentido, un contaminante puede ser una sustancia química, o energía (como el ruido, el calor o la radiactividad). La experiencia cotidiana demuestra que la contaminación atmosférica cambia constantemente con las actividades humanas y las condiciones meteorológicas, y en consecuencia este estado no puede ser considerado como estático. Un ejemplo de ello lo constituye, el barrido de una niebla contaminante tras el paso de un frente, o cambios en las actividades desarrolladas en un área específica que modifican las emisiones a la atmósfera.

Antecedentes históricos

La contaminación del aire y los esfuerzos por controlarla no son un fenómeno reciente, las primeras actividades relacionadas con dicho control datan del siglo XIII, cuando el rey Eduardo I de Inglaterra prohibió la quema de ciertos carbones altamente contaminantes en Londres originando las primeras ordenanzas de control de la contaminación (CEPIS, 1982). Durante el reinado de Ricardo II (1377-1399), y en el de Enrique V (1413-1422), en Inglaterra se reglamentó y restringió el uso del carbón. Una de las primeras publicaciones de que se tiene conocimiento y que trata de la contaminación del aire es un libro publicado en 1661 por orden real de Carlos II: "Fumifugium: o la inconveniencias del aire y el humo diseminado de Londres; junto con algunas soluciones propuestas con toda humildad" escrito por John Evelyn (3).

El uso del carbón para generar energía fue un importante factor en la Revolución Industrial a finales del siglo XVIII, la cual se constituyó en la base de nuestra sociedad tecnológica actual, aunque lamentablemente al mismo tiempo el punto de partida de la contaminación y degradación del ambiente. A mediados del siglo XIX se inicia la explotación del petróleo. Su refinación y la industria automovilística crecen exponencialmente en el siglo XX, junto con industrias derivadas, el acero y el caucho. A partir de la II Guerra Mundial el desarrollo

tecnológico cada vez más sofisticado aumentó y aceleró la contaminación del aire de manera, prácticamente inadvertida. Los casos de contaminación se agravaron considerablemente después de la Segunda Guerra Mundial cuando en el mundo aumentó el consumo de energía, así como la extracción, producción y el uso de diversas sustancias tanto naturales como artificiales rebasando la capacidad de los ecosistemas para regenerarlas, asimilarlas y/o degradarlas.

Los procesos naturales, entre los que se encuentran los incendios forestales, la descomposición de la materia orgánica, las tormentas de arena y las erupciones volcánicas, siempre han contaminado el aire. Mediante la precipitación, oxidación y absorción en los océanos y el suelo, la atmósfera ha podido limpiarse por sí sola; sin embargo, aun siendo mucho menor la cantidad de los gases y material particulado reconocidos como contaminantes y emitidos por fuentes antropogénicas comparada con la cantidad emitida por fuentes naturales, la tasa a la que el hombre descarga los contaminantes a la atmósfera en regiones densamente pobladas excede a veces la capacidad de limpieza natural de la atmósfera. Por lo anterior, la mayor parte de la contaminación del aire la provoca el hombre.

El interés por la contaminación del aire en América Latina y el Caribe se inició en la década de los cincuenta, cuando las universidades y los ministerios de salud efectuaron las primeras mediciones de la contaminación del aire. En 1965, la Organización Panamericana de la Salud (OPS) comenzó a establecer programas de investigación sobre contaminación del agua y aire, así como colaborar con los Gobiernos Miembros en el desarrollo de políticas adecuadas de control (2).

Los tres episodios de contaminación del aire más famosos del siglo XX (tabla 1) sucedieron en el Valle del Meuse (Bélgica), en Donora (Pensilvania) y en Londres (Inglaterra). Los tres eventos coincidieron con una condición meteorológica particular: inversión térmica. En este contexto, la dispersión se vio dificultada y tanto las masas de aire superficiales como los contaminantes emitidos a la atmósfera se concentraron alrededor de sus fuentes. En el episodio del Valle del Meuse, ocurrido en diciembre de 1930, la atmósfera de una zona industrial de Bélgica se cubrió durante 3 días de una espesa niebla, por lo que cientos de personas enfermaron y 60 murieron. Poco después, en 1931, una espesa niebla cubrió el área de Manchester y Salford en Inglaterra durante 9 días lo que conllevó a la muerte de 592 personas. En 1948, en el episodio de Donora, Pennsylvania, un pequeño pueblo en donde había plantas químicas y acerías se cubrió por una niebla durante 4 días y enfermó a casi la mitad de sus 14000 habitantes (20 de ellos murieron). Diez años después los residentes de Donora que habían estado gravemente enfermos durante el episodio mostraron una tasa más alta de enfermedad y morían antes que el promedio de todos los habitantes (3).

Tabla 1. Episodios más famosos de contaminación en el siglo XX

Episodio	Año	Exceso de mortalidad	Causas propuestas
Meuse Valley	1930	60+	SO ₂ , fluoruros, H ₂ SO ₄
Donora	1948	20	SO ₂ , material particulado
Londres	1952	4000+	SO ₂ , material particulado, H ₂ SO ₄

En el episodio de Londres, ocurrido en 1952, se evidenció el siniestro potencial de la contaminación del aire: una niebla cubrió la ciudad del 5 al 8 de diciembre, y 10 días después se supo que el número total de muertes en la región principal de Londres sobrepasaba en 4000 al promedio. Las estadísticas indicaron que casi todos los que habían muerto inesperadamente tenían antecedentes clínicos de bronquitis, enfisema o trastornos cardíacos y que las personas clasificadas en la última categoría eran las más vulnerables (3).

Contaminación en los tiempos que corren

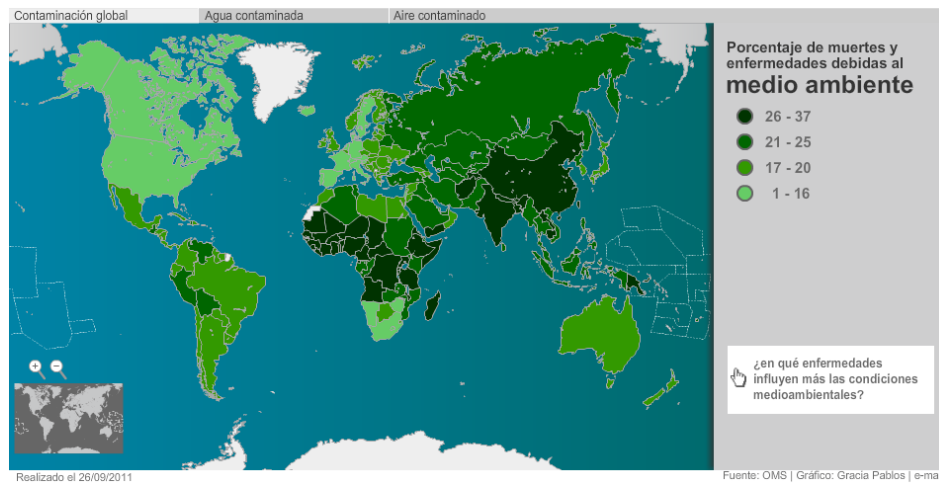
En el 2014 la OMS informó que en 2012, 7 millones de personas murieron como consecuencia de la exposición a la contaminación atmosférica, duplicando las estimaciones anteriores y confirmando que la contaminación del aire constituye el riesgo ambiental para la salud más importante del mundo. Incluso, que más del 50% de esta carga de enfermedad recae en las poblaciones de los países en desarrollo. Asimismo, la Agencia internacional de investigación sobre el cáncer (IARC) en su informe de prensa 221/13 ha categorizado al aire ambiente contaminado (extramuros) como carcinogénico comprobado, categoría IA.

En nuestra región, estos informe se hacen eco de la abundante evidencia epidemiológica que correlaciona la exposición crónica a contaminantes relacionados a la industria petroquímica y al tráfico vehicular, como material particulado (MP), metales, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), compuestos orgánicos volátiles (COVs), con efectos adversos sobre el desarrollo y la función pulmonar, sobre el sistema cardiovascular, e incremento de la mortalidad (1-7). En este marco, adquiere particular relevancia el acuerdo firmado por Argentina junto a los países de América Latina denominado “Plan de Acción Regional de Cooperación Intergubernamental en Materia de Contaminación Atmosférica para América Latina y el Caribe” (4) dando origen al Plan de Acción Nacional sobre Contaminación Atmosférica, que cuenta entre sus objetivos establecer una base de datos de alcance nacional sobre la calidad del aire. Esta resolución viene a remediar la carencia de estudios de calidad de aire, en calidad y cantidad, a nivel nacional, provincial o municipal. Entre los estudios vigentes, algunos se relacionan con regiones industriales críticas (Zárate-Campana o Bahía Blanca, Prov. Buenos Aires), además de las estaciones de monitoreo continuo en CABA o las emplazadas por el ACUMAR; y los estudios sobre la calidad del aire en La Plata.

En la Figura 2 se muestran mapas elaborados por la OMS que detallan la contaminación ambiental (a) y la contaminación del aire (b) a nivel mundial, en 2011. En dicho estudio participaron más de 100 expertos que analizaron 14 regiones del planeta con el objetivo de conocer cuáles son los factores de este tipo que más afectan a la salud. El mapa detalla la contaminación que hay en cada país según una escala que va del verde claro al verde oscuro.

El estudio analizó la presencia de partículas grandes y partículas chicas en el ambiente y consecuentemente la contaminación atmosférica que hay en el mundo.

(a)



(b)

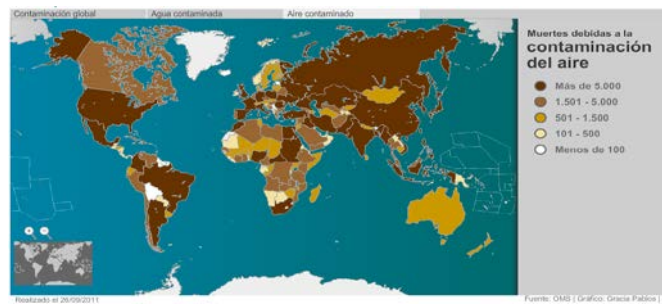


Figura 1: Mapas de la contaminación ambiental (a) y la contaminación del aire (b) a nivel mundial, en función de las muertes asociadas.

Adicionalmente, un estudio sobre la contaminación revela datos preocupantes acerca de la contaminación atmosférica y la mortalidad a escala mundial por enfermedades relacionadas en el ser humano debido a este problema ambiental durante 2013. Los automóviles, la industria o la quema de madera son algunas de las acciones que más muertes provocan en países como China e India. El informe, elaborado por un grupo de investigadores de Canadá (5), muestra de forma ilustrada (Figura 3) los lugares donde se han producido más fallecimientos en 2013 por esta causa, clasificada en dos grupos concretos: la contaminación extramuros (automóviles, industria, agricultura) y la contaminación intramuros (cocinas de carbón o quema de madera).

Carga Global de la contaminación atmosférica

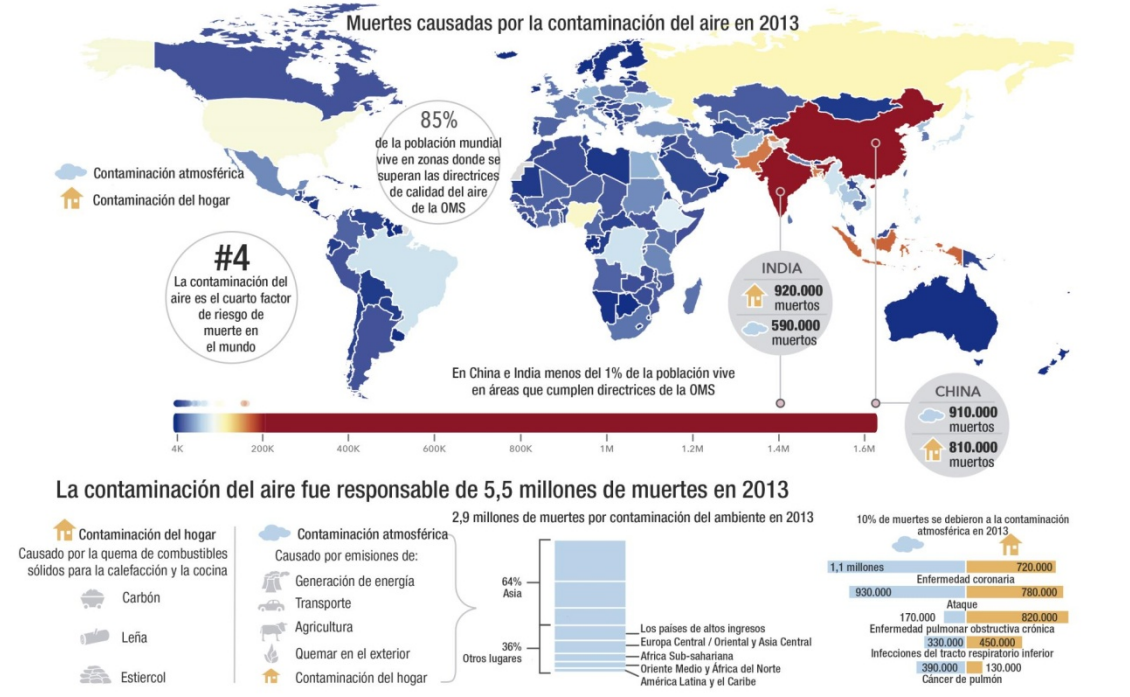


Figura 3: Carga global de la contaminación del aire (Brauer et al., 2015)

China e India son los países que concentran más de la mitad de estas muertes con 1.6 y 1.4 millones de defunciones respectivamente. A grandes rasgos, Asia concentra las cifras más alarmantes en esta materia con un 64 por ciento de las defunciones en todo el mundo, con países como Indonesia o Pakistán que acompañan este problema en la contaminación del aire.

El 36 por ciento restante se reparte en el resto del mundo, coronado por los países desarrollados, seguido del Este de Europa, África subsahariana, Oriente Medio y norte de África, así como América Latina y el Caribe. Países como Estados Unidos, Rusia y Nigeria ocupan una posición intermedia con muertes que rondan las 100 mil personas. A la cola en contaminación y con una envidiable preocupación ambiental se encuentran países como Canadá, Australia, Islandia o el resto de países nórdicos.

El gráfico realizado por el Instituto para la Medición y Evaluación de la salud en la Universidad de Washington muestra que no hay una gran diferencia entre el número de muertes por contaminación interior y exterior. En China, por ejemplo, se produjeron 910 mil muertes por polución exterior y 100 mil menos por contaminación en espacios cerrados. En cambio, en India las muertes en espacios cerrados superan en 330 mil las muertes por contaminación exterior. El informe indica que estos contrastes se deben a las diferentes prácticas que realiza cada país. En China la quema de carbón al aire libre es la causa fundamental del mal estado del aire, provocando 366 mil muertes en el país sólo con esta práctica. En el caso de que China no tome medidas de control y reducción en la quema de carbón, en 2030 la cifra de muertes podrían superar el millón de personas.

A la inversa, prácticas como la combustión de madera para cocinar o como uso de calefacción son habituales en India, provocando que miles de familias estén expuestas a partículas nocivas para su salud.

El instituto afirma que en los últimos veinte años, la contaminación del aire ha disminuido en los países con ingresos más altos y destaca las medidas adoptadas por Europa occidental, Norteamérica y Japón para combatirla. Sin embargo, indica que a nivel mundial los niveles de polución han aumentado por países como China y el sur de Asia.

Calidad del aire

La calidad del aire de una región está fuertemente influenciado por parámetros meteorológicos como la temperatura ambiente, la magnitud y la dirección del viento, la cobertura nubosa, y la lluvia/nieve/ granizo, etc. incluyendo la naturaleza del suelo, la biota y las diferentes actividades que se realizan en un territorio.

Para definir la calidad del aire de una región, se establece un índice de calidad del aire (AQI) en una escala que va de buena a mala (6). Cuando se incrementa el valor de AQI, un porcentaje creciente de la población podría verse afectada por los efectos adversos de los contaminantes estudiados. El principal problema es que no hay ningún valor de AQI unificado, y diferentes países tienen sus propios índices de calidad del aire, que corresponden a diferentes normas nacionales de calidad del aire.

Urbanización y contaminación

La población mundial vive mayoritariamente en áreas urbanas (7), concentradas en megaciudades (con poblaciones superiores a los 10 millones). Las megaciudades no solo constituyen centros de crecimiento de las economías sino también, importantes fuentes de contaminantes atmosféricos y agentes precursores del cambio climático (8).

Entre 1950 y 2005 la población mundial aumentó de 2.5 a 6.5 billones, y se espera que para 2050 el número ascienda a 9.1 billones (UN-DESA, 2016). Lo interesante para el análisis abordado en la materia, es que el aumento de la población mundial está acompañado de un aumento en el porcentaje de personas que viven en zonas urbanas (Figura 4). Si bien los porcentajes de población urbana son más altas en los países desarrollados que en los países en desarrollo, América del Sur constituye una excepción ya que a la actualidad la población urbana alcanza el 83% de la población total (Figura 5). Estos dramáticos aumentos de la población total y especialmente aquella urbanizada, se han visto acompañados de crecimiento tecnológico y desarrollo económico, de modificaciones en los usos del suelo, uso irracional de los recursos, y gran demanda de energía y transporte. Estas modificaciones en pos de mejorar la calidad de vida de los ciudadanos han representado un impacto dramático sobre la calidad del medio ambiente. Como ejemplos significativos, cabe mencionar las emisiones antropogénicas y biogénicas, que han alterado la composición atmosférica a diferentes escalas. En este aspecto, el intento de comprender el impacto de la urbanización sobre la química atmosférica resulta de sumo interés en los tiempos que corren.

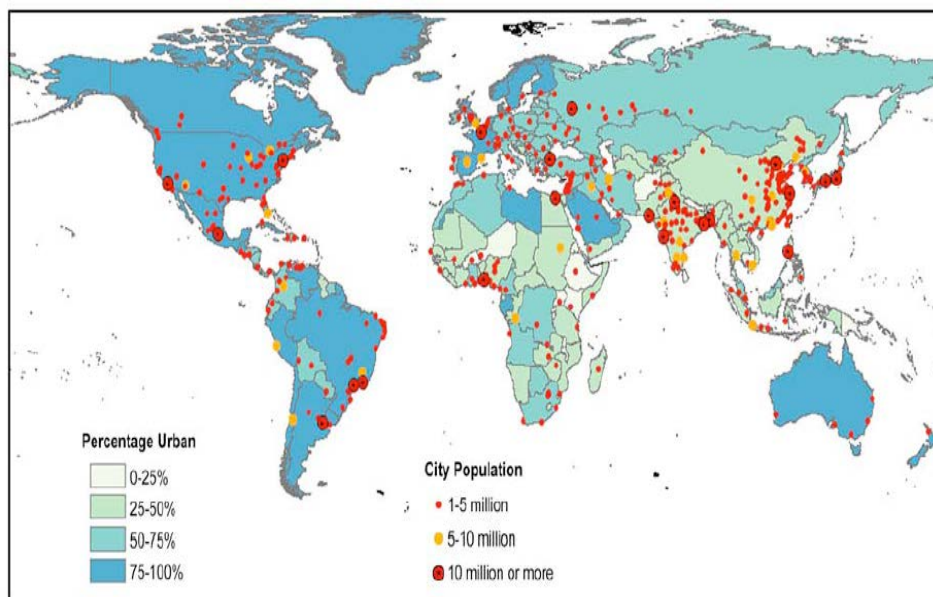


Figura 4: Aglomeración en centros urbanos en 2009 (proporción de la población urbana respecto a la población mundial: 50.1%). Fuente: UN- Department of Economic and Social Affairs, 2010.

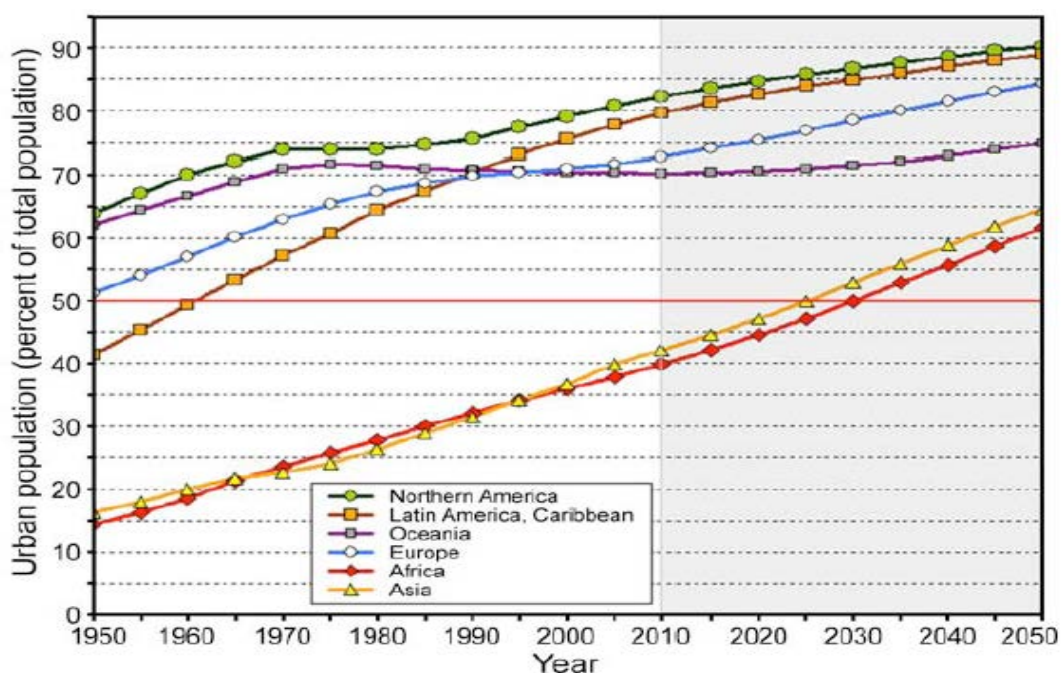


Figura 5: Población urbana en grandes áreas geográficas (porcentaje de población total). Fuente: Department of Economic and Social Affairs, 2010.

La escala geográfica y la intensidad del impacto de mega ciudades sobre la contaminación atmosférica y el clima están determinadas no sólo por la magnitud de sus emisiones, sino también por su geografía y la meteorología regional. Estos factores afectan el grado en que están atrapados los contaminantes, tal es el caso de las ciudades emplazadas en valles rodeadas de montañas, o aquellas caracterizadas por inversiones atmosféricas persistentes. No obstante, cabe destacar que la mayor parte de las megas ciudades del mundo están situadas en las zonas costeras, en donde prevalece la mezcla de masas de aire urbanas y marinas.

Claramente, cada área urbana debe ser tratada como un escenario de características únicas para el estudio de los impactos de la urbanización en la química atmosférica.

Índices de calidad del aire

Un índice de calidad del aire "ICA" (AQI, por sus siglas en inglés) es un número utilizado por las agencias gubernamentales para comunicar al público lo contaminado que se encuentra el aire en un determinado sitio. A medida que aumenta el ICA, es probable que un porcentaje cada vez mayor de la población experimente efectos adversos a la salud.

Diferentes países tienen sus propios índices de calidad del aire, que corresponden a diferentes normas nacionales de calidad del aire. Algunos de estos son el Índice de Salud Calidad del Aire (Canadá), el índice de calidad de aire de la US EPA y el índice de calidad de aire diario del Reino Unido (9-11).

El cálculo del ICA requiere una concentración de contaminante del aire durante un período de promedio especificado, obtenido de un monitor o modelo. En conjunto, la concentración y el tiempo representan la dosis del contaminante en aire. Los efectos en la salud correspondientes a una dosis dada se establecen mediante investigaciones epidemiológicas. Los contaminantes varían en potencia, y la función utilizada para convertir de concentración de contaminante a ICA varía según el contaminante.

Los valores del índice de calidad del aire se agrupan generalmente en rangos. A cada rango se le asigna un descriptor, un código de color y un aviso de salud pública estandarizado.

El ICA puede aumentar debido a un aumento de las emisiones a la atmósfera (por ejemplo, durante el tráfico en horas pico o cuando hay un incendio forestal contra el viento) o por la falta de dilución de los contaminantes del aire. El aire estancado, causado a menudo por un anticiclón, la inversión de la temperatura, o las velocidades bajas del viento permite que la contaminación atmosférica permanezca en un área local, conduciendo a altas concentraciones de contaminantes, y que se produzcan reacciones químicas entre los contaminantes del aire.

Para un día en que se prevé que el ICA se eleve debido a la contaminación por partículas finas o aumento de concentración de algún contaminante, una agencia o una organización de salud pública podrían:

- aconsejar a grupos sensibles, como ancianos, niños y aquellos con problemas respiratorios o cardiovasculares que eviten el esfuerzo al aire libre.
- alentar medidas voluntarias para reducir las emisiones al aire, como el uso del transporte público.
- recomendar el uso de máscaras para evitar ingreso de partículas finas a los pulmones.

La mayoría de los contaminantes del aire no tienen un ICA asociado. Muchos países vigilan el ozono troposférico, material particulado, dióxido de azufre, el monóxido de carbono y el dióxido de nitrógeno y calculan los índices de calidad del aire para estos contaminantes. La definición del ICA en una nación en particular refleja el discurso que rodea el desarrollo de los estándares nacionales de calidad del aire en esa nación.

Por ejemplo, el índice de calidad del aire más utilizado en el Reino Unido es el Índice de Calidad del Aire Diario recomendado por el Comité sobre los Efectos Médicos de los Contaminantes Atmosféricos (COMEAP). Este índice tiene diez puntos, que se agrupan en 4

bandas (tabla 2): baja, moderada, alta y muy alta. Cada una de las bandas viene con consejos para grupos en riesgo y la población en general. El índice se basa en las concentraciones de 5 contaminantes, ozono, dióxido de nitrógeno, dióxido de azufre, MP_{2,5} y MP₁₀. Los puntos de ruptura entre los valores de índice se definen por cada contaminante por separado y el índice global se define como el valor máximo del índice.

Tabla 2. Valores del ICA Reino Unido

Banda	Valor	Consejo a grupos de riesgo	Consejos al público en general
Bajo	1-3	Disfrute sus actividades regulares al aire libre	Disfrute sus actividades regulares al aire libre
Moderado	4-6	Adultos y niños con problemas pulmonares, y adultos con problemas cardíacos, ambos con síntomas, deben considerar reducir la actividad física extenuante, particularmente al aire libre	Disfrute sus actividades regulares al aire libre.
Alto	7-9	Adultos y niños con problemas pulmonares, y adultos con problemas cardíacos, deben reducir el esfuerzo físico extenuante, particularmente al aire libre, y si experimentan síntomas. Las personas con asma pueden necesitar su inhalador de alivio con más frecuencia. Las personas mayores también deben reducir el esfuerzo físico.	Cualquier persona con molestias (dolor de ojos, tos o dolor de garganta) debe reducir la actividad, especialmente al aire libre.
Muy Alto	10	Adultos y niños con problemas pulmonares, adultos con problemas cardíacos, y personas mayores, deben evitar la actividad física extenuante. Las personas con asma pueden encontrar que necesitan usar su inhalador de alivio con más frecuencia.	Reduzca el esfuerzo físico, especialmente al aire libre, especialmente si experimenta síntomas como tos o dolor de garganta.

Tabla 3. Niveles de ICA para cada contaminante

ICA	Ozono, media 8 h ($\mu\text{g m}^{-3}$)	NO ₂ , media horaria ($\mu\text{g m}^{-3}$)	SO ₂ , media 15 minutos ($\mu\text{g m}^{-3}$)	MP _{2,5} , media 24 h ($\mu\text{g m}^{-3}$)	MP ₁₀ , media 24 h ($\mu\text{g m}^{-3}$)
1	0-33	0-67	0-88	0-11	0-16
2	34-66	68-134	89-177	12-23	17-33
3	67-100	135-200	178-266	24-35	34-50
4	101-120	201-267	267-354	36-41	51-58
5	121-140	268-334	355-443	42-47	59-66
6	141-160	335-400	444-532	48-53	67-75
7	161-187	401-467	533-710	54-58	76-83
8	188-213	468-534	711-887	59-64	84-91
9	214-240	535-600	888-1064	65-70	92-100
10	e 241	e 601	e 1065	e 71	e 101

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) ha desarrollado un Índice de Calidad del Aire. Este AQI se divide en seis categorías que indican niveles crecientes de preocupación por la salud. Un valor ICA superior a 300 representa calidad del aire peligroso y por debajo de 50 la calidad del aire es buena.

El ICA se basa en los cinco contaminantes "criterios" regulados por la Ley de Aire Limpio: ozono a nivel del suelo, partículas, monóxido de carbono, dióxido de azufre y dióxido de nitrógeno. La EPA ha establecido Normas Nacionales de Calidad del Aire Ambiental (NAAQS) para cada uno de estos contaminantes con el fin de proteger la salud pública.

Un valor ICA de 100 corresponde generalmente al nivel del NAAQS para el contaminante, La Ley del Aire Limpio (USA) (1990) requiere que la EPA revise sus Estándares Nacionales de Calidad del Aire Ambiente cada cinco años para reflejar la evolución de la información sobre los efectos sobre la salud. El Índice de Calidad del Aire se ajusta periódicamente para reflejar estos cambios.

Tabla 4. Niveles de ICA para cada contaminante de la EPA

ICA	Nivel respecto a la salud	Color
0-50	Bueno	Verde
51-100	Moderado	Amarillo
101-150	Insalubre para grupos sensibles	Naranja
151-200	Insalubre	Rojo
201-250	Muy insalubre	Violeta
251-300	Peligroso	Granate

El índice de calidad del aire es una función lineal por partes de la concentración de contaminantes. En el límite entre las categorías del ICA, hay un salto discontinuo de una unidad ICA, siendo la ecuación la siguiente:

$$I = \frac{I_{high} - I_{low}}{C_{high} - C_{low}} (C_{high} - C_{low}) + I_{low}$$

donde:

I = es el índice de calidad del aire (ICA)

C = concentración de contaminantes,

$C_{(low)}$ = el punto de ruptura de la concentración que es d C,

$C_{(high)}$ = el punto de ruptura de la concentración que es e C,

$I_{(low)}$ = el punto de ruptura del índice correspondiente a $C_{(low)}$,

$I_{(high)}$ = el punto de ruptura del índice correspondiente a $C_{(high)}$

Si se miden múltiples contaminantes en un sitio de monitoreo, entonces se indica el valor AQI más grande o "dominante" para la ubicación. El ICA del ozono entre 100 y 300 se calcula seleccionando el mayor del ICA calculado con un valor de ozono de 1 hora y el ICA calculado con el valor de ozono de 8 horas. En la tabla 5 se muestran los valores de cortes usados por la EPA.

Tabla 5. Valores de corte usados por la EPA para calcular el ICA

O₃ (ppb)	O₃ (ppb)	PM_{2.5} (µgm⁻³)	PM10 (µgm⁻³)	CO (ppm)	SO₂ (ppb)	NO₂ (ppb)		ICA
$C_{low} - C_{high}$ (media)	$C_{low} - C_{high}$ (media)	$C_{low} - C_{high}$ (media)	$C_{low} - C_{high}$ (media)	$C_{low} - C_{high}$ (media)	$C_{low} - C_{high}$ (media)	$C_{low} - C_{high}$ (media)	$I_{low} - I_{high}$	Categoría
0-54 (8 h)	-	0.0-12.0 (24 h)	0-54 (24 h)	0.0-4.4 (8 h)	0-35 (1 h)	0-53 (1 h)	0-50	Bueno
55-70 (8 h)	-	12.1-35.4 (24 h)	55-154 (24 h)	4.5-9.4 (8 h)	36-75 (1 h)	54-100 (1 h)	51-100	Moderado
71-85 (8 h)	125-164 (1-hr)	35.5-55.4 (24 h)	155-254 (24 h)	9.5-12.4 (8 h)	76-185 (1 h)	101-360 (1 h)	101-150	Insalubre para grupos sensibles
86-105 (8 h)	165-204 (1-hr)	55.5-150.4 (24 h)	255-354 (24 h)	12.5-15.4 (8 h)	186-304 (1 h)	361-649 (1 h)	151-200	Insalubre
106-200 (8 h)	205-404 (1-hr)	150.5-250.4 (24 h)	355-424 (24 h)	15.5-30.4 (8 h)	305-604 (24 h)	650-1249 (1 h)	201-300	Muy insalubre
-	405-504 (1-hr)	250.5-350.4 (24-hr)	425-504 (24-hr)	30.5-40.4 (8-hr)	605-804 (24-hr)	1250-1649 (1-hr)	301-400	Peligroso
-	505-604 (1-hr)	350.5-500.4 (24-hr)	505-604 (24-hr)	40.5-50.4 (8-hr)	805-1004 (24-hr)	1650-2049 (1-hr)	401-500	Peligroso

Introducción a la química atmosférica

Durante muchos siglos "la dilución era la solución", es decir, poner chimeneas cada vez más altas para amortiguar los impactos sobre la salud humana en las zonas aledañas. Sin embargo, los eventos históricos han motivado a la comunidad científica y a las autoridades competentes a abordar estudios sobre la química atmosférica y contaminantes del aire, y a implementar regulaciones para la mejora de la calidad del aire.

En este contexto, es sabido que la mayoría de las sustancias presentes en la troposfera son transformadas allí por mecanismos físicos y/o químicos, por lo que solo las especies menos reactivas alcanzan la estratosfera e intervienen en la química de esta región. Por otra parte, el contenido de agua de la estratosfera es muy bajo, con ausencia de precipitaciones, ya que la mayor parte del vapor de agua condensa antes de atravesar la tropopausa. Por este motivo, la eliminación de contaminantes gaseosos y particulados por precipitación, un mecanismo de autodepuración de la atmósfera, no está generalmente presente en la estratosfera. Consecuentemente, los materiales que de alguna forma entran en la estratosfera por difusión lenta a través de la tropopausa, corrientes verticales en los trópicos, erupciones volcánicas y tormentas, entre otros, permanecen en ella largos periodos de tiempo formando capas estratificadas (12).

Química estratosférica

A diferencia del resto de los componentes traza, normalmente la concentración de ozono aumenta en los primeros kilómetros de la estratosfera alrededor de un orden de magnitud. Además de las reconocidas propiedades que presenta el ozono en la estratosfera como escudo protector de los organismos vivos, determina el perfil vertical de temperatura de la estratosfera siendo responsable del calentamiento estratosférico y constituye un gas muy reactivo que lo involucra en muchas reacciones químicas. Por estos motivos, la química de la estratosfera gira en torno a la química del ozono y al efecto que las distintas especies traza presentes tienen sobre la concentración del mismo. La complejidad de la química de esta región, aun siendo extensa, es inferior a la de la troposfera debido a que el número de especies químicas presentes es mucho menor.

Química troposférica

Las especies químicas presentes en la troposfera, bien por formar naturalmente parte de la composición de ésta o bien porque han sido adicionadas a esta matriz, una vez se encuentran en ella pueden experimentar reacciones químicas en la zona de emisión, ser transportadas o ser depositadas sobre la superficie terrestre (seca o húmeda). Desde el punto de vista de la reacción química hay una serie de factores que influyen en la reactividad que se da en esta parte de la atmósfera: Se estima que del gran número de especies emitidas a la troposfera desde la superficie de la tierra, aquellas cuyo tiempo de vida sea menor de un año se eliminan en la propia troposfera (12). Aunque la mayor parte de la radiación solar de mayor energía es absorbida por la estratosfera, a la troposfera llega radiación solar capaz de iniciar ciertas reacciones fotoquímicas.

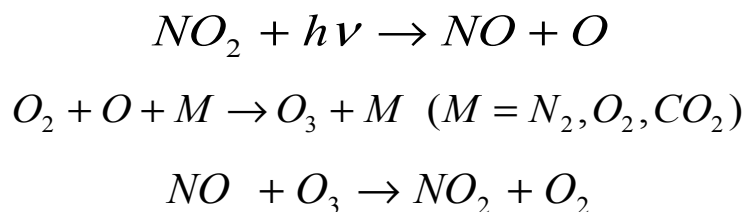
La composición es otro factor decisivo en la química de la troposfera. En la parte más baja de la troposfera, aparecen cientos de compuestos emitidos a la atmósfera por acción del hombre y de forma natural en concentraciones localmente altas. La composición allí va variando y aumentando su complejidad a medida que van apareciendo en ella una mayor diversidad de compuestos debido a la actividad humana.

La troposfera se caracteriza por ser un medio oxidante, la tendencia de las especies en ella presentes es la de reaccionar oxidándose. Las principales especies químicas oxidantes presentes en la troposfera y que van a determinar su química, son por un lado el radical hidroxilo (OH^\cdot), el radical nitrato (NO_3^\cdot) y el ozono (O_3). El radical OH^\cdot , de origen fotoquímico, dominará la química de la troposfera durante el día mientras el radical NO_3^\cdot que sufre fotólisis determinará la química durante la noche. Aunque la mayoría de los compuestos presentan una mayor reactividad con el radical OH^\cdot , que con el radical NO_3^\cdot , la mayor concentración de este radical (108 moléculas por cm^3 frente a 105 moléculas por cm^3 para el radical OH^\cdot) hace que los procesos reactivos del radical NO_3^\cdot sean decisivos en la química atmosférica.

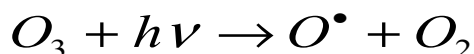
Muchos son los procesos que ocurren continuamente en la troposfera. Entre los más representativos se pueden mencionar a:

- 1) *Ciclo fotoquímico básico de NO_2 , NO y O_3 .*
- 2) *Fotólisis del ozono*
- 3) *Reacciones de NO_x .*

- 1) Ciclo fotoquímico básico de NO_2 , NO y O_3 . Está regido por las siguientes reacciones:



- 2) Fotólisis del ozono. Está regida por las siguientes reacciones:



- 3) Reacciones de NO_x . La principal reacción en la que se consumen NO_x durante el día son aquellas donde se producen ácido nítrico y ácido nitroso:

Contaminantes atmosféricos

Material Particulado (MP)

El Material Particulado presente en el aire, corresponde a partículas sólidas y líquidas que se encuentran en suspensión en la atmósfera y cuyos tamaños oscilan entre 2×10^{-4} y 5×10^2 μm . Debido a que son de diferente tamaño y forma, se han clasificado en términos de diámetro aerodinámico. En tal sentido, se agrupan en finas y gruesas.

Las partículas finas son las de diámetro aerodinámico menor o igual a $2.5 \mu\text{m}$, denominadas como $\text{MP}_{2.5}$. Otro grupo de partículas está constituido por aquellas cuyo diámetro aerodinámico se centra alrededor de las 10 micras, la cuales se denominan MP_{10} . Además, dentro de la clasificación se tienen las partículas suspendidas totales (PST) que se refiere a todas las partículas rodeadas por aire, en un determinado volumen de aire no perturbado (13).

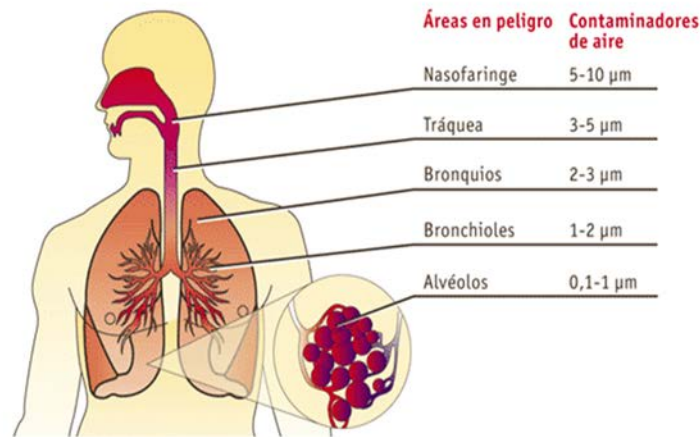


Figura 6: clasificación de MP por diámetro aerodinámico y su impacto en el sistema respiratorio.

La Figura 6 muestra la clasificación de las partículas y su impacto en el sistema respiratorio. Estas partículas se encuentran ampliamente repartidas en la atmósfera, y forman una suspensión estable en el aire. La composición química de las partículas depende de su origen y, generalmente, constituyen una mezcla de sustancias diversas, entre las cuales se puede mencionar: silicatos, carbonatos, sulfatos, cloruros, nitratos, óxidos, metales, carbón, alquitrán, resinas, polen, hongos, bacterias, etc. Muchas provienen de procesos naturales y son transportadas debido a la acción del viento; como ejemplos se puede citar las cenizas derivadas de los incendios y erupciones volcánicas, los aerosoles formados por la acción del viento sobre los océanos y la turbulencia del mar, el polvo de los suelos secos sin cobertura vegetal y el polen, entre otros (Figura 7). Además, las partículas son originadas por una gran gama de procesos tecnológicos tales como la combustión de madera y de combustibles fósiles, y, el procesamiento de material sólido que incluye las etapas de reducción de tamaño, secado y transporte (3).

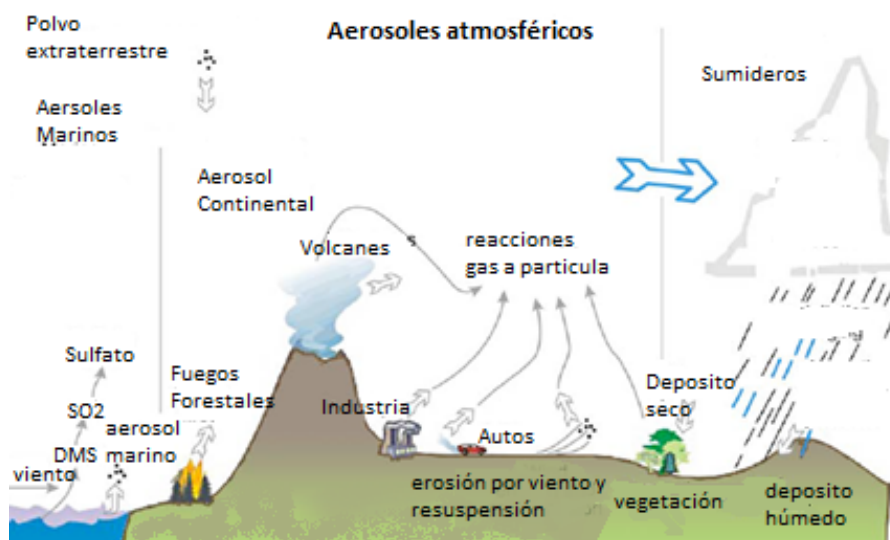
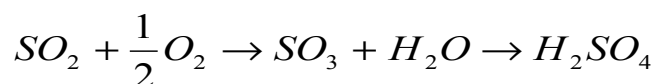


Figura 7: Fuentes de material particulado y aerosoles atmosféricos.

Compuestos de azufre

El dióxido de azufre (SO_2) y el trióxido de azufre (SO_3) son los principales óxidos de azufre presentes en la atmósfera. La principal fuente antropogénica de óxido de azufre es la combustión de combustibles fósiles ricos en azufre, como por ejemplo el carbón y el petróleo combustible, y representa cerca de un tercio del total del SO_2 atmosférico. El principal componente azufrado del carbón es la pirita, Fe_2S_3 , la que se oxida a Fe_2O_3 y SO_2 durante la combustión. Otras actividades industriales relevantes son las refinerías de petróleo y las fundiciones de minerales sulfurados (14).

El SO_2 es un gas no inflamable, no explosivo y es incoloro. En el aire, el SO_2 se oxida parcialmente en SO_3 y, en presencia de humedades altas, se transforma en ácido sulfúrico y sus sales, por medio de procesos fotoquímicos atmosféricos cuya reacción principal es:



Otro compuesto de azufre de relevancia ambiental es el sulfuro de hidrógeno (H_2S). El H_2S se produce a partir de la reacción del azufre con el hidrógeno en procesos industriales o naturales. Además, se genera como subproducto en la biodegradación anaeróbica en presencia de sulfatos. El H_2S tiene un fuerte olor a huevo podrido, que es detectado por el ser humano a muy bajos niveles de concentración, los cuales están alrededor de los $6 \mu\text{g m}^{-3}$. A concentraciones mayores es altamente tóxico y explosivo por lo que sus emisiones deben mantenerse bajo estricto control. En presencia de oxígeno se oxida a SO_2 .

Óxidos de Nitrógeno

Los tres óxidos de nitrógeno que se encuentran comúnmente en la atmósfera son el óxido nitroso (N_2O), el óxido nítrico (NO) y el dióxido de nitrógeno (NO_2). Estos se denominan genéricamente NO_x . El N_2O es un gas relativamente poco reactivo y es un componente traza que se encuentra en la atmósfera naturalmente. El NO es un gas incoloro e inodoro; mientras que el NO_2 es marrón amarillento y tiene un olor desagradable (14).

Los óxidos de nitrógeno son producidos directa e indirectamente por procesos de combustión a altas temperaturas. En dichos procesos el N_2 presente en el aire se oxida para formar principalmente NO, el que se transforma en NO_2 mediante reacciones fotoquímicas. En las zonas urbanas, las concentraciones máximas de NO_x se presentan en las zonas con mayor tráfico. Los gases de escape de los motores de automóviles son ricos en NO y pobres en NO_2 . Generalmente, una pequeña fracción del total de NO_x está presente como NO_2 . Durante la mezcla inicial del aire con los gases de escape calientes, se oxida parte del NO a través de la siguiente reacción:



Gran parte del dióxido de nitrógeno atmosférico se convierte en ácido nítrico y sales de nitrato. Las sales de nitrato forman material particulado y/o sedimentan o son arrastradas por la lluvia.



Hidrocarburos

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) son compuestos orgánicos que se componen de anillos aromáticos simples, y son derivados de la combustión de material orgánico (quema de carbón, petróleo, gasolina, basura, tabaco, madera u otras sustancias orgánicas, como carne asada). Se pueden encontrar también en forma natural cuando son liberados por los incendios forestales y los volcanes. Principalmente, contienen al menos dos anillos aromáticos. Algunos de ellos son denominados "contaminantes prioritarios" por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos debido a su amplia distribución en el ambiente y por sus propiedades mutagénicas, carcinogénicas y teratogénicas (15, 16).

Las propiedades físicas y químicas de los HAPs de bajo peso molecular (dos a tres anillos aromáticos) hacen de ellos candidatos ideales para su dispersión a través de la atmósfera (17). En cambio los HAPs de mayor peso molecular (cuatro a siete anillos aromáticos), tienen mayor afinidad por el material particulado más persistente en el ambiente (18-20). En tal sentido, los HAP son contaminantes orgánicos persistentes (COPs).

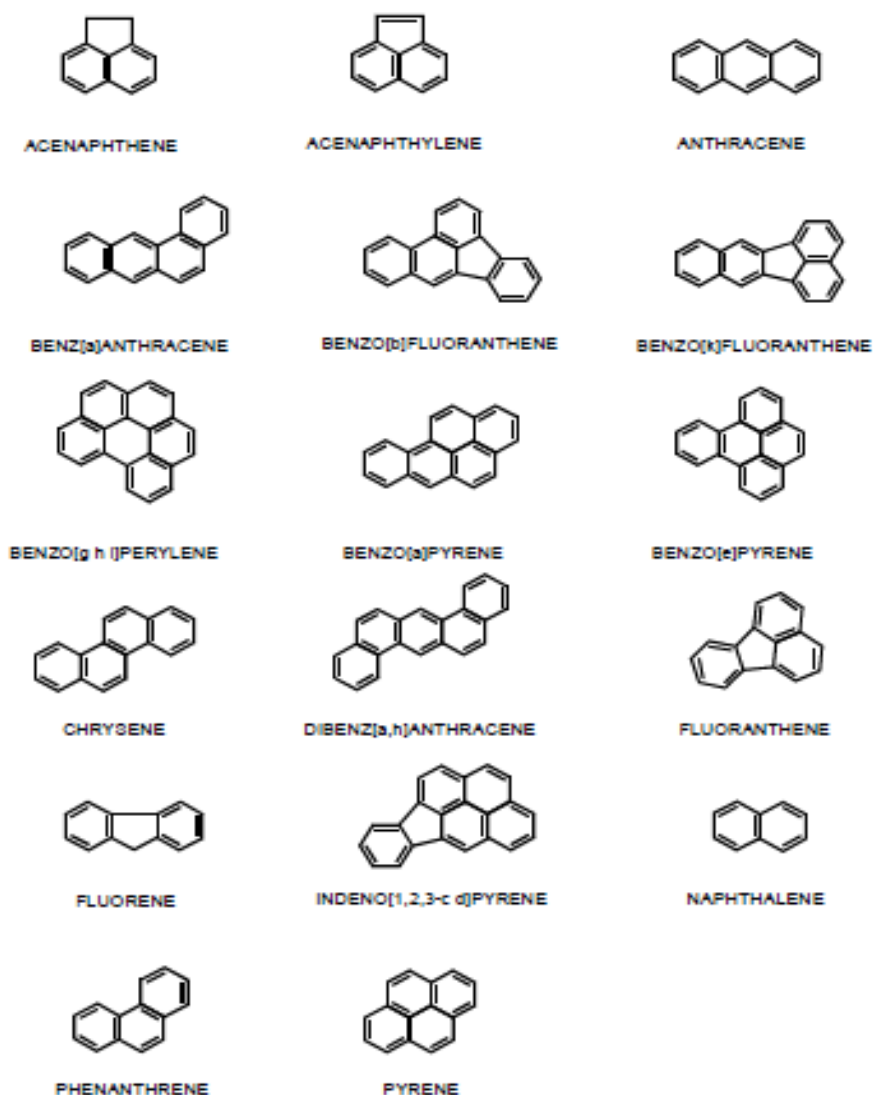
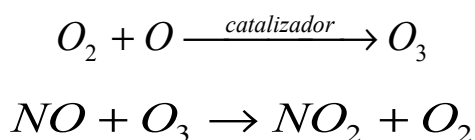


Figura 8. Estructuras de los principales HAPs

Además de los hidrocarburos de alto peso molecular, presentes en el material particulado, existe un amplio rango de compuestos orgánicos volátiles (COVs) destacándose aquellos que poseen entre 1 y 4 átomos de carbono, ya que se encuentran en estado gaseoso bajo condiciones ambientales normales. Los COVs son emitidos en la quema de combustibles, como gasolina, madera, carbón o gas natural. También son liberados por disolventes, pinturas y otros productos empleados y almacenados en hogares. Su importancia ambiental radica en su participación en las reacciones de oxidación fotoquímica. En dichas reacciones, los hidrocarburos se transforman en radicales libres generándose derivados aldehídos y otros compuestos oxidados como por ejemplo el formaldehído y el acetaldehído (14).

Oxidantes fotoquímicos

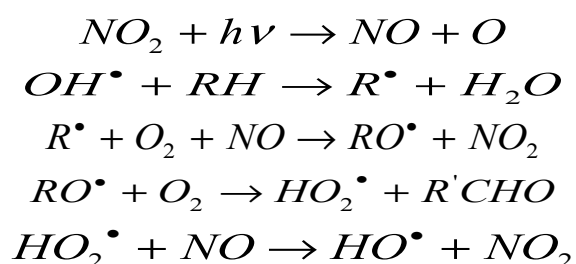
El ozono es uno de los oxidantes fotoquímicos más abundantes y se genera por la reacción entre el O_2 y el oxígeno atómico (O), en presencia de un catalizador que estabiliza la molécula de ozono. El ozono se consume reaccionando con el monóxido de nitrógeno y se forma nuevamente oxígeno:



El ozono es un foto-oxidante que se produce en la troposfera por efecto de la oxidación de monóxido de carbono e hidrocarburos en presencia de óxidos de nitrógeno y luz solar. De este modo, los hidrocarburos, el monóxido de carbono y los óxidos de nitrógeno constituyen precursores en la formación de ozono troposférico.

Por su parte, el oxígeno atómico se produce debido a la acción de la luz solar sobre el dióxido de nitrógeno. El oxígeno atómico es altamente reactivo y su interacción con el agua genera radicales hidroxilos, los que juegan un papel fundamental en los complejos procesos químicos atmosféricos. La formación de los hidroxilos se representa a continuación.

Los radicales hidroxilos reaccionan con los hidrocarburos (RH) para producir radicales libres de hidrocarburos (R^\bullet) en presencia de luz solar a longitudes de onda menores de 0,38 μm . Estas sustancias, a su vez, reaccionan con el NO para formar más NO_2 . Lo anterior se representa en las siguientes ecuaciones:



El efecto neto de estas reacciones es que una molécula de hidrocarburo convierte dos moléculas de NO a NO_2 y produce una molécula de aldehído. Como se puede apreciar por cada molécula de NO_2 consumido se producen dos por lo que aumenta su concentración y disminuye la de NO.

Óxidos de carbono

Los óxidos de carbono están constituidos por el dióxido de carbono (CO_2) y el monóxido de carbono (CO). El CO_2 generalmente no se considera como contaminante atmosférico debido a que es un componente natural de la atmósfera donde juega un importante papel en el efecto invernadero. Sin embargo, en la actualidad existe gran preocupación por las crecientes emisiones de este gas, como producto de la combustión, que conllevan a un efecto adverso en el balance térmico terrestre.

Por su parte, el CO es un contaminante que proviene principalmente de la combustión incompleta de cualquier tipo de combustible. También es producido en grandes cantidades por muchas fuentes naturales como lo son los gases volcánicos, los incendios forestales y la oxidación del metano ambiental, entre otras. Los vehículos con motores de combustión interna son una de las principales fuentes de emisión de CO en las zonas urbanas.

Las chimeneas, las calderas, los calentadores de agua, estufas y otros aparatos domésticos que queman combustible también son fuentes importantes de CO tanto al aire libre como en ambientes interiores.

Ruido

El sonido representa la propagación de ondas de presión audibles a través de un medio. El ruido es un sonido indeseable, cuya intensidad, frecuencia y duración constituyen una molestia para las personas afectadas. El oído humano transforma estas ondas de presión en señal acústica con un umbral mínimo del orden de 20 µPa (micropascales).

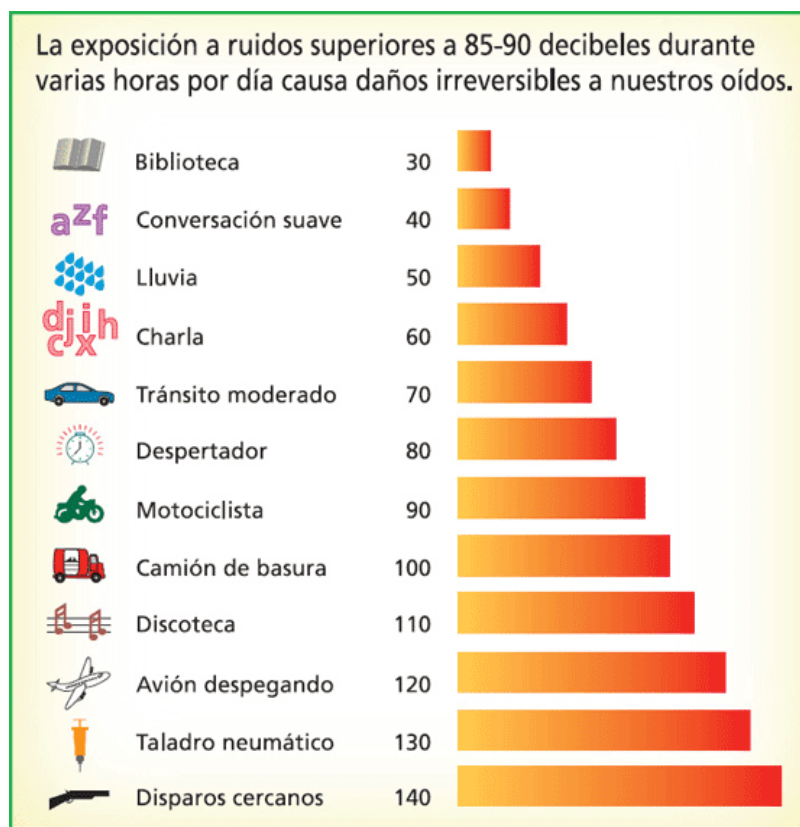


Figura 9. Escalas de ruido

El nivel de presión sonora (NPS) se define en términos del número de decibelios de presión acústica (P) en relación a una presión de referencia (P₀), generalmente de 20 µPa, usando la siguiente ecuación:

$$NPS = 20 \log \left(\frac{P}{P_0} \right)$$

Los valores de NPS se encuentran entre 10 y 140 dB. El umbral del dolor corresponde a 140 dB, que corresponde por ejemplo al sonido de un motor a propulsión ubicado a una distancia de 25 m. Los camiones y otras maquinarias pesadas generan NPS del orden de 90 a 110 dB, mientras que una biblioteca típica presenta 40 dB.

La propagación del sonido en el aire depende del tipo de fuente sonora, del medio donde se propaga y de las condiciones atmosféricas entre las que se encuentran la dirección del viento, la presión y la temperatura.

Radiaciones ionizantes y no ionizantes

Las **radiaciones ionizantes** incluyen los rayos X, las partículas α y β , y los rayos γ . Estas radiaciones tienen serios efectos para la salud de las personas, debido a su poder para ionizar la materia que encuentra a su paso. Aun cuando existen fuentes de radiactividad naturales, las principales emisiones provienen de fuentes antropogénicas debido al uso y procesamiento de materiales radiactivos. Las centrales nucleares y las fábricas de material bélico son los principales usuarios de materiales radiactivos. Sin embargo, los usos difusos, tales como en medicina, instrumentos de laboratorio y análisis químicos son los principales responsables de emisiones “no controladas” de radiaciones ionizantes.

Las **radiaciones no ionizantes** incluyen aquellas generadas por líneas de transporte eléctrico, transformadores, antenas emisoras de telefonía, radio y televisión, radares, aparatos eléctricos, teléfonos móviles, teléfonos inalámbricos, electrodomésticos, etc.; dichas radiaciones dan lugar a lo que se denomina contaminación por campos electromagnéticos.

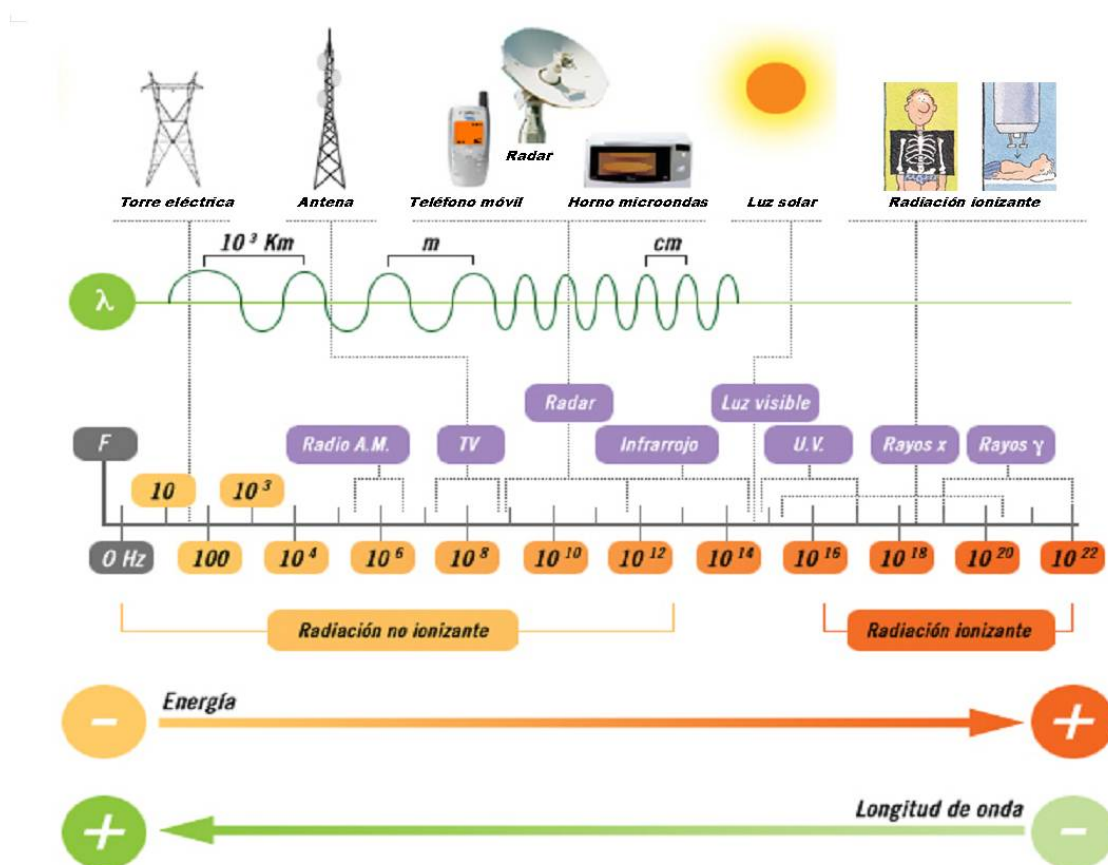


Figura 10. Tipo de radiaciones

Compuestos de cloro y bromo

Existen varios compuestos de este tipo que se emiten a la atmósfera en diferentes actividades. Se pueden citar a los bifenilos policlorados (PCB) que son un grupo de compuestos cuya fórmula general es $C_{12}H_{10}-XCl_x$, con diferentes niveles de sustitución. A pesar de que su estado normal es líquido se pueden encontrar presentes en los humos derivados de la combustión incompleta de polímeros clorados. Son muy tóxicos y de baja biodegradabilidad por lo que persisten en el ambiente por largo tiempo. Debido a su alta constante dieléctrica y baja presión de vapor se utilizan industrialmente como aislantes en condensadores eléctricos y transformadores.

Otros compuestos organoclorados de gran importancia, dado a su altísimo potencial tóxico, son las dioxinas y furanos. Constituyen una familia de compuestos aromáticos clorados tricíclicos. Las dioxinas presentan dos átomos de oxígeno en su molécula mientras los furanos solo presentan uno. Se conocen un total de 75 isómeros de dioxinas llamadas genéricamente policlorodibenzo-para-dioxinas (PCDD), y 135 isómeros de furanos llamados policlorodibenzofuranos (PCDF). Estos compuestos presentan una muy baja solubilidad en agua y tienen una bajísima presión de vapor por lo que son poco volátiles. Son químicamente estables a temperaturas menores de $850^{\circ}C$ y se descomponen con facilidad por acción de la luz en presencia de hidrógeno. Su gran estabilidad les permite resistir los ataques químicos y biológicos existentes en el suelo y en el agua, por lo que son altamente persistentes y bioacumulables (se van acumulando a lo largo de la cadena alimentaria, principalmente en el tejido adiposo de los animales por su solubilidad en las grasas). Su emisión a la atmósfera proviene de la combustión incompleta de compuestos orgánicos clorados como los plásticos clorados y la lignina clorada. También se generan en la reacción del Cl_2 y los compuestos fenólicos.

Los clorofluorocarbonos (CFC) son derivados de los hidrocarburos saturados obtenidos mediante la sustitución de átomos de hidrógeno por átomos de flúor y/o cloro principalmente.

Los CFC son una familia de gases que se emplean en diversas aplicaciones, principalmente en la industria de la refrigeración y de propelentes de aerosoles. Están también presentes en aislantes térmicos. Los CFC tienen una gran persistencia en la atmósfera, de 50 a 100 años. Con el paso del tiempo alcanzan la estratosfera, donde se disocian por acción de la radiación ultravioleta, liberando el cloro y dando comienzo al proceso de destrucción de la capa ozono. CFC es el nombre genérico de un grupo de compuestos que contienen cloro, flúor y carbono, utilizados como agentes que producen frío y como gases propulsores en los aerosoles. Sus múltiples aplicaciones, su volatilidad y su estabilidad química provocan su acumulación en la alta atmósfera, donde su presencia, según algunos científicos, es causante de la destrucción de la capa protectora de ozono.

Respecto a compuestos bromados, el bromometano (o bromuro de metilo) es el principal contaminante que aporta bromo a la atmósfera. Es un compuesto orgánico halogenado con la fórmula química CH_3Br . Es un gas incoloro, con suave aroma a cloroformo, ininflamable. Sus propiedades químicas son bastante similares a las del clorometano. El bromuro de metilo tiene origen tanto natural como sintético. Se produce naturalmente en su mayoría en el océano, por algas y algas Laminariales.

También por plantas terrestres, como varias del género de las Brassica. En la industria se hace reaccionando metanol con ácido bromhídrico. En el laboratorio se obtiene añadiendo sulfúrico a una mezcla metanol y bromuro de sodio (se forma bromhídrico), o bien por reacción del bromo con metanol en presencia de fósforo rojo.

Metales pesados

Los metales pesados se encuentran en la atmósfera como material particulado. Algunos metales y sus compuestos, tales como el mercurio y el tetraetilo de plomo, poseen una alta presión de vapor por lo que pueden presentarse en estado gaseoso. En este grupo de contaminantes se incluyen además los siguientes metales: cadmio, cromo, cobre, zinc y arsénico. En general, son persistentes y bioacumulables en los seres vivos, y algunos también biomagnificables.

Por su parte, el arsénico y el cadmio se han vuelto una preocupación en algunas ciudades o regiones que se emplazan cerca de industrias que procesan el metal tales como operaciones mineras y fundiciones. En contraste a compuestos gaseosos específicos, la evaluación de los compuestos de metales y metaloides en el aire ambiente es complicada por el hecho de que las diferentes especies químicas podrían poseer diferentes toxicidad. En el aire ambiente, los metales, metaloides y sus compuestos se encuentran principalmente como parte del material particulado a pesar de que las especies químicas volátiles podrían ser las más tóxicas. Pueden estar presentes en la fase no soluble o como compuestos iónicos solubles u organometálicos. Adicionalmente, las especies químicas gaseosas específicas y los vapores podrían también estar presentes en el aire. Bajo ciertas condiciones ambientales, los compuestos metálicos se pueden encontrar en formas gaseosas tales como organometálicos moleculares de bajo peso. Como ejemplo, los compuestos de arsénico más comúnmente encontrados en el aire ambiente incluyen al trióxido de arsénico, al óxido de arsénico, al ácido arsénico (ácido ortoarsenico), ácido monometilarsonico, dimetilarsínico ácido, y otras trivalentes como compuestos de arsina (H_3As) siendo las especies más tóxicas.

En el caso del As, se sabe que el aumento de la estructura orgánica de los compuestos de arsénico reduce fuertemente su toxicidad, lo que proporciona una manera natural de desintoxicación del As. Sin embargo, en el caso de Hg, la toxicidad de sus especies químicas aumenta desde la de mercurio inorgánico a compuestos metilo y fenilos que pueden cruzar las barreras de la membrana celular con facilidad. El estado de oxidación es también un factor clave para ser considerado en la evaluación de la toxicidad de los elementos minerales, así como, como un ejemplo de compuestos de Cr (III) son menos tóxico que el Cr (VI) y tienen un efecto totalmente diferente en los seres humanos.

Asbestos

El asbesto es otro contaminante atmosférico importante. Asbesto es el nombre general de un grupo de minerales fibrosos, todos los cuales son básicamente silicatos hidratados. Estos varían en el contenido metálico, en la resistencia al calor y en otras propiedades.

Estas variaciones determinan los usos industriales de los diferentes tipos de asbesto e influyen en sus efectos biológicos. Una exposición crónica durante varios años produce una enfermedad caracterizada por dificultades severas al respirar conocida como asbestosis.

Partes de las fibras inhaladas se fijan firmemente en el tejido pulmonar; la reacción natural del organismo consiste en cubrir estas fibras formando cuerpos asbestosos. La inhalación excesiva de las fibras produce una formación progresiva de tejido fibroso que eventualmente cubre gran parte de los pulmones.

La principal causa de muerte entre trabajadores de la industria del asbesto es el cáncer pulmonar. Se debe tener en consideración que el asbesto-cemento es muy utilizado en la construcción de viviendas. En la actualidad, se sabe que una exposición moderada a polvos de asbesto-cemento aumenta el riesgo de cáncer al pulmón en 10 veces, comparado con la población general. En personas fumadoras el riesgo aumenta en 90 veces.

Metano

El metano (CH₄) se encuentra presente naturalmente en la atmósfera y se genera a partir de los procesos biológicos anaeróbicos como los llevados a cabo en los sedimentos de los cuerpos de agua superficiales, pantanos, en los intestinos de los rumiantes y en otros medios anóxicos. Los sitios de disposición final de residuos biodegradables emiten metano generado por la acción de bacterias anaeróbicas. El metano se oxida en la atmósfera a CO₂.

Clasificaciones de contaminantes

Los contaminantes atmosféricos son tan numerosos que resulta difícil agruparlos para su estudio. Algunos autores lo hacen en función de sus formas de tratamiento, tales como particulado y gaseosos, aun considerando que la calidad del aire puede ser degradado por otros contaminantes tales como ruido, calor, radiación ionizante y campos electromagnéticos. Hoy en día, la contaminación del aire típicamente se refiere a un conjunto de contaminantes criterio, que históricamente fueron designados como tales debido a sus impactos sobre la salud humana y más tarde a sus efectos sobre los ecosistemas. En este aspecto, la mayoría de los contaminantes atmosféricos pueden afectar directamente la salud de las personas, ya que ingresan al organismo a través del sistema respiratorio o de la piel. En otros casos, el contaminante es transportado desde el aire al suelo o a los cuerpos hídricos, donde posteriormente ingresa en la cadena trófica. El transporte de contaminantes desde la atmósfera hacia la superficie terrestre se produce por sedimentación de las partículas del aire y/o por absorción y arrastre de las lluvias.

Primarios y secundarios

Los contaminantes atmosféricos primarios son aquellas sustancias que se emiten directamente al aire de una fuente de emisión, y resultan en su forma perjudiciales; mientras que los contaminantes secundarios no se emiten directamente a la atmósfera desde focos emisores.

Estos últimos se forman en el seno de la misma a través de los procesos químicos y/o fotoquímicos que sufren los contaminantes primarios, y en varios casos son los causantes directos de los problemas de contaminación más acuciantes, como es el caso del ozono troposférico.

Ejemplos de contaminantes atmosféricos primarios incluyen CO, SO₂, y material particulado suspendido que puede ser generado por fuentes naturales, como partículas del suelo, o actividades humanas tales como el transporte, la calefacción o las industriales. Por otro lado, los contaminantes secundarios del aire se forman en la atmósfera como resultado de la hidrólisis, la oxidación y/o la oxidación fotoquímica, y ejemplos de ellos incluyen a nieblas ácidas y oxidantes fotoquímicos. Otros contaminantes secundarios de relevancia, son el ácido sulfúrico (H₂SO₄), que se forma por la oxidación del SO₂, el dióxido de nitrógeno NO₂, que se forma al oxidarse el contaminante primario NO y el O₃, que se forma a partir del oxígeno O₂. Por lo expuesto, se puede concluir que la acción principal para evitar la contaminación del aire es controlar las emisiones de las fuentes de contaminantes primarios poniendo especial atención a las fuentes antropogénicas que se verán drásticamente potenciadas por el incremento de la población humana y las actividades relacionadas con el desarrollo económico.

Tabla 6. Contaminantes primarios y secundarios en función del tipo de compuesto

TIPO	Contaminante Primario	Contaminante Secundario
Compuestos de S	SO ₂ , SH ₂	SO ₃ , H ₂ SO ₄ , MSO ₄
Compuestos de N	NO, NH ₃	NO ₂ , MNO ₃
Compuestos Orgánicos de C	Compuestos C1-C7	Aldehídos, cetonas, ácidos
Óxidos de C	CO, CO ₂	-----
Compuestos Halógenos	HF, HCl	-----

Criterio y no criterio

Contaminantes **criterio** atmosféricos se refieren a un conjunto de contaminantes que permiten definir la calidad del aire. Su nombre se debe a que han sido objeto de evaluaciones sobre estándares de calidad del aire en los Estados Unidos, con el objetivo de establecer niveles permisibles que protegieran la salud, el medio ambiente y el bienestar de la población (13). A la actualidad esta clasificación ha sido adoptada por muchos países, e incluye a:

- material particulado
- ozono troposférico
- monóxido de carbono
- dióxidos de azufre
- dióxidos de nitrógeno
- plomo

La principal diferencia entre los contaminantes **criterio** y **no criterio** es que los primeros han sido estudiados extensivamente y existe amplia información sobre sus fuentes de emisión, niveles en el ambiente e impactos en la salud mientras que los no criterio han comenzado a ser estudiados más recientemente y no cuenta con información tan amplia. Además, los contaminantes criterio han sido utilizados como indicadores durante varias décadas estimando que, de estar éstos dentro de valores aceptables, el resto de los contaminantes no debería aparecer en exceso. Sin embargo, en la actualidad no es totalmente aceptada esta premisa ya que existen procesos químicos que liberan contaminantes peligrosos sin emitir ninguno de los criterio (13).

Los contaminantes no criterio en pequeñas concentraciones en la atmósfera pueden presentar impactos agudos y crónicos significativos en la salud. Entre los contaminantes atmosféricos no criterio se pueden citar a los compuestos orgánicos volátiles (COVs) y a los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs). La US.EPA reúne en una lista a 187 contaminantes atmosféricos peligrosos, incluidas las sustancias que causan cáncer y efectos neurológicos, respiratorios y reproductivos. Estos contaminantes son a menudo llamados contaminantes tóxicos del aire. El riesgo de estos contaminantes en particular, depende de su toxicidad intrínseca, de la concentración y de la duración de la exposición. Algunos ejemplos de contaminantes peligrosos del aire incluyen al benceno, que se encuentra en la gasolina; el percloroetileno, que se emite desde algunas instalaciones de limpieza en seco; y cloruro de metileno, que se utiliza como separador de disolvente y pintura en industrias. Otros ejemplos relevantes en esta lista son las dioxinas, el amianto, el tolueno, y metales tales como el cadmio, mercurio, cromo y compuestos de plomo.

Emergentes

Los contaminantes emergentes pueden definirse en términos generales como los productos químicos o microorganismos que no se controlan comúnmente en el medio ambiente, pero que han sido detectadas en el aire. Sin embargo, en esta sección, debemos incluir dos diferentes tipos de contaminantes emergentes: (1) los contaminantes que aparecieron en la atmósfera recientemente y (2) los que han estado en el ambiente desde ya hace tiempo pero que la preocupación por ellos se han vuelto reciente, en algunos casos relacionados con la disponibilidad de nuevos métodos analíticos de alta sensibilidad, adecuados para explicar la relación entre la concentración molecular en el aire y los efectos perjudiciales para la salud.

Los principales grupos de contaminantes emergentes son los ftalatos, los pesticidas, los retardadores de llama y las nanopartículas manufacturadas.

Los ésteres de ftalato son ampliamente utilizados como plastificantes en la producción de materiales polímeros tales como policloruro de vinilo (PVC). El PVC y el plastificante no están químicamente unidos y, por lo tanto, el plastificante puede vaporizar o lixiviar productos de PVC. El amplio uso de PVC como material de construcción es la principal razón por la que el aire interior puede ser contaminado por los ésteres de ftalato. Algunos de los ésteres de ftalato son conocidos teratógenos. El caso de los retardantes de llama, tales como ésteres de fosfato, es similar a la de los ésteres de ftalato y estos compuestos pueden ser lixiviados al aire interior.

Los ésteres de fosfato se han tenidos en cuenta a causa de la toxicidad aguda del sistema nervioso central. El caso de las nanopartículas es bastante difícil: nanopartículas se definen a aquellas partículas que tienen al menos una dimensión que es menor que 100 nm. Por lo tanto, se pueden subdividir en nanopartículas basadas en carbono, tales como nanotubos de carbono, nanocuernos, nanocables o fullerenos, y así sucesivamente y nanopartículas a base de metal, tales como las nanopartículas de metales nobles, óxidos metálicos o puntos cuánticos. Además de los problemas de la dificultad del muestreo, el reto en la evaluación del medio ambiente o riesgos para la salud humana de las nanopartículas es distinguir entre la toxicidad debida a la composición y el tamaño de las partículas consideradas. Las nanopartículas a base de carbono se comportan en parte como compuestos orgánicos pesados y en parte como pequeñas partículas. Por otra parte, las nanopartículas a base de metal también deben ser evaluadas en términos de los componentes metálicos de la nanopartícula que están disueltos en los diferentes medios considerados, y en comparación, por los problemas intrínsecos relacionados con la toxicidad de la propia nanopartícula.

Hoy en día, el uso prolongado de catalizadores de motor, junto con la incorporación de nanomateriales en la ropa, en los embalajes y en los productos industriales han aumentado dramáticamente la presencia de partículas pequeñas en ambientes de interiores y exteriores, y hasta ahora no hay demasiados datos disponibles sobre su verdadera movilidad de distribución y los posibles efectos tóxicos sobre el sistema respiratorio.

Fuentes de contaminación atmosférica

La contaminación del aire incluye elementos de origen natural y emisiones resultantes de actividades humanas. Aunque los programas regulatorios se centran exclusivamente en la contaminación del aire antropogénico, es importante entender que la naturaleza contribuye a la contaminación atmosférica y, en algunos eventos, causa problemas significativos de calidad del aire.

Naturales

Las emisiones de contaminantes naturales varían de un lugar a otro, de acuerdo a las condiciones estacionales, geológicas y meteorológicas, y con el tipo de vegetación presente. Asimismo, las actividades humanas pueden contribuir también a crear condiciones propicias que aumentan la proporción de contaminantes de fuentes naturales, por ejemplo la deforestación /quema de suelos sin restauración inmediata. Las fuentes de emisión naturales pueden clasificarse en biogénicas (relacionados con los seres vivos) y los geogénicos (relacionados con procesos geológicos).

- **Fuentes geogénicas:** Las erupciones volcánicas representan una fuente natural concentrada y localizada de todo tipo de gases y partículas. Asimismo, el polvo y las partículas de la superficie que se arrastran durante los períodos de mucho viento pueden ser transportadas a grandes distancias y dar origen a altas concentraciones de partículas durante períodos breves en regiones remotas. Los incendios forestales también constituyen fuentes importantes de partículas, CO y CO₂, y los bosques vivos lo son de

COVs muy reactivos. Esta fuente es tan intensa que es detectable por el olfato y la vista, y las emisiones se producen sobre áreas muy amplias.

- Fuentes biogénicas: Las plantas emiten COVs, entre los que se incluyen compuestos oxigenados, como los aldehídos y cetonas, compuestos cíclicos y lineales generalmente insaturados, siendo el isopreno y terpenos los compuestos predominantes (21).

Otras fuentes naturales incluyen a los relámpagos que están asociados con la formación de NO_x, las termitas por sus emisiones de CH₄, los volcanes en referencia a las emisiones de SO_x.

Antropogénicas

Las exigencias en mejorar la calidad de vida del ser humano y las concentraciones de población en áreas urbanas, junto a la falta de políticas públicas, constituyen elementos que conducen a la sostenida contaminación de los recursos. En este aspecto, los contaminantes que el hombre libera hacia la atmósfera, podrían clasificarse en cuatro grupos principales:

- **Fuentes domésticas:** Constituyen la principal causa de emisión de contaminantes en áreas residenciales. Algunos ejemplos se muestran en la Tabla 7 (22).

Tabla 7. Actividades domésticas y tipo de contaminantes atmosféricos que emiten (22).

Actividad	Contaminantes atmosféricos emitidos
Calentamiento de espacios	CO, CO ₂ , NO _x , SO _x , Hollín, humo
Cocina	Grasas en estado sólido, líquido, gaseoso; partículas y olores
Limpieza	Vapores de disolvente, polvo, pelusa, propelentes
Jardinería	Plaguicidas, fertilizantes
Pintura	Vapores de disolvente
Lavado de ropa	Partículas de detergente y jabón, pelusa

Antes de la revolución industrial, el fuego doméstico era la fuente de contaminación más importante en Londres; el problema se amplificaba por el hecho de que las emisiones provenían de chimeneas bajas y los hogares contaban con sistemas de combustión y calefacción notoriamente ineficientes. Los sistemas de combustión domésticos modernos son más eficientes pero predominan las descargas de emisiones a baja altura.

- **Fuentes comerciales:** Un ejemplo de ello lo constituyen las tintorerías en cuyo proceso casi todo el disolvente que se utiliza se evapora y entra a la atmósfera. Las emisiones por lavado en seco rondan entre 10 y 16% de disolvente perdido. El disolvente que se utiliza en casi todas las máquinas pequeñas de limpieza comercial es el percloroetileno, un hidrocarburo clorado (22). Otros establecimientos o actividades comerciales que liberan contaminantes en la atmósfera incluyen restaurantes, hoteles, talleres de autos, escuelas, imprentas y talleres de pintura.

- **Fuentes industriales:** Las fuentes industriales de contaminantes atmosféricos son las más notorias porque en general las emisiones son concentradas. Una fuente usual de NO_x son los procesos de combustión; otra fuente de estos contaminantes son las fábricas de fertilizantes nitrogenados y las fábricas de explosivos. Los SO_x también se producen en los procesos de combustión, especialmente cuando se usa carbón. Otra fuente de SO_x son los procesos de refinación de minerales sulfurados, las fundidoras no ferrosas y las refinerías de petróleo. El sulfuro de hidrógeno se emite en grandes cantidades en las fábricas de papel, las plantas de limpieza y el procesamiento de gas natural, las refinerías de petróleo, industrias de fibras sintéticas y plantas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. El H₂S se oxida en cuestión de horas en la atmósfera para formar SO₂ y H₂O. El CO se emite en concentraciones altas en la producción de hierro colado y en otros procesos metalúrgicos donde es deseable reducir al mínimo la presencia de oxígeno. Los procesos de combustión también generan CO, en diferentes cantidades dependiendo de la eficiencia del proceso. Los COVs por su parte, se originan en una multitud de procesos industriales que por lo general tienen relación con las industrias del petróleo y del gas natural, o con industrias que utilizan sus productos como la de pinturas. Asimismo, es considerable la cantidad de emisiones de COVs en las plantas que fabrican plásticos, la mayor parte de los cuales utiliza derivados de petróleo o de gas natural como productos base, y en las instalaciones de manufactura o procesamiento de caucho o materiales sintéticos. Los óxidos metálicos (de la aplicación de pintura por aspersión y de las industrias de recubrimientos), el polvo (de catalizadores de las refinerías), las fibras de asbesto (de las industrias de aislantes), las fibras (de la industria textil) y el polvo metálico (de las industrias de procesamiento de metales), entre otros, se catalogan como partículas peligrosas porque son muy tóxicas o carcinógenas y su tamaño puede estar en el intervalo respirable. Las emisiones de MP de mayor tamaño son las cenizas de la combustión de carbón, derivados del petróleo y residuos así como el MP generado en las canteras y mineras.
- **Fuentes relacionadas con el transporte:** El CO y los COVs son productos de una combustión ineficiente, los cuales se eliminarían si la combustión fuera completa. La mayor parte de las emisiones de COVs proceden del caño de escape. Estas pueden ser controladas utilizando reactores catalíticos e inyectando aire en los puertos de escape del motor para quemar los hidrocarburos que se emiten en esta zona de alta temperatura. Alrededor del 20% de las emisiones de COVs no controladas de los motores de automóvil provienen del respiradero del escape de gases de los cilindros y aceite lubricante evaporado, o cárter, y del desfogue del carburador a la atmósfera. Estas emisiones se controlan utilizando un tubo de desfogue del cárter conectado al conducto de toma de aire del motor y una unidad de absorción para las pérdidas por evaporación. A partir de 1985 los sistemas de inyección de combustible comenzaron a tomar el lugar de los carburadores; estos sistemas proporcionan una dosificación más precisa de combustible para los cilindros y una reducción significativa en la emisión de contaminantes. En la actualidad se promueve el uso de combustibles oxigenados o de alto octanaje para reducir las emisiones de COVs en el caño de escape (22). Durante la combustión en los vehículos

se presenta formación de NO_x y su producción aumenta con gran rapidez con la temperatura de combustión; para disminuir este efecto se cambió el diseño de los motores para bajar la temperatura de los cilindros, principalmente reduciendo la relación de compresión del motor, modificando la sincronización del encendido, introduciendo la recirculación de gases de escape y utilizando una combustión en dos etapas. Un contaminante atmosférico que causaba gran preocupación y que generaba el sector transporte era el plomo, afortunadamente esto se ha modificado desde que se expenden las gasolinas sin plomo.

Fijas y móviles

Entre las diferentes fuentes de emisiones a la atmósfera podemos distinguir dos grandes tipos: las fuentes fijas y las móviles.

- **Fuentes fijas:** Aquellas que operan en un punto fijo (el foco de emisión no se desplaza en forma autónoma en el tiempo). Ejemplo de este tipo de fuentes son las chimeneas industriales y domésticas. La Ley Nacional 20.284/73- Rep. Argentina, las define como todas las fuentes diseñadas para operar en lugar fijo, que no pierden su condición de tales aunque se hallen montadas sobre un vehículo transportador a efectos de facilitar su desplazamiento. Las fuentes fijas se pueden clasificar, de acuerdo a la envergadura y distribución espacial de las emisiones en:

- **Fuente puntual:** un único punto fijo, desde donde los contaminantes pueden emitirse a la atmósfera de forma continua o instantánea (Ej. Durante una emisión accidental). Un ejemplo típico de fuente puntual es una chimenea.

- **Fuentes de área:** emisión de los contaminantes atmosféricos desde un área específica (por ejemplo, una ciudad o un incendio forestal). En un inventario de emisión, las fuentes de área pueden hacer referencia a un país o una región (Ej. Cuadrícula regular).

- **Fuentes de línea:** generalmente se refiere a las emisiones procedentes del transporte a lo largo de una línea (Ej. Emisiones de los vehículos por carretera, ferrocarriles circulando por vías, rutas de aviación, barcos navegando en canales, etc.).

Las estaciones de servicio y los establecimientos de lavado en seco con frecuencia son tratados como fuentes de área. Tales establecimientos, generalmente, no son incluidos en los inventarios de fuentes puntuales debido al enorme esfuerzo que sería necesario para recopilar los datos y estimar las emisiones de cada establecimiento a nivel individual.

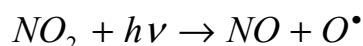
- **Fuentes móviles:** Son las que pueden desplazarse en forma autónoma, emitiendo contaminantes en su trayectoria; ejemplos de este tipo de fuente son los automóviles, trenes, camiones, buses, aviones y barcos, entre otros. En la mayoría de las áreas urbanas, los vehículos automotores son los principales generadores de los contaminantes atmosféricos. La mayor parte de los sistemas de transporte actual, obtienen su energía por medio de la combustión de diversos productos lo que origina diferentes compuestos que son emitidos a la atmósfera. Los motores de combustión interna constituyen una de las principales fuentes emisoras de contaminantes atmosféricas tales como CO ,

hidrocarburos, aldehídos, NO_x, SO₂, partículas en suspensión, Pb y derivados. La proporción en que se emiten estos contaminantes depende de una serie de factores entre los que se encuentran el tipo de motor, el combustible usado y el estado de mantenimiento del vehículo. La Ley Nacional 20.284/73- Rep. Argentina, las define como aquellas fuentes capaces de desplazarse entre distintos puntos, mediante un elemento propulsor (motor) que genera y emite contaminantes.

Efectos de la contaminación atmosférica

Reacciones de fotoionización y foto disociación en la atmósfera.

De acuerdo con la ley de Planck, la energía de un fotón de frecuencia ν es $h\nu$. En la fotoquímica atmosférica, el fotón que es un reactivo en una reacción química se escribe como $h\nu$ por ejemplo, para la fotólisis de NO₂,



La energía de los fotones puede expresarse por mol de una sustancia multiplicando $h\nu$ por el número de Avogadro, $6,022 \times 10^{23}$ moléculas mol⁻¹:

$$E = 6,023 \times 10^{23} h\nu$$

$$E = 6,023 \times 10^{23} \frac{hc}{\lambda}$$

La energía asociada con una longitud de onda particular λ (nm) es la siguiente,

$$E = \frac{1,19625 \times 10^{25}}{\lambda} \text{ kJmol}^{-1}$$

Los rangos típicos de longitudes de onda y energías en la porción del espectro electromagnético de interés en la química atmosférica son (tabla 8):

Tabla 8: valores de longitud de onda y energía típicos

	λ (nm)	E(kJmol ⁻¹)
Visible		
Rojo	700	170
Naranja	620	190
Amarillo	580	210
Verde	530	230
Azul	470	250
Violeta	420	280
Ultravioleta cercano	400-200	300-600
Ultravioleta (vacío)	200-50	600-2400

Las energías de los fotones pueden ser comparados con energías de enlace de las moléculas. La energía contenida en los fotones de longitudes de onda cercanas al extremo rojo

del espectro visible es comparable a las energías de enlace de las especies químicas en lugar débilmente unido.

Por ejemplo, en la molécula de ozono, la energía de enlace O-O₂ es de aproximadamente 105 kJ mol⁻¹; en NO₂, el NO-O la energía de enlace es de aproximadamente 300 kJ mol⁻¹ (que corresponde a una longitud de onda de aproximadamente 400 nm).

Los fotones de energía más bajos que son capaces de promover las reacciones químicas se encuentran en la región visible del espectro electromagnético. Las longitudes de onda a la que puede producirse un cambio químico corresponden aproximadamente a las energías a la que las transiciones electrónicas en las moléculas tienen lugar. La absorción de la radiación puede ocurrir sólo si existe un nivel de energía superior de la molécula que se separa desde el nivel inferior por una energía igual a la del fotón incidente. Las moléculas pequeñas generalmente exhiben absorción electrónica intensa en longitudes de onda más corta que moléculas más grandes. Por ejemplo, N₂ y H₂ absorben significativamente a longitudes de onda de menos de 100 nm, mientras que O₂ absorbe fuertemente para » <200 nm, H₂O para » <180 nm, y de CO₂ para » <165 nm.

El primer paso de una reacción fotoquímica puede escribirse:

Quando A es un estado electrónicamente excitado de la molécula de A. La molécula excitada A* puede participar posteriormente en diferentes reacciones:

- | | | |
|----|----------------------------|--|
| 1) | Disociación | A* → B ₁ + B ₂ |
| 2) | Reacción Directa | A* + B → C ₁ + C ₂ |
| 3) | Fluorescencia | A* → A + hν |
| 4) | Desactivación por colisión | A* + M → A + M |
| 5) | Ionización | A* → A ⁺ + e ⁻ |

El rendimiento cuántico para un proceso específico que implica A* se define como la relación entre el número de moléculas de A* que participan de ese proceso y el número de fotones absorbidos. Dado que el número total de moléculas A* formados es igual al número de fotones absorbidos, el rendimiento cuántico Ø_i para un proceso específico i, por ejemplo, la disociación, es sólo la fracción de las moléculas de A que participan en el proceso i. La suma de los rendimientos cuánticos para todos los procesos posibles debe ser igual a 1.

La velocidad de formación de A* es igual a la tasa de absorción de fotones y se escribe:

$$\frac{d[A^*]}{dt} = j_A[A]$$

Donde j_A, que tiene unidades de s⁻¹, es la constante de velocidad de primer orden para la fotólisis o la denominada tasa de absorción específica. La velocidad de formación de B₁ en el paso 1 es:

$$\frac{d[B_1]}{dt} = \Phi_1 j_A[A]$$

Donde Ø₁ es el rendimiento cuántico de la etapa 1.

La fotodisociación de una molécula puede ocurrir cuando la energía del fotón entrante excede la energía de enlace del enlace químico particular. Así, la especie excitada A^* puede encontrarse con energía por encima del umbral de disociación de la molécula. Uno o más de los productos de fotodisociación pueden ser ellos mismos electrónicamente excitados.

La Figura 11 muestra la irradiancia solar (potencia incidente por unidad de superficie) en la parte superior de la atmósfera y al nivel del mar. Los espectros de absorción son bastante complejos, pero indican que la absorción es tan fuerte en algunas regiones espectrales que no hay energía solar de esas regiones que llega a la superficie de la Tierra. La absorción de O_2 y O_3 es responsable de la eliminación de prácticamente toda la radiación incidente con longitudes de onda más cortas que 290 nm. Por otro lado, la absorción atmosférica no es fuerte de 300 a alrededor de 800 nm, la formación de una "ventana" en el espectro. Alrededor del 40% de la energía solar se concentra en la región de 400-700 nm. El vapor de agua absorbe de una manera complicada, y en su mayoría en la región donde se solapan la radiación de la Tierra y del Sol. De 300 a 800 nm, la atmósfera es esencialmente transparente. De 800 a 2000 nm, la radiación de onda larga terrestre está moderadamente absorbida por el vapor de agua en la atmósfera.

Fig. 15

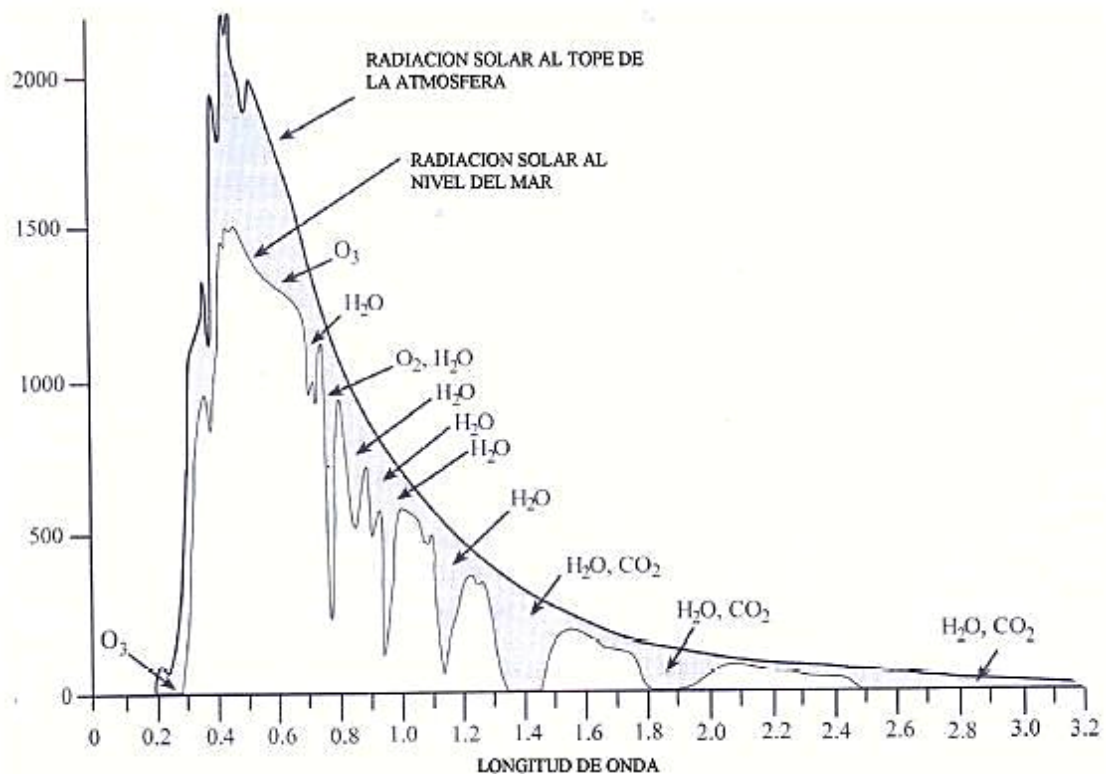


Figura 11. Irradiancia solar en la parte superior de la atmósfera y al nivel del mar

Química de la estratosfera

La atmósfera terrestre se divide en una serie de capas caracterizadas por cómo varía la temperatura en su seno. La troposfera es la de más interés en ecología ya que forma parte de la biosfera. Es donde vuelan las aves, donde se generan las nubes, donde se producen las lluvias, los vientos, los rayos y relámpagos, los cambios de temperatura en función de los importantes movimientos verticales de las masas de aire. El límite superior de la troposfera es variable: unos 9 Km en los polos y unos 18 en el ecuador. En esta capa, la temperatura del aire disminuye mucho con la altura.

La estratosfera es la capa que existe justo encima, hasta unos 50 Km. En ella, la temperatura aumenta con la altura hasta llegar a unos cero grados centígrados. En esta capa los movimientos verticales son mucho menos importantes que los horizontales, que pueden llegar hasta los 200 Km por hora. Es por eso que los aviones comerciales suelen volar en esta zona. En esta capa, por tanto, se puede difundir un contaminante muy rápidamente, justo lo que pasa con los CFCs que destruyen el ozono.

El ozono se encuentra mayoritariamente entre los 15 y los 35 Km de altura (figura 12). Su concentración en la atmósfera se mide en Unidades Dobson (UD), que equivale a un espesor de 0.01 mm de ozono puro a la densidad que tendría si se encontrase a la presión de 1 atm y a cero grados centígrados. La cantidad media de ozono en la atmósfera es de 350 UD, correspondiente a un espesor de tan solo 3.5 mm en condiciones normales. Dada la baja concentración de ozono en la atmósfera, incluso en la zona de mayor concentración, sería más adecuado hablar de pantalla de ozono en lugar de capa de ozono (23).

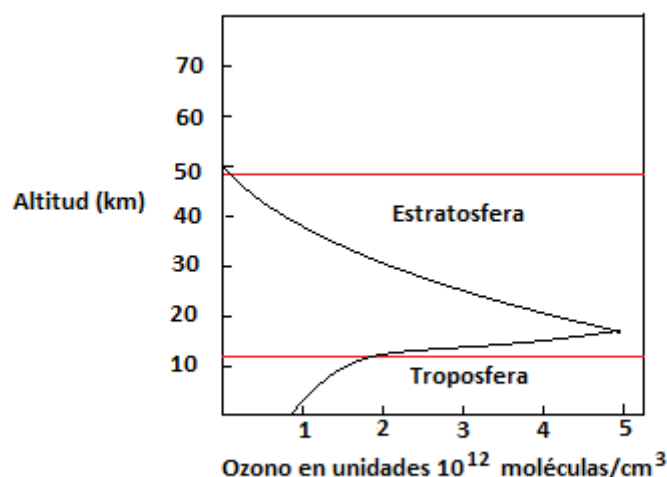


Figura 12: Distribución de ozono en la atmósfera

Mecanismo de destrucción de la capa de ozono

El ozono, de fórmula O_3 , es un gas que absorbe gran parte de las radiaciones solares de más alta energía, siendo estas muy perjudiciales para la vida en la tierra. 'Absorber' es solo una forma de hablar. Se dice aquí en el sentido de que la radiación solar rompe el ozono haciéndole perder energía y convirtiéndose así en una radiación inocua para la vida en la Tierra.

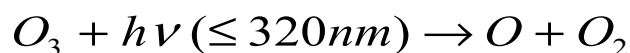
El ozono se genera en la estratosfera a partir de una primera reacción que consiste en la disociación de la molécula de oxígeno por acción de la radiación UV. La reacción que tiene lugar es la siguiente:

Una vez que se dispone de oxígeno atómico, este reacciona con otras moléculas de oxígeno circundantes, permitiendo la formación de ozono a través de un proceso exotérmico.



El calor liberado en este proceso hace que la temperatura de la estratosfera vaya aumentando. Pero según el gráfico, una capa de aire en esta zona estaría siempre más fría que la inmediatamente superior. Como es menos densa debería tender a subir rápidamente, pero la fuerza de la gravedad opera en sentido contrario, haciendo que los movimientos verticales de aire en esta capa sean muy lentos. Esto crea estratos de aire, y de ahí el nombre de estratosfera.

El ozono, a su vez, puede descomponerse siguiendo la reacción inversa, con una energía de disociación tan baja, que incluso la radiación infrarroja podría romperla. El problema es que esa absorción por parte del ozono se lleva a cabo de forma ineficiente, siendo muy pocas las moléculas que se disocian con estas longitudes de onda. No obstante, el espectro de absorción del ozono muestra que absorbe muy bien por debajo de 320 nm, lo que significa que, efectivamente, absorbe muy bien la radiación UV, tal y como vemos que se comporta en la atmósfera, como un filtro UV primario y absolutamente necesario para la vida en la Tierra.



Adicionalmente, el ozono se destruye también con los propios átomos de oxígeno para regenerar el oxígeno molecular siguiendo el proceso:

Según su longitud de onda, se distinguen varios subtipos de rayos ultravioleta (tabla 9):

Tabla 9. Rayos UV en función de su longitud de onda y energía

Nombre	Abreviación	»(nm)	Energía por fotón(eV)
Ultravioleta cercano	NUV	400-200	3,10-6,30
Onda Larga	UVA	400-320	3,10-3,87
Onda media	UVB	320-280	3,87-4,43
Onda corta	UVC	283-200	4,43-6,20
Ultravioleta lejano	FUV, VUV	200-10	6,20-124
Ultravioleta extremo	EUV, XUV	91,2-1	13,6-1240

Sin embargo, este último proceso es inherentemente lento, al ser la energía de activación bastante alta: $+18 \text{ kJ mol}^{-1}$, lo que significa que pocas colisiones tendrán la suficiente energía como para dar lugar a la reacción. Con todos estos procesos en marcha podemos decir que el ozono se forma, se destruye y se recompone constantemente. Así, la vida media de una molécula de ozono a 30 Km de altura es de media hora.

El desarrollo implica que el proceso comienza con la acción de los UV-C sobre las moléculas de oxígeno, dando oxígeno atómico. El ozono formado posteriormente filtra eficientemente los UV-B y UV-C, más perjudiciales, dejando pasar sólo los UV-A, que se controlan fácilmente con cremas solares. La razón por la que el ozono no se forma más abajo es porque la cantidad de rayos UV-C es baja, al estar filtrados en las capas superiores. Este proceso cíclico en el que se ve envuelto el ozono es el llamado ciclo de Chapman (figura 13).

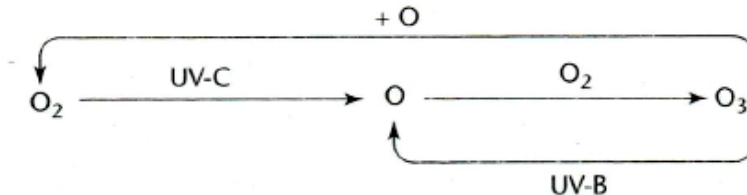
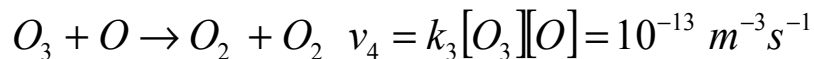
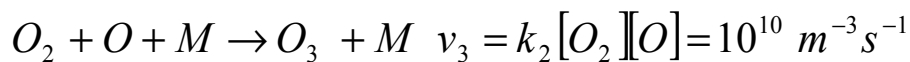
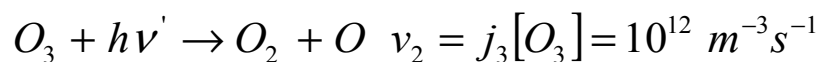
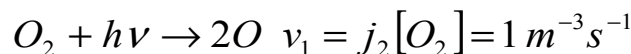


Figura 13. Ciclo de Chapman. Reacciones no catalítica de destrucción y producción de ozono (23).

No todas las reacciones del ciclo tienen la misma importancia relativa (valores para altura de 15km y temperatura de 273 K):



Para el cálculo de la capa de ozono, se utiliza la aproximación del estado estacionario, en donde se asume que la concentración de ozono se mantiene constante:

$$\frac{d[O_3]}{dt} = 0$$

Despreciando la reacción entre O y O₃ se tiene:

$$\frac{d[O_3]}{dt} = -j_3[O_3] + k_2[O][O_2][M] = 0$$

Se genera una capa de máxima concentración a una altura intermedia como se observa en la figura 12. En la practica la concentración de ozono observada es menor a la concentración predicha por el mecanismo de Chapman por lo que existen procesos de destrucción de ozono no tenidos en cuenta por este mecanismo (23).

Existen moléculas, tanto antropogénicas como de origen natural, que catalizan la destrucción de la capa de ozono:

- 1) Compuestos de hidrogeno: HOx
- 2) Compuestos de nitrógeno: NOx
- 3) Halógenos: Clx, Brx,

Por tratarse de procesos catalíticos, pequeñas cantidades de catalizador producen la destrucción de grandes cantidades de ozono.

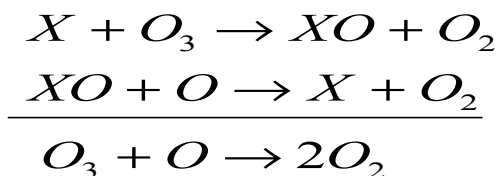
Las familias más importantes en la química estratosférica se muestran en la tabla 10:

Tabla 10. Familia de compuestos más importantes en la estratosfera

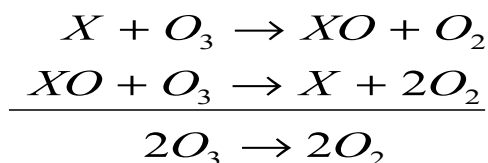
Símbol	Nombre	Componentes
O		
O_x	Oxígeno impar	O + O ₃
NO_x	Óxidos de nitrógeno	NO + NO ₂
NO_y	Nitrógeno oxidado	NO + NO ₂ + HNO ₃ + N ₂ O ₅ + ClONO ₂ + NO ₃ + HOONO ₂ + BrONO ₂
HO_x	Radicales hidrogeno	OH + HO ₂
Cl_y	Cloro inorgánico	Cl + Cl ₂ + ClO + OClO + Cl ₂ O ₂ + HOCl + ClONO ₂ + HCl + BrCl
ClO_x	Cloro reactivo	Cl + ClO
CCl_y	Cloro orgánico	CF ₂ Cl ₂ + CFCl ₃ + CCl ₄ + CH ₃ CCl ₃ + CFCl ₂ CF ₂ Cl (CFC113) + CF ₂ HCl (CFC22)
Br_y	Bromo inorgánico	Br + BrO + HOBr + BrONO ₂

Los mecanismos generales de la destrucción de ozono en la estratosfera están dados por:

- ❖ Estratosfera superior (30-50km, más concentración de O):



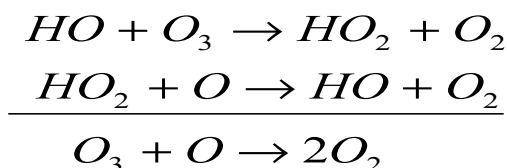
- ❖ Estratosfera inferior (18-25km, menos concentración de O)



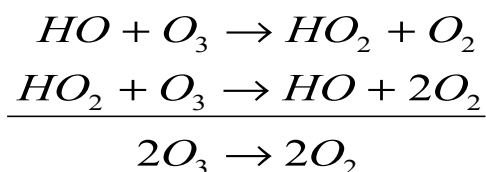
También existen mecanismos mixtos que involucran varias especies:

I. HO y HO₂ catalizan la destrucción de O₃

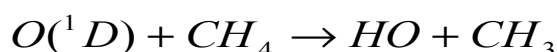
- ❖ Estratosfera superior:



❖ Estratósfera inferior:

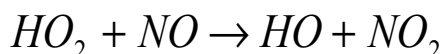


La familia HO_x ($OH + HO_2$) desempeña un papel clave en la química estratosférica. De hecho, el primer ciclo catalítico identificado que destruye el ozono involucra radicales que contienen hidrógeno (24). Producción de OH en la estratosfera se inicia por fotólisis de O_3 para producir $O(^1D)$ (solo el oxígeno singlete puede producir HO), seguido de:

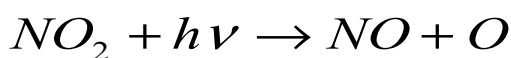


Mientras que la troposfera contiene abundante vapor de agua, H_2O poco llega a la estratosfera; las bajas temperaturas conducen a una congelación efectiva del agua antes de que pueda ser transportado hacia arriba (una "trampa de frío"). Relaciones de mezcla de H_2O en la estratosfera no excedan aproximadamente 5-6 ppm. De hecho, aproximadamente la mitad de este vapor de agua en la estratosfera en realidad es el resultado de la oxidación del metano que se ha filtrado en la estratosfera desde la troposfera. Entre las alturas 20 y 50 km la tasa total de la producción de OH de las dos reacciones anteriormente es aproximadamente de 2×10^4 moléculas $cm^{-3} s^{-1}$. Alrededor del 90% es el resultado de la reacción $O(^1D) + H_2O$ y el restante 10% resulta de $O(^1D) + CH_4$.

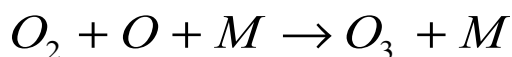
OH y HO_2 rápidamente se interconvierten a fin de establecer la familia química HO_x . Una reacción importante que afecta a la interconversión entre OH y HO_2 en el ciclo HO_x es:



El NO_2 formado en esta reacción fotoliza:



Seguido de:



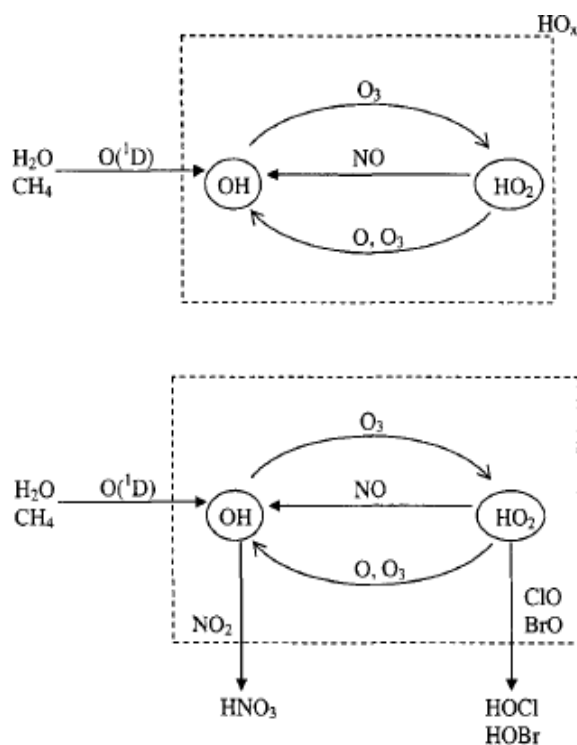
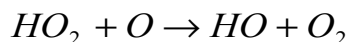


Figura 13. Familia HO_x estratosférica. El panel superior muestra solamente la dinámica interna del sistema HO_x. El panel inferior incluye reacciones adicionales que afectan los niveles de HO y HO₂ (23).

Como resultado, si una molécula de HO₂ reacciona con NO antes de que tenga la oportunidad de reaccionar con O o O₃, el resultado es un ciclo nulo con respecto a la eliminación de O₃. Cada vez que una molécula de HO₂ sigue el camino inferior y reacciona con O o O₃, dos moléculas de oxígeno se eliminan (Figura 13):



La regeneración del HO₂ ocurre mediante:

II. NO y NO₂ catalizan la destrucción de O₃

El mecanismo principal es:

El nitrógeno reactivo se produce en la estratosfera a partir de N₂O. El N₂O es producido por procesos microbianos en los suelos y el océano y no sufre reacciones en la troposfera.

El resto reacciona con O(1D):

La reacción 2a es la principal fuente de NO_x en la estratosfera. Alrededor del 58% de los que procede la reacción N₂O + O(1D) es a través del canal 2a y el 42% restante por el canal 2b. La afluencia principal de las especies de la troposfera a la estratosfera se produce en los trópicos, y el N₂O entra a través de esta ruta. El N₂O advecta lentamente hacia arriba. Durante su ascenso, N₂O se diluye y al mismo tiempo, desaparece por reacciones 1 y 2. Cuanto más alto una molécula de N₂O se eleva en la estratosfera, se encuentra con fotones más energéticos y más rápida es su fotodisociación por la reacción 1. En la figura 14 se muestra el ciclo 1 de la familia NO_x

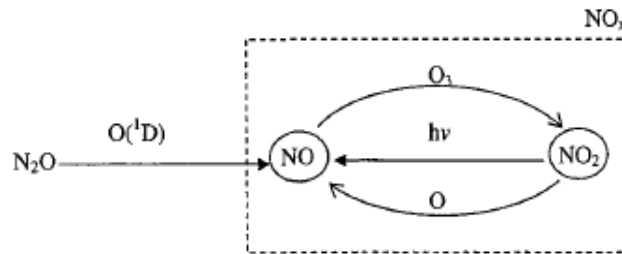
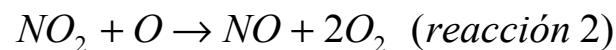
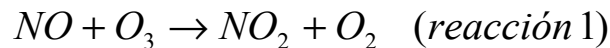
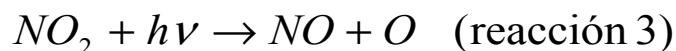


Figura 14. Familia NO_x estratosférica. Ciclo 1 (23)

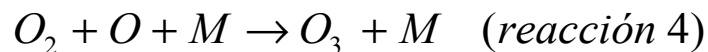
Ciclo 1:



Compitiendo con la reacción 2 se encuentra la fotólisis de NO₂



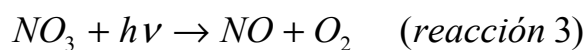
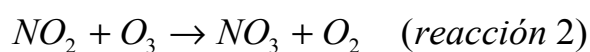
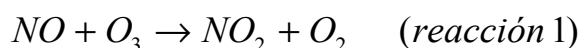
Seguida por la reacción 4



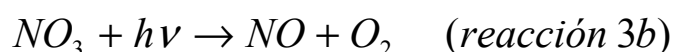
Si la reacción 1 es seguida por la reacción 3, entonces no hay destrucción neta O₃ debido a que el átomo de O formado en la reacción 3 combina rápidamente con O₂ para reformar O₃ en la reacción 4. Si, por el contrario, la reacción 2 es seguida por la reacción 1, a continuación, dos moléculas de oxígeno impar se convierten en dos moléculas de O₂.

El ciclo 1 es más eficaz en la estratosfera superior, donde las concentraciones de átomos de O son más altas. Un ciclo de NO_x que no requiere átomos de oxígeno y por lo tanto es más importante en la estratosfera inferior es el ciclo 2:

Ciclo 2:



El radical nitrato (NO_3) formado en la reacción 2, durante el día reacciona por fotólisis rápidamente (a una velocidad de alrededor de $0,3 \text{ s}^{-1}$), mediante dos vías para la fotólisis:



La velocidad de fotólisis por la reacción 3a es aproximadamente 8 veces mayor que para la reacción 3b, conduciendo esta última a una pérdida total de oxígeno impar y es la reacción implicada en el ciclo 2. Por la noche, NO_3 formado por la reacción 2 no se foto disocia y participa en una serie importante de reacciones que involucran partículas de aerosol estratosféricas.

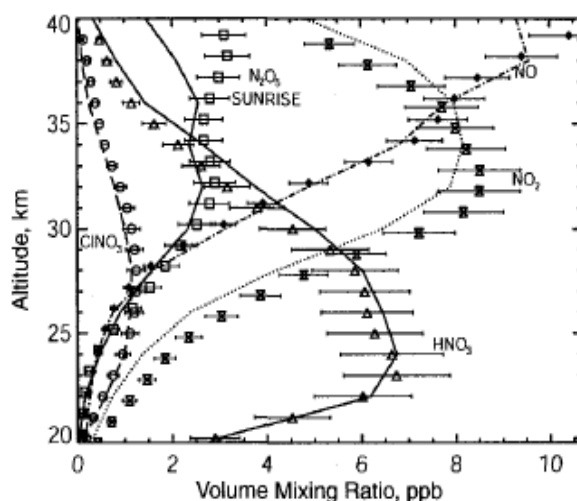


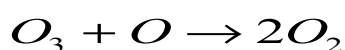
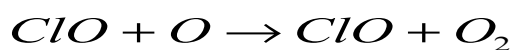
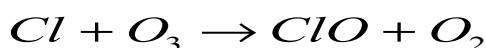
Figura 15. Proporciones de mezcla de NO , NO_2 , HNO_3 , N_2O_5 , y $CINO_2$ en función de la altura (23)

La figura 15 muestra las proporciones de mezcla de NO , NO_2 , HNO_3 , N_2O_5 , y $CINO_2$ medido a $35^\circ N$. A los 25 km, la especie predominante es NO y HNO_3 , mientras que desde 30 de 35 km, el NO_2 es el compuesto principal. Por encima de 35 km, el NO es predominante.

III. Compuestos halogenados también catalizan la destrucción de O_3

Ciclos de cloro

El mecanismo principal es (Ciclo 1):



El átomo de cloro es muy reactivo hacia O_3 y establece un ciclo rápido de destrucción O_3 que implica el monóxido de cloro (ClO) radical. El Cl y el ClO forman la familia ClO_x (figura 16).

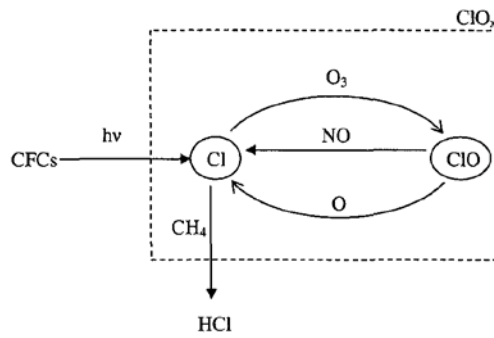


Figura 16. Familia ClO_x en la estratosfera (23)

El ciclo interno se caracteriza por la rápida formación de dióxido de cloro por reacción entre Cl y O_3 y la pérdida por reacción con ambos O y NO . Si ClO reacciona con O , el ciclo de agotamiento catalítico de O_3 se produce. Si ClO reacciona con el NO , el siguiente ciclo se lleva a cabo (**ciclo 2**):

Debido a que el átomo de oxígeno se transforma rápidamente en O_3 , es un ciclo nulo respecto a la destrucción de O_3 .

La figura 16 muestra una vista ampliada de la química del cloro estratosférico. En altitudes más bajas, la especie reservorio del ClO es el $ClONO_2$. A medida que aumenta la altitud, $[M]$, y disminuye la velocidad de la reacción $ClO + NO_2 + M + M' \rightarrow ClONO_2$, disminuye. La formación de la especie reservorio HCl y $ClONO_2$ producen un máximo de $[ClO]$ a unos 40 km. Un aumento de OH produce efectos opuestos sobre los ciclos de NO_x y ClO_x . A medida que aumenta OH , HCl se convierte de nuevo en Cl activo, mejorando la eficacia del ciclo de ClO_x en la destrucción de O_3 . Por otro lado, a medida que aumenta OH , más NO_2 se convierte en reservorio de HNO_3 , disminuyendo la eficacia catalítica del ciclo de NO_x .

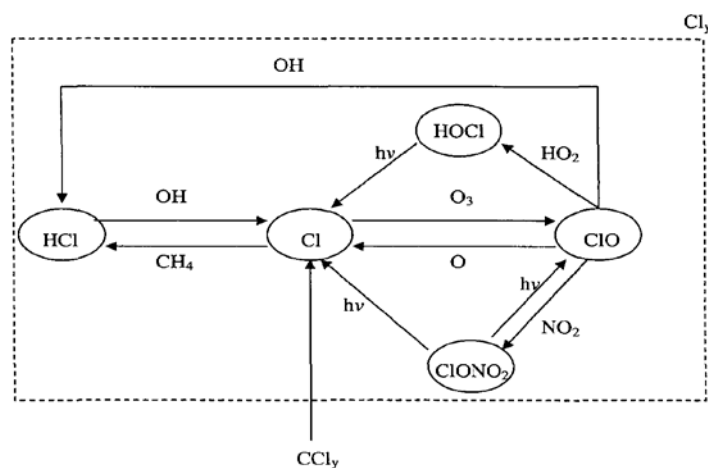


Figura 17. Familia Cl_y en la estratosfera (23)

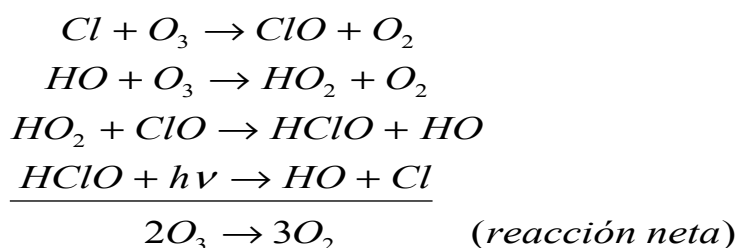
De la figura 17 podemos definir la familia química de cloro reactivo como:



Los CCLy, el cloro contenido en CFC, CH_3Cl , CCl_4 , etc, disminuyen con la altitud, como resultado de foto-disociación de los CFC, por lo que la especie Cly aparece, de manera que se conserva el balance de masa del cloro. Juntos, HCl y ClONO_2 representan el 99% del cloro activo. Como resultado, sólo un pequeño cambio en la abundancia de HCl o ClONO_2 puede tener un profundo efecto en la eficiencia catalítica del ciclo ClO_x .

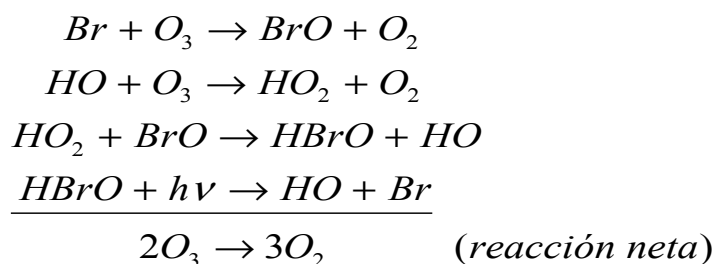
En altitudes más bajas, donde los niveles de átomos de O son significativamente más bajos, el siguiente ciclo que implica el acoplamiento con HO_x es importante:

Ciclo HO_x/ClO_x :

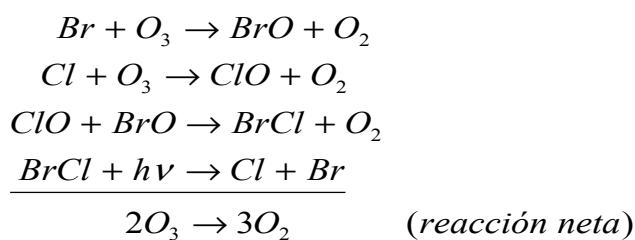


Además, los ciclos HO_x/BrO_x y $\text{ClO}_x/\text{BrO}_x$ son importantes en la estratosfera inferior (~ 20 km):

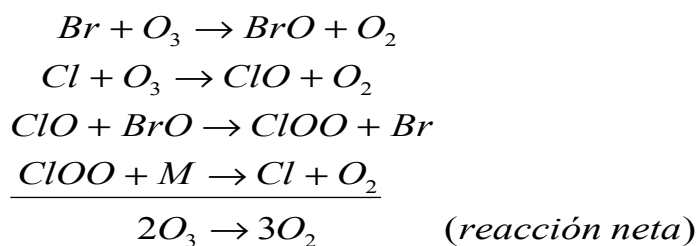
Ciclo HO_x/BrO_x



Ciclo 1 $\text{ClO}_x/\text{BrO}_x$



Ciclo 2 $\text{ClO}_x/\text{BrO}_x$



Ciclos de bromo

Si bien la proporción de mezcla en la estratosfera de la familia de cloro es de aproximadamente 3400 ppt, para los gases de bromo es de aproximadamente 20 ppt.

Sorprendentemente, con 150 veces menor abundancia que el cloro, el bromo es aproximadamente tan importante como el cloro en la destrucción total de ozono. El bromuro de metilo (CH_3Br) constituye aproximadamente la mitad de la fuente de bromo en la estratosfera. Los compuestos que contienen de bromo con átomos de H, CH_3Br , CH_2Br_2 , y CHBr , liberan Br casi de inmediato al entrar en la estratosfera; los compuestos CBrFCl_2 y CBrF_3 , liberan Br más lentamente y por lo tanto a mayor altitud. La familia Br_y se muestra en la Figura 18. Con el fin de entender por qué los compuestos de bromo son mucho más eficaces en la destrucción del ozono, debemos tener en cuenta el papel de las especies de reserva en ciclos de destrucción del ozono estratosférico.

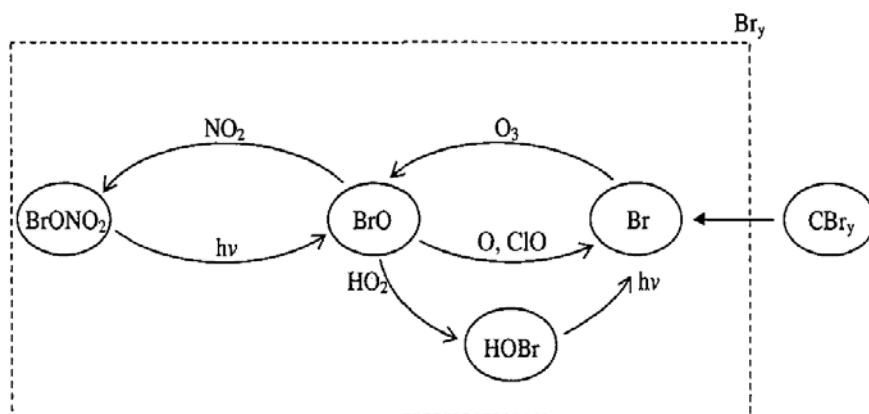


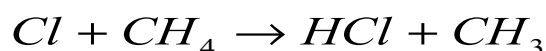
Figura 18. Familia Br_y en la estratosfera (23).

ESPECIES RESERVORIO Y CICLOS ACOPLADOS

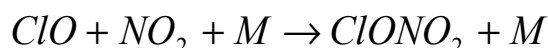
Ciclos tales como los ciclos 1 y 2 de HO_x , ciclo 1 de NO_x , y ciclo 1 ClO_x parecieran que destruirán el O_3 por siempre. En realidad, el ciclo se puede interrumpir cuando las especies reactivas, OH, NO_2 , Cl, y ClO, se convierten en especies relativamente estables de modo que no están disponibles para actuar como catalizadores en los ciclos. Al conocer las reacciones que compiten, es posible estimar el número medio de veces que cada ciclo de destrucción catalítica O_3 procederá antes de que uno de los reactivos participe en una reacción competitiva y termina el ciclo.

Por ejemplo, a concentraciones estratosféricas actuales, el ciclo 1 ClO_x una vez iniciado, tiene en promedio 105 bucles antes de que el átomo de Cl o la molécula de ClO reacciona con algunas otras especies terminando el ciclo. Esto significa que, en promedio, un átomo de cloro puede destruir 100.000 moléculas de ozono antes de que se elimine de otro modo. La frecuencia de estas reacciones de terminación de ciclo es por lo tanto crucial para la eficacia global de un ciclo. La eliminación de una especie reactiva puede ser permanente si el producto realmente sale de la estratosfera para finalmente migrar a la troposfera, donde se elimina de la atmósfera por completo.

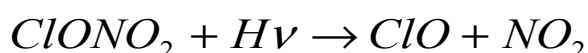
Ejemplos de reacciones de ciclo de interrupción de que pueden conducir a la eliminación final de la atmósfera son:



Tanto el ácido nítrico (HNO_3) y cloruro de hidrógeno (HCl) son relativamente estables en la estratosfera y alguna fracción de cada uno migra y se retira de la troposfera por precipitación. Una especie reactiva también se puede eliminar temporalmente de un ciclo catalítico y se almacenarán en una especie de depósito (especie reservorio), que en sí es relativamente no reactivo, pero en realidad no es removido de la atmósfera. Una de las especies de reserva más importantes en la estratosfera es nitrato de cloro ($ClONO_2$), formado por:



El nitrato de cloro puede reaccionar mediante fotólisis:



Liberando de este modo Cl o ClO . Nitrato de cloro es un especialmente importante reservorio de especies, ya que almacena dos agentes catalíticos, NO_2 y ClO . La partición de cloro entre especies (por ejemplo, Cl y ClO) y especies reservorio (por ejemplo, HCl y $ClONO_2$) depende de la temperatura, la altitud, la latitud y la historia de una parcela de aire.

Para la latitud media, baja estratosfera, HCl y $ClONO_2$ son las especies reservorio dominante para el cloro, que constituye más del 90% del cloro inorgánico total.

Los ciclos HO_x , NO_x , y ClO_x están todos acoplados entre sí, y sus interrelaciones gobiernan fuertemente la química del ozono estratosférico. Los ciclos de NO_x y ClO_x están acoplados por $ClONO_2$. Por ejemplo, el aumento de las emisiones de N_2O conduciría a un aumento de las concentraciones estratosféricas de NO y, por tanto, el aumento de la destrucción del ozono por el ciclo catalítico NO_x . Del mismo modo, el aumento de los niveles de CFC conducirá a una mayor reducción del ozono por el ciclo ClO_x . Sin embargo, el aumento de NO_x dará lugar a un aumento del nivel del depósito $ClONO_2$ y la mitigación del ciclo cloro. Así, el efecto neto sobre el ozono de los aumentos simultáneos en ambos N_2O y CFC es menor que la suma de sus efectos por separado debido a una mayor formación de $ClONO_2$. El aumento de los niveles de CH_4 o H_2O estratosférico también actúa para mitigar la eficiencia de los ciclos de NO_x y ClO_x a través de una mayor formación de HCl y OH (y por lo tanto HNO_3).

Mientras que HCl es formado por a partir de $Cl + CH_4$, la reacción correspondiente de átomos de Br con el CH_4 es endotérmica y extremadamente lenta. Como consecuencia, las únicas vías posibles para la formación de HBr involucran la reacción de Br con especies mucho menos abundantes que el CH_4 , tales como HO_2 . Incluso si se forma HBr , el coeficiente velocidad de $OH + HBr$ es de aproximadamente 12 veces más grande que el de $HCl + OH$, de modo que el tiempo de vida de la estratosfera de HBr contra la reacción OH es una cuestión de días, en comparación con alrededor de 1 mes del HCl . Además, $BrONO_2$ es considerablemente menos estable que $ClONO_2$ debido a la rápida fotólisis. En comparación, los tiempos de vida

de fotólisis de ClONO_2 y BrONO_2 en la estratosfera inferior son 6 horas y 10 minutos, respectivamente.

En resumen, la extraordinaria eficacia del sistema catalítico Br es una consecuencia de dos factores: (1) Los compuestos Br liberan su Br rápidamente en la estratosfera. (2) Una gran fracción del total del sistema Bry existe en forma de Br + BrO. Como resultado, el potencial de destrucción del ozono por el Br es aproximadamente 50 veces mayor que las del sistema de Cl.

AGUJERO DE OZONO

En 1985, un equipo dirigido por el científico británico Joseph Farman sorprendió a la comunidad científica con los informes de disminuciones anuales masivas de ozono estratosférico sobre la Antártida en la primavera polar (septiembre-octubre), una observación que la comprensión predominante de la química del cloro estratosférico era incapaz de explicar (25). Este fenómeno se ha denominado el "agujero de ozono" por la prensa popular. El British Antarctic Survey ha, durante muchos años, estado midiendo los niveles de ozono total en columna desde el nivel del suelo en su base en Halley Bay. Los datos parecen indicar que los niveles de ozono en la columna habían ido disminuyendo desde alrededor de 1977. Cuando el trabajo de Farman apareció, existía la preocupación de que los instrumentos a bordo del satélite Nimbus 7, el espectrómetro cartográfico del ozono total (TOMS) y el instrumento solar ultravioleta retrodispersada (SBUV), aparentemente no habían detectado el agotamiento del ozono vistos en los datos con base en tierra. Resultó que, tras la inspección de los datos de satélite, que las bajas concentraciones de ozono se observan en efecto, pero estaban siendo rechazadas sistemáticamente en la base de datos por estar fuera del rango razonable de los datos. Una vez que esto fue descubierto, los datos de los satélites confirmaron las mediciones en tierra de la British Antarctic Survey.

El descubrimiento del agujero de ozono fue sorprendente no sólo por su magnitud sino también su ubicación. Se esperaba que el agotamiento del ozono resultante del ciclo catalítico ClO_x se manifestara principalmente en las latitudes medias y bajas ya una altura de entre 35 y 45 km. En la figura 19 se muestra la evolución del agujero de ozono desde 1979.

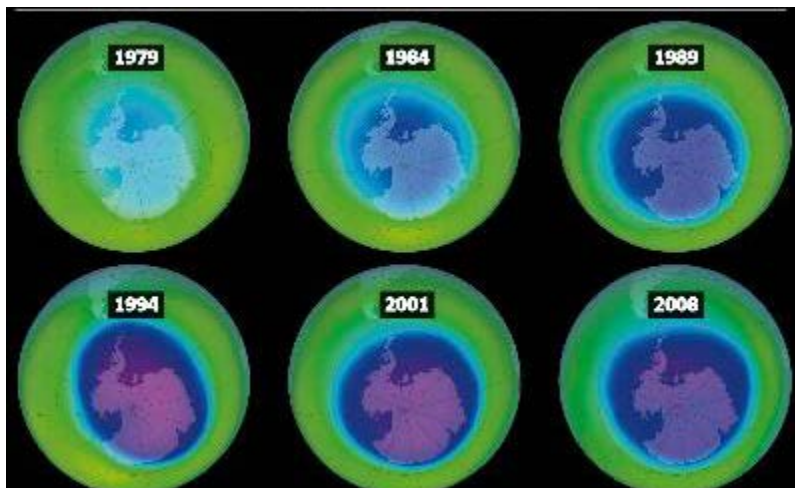
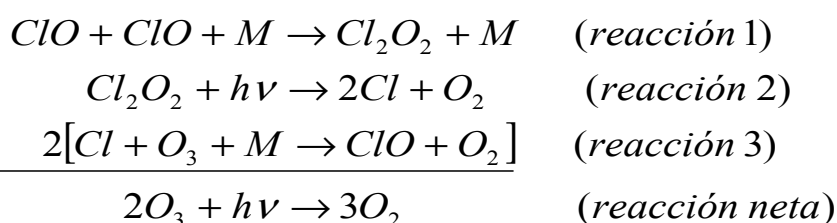


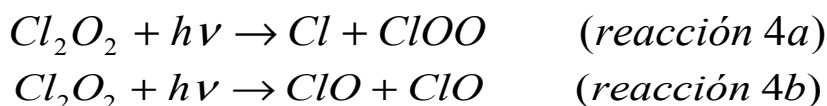
Figura 19. Evolución del agujero de ozono.

Inicialmente se sugirió que el agujero de ozono antártico podría explicarse sobre la base de los ciclos solares o la dinámica puramente atmosféricas. Ninguna de estas explicaciones fue consistente con las características observadas del agujero de ozono. Se avanzaron explicaciones químicas a base de los ciclos catalíticos de fase gas descritos anteriormente. Como se ha señalado, se produce poco ozono en la estratosfera polar, resultando esencialmente en la no fotodisociación de O₂. Por lo tanto los ciclos catalíticos que requieren átomos de oxígeno no fueron capaces de explicar el agotamiento masivo de ozono.

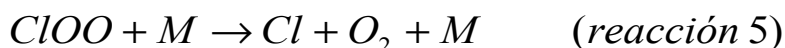
Por otra parte, los CFC y halógenos serían más eficaces en la disminución del ozono en la estratosfera de la Antártida a una altitud de unos 40 km, mientras que el agujero de ozono está claramente definido entre 12 y 24 km de altitud. Además, los niveles actuales de los CFC y los halógenos podrían conducir a lo sumo a un agotamiento de O₃ a 40 km de orden del 5-10%, muy por debajo de lo observado. Molina y Molina (26) propusieron que un mecanismo que implica el dímero ClO, Cl₂O₂:



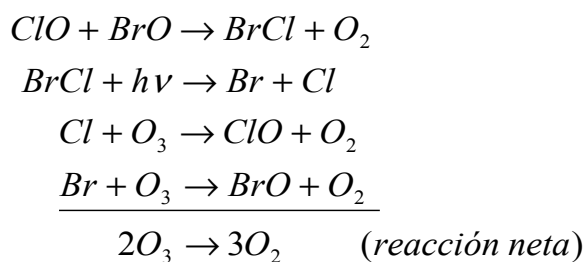
La reacción bimolecular de ClO + ClO es lenta y puede despreciarse. La reacción 1 se facilita a presiones más altas, es decir, M más grande, y baja temperatura. La fotólisis del ClOOCI tiene dos canales posibles:

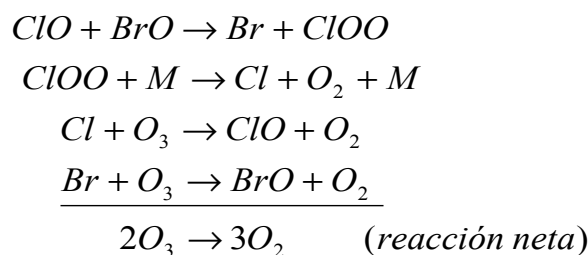


Únicamente la reacción 4a puede conducir a un ciclo que destruye el ozono. De hecho, la reacción 4a es la ruta principal de la fotólisis. El producto ClOO se descompone rápidamente para dar un átomo de Cl y O₂,



La reacción 2 se ve que es una combinación de reacciones 4a y 5, que conduce a la liberación de ambos átomos de cloro del Cl₂O₂. Dos ciclos similares que involucran ClO_x y BrO_x pueden tener lugar:





Téngase en cuenta que el oxígeno atómico no es necesario en ningún ciclo. Si se podrían generar suficientes concentraciones de ClO y BrO, los tres ciclos señalados anteriormente podrían llevar a un agotamiento sustancial O₃.

Sin embargo, la química en fase gaseosa sola no produce las concentraciones de ClO y BrO necesarios para sostener estos ciclos.

Nubes polares estratosféricas

La estratosfera es muy seca y por lo general sin nubes. La noche polar es larga, sin embargo, produce temperaturas tan bajas como 183K (-90 °C) a una altura de 15 a 20 km. A estas temperaturas incluso una pequeña cantidad de vapor de agua se condensa para formar nubes estratosféricas polares (PSC), vistas como nubes color rosa tenue o verdes en el cielo crepuscular sobre las regiones polares de. El avance conceptual para explicar el agujero de ozono antártico se produjo cuando se dieron cuenta de que las PSC proporcionan superficies sobre las que se convierten especies reservorios que contienen halógenos (especies catalíticas activas). En las PSC se detectaron nitrato de cloro y estudios teóricos demostraron que el trihidrato de ácido nítrico, HNO₃·3H₂O, denota NAT, es la forma termodinámicamente estable de HNO₃ en hielo a la temperatura de la estratosfera polar. También se descubrió que algunas PSC están compuestas por partículas líquidas de soluciones ternarias subfundidas de H₂SO₄, HNO₃, y H₂O (23).

Una implicación importante del hecho de que las PSC contengan nitrato es que, si las partículas son suficientemente grandes, pueden caer fuera de la estratosfera y de este modo permanentemente eliminar el nitrógeno de la estratosfera. La eliminación de nitrógeno de la estratosfera se denomina desnitrificación y si el nitrato de las PSC sedimenta fuera de la estratosfera, a continuación, que podría dar lugar a un suministro apreciablemente inferior de nitrato para la posible generación de NO_x (y la conversión del ClO a ClONO₂).

El mecanismo de destrucción del ozono en la estratosfera polar es el siguiente. Son necesarios dos ingredientes: las bajas temperaturas y la luz solar. Se necesitan temperaturas frías para formar nubes estratosféricas polares (PSC) para proporcionar las superficies en las que las reacciones heterogéneas tienen lugar. Las especies de reserva ClONO₂ y N₂O₅ reaccionan de forma heterogénea con PSC en el que HCl que contiene absorbido para producir Cl₂, HOCl, y ClNO₂ en estado gaseoso. Entonces se requiere la luz solar para la fotólisis de Cl₂, HOCl, y ClNO₂ que se producen como resultado de las reacciones heterogéneas. Al salir el sol, el Cl₂, ClNO₂, y HOCl se fotolizados, liberando átomos de Cl libre que luego reaccionan con O₃.

La figura 20 representa los ciclos catalíticos y del papel de los PSC. Al principio, el ClO solo se acumula (recordemos que los átomos de O normalmente necesario para completar el ciclo de ClO + O están esencialmente ausentes en la estratosfera polar). Sin embargo, una vez que

las concentraciones de ClO son suficientemente grandes, se producen los tres ciclos catalíticos presentados anteriormente. El ciclo ClO-ClO representa aproximadamente el 60% de la pérdida de ozono en la Antártida, y los ciclos de ClO-BrO representan el 40% restante (23).

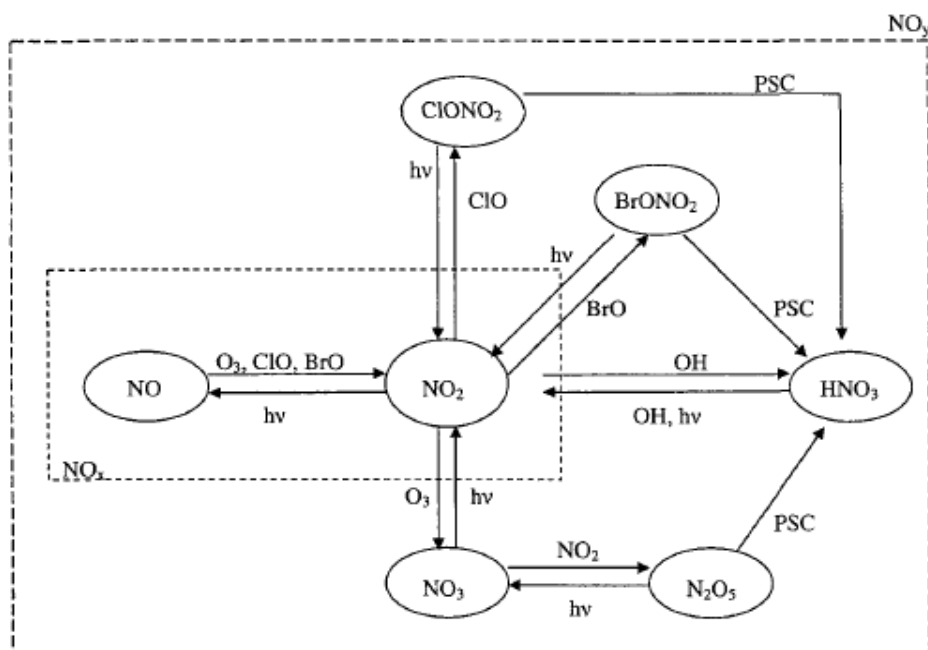


Figura 20. Ciclos catalíticos involucrados en la destrucción del O₃ polar (23).

QUÍMICA DE LA TROPOSFERA

La troposfera se comporta como un depósito de productos químicos relativamente distinta de la estratosfera. Transporte de especies de la troposfera a la estratosfera es mucho más lento que la mezcla dentro de la propia troposfera. Un gran número de especies son emitidas en la superficie de la Tierra, y los que poseen tiempos de vida media menores de un año se destruyen en la troposfera. A pesar de que la radiación solar de longitudes de onda más energéticas se elimina en la estratosfera, la luz de longitudes de onda con suficiente energía penetra en la troposfera de promover reacciones fotoquímicas significativas. Un factor importante en la química de la troposfera es la relativamente alta concentración de vapor de agua. La química de la estratosfera implica las reacciones en que se forma y destruye el ozono.

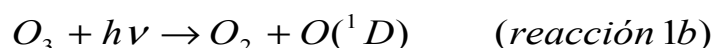
El ozono en la troposfera se genera a partir de dos clases principales de los precursores: los compuestos orgánicos volátiles (COV) y óxidos de nitrógeno (NO_x, lo que denota la suma de NO y NO₂). El proceso de formación de ozono se inicia por la reacción del radical OH con moléculas orgánicas. La secuencia de reacción posterior es catalizada por NO_x, en una red entretejida de reacciones de radicales libres. La mayor parte de la emisión directa de NO_x a la atmósfera es en forma de NO. El NO₂ se forma en la atmósfera por la conversión de NO. Al igual que en la estratosfera, los dos óxidos de nitrógeno se agrupan generalmente en conjunto como NO_x debido a que la interconversión entre el NO y NO₂ es rápida (con una escala de tiempo de la troposfera de ~ 5 min) en comparación con la escala de tiempo para la oxidación orgánica (de una a varias horas). Las proporciones de mezcla de NO * van de 5 a 20 ppb en

zonas urbanas, alrededor de 1 ppb en zonas rurales, y de 10 a 100 partes por mil en la troposfera remota.

En la troposfera remota, la formación de ozono es sostenida por la oxidación de monóxido de carbono (CO) y metano (CH₄), cada uno a través de la reacción con OH. El CO y CH₄ son especies de vida larga, con una vida atmosférica contra la reacción de OH de aproximadamente 2 meses y 9 años, respectivamente. La formación de ozono en la atmósfera urbana y regional es impulsada por compuestos orgánicos volátiles tanto de vida más corta emitidos por fuentes antropogénicas y biogénicas. Estos incluyen alquenos, aromáticos, y especies orgánicas oxigenadas. Debido a que dos clases de compuestos precursores están involucrados en la formación de ozono troposférico, compuestos orgánicos volátiles (COV) y los óxidos de nitrógeno, una cuestión clave es cómo el cambio de los niveles de COV y NO_x afecta la cantidad de ozono formado. Veremos que la formación de ozono depende críticamente del nivel de NO_x.

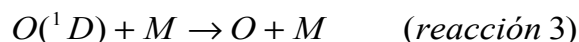
PRODUCCIÓN DE RADICALES HO EN LA TROPOSFERA

La clave para entender la química de la troposfera comienza con el radical hidroxilo (OH). Debido a que el radical OH no es reactivo hacia O₂, una vez producido, sobrevive hasta reaccionar con prácticamente todas las especies traza atmosféricas. Los oxidantes más abundantes en la atmósfera son O₂ y O₃, pero estas moléculas tienen grandes energías de enlace y son generalmente no reactivos, excepto con ciertos radicales libres; esto deja al radical OH como la especie oxidante primaria en la troposfera. La fotólisis del O₃ (en longitudes de onda <319 nm) para producir tantos átomos de oxígeno en estado fundamental (O) y singlete excitado (O(¹D)) átomos de oxígeno es importante tanto en la estratosfera como la troposfera:



El oxígeno en estado fundamental reacciona rápidamente con O₂ para dar O₃

La reacción 2 no tiene efecto químico neto. Sin embargo, cuando se produce O(¹D), ya que está prohibida la transición espontánea de O(¹D) a O, debe reaccionar con otra especie atmosférica. Lo más a menudo es que O(¹D) colisione con N₂ o O₂, eliminando su exceso de energía y volviendo a su estado fundamental:



Dado que el O a continuación, sólo reacciona con O₂ por reacción 2 para reponer O₃, este camino, que consiste en reacciones 1b, 3 y 2, es simplemente otro ciclo nulo. Ocasionalmente, sin embargo, el O(¹D) colisiona con una molécula de agua y produce dos radicales OH:

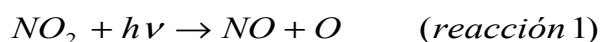


La reacción 4 es, de hecho, la única reacción en fase gas en la troposfera capaz de romper el enlace H-O en H₂O.

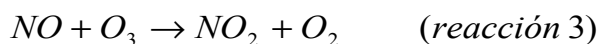
El radical hidroxilo no reacciona con ninguno de los principales constituyentes de la atmósfera, tales como N₂, O₂, CO₂ o H₂O, sin embargo, es la especie reactiva más importantes en la troposfera. De hecho, OH reacciona con la mayoría de las especies traza en la atmósfera, y su importancia se deriva tanto de su alta reactividad hacia otras moléculas y de su concentración relativamente alta. Donde OH simplemente reacciona con otras especies y no fuera regenerado, su concentración sería demasiado baja, a pesar de su alta reactividad, para ser un jugador importante en la química de la troposfera. La clave es que, al reaccionar con los gases traza atmosféricos, OH se genera en los ciclos catalíticos, lo que lleva a las concentraciones sostenidas en el orden de 10⁶ moléculas cm⁻³ durante las horas del día (23).

➤ **Ciclo básico fotoquímico del NO₂, NO y O₃**

Cuando NO y NO₂ están presentes junto a radiación solar se forma ozono como resultado de la fotólisis de NO₂ en longitudes de onda <424 nm:

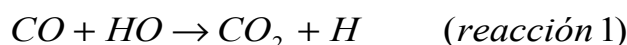


No hay fuentes significativas de ozono en la atmósfera distinta de la reacción 2. Una vez formada, O₃ reacciona con el NO para regenerar NO₂:

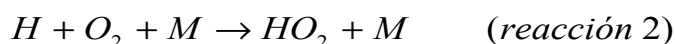


➤ **Química atmosférica del CO**

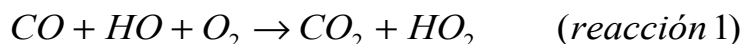
La oxidación atmosférica de CO exhibe muchas de las características clave de las de moléculas orgánicas mucho más complejas, y por eso es el lugar ideal para comenzar un estudio de la química de la troposfera. El CO reacciona con el radical HO



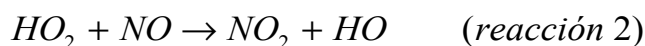
Y el H formado en la reacción 1 reacciona rápidamente con O₂ para dar el radical hidroperoxilo



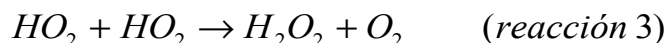
Pudiendo simplificar la reacción 1 de la siguiente forma



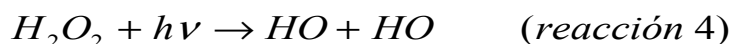
La adición de un átomo de H al O₂ debilita el enlace O-O en el O₂, y los radicales HO₂ resultantes reaccionan mucho más fácilmente que el O₂ mismo. Cuando no está presente, la reacción atmosférica más importante que los sufre radicales HO₂ es con NO:

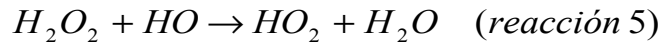


El hidroperoxilo radical también reacciona consigo mismo para producir peróxido de hidrógeno (H₂O₂):

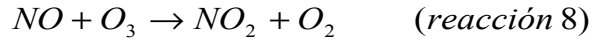
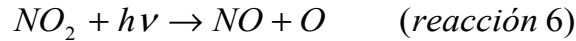


El peróxido de hidrógeno es un depósito temporal para HO_x (OH + HO₂):





La reacción 4 devuelve dos especies HO_x , mientras que en la reacción 5 una y se pierde una H_2O . El NO_2 formado en la reacción 2 participa en el ciclo fotoquímico NO_x ($NO + NO_2$):



Por último, la terminación de la cadena se produce cuando OH y NO_2 reaccionan para formar ácido nítrico:

La oxidación de CO se representa en términos de la familia HO_x en la Figura 21. P_{HO_x} indica la velocidad de generación de OH desde la fotólisis del O_3 . Para simplificar, no mostramos un flujo de H_2O_2 de nuevo en HO_x . Dentro de la familia HO_x , las especies OH y HO_2 rápidamente ciclan entre sí, de modo que se establece un estado estacionario de la relación OH/HO_2 , que depende del nivel de NO_x . La Figura 21 muestra la oxidación de CO desde la perspectiva de la familia química de NO_x . Las flechas gruesas de interconexión NO y NO_2 indican que este ciclo se produce con más frecuencia.

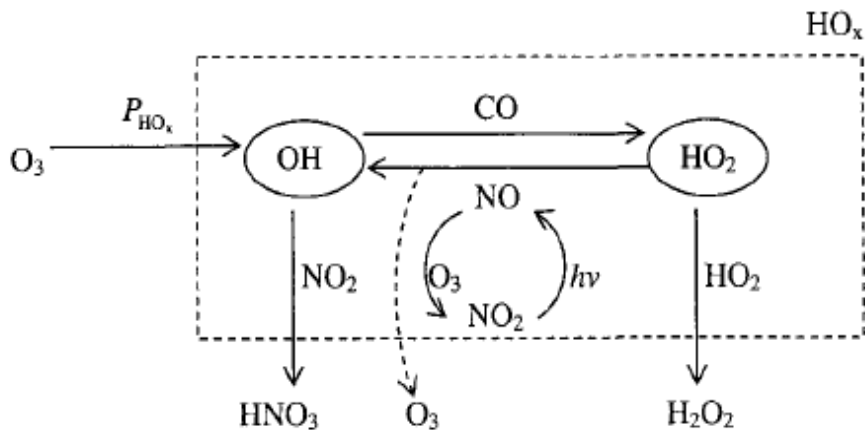


Figura 21. Reacciones que involucran la familia HO_x en la oxidación de CO (23)

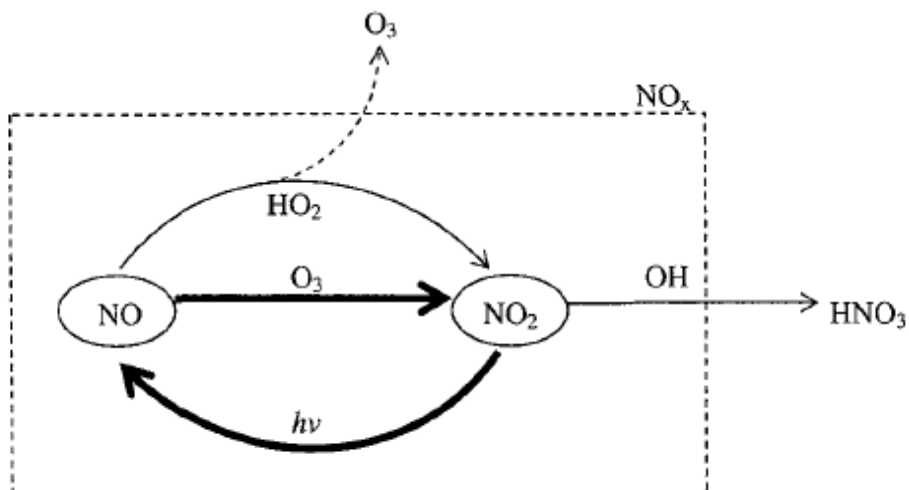


Figura 22. Reacciones que involucran la familia NO_x en la oxidación de CO (23).

Cada vez que se producen una reacción $\text{HO}_2 + \text{NO}$, una molécula de O_3 adicional se produce como resultado de la fotólisis de la molécula de NO_2 . En las Figura 21 y 22, esto se indica por las líneas discontinuas que conducen a O_3 . Se trata de una "nueva" molécula de O_3 porque la molécula de NO_2 formado a partir de $\text{HO}_2 + \text{NO}$, no requería una molécula de O en su formación.

➤ **Eficiencia de producción del ozono**

Una medida importante de los ciclos de oxidación que forman ozono atmosférico es la eficiencia de la producción de ozono (OPE). Debido al NO_x se cicla hacia atrás y adelante entre el NO y NO_2 en la generación de O_3 . El NO_x puede ser visto como el catalizador en la formación de O_3 . Uno puede definir el OPE como el número de moléculas de O_3 formados por cada NO_x eliminado del sistema (Figura 23).

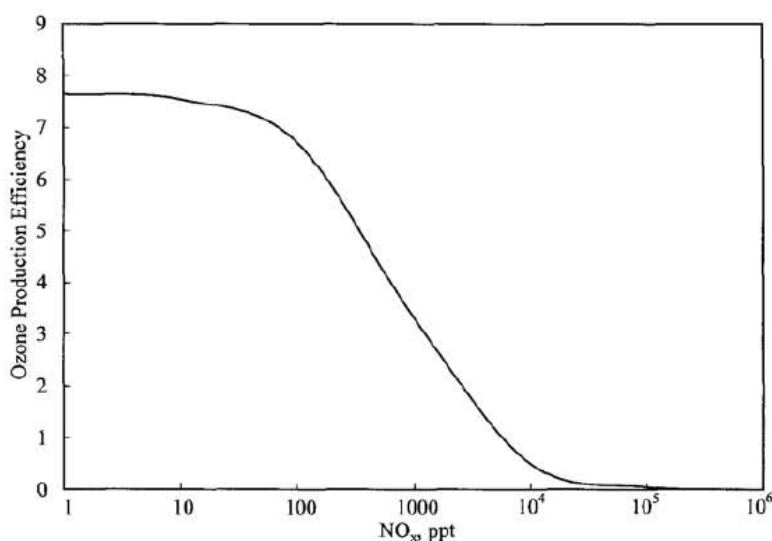
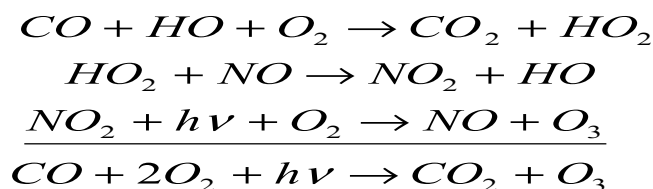


Figura 23. Eficiencia de producción de ozono para la oxidación atmosférica de CO en función de los niveles de NO_x a 298k en la superficie terrestre, $P_{\text{OHx}} = 1 \text{ ppt s}^{-1}$, $[\text{NO}]/[\text{NO}_2]=0,1$ y razón de mezcla CO de 200 ppb (23)

➤ **Rendimiento teórico máximo de ozono a partir de la oxidación CO**

El rendimiento máximo teórico de la reacción de formación de O_3 por $\text{CO} + \text{OH}$ se produciría si las concentraciones de NO_x son suficientemente altas para que cada radical HO_2 reacciona con NO en lugar de con sí mismo y la reacción $\text{OH} + \text{NO}_2$ es despreciable. El mecanismo resultante sería:



Esta condición no se puede lograr; si los niveles de NO_x son lo suficientemente altos para mantener HO_2 de que reaccione con sí mismo, sino que también son suficientemente altos, de tal manera que algunas moléculas de NO_2 deberían reaccionar con OH para formar HNO_3 , terminando con ello la reacción en cadena.

➤ Química atmosférica del CH₄

La química de la troposfera está dominada por la de CO y CH₄. Regiones donde las emisiones humanas influyen de manera significativa en la composición de compuestos orgánicos volátiles en la atmósfera, la química es más compleja que la de CO y CH₄. A pesar de las complejidades que surgen como resultado de las moléculas más grandes, los elementos básicos de la química son similares a los de CO y CH₄: iniciación por ataque OH, formación de O₃ como resultado de reacciones peroxi radicales-NO, y la terminación por reacciones HO_x + HO_x y HO_x + NO_x. En la figura 24 se muestra la cadena de oxidación del metano (CH₄):

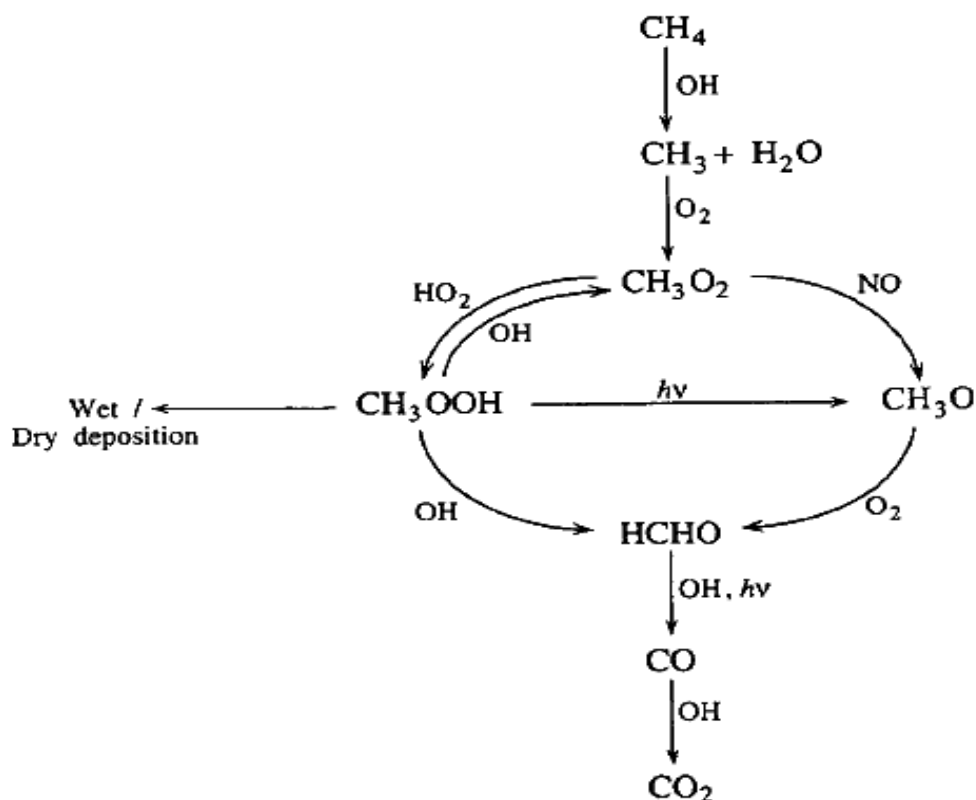


Figura 24. Oxidación atmosférica del CH₄ (23)

SMOG FOTOQUÍMICO

Efecto combinado del estancamiento de la masa de aire con una fuerte emisión de contaminantes (emisiones de motores diesel y/o a nafta, calefacción doméstica y actividad industrial). Cuando bajo determinadas condiciones meteorológicas se observa una baja velocidad ascendente u horizontal del aire, prolongada durante varias horas y combinada con una humedad relativa mayor del 60% se forma el llamado Smog clásico, mezcla tóxica de hollín (partículas grasas carbonosas de color negro), humo (compuesto principalmente por CO, CO₂, SO₂, NO_x), material particulado, y niebla (aerosol líquido que disminuye la visibilidad). Los efectos del SMOG clásico sobre la salud comprenden catarro e irritación de las mucosas de las vías aéreas superiores e irritación de la piel por exposición a la niebla ácida (SO₂ y NO_x disueltos en el vapor de agua).

El Smog fotoquímico (Figura 25) ocurre cuando los contaminantes atmosféricos forman una mezcla gaseosa capaz de sufrir reacciones fotoquímicas en presencia de la luz solar (principalmente UV) generándose peligrosos contaminantes secundarios a partir de los contaminantes “clásicos”. Entre ellos se encuentran el ozono (O_3), el dióxido de nitrógeno (NO_2) y los compuestos conocidos como PAN (nitratos de peroxiacilo). Cuando los PAN forman parte de la niebla, se asocian a las partículas usualmente presentes, dándole un aspecto brumoso amarillento característico. En la niebla también puede darse la reacción $SO_2 +$ niebla $(NH_4)_2SO_4$ formándose partículas de diámetros mayores a 10 micrones que afectan las fosas nasales. Partículas intermedias (5 micrones) como las del SO_2 afectan las mucosas de las vías superiores, boca, fosas nasales, rinofaringe y tráquea. Partículas finas (menos de 3 micrones) como el ozono y el NO_2 son captadas por los macrófagos en los alveolos pulmonares provocando un medio propicio a las sobreinfecciones (23).

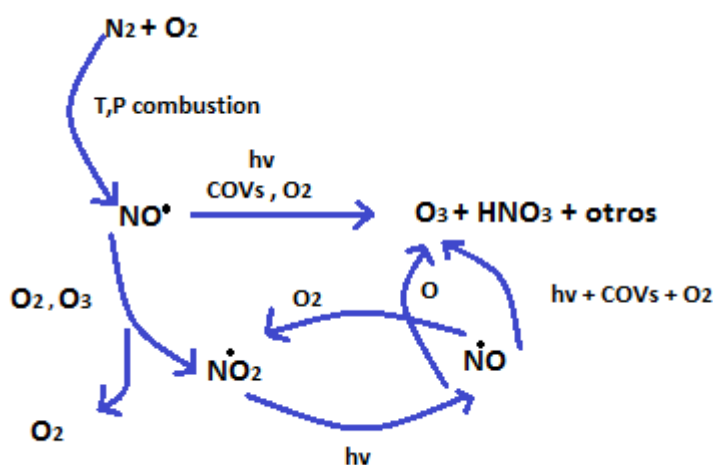


Figura 25: Mecanismo de formación del smog fotoquímico

LLUVIA ÁCIDA

La lluvia es una de las partes del ciclo del agua: se evapora agua de la superficie terrestre formando nubes de vapor, que al entrar en contacto con una corriente de aire frío condensa formando gotitas que aumentan de tamaño hasta que caen (precipitan). Es una experiencia natural que puede asimilarse a la operación de destilar agua en el laboratorio. Pero mientras que el agua destilada tiene pH 7, el agua de lluvia normalmente tiene un pH de 5,6 debido a la presencia de CO_2 disuelto:

Se llama lluvia ácida aquella cuyo pH es menor de 5,6 y esto puede ocurrir por distintos mecanismos de deposición húmeda de compuestos contaminantes presentes en la atmósfera y que generan la formación de ácidos en presencia de agua. Mecanismos de deposición húmeda:

- Agregación: incorporación de sustancias a las gotitas y cristales de las nubes.
- Derrubio: barrido del material que se encuentra bajo las nubes durante la precipitación de lluvia nieve.

Los compuestos que determinan la lluvia ácida pueden ser SO_2 y NO_x , ya sean de origen natural ó antropogénico, los cuales forman, en disolución acuosa, H_2SO_4 y HNO_3 .

SO₂ y otros compuestos azufrados

En la atmósfera es normal su presencia en cantidad de trazas, pero aún en tan bajas cantidades tienen gran impacto por la producción, a nivel local de la lluvia ácida. Los compuestos azufrados más comúnmente presentes en la atmósfera son SO₂, COS (sulfuro de carbonilo), CS₂ (disulfuro de carbono), RSR (sulfuros orgánicos gaseosos), y el H₂S. Se incorporan a la atmósfera por vulcanismo (SO₂, COS, SO₄²⁻, H₂S), erosión eólica de rocas ricas en sulfatos, formación de RSR en la zona fática de los océanos, degradación de biomasa (CH₃HS, COS, CS₂).

Además de estos motivos naturales, la actividad humana genera el 25 % del SO₂ presente en la atmósfera, como consecuencia de la combustión de los combustibles fósiles con alto contenido de azufre. En la atmósfera estos compuestos participan de una serie de reacciones de cinética compleja que se pueden clasificar en dos grandes grupos:

- Oxidaciones homogéneas: donde participan otros compuestos gaseosos de la atmósfera. Estas transformaciones ocurren en presencia de O₃, O₂, o radicales como HO, HO₂
- Oxidaciones Heterogéneas: El SO₂ se disuelve en H₂O (l) presente como gotitas en la atmósfera o se absorbe en aerosoles (por ej. hollín), formándose SO₃²⁻ y HSO₃⁻ que en presencia de catión Fe³⁺, Mg²⁺ ó Ca²⁺, que actúan como catalizadores, reaccionan con el ozono ó con el oxígeno formando SO₄²⁻.

La formación de ácido sulfúrico atmosférico puede darse por dos mecanismos distintos

- SO₂, h^{1/2} en presencia de O₂ u O₃ SO₃ H₂O
- SO₂ en presencia de radicales HO, HO₂

El ácido sulfúrico en la atmósfera se encuentra como una suspensión coloidal (líquida).

Contaminación del aire por nitrógeno: NO_x y otros

Con la denominación genérica de NO_x los ambientalistas se refieren a los óxidos contaminantes del nitrógeno, los cuales contribuyen a la formación del smog fotoquímico, a la lluvia ácida y al efecto invernadero. Se trata principalmente de NO y NO₂, y su presencia en el aire, junto al NH₃ y otros contaminantes nitrogenados, puede deberse a los siguientes motivos:

- Emisiones volcánicas: pueden emitir NO_x y NH₃ hasta la estratosfera inclusive. Si se acumulan en la troposfera contribuyen al efecto invernadero. También, por distintos mecanismos pueden transformarse en ácido nítrico atmosférico, al reaccionar los NO_x atmosféricos con distintos radicales libres
- Procesos biológicos: constituyente esencial de los seres vivos, el ciclo del nitrógeno es parte fundamental del equilibrio químico del planeta.
- Fuentes antropogénicas: durante los procesos de combustión de hidrocarburos a altas temperaturas en presencia de aire puede ocurrir que

En el caso de autos y otros medios de transporte, estas emisiones se reducen utilizando conversores catalíticos para los gases de escape, principalmente Al₂O₃ con platino, paladio o rodio, los cuales catalizan las siguientes reacciones.

Daños ocasionados por la lluvia ácida

- Acción corrosiva sobre los metales y materiales de construcción.
- Acción perjudicial sobre la salud de las personas.
- Acidificación del suelo, el SO_4^{2-} se combina con los cationes del suelo, dejando H^+ en su lugar.
- Escurrimientos ácidos desde el suelo a las cuencas hídricas, con aumento de la concentración de metales y disminución del pH en las mismas, poniendo en riesgo la continuidad de las especies.
- Puede fluir a las napas acuíferas y llegar a los lagos, alterando la biota acuática.
- Cuando los bosques se ven afectados por la lluvia ácida sufren una visible pérdida de vitalidad.
- En presencia de radicales libres en la atmósfera el tiempo de vida media de los NO_x es 1 día y del SO_2 es de 7,7 días.

EFFECTO INVERNADERO Y CAMBIO CLIMÁTICO

Básicamente toda la energía que llega a la Tierra proviene del Sol. La absorción y pérdida de energía radiante por la Tierra y la atmósfera son casi totalmente responsables del clima de la Tierra (a escalas globales y locales). La temperatura media de la Tierra se mantiene bastante constante, lo que indica que la Tierra y la atmósfera en general pierden tanta energía por radiación que vuelve al espacio, como recibida por la radiación del sol. La cuantificación de la energía radiante de entrada y salida constituye el balance energético de la Tierra (figura 26).

La atmósfera, aunque puede parecer ser transparente a la radiación, juega un papel muy importante en el balance de energía de la Tierra. De hecho, la atmósfera controla la cantidad de radiación solar que llega realmente a la superficie de la Tierra y, al mismo tiempo, controla la cantidad de radiación terrestre saliente que se escapa al espacio.

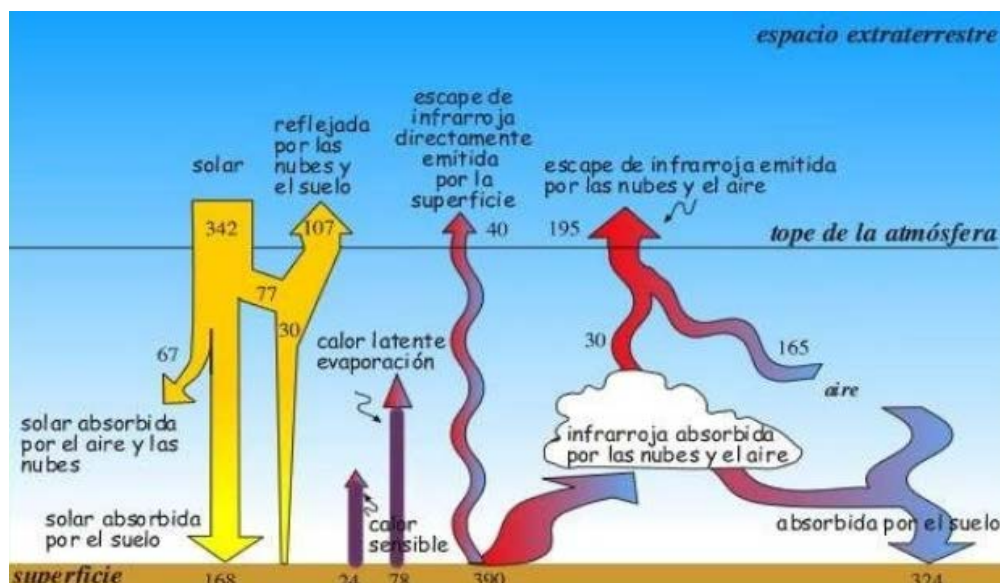


Figura 26. Balance energético terrestre

La energía radiante, clasificados por orden de sus longitudes de onda (λ), se llama el espectro de la radiación (Figura 27). El sol irradia en todo el espectro electromagnético, aunque la mayor parte de la energía se concentra cerca de la porción visible del espectro, la banda de longitudes de onda de 400 a 700 nm (0,4 a 0,7 micras).

Nuestro interés se limita a la llamada región óptica, que se extiende sobre el ultravioleta próximo, el visible y el infrarrojo cercano, el rango de longitud de onda de 200 nm a 100 micras. Esta gama cubre la mayor parte de la radiación solar y la emitida por la superficie y la atmósfera de la Tierra. Tres medidas relacionadas entre sí se utilizan para especificar la ubicación en el espectro electromagnético, la longitud de onda λ , la frecuencia ν , y el número de onda $\nu = \lambda^{-1}$.

La frecuencia y la longitud de onda están relacionadas por $\nu = c/\lambda$, donde c es la velocidad de la luz. En la parte ultravioleta y visible del espectro, es común caracterizar la radiación por su longitud de onda, expresado ya sea en nanómetros (nm) o micrómetros (micras). En la parte infrarroja del espectro, se utiliza con frecuencia el número de onda (cm^{-1}).

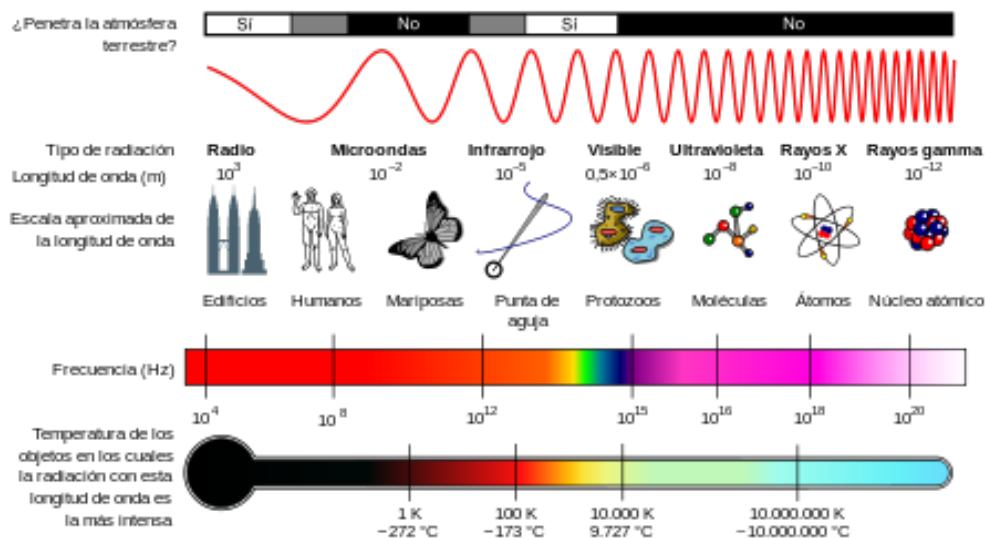


Figura 27. Espectro electromagnético

Efecto Invernadero

La absorción de energía por un determinado gas tiene lugar cuando la frecuencia de la radiación electromagnética es similar a la frecuencia vibracional molecular del gas. Cuando un gas absorbe energía, esta se transforma en movimiento molecular interno que produce un aumento de temperatura.

La atmósfera es un fluido constituido por diferentes tipos de gases y cada uno de ellos se comporta de manera diferente, de manera tal, que la energía absorbida la efectúan selectivamente para diferentes longitudes de onda y en algunos casos son transparentes para ciertos rangos del espectro. La atmósfera principalmente tiene bajo poder de absorción o es transparente en la parte visible del espectro, pero tiene un significativo poder de absorción de radiación ultravioleta o radiación de onda corta procedente del sol y el principal responsable de

este fenómeno es el ozono, así mismo, la atmósfera tiene buena capacidad para absorber la radiación infrarroja o de onda larga procedente de la Tierra y los responsables en este caso son el vapor de agua, el dióxido de carbono y otros gases traza como el metano y el óxido nitroso.

Los gases que son buenos absorbedores de radiación solar son importantes en el calentamiento de la atmósfera, por ejemplo, la absorción de radiación solar por el ozono proporciona la energía que calienta la estratosfera y la mesosfera.

La absorción de radiación infrarroja procedente de la Tierra es importante en el balance energético de la atmósfera. Esta absorción por los gases traza, calienta la atmósfera, estimulándolos a emitir radiación de onda más larga. Parte de esta radiación es liberada al espacio y otra parte es irradiada nuevamente a la superficie de la Tierra (figura 28). Las dos terceras partes de la energía radiante atmosférica son directamente devueltas a la superficie, suministrando una fuente de energía adicional a la radiación solar directa.

El efecto neto de este fenómeno permite que la Tierra almacene más energía cerca de su superficie que la cantidad que podría almacenar si la Tierra no tuviera atmósfera, consecuentemente, la temperatura es más alta, del orden de 33°C más. Este proceso es conocido como el efecto de invernadero natural. Sin el efecto invernadero la temperatura promedio en la superficie sería aproximadamente de 18°C bajo cero y la vida en el planeta no sería posible.

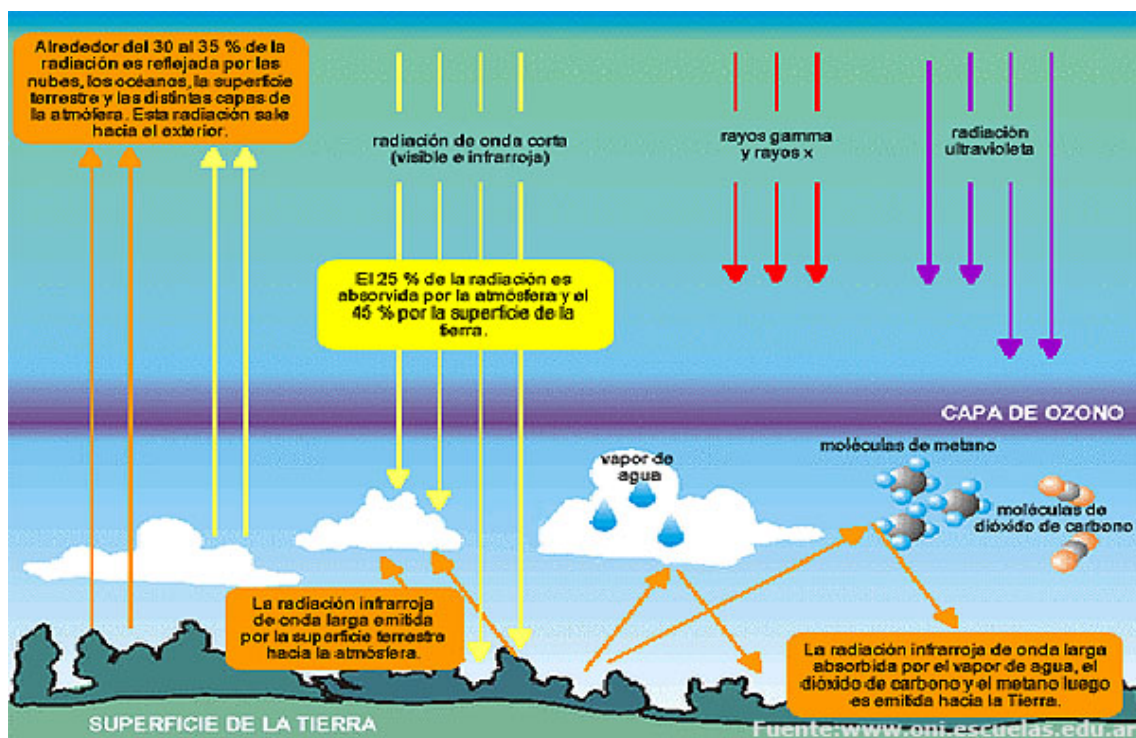


Figura 28. Esquema efecto invernadero

Consecuentemente, los gases en la atmósfera que absorben la radiación infrarroja procedente de la Tierra o radiación saliente, son conocidos como Gases de Efecto Invernadero (GEI), entre ellos se encuentran el dióxido de carbono, el vapor de agua, el óxido nitroso, el metano y el ozono. Estos gases tienen moléculas cuya frecuencia vibracional se localiza en la parte infrarroja del espectro.

Algunos gases emitidos por actividades humanas (denominados Gases de Efecto Invernadero - GEI) como el dióxido de carbono, el óxido nitroso, el metano, algunos halocarbonos (como los CFCs, HCFCs, HFCs y los PFCs), así como el ozono troposférico (el cual se forma a partir del monóxido de carbono, los óxidos de nitrógeno y otros compuestos orgánicos volátiles), son buenos absorbentes de la radiación infrarroja y específicamente los halocarbonos porque muchos de ellos absorben energía en la región de longitudes de onda donde la energía no es absorbida por el dióxido de carbono ni el vapor de agua (región denominada como ventana atmosférica).

Cambios en la concentración atmosférica de los GEI y aerosoles, en la radiación solar y en las propiedades superficiales del suelo afectan la absorción, dispersión y emisión de la radiación dentro de la atmósfera y en la superficie de la tierra. Los resultados positivos o negativos en el balance energético debido a estos factores son expresados como forzamiento radiativo, el cual es usado para comparar la influencia del calentamiento o el enfriamiento sobre el sistema climático.

El forzamiento radiativo es una medida de la influencia que tiene la alteración del balance entre la radiación solar incidente y la radiación infrarroja saliente en el sistema atmósfera – Tierra, denotado por un cambio en la irradiancia neta en la tropopausa y es expresado en vatios por metro cuadrado (Wm^{-2}). Generalmente los valores del forzamiento radiativo son para cambios relativos a las condiciones definidas en 1970. Estas perturbaciones se deben a cambios internos o forzamientos externos del sistema climático, como por ejemplo, cambios en la concentración de un GEI o en la radiación emitida por el sol.

Un forzamiento radiativo positivo tiende a calentar la troposfera (capa de la atmósfera desde la superficie hasta cerca de 16km de altura) y uno negativo tiende a enfriarla. El agotamiento de la capa de ozono debido a su destrucción por el incremento en las emisiones de halocarbonos desde 1970, ha representado un forzamiento radiativo negativo del sistema climático, ya que, el ozono es un GEI. Por otro lado, el incremento de los GEI ha producido un forzamiento positivo. Se estima que el efecto neto promedio a nivel global de las actividades humanas desde 1750 ha sido un calentamiento con un forzamiento radiativo de $1,6 \text{ Wm}^{-2}$.

El forzamiento radiativo de los GEI y el ozono se presenta en la Figura 29 y su magnitud está dada por el producto de su concentración y su eficiencia radiactiva (energía absorbida por unidad de concentración $\text{Wm}^{-2} \cdot \text{ppb}$). El CO_2 es el que más ha contribuido al forzamiento radiativo positivo con $1,66 \text{ Wm}^{-2}$, seguido por el CH_4 con $0,48 \text{ Wm}^{-2}$, el ozono troposférico con $0,35 \text{ Wm}^{-2}$, el N_2O con $0,16 \text{ Wm}^{-2}$ y algunos halocarbonos. El forzamiento radiativo del CO_2 se ha incrementado en un 20% durante los últimos 10 años (1995-2005), siendo el cambio más grande observado o inferido para una década en los últimos 200 años.

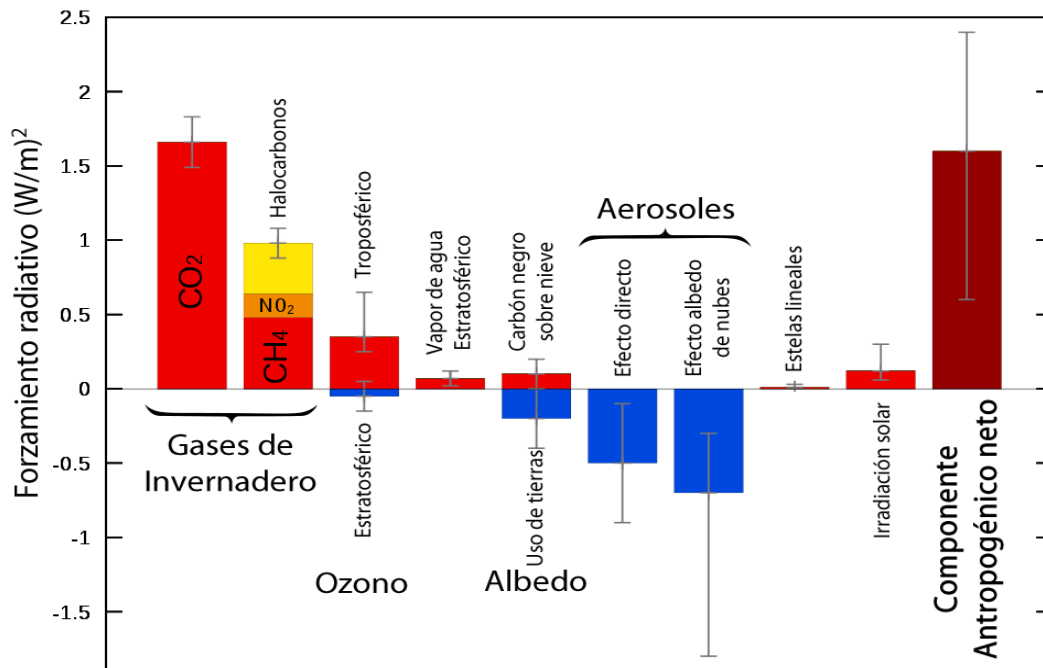


Figura 29. Forzamiento radiativo

Otros agentes que contribuyen al forzamiento radiativo son los cambios en los aerosoles troposféricos, cambios en el albedo superficial y en la radiación emitida por el sol. Respecto a este último ítem, se estima que los cambios en la radiación solar desde 1750 han generado un forzamiento radiativo de $0,12 \text{ Wm}^{-2}$.

Los aerosoles de origen antropogénico (principalmente sulfatados, carbón orgánico, carbón negro, nitratos y polvo) producen un forzamiento radiativo directo de $-0,5 \text{ Wm}^{-2}$ y un forzamiento de albedo indirecto de nube de $-0,7 \text{ Wm}^{-2}$. Los aerosoles tienen influencia en el tiempo de vida de las nubes y en la precipitación.

Los cambios en el albedo superficial debido a los cambios en la cobertura del suelo y a la deposición de aerosoles negros de carbón sobre la nieve ejercen forzamientos de $-0,2 \text{ Wm}^{-2}$ y $+0,1 \text{ Wm}^{-2}$ respectivamente.

Entre los compuestos halogenados, los CFCs han contribuido al forzamiento radiativo positivo desde el año 1750 con $0,28 \text{ Wm}^{-2}$, mientras que los HCFCs con $0,033 \text{ Wm}^{-2}$ y los HFCs con $0,007 \text{ Wm}^{-2}$. Los incrementos en las concentraciones de los gases halocarbonados entre el año 1970 y el 2000 han contribuido con cerca del 30% del incremento del forzamiento radiativo relacionado a los GEI durante este periodo.

Las moléculas de halocarbonos pueden ser miles de veces más eficientes como absorbentes de energía emitida por la tierra que una molécula de dióxido de carbono y pequeñas cantidades de estos gases pueden contribuir apreciablemente al forzamiento radiativo del sistema climático.

El efecto radiativo del CO₂ y el vapor de agua es calentar el clima superficial y enfriar la estratosfera, mientras que el efecto radiativo de los halocarbonos es calentar la troposfera y la estratosfera debido a su absorción en la ventana atmosférica.

En la tabla 11 se observa para varios gases el potencial de calentamiento global (GWP por sus siglas en inglés: Global Warming Potentials), el cual es un indicador del efecto radiativo de una sustancia sobre un horizonte de tiempo escogido, teniendo como base al CO₂.

El GWP es más alto para las especies que absorben mayor radiación o tienen grandes tiempos de vida media. El horizonte de tiempo escogido generalmente es de 100 años, queriendo representar el futuro impacto de la sustancia en los próximos 100 años.

Tabla 11: potencial de calentamiento global (GWP) de los GEI

GEI	GWP después de 20 años	GWP después de 20 años
CO₂	1	1
CH₄	62	23
NO_x	275	296
HFC-23	9400	12000
HFC-125	5900	3400
HFC-134a	3300	1300
HFC-143a	5500	4300
CF₄	3900	5700
C₂F₆	8000	11900
SF₆	15100	22200

Cambio Climático

De acuerdo a la Convención Marco sobre Cambio Climático (CMCC), el cambio climático se entiende como un cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante periodos de tiempo comparables. Por otro lado, el Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC) define el cambio climático como cualquier cambio en el clima con el tiempo, debido a la variabilidad natural o como resultado de actividades humanas.

Desde el punto de vista meteorológico, se llama Cambio Climático, a la alteración de las condiciones predominantes. Los procesos externos tales como la variación de la radiación solar, variaciones de los parámetros orbitales de la Tierra (la excentricidad, la inclinación del eje de la tierra con respecto a la eclíptica), los movimientos de la corteza terrestre y la actividad volcánica, son factores que tienen gran importancia en el cambio climático. Procesos internos del sistema climático también pueden producir cambios de suficiente magnitud y variabilidad a través de interacciones entre sus elementos. El clima de la Tierra depende del equilibrio radiativo de la atmósfera, el cual depende a su vez de la cantidad de la radiación solar que ingresa al sistema y de la concentración atmosférica de algunos gases variables que ejercen un efecto invernadero natural (gases traza con actividad radiactiva, nubes y aerosoles). Estos agentes de forzamiento radiativo varían tanto de forma natural como por la actividad humana, produciendo alteraciones en el clima del planeta (Figura 30).

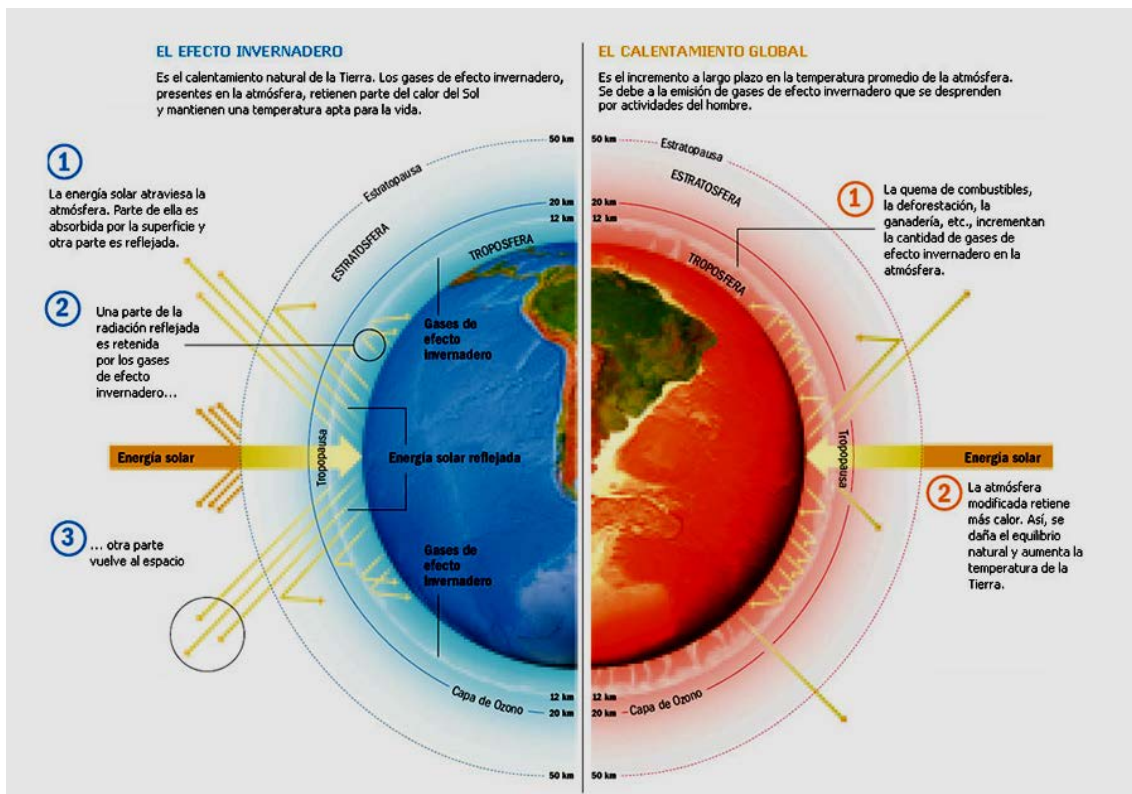


Figura 30. Efecto invernadero natural y su formación que induce al calentamiento global (aumento de la temperatura superficial a nivel global)

El cambio climático es, en parte, producto del incremento de las emisiones de GEI. No obstante existe una diferencia entre variabilidad climática (ej. el fenómeno del Niño) y cambio climático. La variabilidad climática se presenta cuando con cierta frecuencia un fenómeno genera un comportamiento anormal del clima, pero es un fenómeno temporal y transitorio. El cambio climático, por otra parte, denota un proceso que no es temporal y que puede verificarse en el tiempo revisando datos climáticos (ej. la temperatura).

Un enfoque integrado del cambio climático tiene en cuenta la dinámica del ciclo completo de causas y efectos interrelacionados en todos los sectores afectados. En el siguiente esquema se presenta un marco de evaluación integrado para la consideración de los cambios climáticos antropogénicos según se reporta en el TAR (Tercer Reporte de Evaluación del IPCC). Las flechas amarillas muestran el ciclo de causa a efecto entre los cuatro cuadrantes y la flecha azul indica la respuesta de la sociedad ante los impactos del cambio climático.

La adopción de decisiones sobre el cambio climático es esencialmente un proceso secuencial que se desarrolla en condiciones de incertidumbre general.

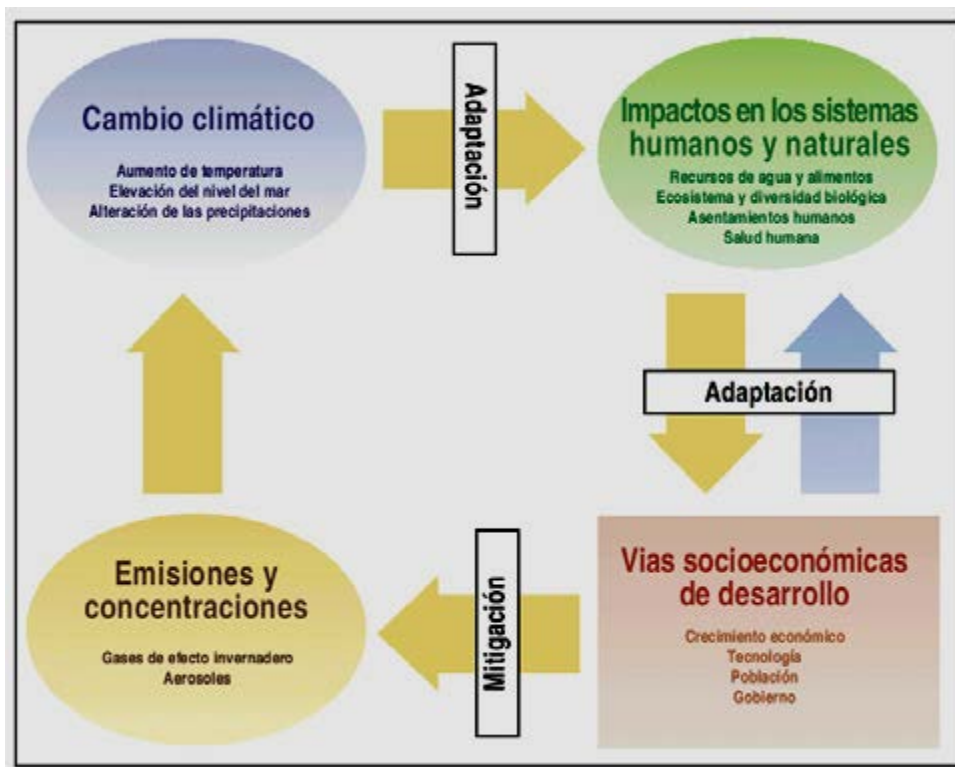


Figura 31. Enfoque integrado del cambio climático (IPCC, tercer reporte de evaluación, 2001)

El calentamiento global se puede entender en forma simplificada como el incremento gradual de la temperatura del planeta como consecuencia del aumento de la emisión de ciertos gases de Efecto Invernadero (GEI) que impiden que los rayos del sol salgan de la tierra, bajo condiciones normales. (Una capa “más gruesa” de gases de efecto invernadero retiene más los rayos infrarrojos y hace elevar la temperatura).

Por otro lado, es un término utilizado habitualmente en dos sentidos. Es el fenómeno observado que muestra en promedio un aumento en la temperatura de la atmósfera terrestre y de los océanos en las últimas décadas. También es una teoría que predice, a partir de proyecciones basadas en simulaciones computacionales, un crecimiento futuro de las temperaturas. La opinión científica mayoritaria sobre el cambio del clima dice que “la mayor parte del calentamiento observado en los últimos 100 años, es atribuible a la actividad humana”. Las simulaciones parecen indicar que la principal causa del componente de calor inducido por los humanos se debería al aumento de dióxido de carbono. La temperatura del planeta ha venido elevándose desde finales del siglo XIX, cuando se puso fin a la etapa conocida como la pequeña edad de hielo. Calentamiento global y efecto invernadero no son sinónimos. El efecto invernadero acrecentado por la contaminación, puede ser, según las teorías, la causa del calentamiento global observado.

Los gases de efecto invernadero (GEI) o gases de invernadero son los componentes gaseosos de la atmósfera, tanto naturales como antropogénicos, que absorben y emiten radiación en determinadas longitudes de onda del espectro de radiación infrarroja emitido por la superficie de la Tierra, la atmósfera y las nubes. Esta propiedad produce el efecto invernadero. En la atmósfera de la Tierra, los principales GEI son el vapor de agua (H₂O), el dióxido de

carbono (CO₂), el óxido nitroso (N₂O), el metano (CH₄) y el ozono (O₃). Hay además en la atmósfera una serie de GEI creados íntegramente por el ser humano, como los halocarbonos y otras sustancias con contenido de cloro y bromo, regulados por el Protocolo de Montreal como el hexafluoruro de azufre (SF₆), los hidrofluorocarbonos (HFC) y los perfluorocarbonos (PFC). Están clasificados en GEI directos e indirectos:

- **GEI Directos:** Son gases que contribuyen al efecto invernadero tal como son emitidos a la atmósfera. En este grupo se encuentran: el dióxido de carbono, el metano, el óxido nitroso y los compuestos halogenados.
- **GEI Indirectos:** Son precursores de ozono troposférico, además de contaminantes del aire ambiente de carácter local y en la atmósfera se transforman a gases de efecto invernadero directo. En este grupo se encuentran: los óxidos de nitrógeno, los compuestos orgánicos volátiles diferentes del metano y el monóxido de carbono.

Bibliografía

1. Ley Nacional 20.284/73- Rep. Argentina.
<http://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/40000-44999/40167/norma.htm>
2. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. 1982. Red Panamericana de Muestreo de la Contaminación del Aire – REDPANAIRES. Informe final 1967-1980. Lima. CEPIS.
3. Wark, Kenneth & Warner, Cecil. (1990). Contaminación del aire, origen y control. México. Limusa & Noriega.
4. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Resolución 1327/2014.
<http://www.loa.org.ar/legNormaDetalle.aspx?id=26187>
5. Brauer et al. *School of Population and Public Health, Faculty of Medicine. UBC, Canadá.*
6. UNEP, 2015. <https://wedocs.unep.org/rest/bitstreams/11114/retrieve>
7. UNFPA, 2016. United Nation Population Fund. Disponible en:
<http://www.unfpa.org/pds/urbanization.htm>, accedido Septiembre 2016.
8. Parrish, D.D.; Kuster, W.C.; Shao, M.; Yokouchi, Y.; Kondo, Y.; Goldan, P.D.; de Goue, J.A.; Koike, M. and Shirai, T. (2009). Comparison of air pollutant emissions among megacities. *Atmospheric Environment*. 43(40):6435-6441
9. Air Quality Health Index Categories and Health Messages, <http://www.ec.gc.ca/cas-aqhi/default.asp?lang=En&n=79A8041B-1>.
10. Daily Air Quality Index, <https://uk-air.defra.gov.uk/air-pollution/daq?view=more-info>.
11. "Air Quality Index (AQI) - A Guide to Air Quality and Your Health",
12. <https://www.airnow.gov/index.cfm?action=aqibasics.aqi>.
13. Martínez, E & Díaz Y. (2004). Contaminación atmosférica. Colección Ciencia y Técnica Castilla La Mancha. Ediciones de la Universidad de Castilla – La Mancha.
14. Sbarato, D. 2007. Predicción y evaluación de impactos ambientales sobre la atmósfera. Córdoba Argentina. Centro de investigación y formación en salud ambiental. Universidad Nacional de Córdoba. Encuentro Grupo Editor.
15. Zaror, C.A. (2000) Introducción a la ingeniería ambiental para la industria de procesos, Universidad de Concepción, Santiago de Chile.
16. Zhang H.B., Luo Y.M., Wong M.H., Zhao Q.G., Zhang GL (2006) Distributions and concentrations of PAHs in Hong Kong soils. *Environmental Pollution* 14(1): 107-114.
17. Morillo E., Romero A.S., Madrid L., Villaverde J., Maqueda C. (2008) Characterization and Sources of PAHs and Potentially Toxic Metals in Urban Environments of Sevilla (Southern Spain). *Water Air Soil Pollution* 187: 41-51.

18. Daly GL., Lei Y.D., Castillo L.E., Muir D.C.G., Wania F. (2007) Polycyclic aromatic hydrocarbons in Costa Rican air and soil: A tropical/temperate comparison. *Atmospheric Environment* 41: 7339-7350.
19. Ma L., Chu S., Cheng H., Wang X., Liu X., Xu X. (2005) Polycyclic aromatic hydrocarbons contamination in subsoil from outskirts of Beijing, People's Republic of China. *Geoderma* 129: 200-210.
20. Cai Q.Y., Mo C.H., Wua Q.T., Katsoyiannis A., Zeng Q.Y. (2008) The status of soil contamination by semivolatile organic chemicals (SVOCs) in China: A review. *Science of the Total Environment* 389: 209-224.
21. Maliszewska B.K., Smreczak B., Klimkowicz A. (2009). Concentrations, sources, and spatial distribution of individual polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soils in the Eastern part of the EU: Poland as a case study. *Science of Total Environment* 407: 3746-3753.
22. Instituto Nacional de Ecología (2005). Guía de elaboración y usos de inventarios de emisiones. México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
23. Henry J.G. and Heinke G.W., (1999). *Ingeniería Ambiental*, 2º Edición. Editorial Prentice Hall, México, 777p.
24. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, Second Edition, by John H. Seinfeld and Spyros N. Pandis. Copyright (2006) John Wiley & Sons, Inc.
25. Bates, D. R., and Nicolet, M. (1950). The photochemistry of atmospheric water vapor, *J. Geophys. Res.* 55, 301-327.
26. Farman, J. C., Gardiner, B. G., and Shanklin, J. D. (1985) Large losses of total ozone in Antarctica reveal seasonal ClO_x/NO_x interaction, *Nature* 315, 207-210.
27. Molina, L. T., and Molina, M. J. (1987) Production of Cl₂O₂ from the self-reaction of the ClO radical, *J. Phys. Chem.* 91, 433-136.

CAPÍTULO 3

Fundamentos meteorológicos de la dispersión de los contaminantes

E.Y. Sanchez, K.B. Balbi

La meteorología es la ciencia de la atmósfera, y sus primeros pasos se dieron con el pronóstico del tiempo. A la actualidad constituye una ciencia antigua y consolidada que, a mediados del siglo XX, ha encontrado un campo de aplicación en las ciencias ambientales mediante la comprensión y el estudio de diversas problemáticas de contaminación atmosférica. El conocimiento de la meteorología sirve para entender los fenómenos asociados al transporte y al destino de los contaminantes atmosféricos, y a partir de allí predecir situaciones contaminantes, diseñar políticas y sistemas que minimicen los impactos, introducir mejoras ingenieriles a los sistemas en uso y gestionar adecuadamente las descargas de los contaminantes atmosféricos.

JACOBSON, FUNDAMENTALS OF ATMOSPHERIC MODELING. (1)

Introducción

La atmósfera es el medio en el que se emiten los contaminantes atmosféricos, y el destino de ellos depende de los diversos procesos que sufren en diferentes etapas de transporte, dispersión, transformación y remoción en la atmósfera. El estudio de cómo estos procesos atmosféricos afectan el destino de dichos contaminantes, se denomina Meteorología de la Contaminación del Aire y su conocimiento resulta de suma utilidad para la toma de decisiones relativas a la gestión de la calidad del aire. En tal sentido, los gestores pueden emplear estos conocimientos para detectar zonas de altas concentraciones, y en función de ello diseñar redes de monitoreo. Asimismo, diseñar protocolos orientados al cumplimiento de los estándares de calidad del aire en exteriores y/o predecir el impacto ambiental de una nueva fuente de emisión o modificaciones de fuentes existentes (1-2).

Cuando se desarrollan condiciones meteorológicas que no conducen a la dispersión de las sustancias contaminantes, los organismos gubernamentales encargados de controlar la contaminación del aire deben actuar rápidamente para asegurar que los contaminantes no se concentren en niveles inaceptables en el aire que respiramos. Cuando estos niveles son excesivamente altos, se produce un evento de contaminación del aire y se deben reducir las emisiones en la atmósfera. Algunos antecedentes de eventos de contaminación atmosférica han sido presentados en el capítulo 2.

En este capítulo, se abordan los principios meteorológicos básicos que producen la circulación atmosférica, se discute la estructura vertical de la temperatura en la atmósfera, la estabilidad y la dispersión de los contaminantes en el aire.

Radiación solar

La radiación solar es el conjunto de radiaciones electromagnéticas emitidas por el sol. Este tiene su pico de emisión en el rango visible de longitudes de onda (0.4- 0.75 μm) del espectro electromagnético y se asemeja al de un cuerpo negro[†] a 5800 K (Figura 1). Sin embargo, su emisión abarca otros sub rangos del espectro tales como ultravioleta (UV), visible (VIS) e infrarrojo (IR) [44% en el VIS (0.4-0.75 μm), 40% en el IR (0.76-1000 μm) y 14% restante en el UV (<0.4 μm)] (2-3).

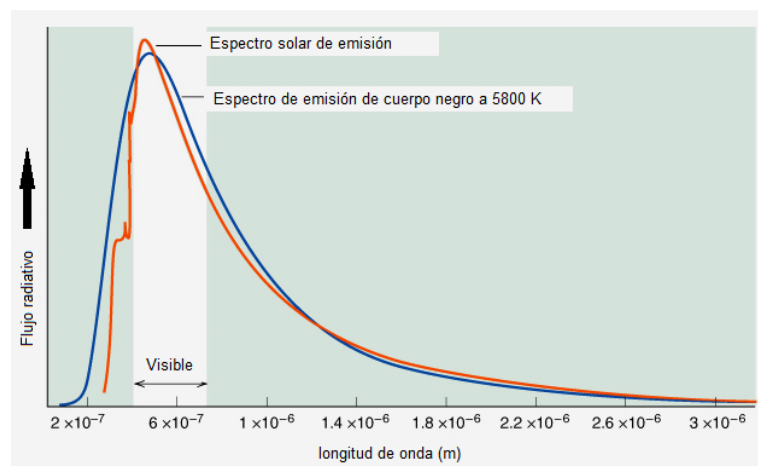


Figura 1: Espectro de emisión solar y de cuerpo negro (5800 K).

La magnitud apropiada para cuantificar la radiación solar que llega a la Tierra es la *irradiancia* ($\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$), la cual mide la potencia que por unidad de superficie alcanza a la Tierra. En la parte superior de la atmósfera, la energía solar recibida sobre una superficie perpendicular a los rayos del sol (cuando la tierra se encuentra a una distancia media del sol) permanece aproximadamente constante en un valor de 1367 W/m^2 , denominado *constante solar* (S_0).

Como esquematiza la Figura 2, la irradiancia es posible estimarla a partir de la siguiente relación $S_0 \cdot A_1 = Q \cdot A_2$, donde A_1 es la superficie perpendicular a los rayos del sol, A_2 es la superficie horizontal correspondiente a dicha área sobre la cual incide la radiación y Q es la densidad de flujo de energía entrante recibida en la superficie horizontal (irradiancia). Despejando Q y aplicando trigonometría, se obtiene que $Q = S_0 \frac{A_1}{A_2} = S_0 \cdot \sin h = S_0 \cdot \cos z$. En tal sentido, es posible afirmar que la irradiancia es función de la altura del sol ($\sin h$) y de la distancia cenital ($\cos z$). En otras palabras, debido a los movimientos de rotación y traslación de la tierra, la radiación incidente dependerá de la *latitud*, el *día del año* y la *hora del día* (3).

[†]**Cuerpo negro:** Cualquier objeto que sea un absorbente perfecto (es decir, absorba toda la radiación que le llega) y un emisor perfecto (emite la máxima radiación posible a una temperatura dada)

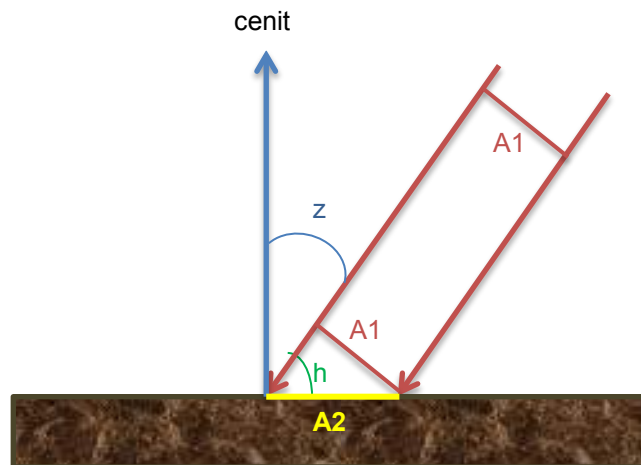


Figura 2: Representación gráfica de un haz de luz solar incidendo sobre la superficie terrestre con ángulos de inclinación de 0° y z . Cuando el ángulo es 0° (haz perpendicular a la superficie terrestre), se denomina cenit.

Rotación: Es el movimiento de la tierra alrededor de su eje polar. El tiempo necesario para que la tierra gire 360° es de 23 horas 56 minutos y 4.09 segundos, y se lo denomina día sidéreo. El día solar tiene 24 horas.

Traslación: Movimiento de la tierra alrededor del sol. El tiempo que tarda la tierra en dar la vuelta alrededor del sol puede calcularse mediante el tiempo que demora en pasar dos veces por el mismo equinoccio[‡], se denomina año solar y su duración es de 365 días 5 horas 48 minutos 45.68 segundos.

Los movimientos de la tierra posibilitan la existencia de las estaciones del año (verano, otoño, invierno y primavera). Los puntos de las órbitas referidos a las estaciones reciben el nombre de solsticios[§] y equinoccios (Figura 3).

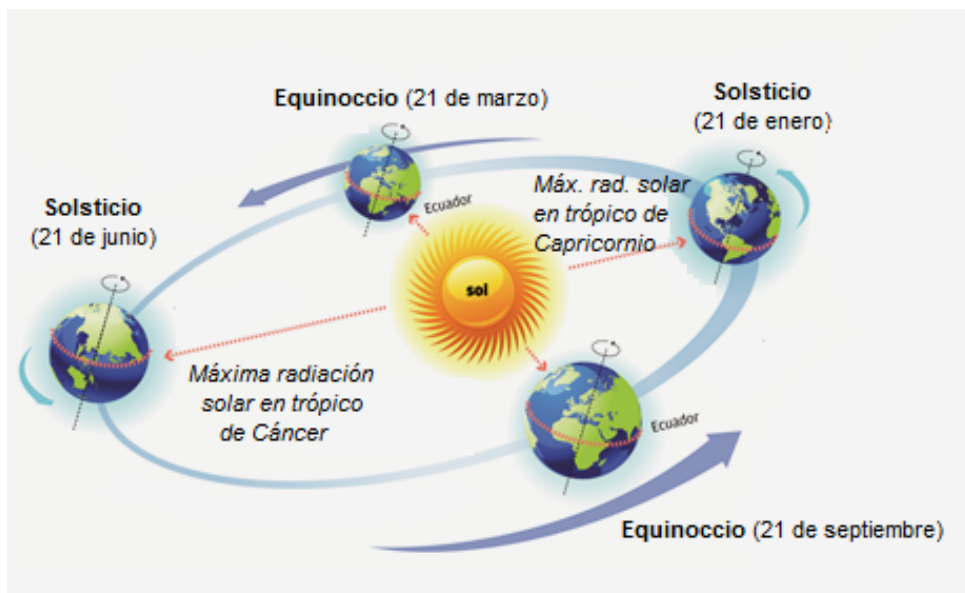


Figura 3: Representación de la ocurrencia de los solsticios y equinoccios

[‡]**Equinoccio:** Cuando los rayos del sol inciden perpendicularmente en el ecuador. En este momento, la duración del día es igual a la de la noche en toda la Tierra. Ocurren entre el 20 y el 21 de marzo (comienzo del otoño) y el 22 y 23 de septiembre (comienzo de la primavera).

[§]**Solsticio:** Cada uno de los dos puntos de la eclíptica en los que el Sol está en el punto más alejado del Ecuador. Ocurren entre el 21 y el 22 de junio (comienzo del invierno en el H.S.) y entre el 22 y 23 de diciembre (comienzo del verano en el H.S.).

Interacción de la atmósfera con la radiación electromagnética

Una vez que la radiación ha dejado su fuente de emisión (el sol), debe recorrer un largo camino hasta llegar a la Tierra. Si bien el camino óptico de la radiación solar no es interferido en el espacio libre, cuando alcanza la atmósfera terrestre dicha radiación comienza a experimentar diferentes fenómenos ópticos (4-5).

Absorción

La absorción de la luz es el proceso por el cual dicha radiación es captada por la materia. La luz no atraviesa, ni rebota, ni bordea el medio, sino que el medio se la queda. Cuando esta energía luminosa es absorbida íntegramente, estamos frente a un cuerpo negro. Cada uno de los gases atmosféricos tiene capacidad para absorber radiación en diferentes longitudes de onda. Los principales responsables son:

- **Ozono (O_3)**: Absorbe radiación ultravioleta
- **Dióxido de carbono (CO_2)**: Absorbe radiación en 13– 17.5 μm ;
- **Vapor de agua (H_2O)**: Absorbe radiación entre 5.5– 7 μm y por encima de 27 μm ;

Esto deja regiones del espectro en las que no se produce absorción, las cuales se denominan ventanas atmosféricas. En la Figura 4 se esquematizan espectros de absorción de algunos gases atmosféricos.

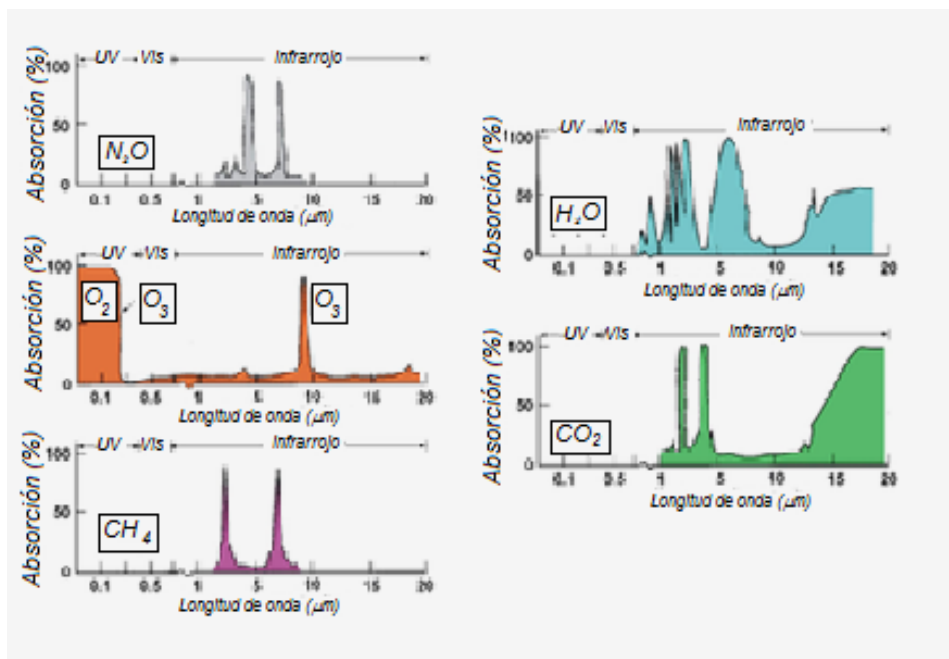


Figura 4: Coeficientes de absorción (%) por los gases atmosféricos, en función de la longitud de onda del espectro electromagnético (UV, VIS e IR)

Reflexión

Se evidencia cuando existe una modificación en la dirección de una onda o de un haz de luz. En otras palabras, implica una redirección de la radiación cuando esta alcanza una partícula, una nube u otra superficie. Dicho cambio tiene lugar en el espacio que separa dos medios, lo que hace que la onda vuelva a su medio original (no atraviesa ningún medio). En este sentido, la radiación solar que es reflejada, es reenviada nuevamente al espacio.

En el sistema de estudio Tierra-Atmósfera, la fracción de energía que se refleja se denomina *reflectividad* o **albedo**. Algunos valores de albedo se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1: Fracción de energía solar incidente que reflejan diferentes superficies al espacio.

Superficie	Albedo (porcentaje)
Nieve fresca	75- 95
Nieve vieja	50- 60
Tierra seca	15- 25
Tierra húmeda	10
Bosque	3- 10
Agua (en puesta o salida del sol)	50- 80
Agua (sol en cenit)	3- 5
Nubes(promedio)	50

Refracción

Se manifiesta cuando hay una modificación en la dirección y la velocidad de una onda al cambiar el medio en que se propaga (el haz de luz atraviesa el medio). Un ejemplo de este fenómeno se presenta cuando un haz de luz que atraviesa una gota de agua o una lente. En la Figura 5 se representa una onda que se propaga en un medio 1 e interacciona con un medio 2, presentado los medios 1 y 2 diferentes índices de refracción. La fracción de la intensidad de la luz incidente que es reflejada en la interfaz es determinada por el coeficiente de reflexión R , y la fracción refractada es determinada mediante el coeficiente de transmisión T . El cálculo de R y T depende de la polarización del haz incidente. Un mayor detalle de este fenómeno puede encontrarse en literatura específica de ondas (6)

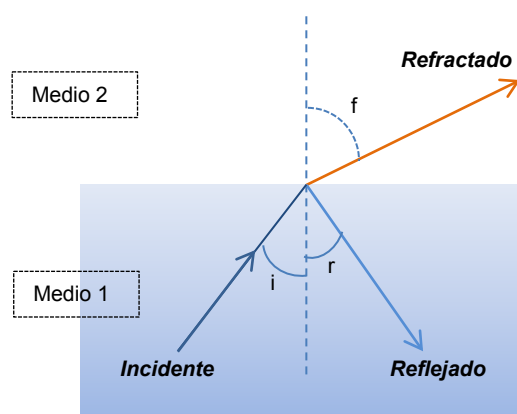


Figura 5: Esquemización de la interacción de radiación incidente en dos medios. Aquí se muestra la posible descomposición en radiación reflejada (total o parcial) y refractada.

Dispersión

Es el mecanismo por el cual la radiación electromagnética es reflejada o refractada por gases o partículas presentes en la atmósfera. De este modo disminuye la radiancia directa y aumenta la difusa. Los principales causantes de la dispersión atmosférica son los gases y aerosoles (partículas sólidas o líquidas) que la componen. Un ejemplo de ello se visualiza en la dispersión de la luz que atraviesa un prisma, en donde la misma se separa en diversos colores. Dado que las moléculas de aire son mucho más pequeñas que las longitudes de onda de la luz visible, son dispersores más eficaces de las longitudes de onda más cortas (azules) que las longitudes de onda más largas (rojas).

Existen tres tipos fundamentales de dispersión (Figura 6), y que se manifieste una u otra depende básicamente del tamaño de partícula (obstáculo a la radiación), de la abundancia de las partículas, de la longitud de onda incidente y del camino óptico (en este caso, espesor de atmósfera):

- ✓ *Dispersión de Rayleigh*, ocurre cuando la longitud de onda es mucho menor que el tamaño de los objetos responsables de la dispersión. Afecta por tanto a las longitudes de onda más cortas y determina el color azul del cielo frente a nuestros ojos.
- ✓ *Dispersión de Mie*, cuando la longitud de onda es del mismo orden de magnitud que los objetos dispersores (vapor de agua, polvo y aerosoles). Afecta a todas las longitudes de onda del visible.
- ✓ *Dispersión no selectiva*, cuando la longitud de onda es mucho menor que los objetos, la producen gotas de agua en la atmósfera (niebla o nubes).

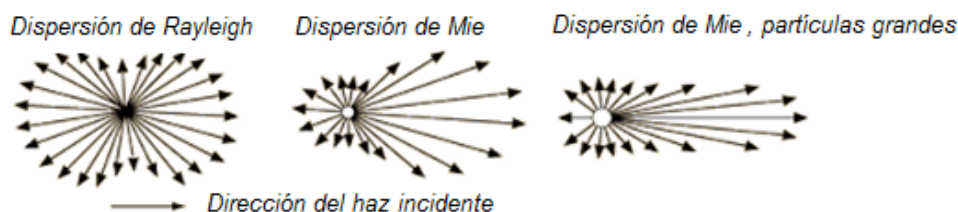


Figura 6: Representación de los tres tipos principales de fenómenos de dispersión de la radiación.

Difracción

La difracción es un fenómeno característico de las ondas que se basa en la desviación de estas al encontrar un obstáculo o al atravesar una rendija. El fenómeno es más intenso cuando el borde es afilado. Aquí la luz no atraviesa el medio, pero podríamos decir que le "bordea". Es decir, al llegar al borde de un objeto, se desvía y tiende a ocupar la otra cara del mismo. A diferencia de la dispersión, con la difracción se desvían más las longitudes de onda más largas (rojos). Un ejemplo de ello es la zona de penumbra antes de la salida de sol o después de ponerse.

Por lo expuesto en esta sección, la atmósfera no absorbe fácilmente la radiación con longitudes de onda entre $0.3 \mu\text{m}$ y $1 \mu\text{m}$, la región donde el sol emite la mayor parte de su energía. En consecuencia, en un día claro, la energía solar pasa a través de la atmósfera inferior con poco efecto sobre el aire. Finalmente, alcanza la superficie, calentándola.

Balance de energía sistema Tierra- Atmósfera

Los elementos que intervienen en el balance de energía para el sistema Tierra Atmósfera es la energía que ingresa, la que se refleja, la que se absorbe y la que se dispersa. Tal como sentenció el científico Lavoissier "Nada se pierde... todo se transforma", y en este sentido la energía entrante debe estar balanceada con la energía saliente por el principio de conservación, por lo contrario, la temperatura atmosférica podría aumentar o disminuir y eventualmente afectar el clima.

La energía involucrada en casi todos los procesos atmosféricos proviene del sol, y se propaga en forma de ondas electromagnéticas. De la radiación solar que llega a la atmósfera, las longitudes de onda mayores a $2.5 \mu\text{m}$ son fuertemente absorbidas por el vapor de agua y el dióxido de carbono de la atmósfera. La radiación de longitudes de onda menores que $0.29 \mu\text{m}$ es altamente absorbida en la atmósfera por el nitrógeno y el oxígeno. Por consiguiente, la radiación solar que llega a la superficie terrestre generalmente tiene una longitud de onda que oscila entre 0.29 y $2.5 \mu\text{m}$ (2).

Si se asume que no hay otro método de transferencia cuando la velocidad de absorción de la radiación solar es igual a la velocidad de emisión de la radiación infrarroja terrestre, se logra un estado de equilibrio radiativo. La temperatura media a la que esto ocurre se denomina *temperatura de equilibrio radiativo*, y a esta temperatura, *la tierra* (que actúa como un cuerpo negro) absorbe la radiación solar y emite radiación infrarroja a velocidades iguales. En tal sentido, su temperatura promedio no cambia. Debido a que la tierra está a unos 150 millones de kilómetros del sol, la temperatura de equilibrio radiativo de la Tierra es de unos 255 K ($-18 \text{ }^\circ\text{C}$, $0 \text{ }^\circ\text{F}$). Sin embargo, esta temperatura es mucho más baja que la temperatura de superficie promedio observada en la Tierra de 288 K ($15 \text{ }^\circ\text{C}$, $59 \text{ }^\circ\text{F}$), y esta diferencia se debe a que *la atmósfera terrestre* (a diferencia de la tierra) no se comporta como un cuerpo negro, ya que absorbe algunas longitudes de onda de radiación y es transparente para las demás. Los objetos que absorben y emiten selectivamente radiación, como los gases en nuestra atmósfera, se conocen como *absorbentes selectivos*, y son actores principales en el fenómeno de efecto invernadero, ya descripto (4).

Aunque la temperatura promedio de un determinado lugar puede variar de año a año, la temperatura de equilibrio promedio del sistema tierra atmósfera sólo se modifica levemente con el transcurso de los años. Esto indica que el sistema tierra combinado con la atmósfera debe enviar al espacio tanta energía como la que ha recibido del sol. El mismo balance de energía debe existir entre la superficie de la tierra y la atmósfera. Para analizar el balance de energía del sistema Tierra- Atmósfera (Figura 7), se suponen 100 unidades de energía solar que alcanza el límite superior de la atmósfera terrestre. Allí, bajo condiciones promedio, las nubes, la tierra y la atmósfera reflejarán y dispersarán hacia el espacio un 30% de la radiación incidente desde el sol, mientras que un 19% será absorbido por la atmósfera y las nubes en conjunto, y el 51% restante de la radiación solar la absorberá la superficie terrestre. De las 51 unidades que alcanzan la superficie, sólo 21 se irradian como radiación IR, mientras que 23 unidades se implementan para evaporar el agua, y 7 unidades dejan la superficie por conducción y convección (3-4).

Una conclusión importante que surge del balance de energía del sistema Tierra- Atmósfera es que el mismo es alcanzado no sólo por las componentes radiativas sino también que involucra a componentes no radiativas como el flujo de calor latente y el flujo del calor sensible (conducción/convección).

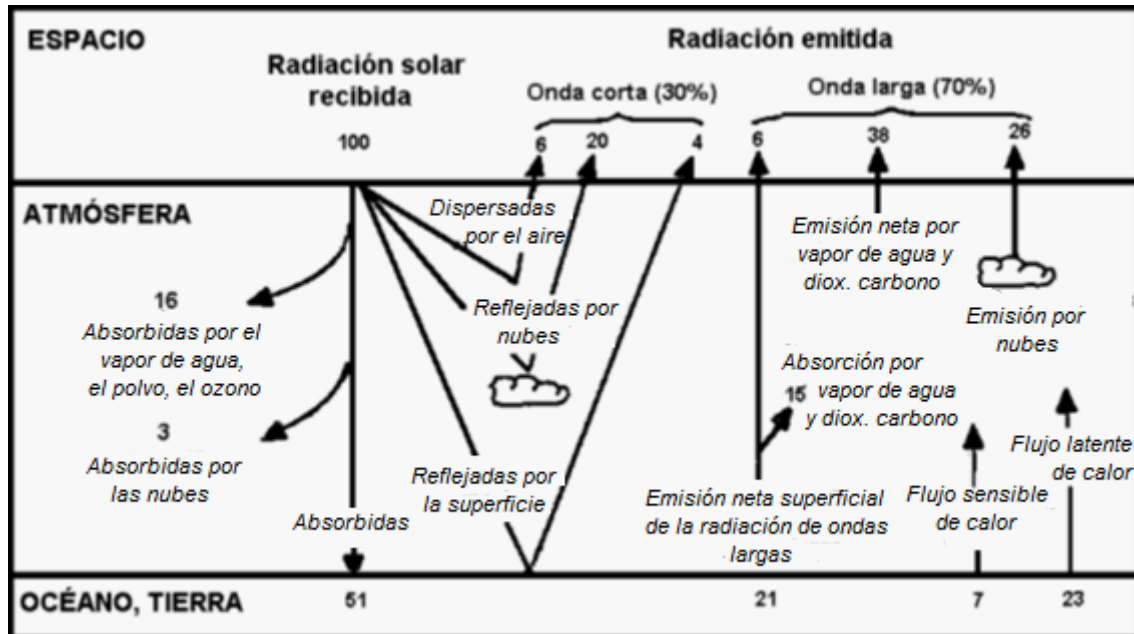


Figura 7: Balance de energía sistema Tierra- Atmósfera

Cabe aclarar que aunque la tierra y la atmósfera en conjunto, mantienen un balance energético anual, tal equilibrio no se mantiene en cada latitud. Las altas latitudes tienden a perder más energía al espacio que reciben del sol, con el transcurso de los años, mientras que las bajas latitudes tienden a ganar más energía de lo que pierden. Para compensar estas ganancias y pérdidas de energía, los vientos en la atmósfera y las corrientes en los océanos circulan el aire caliente y el agua hacia los polos, y el aire frío y el agua hacia el ecuador. Por lo tanto, la transferencia de energía térmica por circulaciones atmosféricas y oceánicas impide que las latitudes bajas se vuelvan cada vez más cálidas y que las latitudes elevadas de un crecimiento constante cada vez más frío. Estas circulaciones son extremadamente importantes para el clima (4).

Temperatura y distribución de calor

La temperatura es una medida de la velocidad media de las moléculas, donde las temperaturas más altas se corresponden con velocidades medias más altas. Si se calienta una parcela de aire **, puede observarse que en su interior las moléculas se moverán más rápido, y con un camino libre medio más grande, ya que el aire se vuelve menos denso. Inversamente, si la parcela de aire se enfría.

**Parcela de aire: es una porción de aire, identificable en el movimiento de un fluido. A medida que se mueve, la masa de una parcela de fluido permanece constante, mientras que su volumen puede cambiar en un flujo compresible. En un flujo incompresible, el volumen de la parcela es constante.

Por su parte, el calor es una cantidad de energía en el proceso de ser transferido de un objeto a otro a causa de la diferencia de temperatura. Después de ser transferido, es almacenado como energía interna (3).

Presentados estos conceptos, a continuación se profundizará en el desarrollo de temáticas tales como el calentamiento de las capas superficiales, los ciclos diarios y anuales de la temperatura, en conjunto con los factores que modifican la temperatura.

Calentamiento de las capas de aire superficiales

Las moléculas de aire en contacto con la superficie caliente rebotan contra ella, ganan energía por conducción, y luego se disparan hacia arriba llevando su energía con ellos.

Debido a que el aire cerca del suelo es muy denso, estas moléculas sólo viajan una corta distancia (unos 10^{-7} m) antes de chocar con otras moléculas. Durante la colisión, estas moléculas que se mueven más rápidamente comparten su energía con moléculas menos energéticas, aumentando la temperatura media del aire. Sin embargo, dado que el aire es un conductor pobre de calor, este proceso sólo es importante a pocos centímetros del suelo (4).

A medida que las masas de aire superficiales se calientan, se vuelven menos densas que las masas de aire que se encuentran por encima. El aire más caliente se eleva y el aire más frío descende, estableciendo células de convección libres, que transmiten el calor hacia arriba y lo distribuyen a través de una capa de aire más profunda. El aire ascendente se expande y se enfría y, si está lo suficientemente húmedo, el vapor de agua se condensa en gotitas, liberando *calor latente* que calienta el aire. Mientras tanto, la tierra emite constantemente energía infrarroja. Parte de esta energía es absorbida por gases de efecto invernadero (como el vapor de agua y el dióxido de carbono) que emiten energía infrarroja hacia arriba y hacia la superficie. Dado que la concentración de vapor de agua disminuye rápidamente con la altura, la mayor parte de la absorción ocurre cerca de la superficie terrestre. Por lo tanto, la baja atmósfera se calienta principalmente desde el suelo hacia arriba (4).

Variación diaria de la temperatura

La temperatura observada en el transcurso de un día se modifica principalmente por los movimientos de rotación de la tierra, y como ya se mencionó en otros párrafos, los movimientos de traslación permiten la presencia de las estaciones en nuestro planeta. En tal sentido, durante un día, la temperatura cambia oscilando entre valores máximos y mínimos. La inclinación de los rayos solares aumenta (disminuye el ángulo de incidencia en referencia al cenit) desde el amanecer, incrementándose también la intensidad de la luz solar incidente. De esta forma, se alcanza un máximo en la temperatura pasado el mediodía y luego disminuye gradualmente hacia la noche, produciendo las variaciones diarias de temperatura. Este ciclo se llama **marcha diaria de temperatura**. Desde el punto de vista de balance radiativo, durante el día la radiación solar es en general mayor que la terrestre, por lo que la superficie de la tierra se torna más caliente. Por lo contrario, durante la noche, en ausencia de la radiación solar sólo actúa la radiación terrestre, y por lo tanto la superficie se enfría continuamente hasta el amanecer (3-4).

La Figura 8 muestra las variaciones diarias en la radiación solar y la radiación terrestre, y la curva de temperatura típica que resulta para una estación de latitudes medias. Se observa que la curva de radiación solar es simétrica respecto al mediodía. De la curva de radiación terrestre se observa que durante la noche la superficie de la Tierra y su atmósfera pierden energía, produciéndose un déficit de calor que genera las mínimas temperaturas cerca de la hora amanecer. Cuando sale el Sol, comienza a entregar calor al suelo, el cual a su vez calienta el aire. La máxima temperatura no coincide con el máximo de radiación solar, sino que se produce aproximadamente tres horas después, porque aunque al suelo le empiece a llegar menos energía del Sol, la tierra se mantiene caliente hasta ese momento y el aire se calienta desde tierra, no directamente por el sol. Cuando empieza el déficit de radiación (Figura 9), es decir la Tierra empieza a perder más energía que la que recibe del Sol, la temperatura comienza a descender. Con cielos despejados, la temperatura mínima se produce al amanecer, cerca de la hora de salida del Sol. Luego que sale el Sol, la temperatura comienza otra vez a aumentar, repitiéndose el ciclo diario (3).

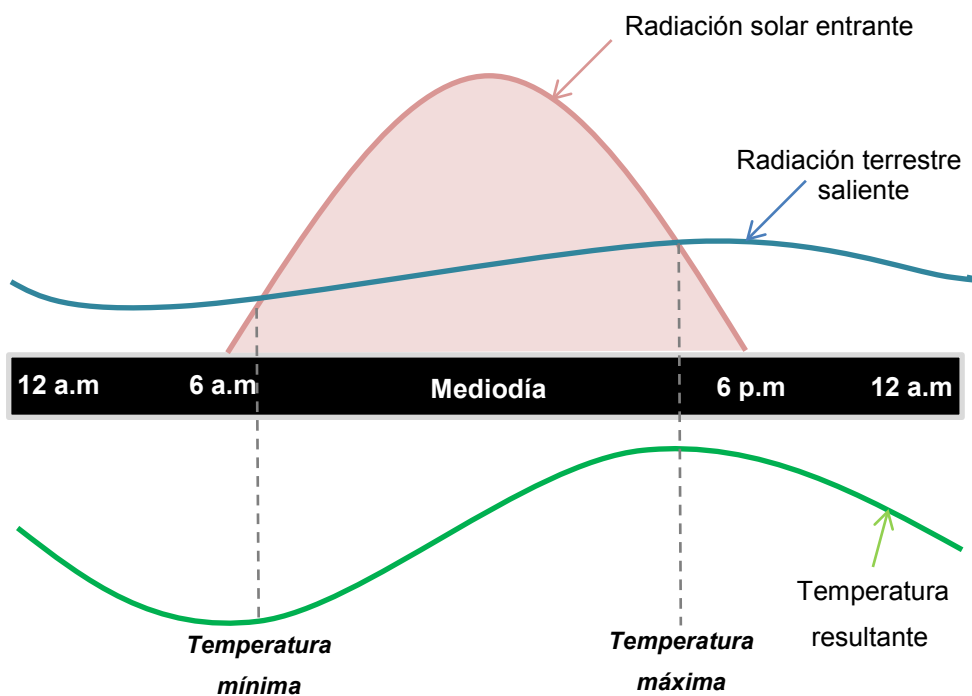


Figura 8: Representación de la variación de la radiación solar entrante, la radiación terrestre saliente y la temperatura resultante, evidenciando la influencia de las dos primeras en la variación diaria en la temperatura.

La magnitud de los cambios diarios de temperatura es variable y está influenciada por diversos factores tales como (3-4):

- *Latitud*: influye directamente en la cantidad de horas de luz diaria y en la intensidad de la radiación incidente. Mientras más cerca del Ecuador se esté, más cálida será la temperatura; por el contrario, si uno se va acercando a los polos, la temperatura bajará considerablemente. Particularmente, las variaciones del ángulo del sol son relativamen-

te más grandes durante el día en latitudes medias y bajas que en latitudes altas, lo que produce mayores variaciones de temperaturas diarias en latitudes medias y bajas.

- *Distribución de agua y de tierra en superficie:* Durante el día la temperatura del océano cambia menos 1°C, como resultado el aire sobre el mar cambia levemente su temperatura. Esto produce menor variación diaria de temperatura, usualmente denominada amplitud térmica, en zonas costeras desde donde sopla el viento, que en el interior de los continentes.
- *Cobertura nubosa:* Las nubes regulan el cambio diario de temperatura disminuyendo la amplitud térmica respecto a días despejados, ya que durante el día reducen el calentamiento al no dejar pasar la radiación solar y en la noche evitan la pérdida de radiación desde el suelo y el aire, y la reemiten hacia la superficie, reduciendo el grado de enfriamiento.
- *Corrientes oceánicas:* Las corrientes marinas trasladan masas de agua a lo largo de los océanos y a grandes distancias. Las aguas que provienen de lugares muy lejanos enfrían o entibian el aire de las regiones que circundan, incidiendo en las presiones, en la humedad y en los seres vivos que habitan esas aguas. En otras palabras, las temperaturas costeras son influenciadas por las de la superficie del océano cercano, que a su vez se ve afectada por la advección térmica de las corrientes oceánicas, ya sea desde latitudes más bajas (aportando calor), o desde latitudes más altas (aportando frío). Las direcciones de las principales corrientes oceánicas tienden a hacer que la costa occidental de un continente sea más fría que la oriental. En las costas orientales, las corrientes oceánicas cálidas fluyen hacia los polos, mientras que en las costas occidentales las corrientes oceánicas frías fluyen hacia el ecuador.
- *Altitud:* Definiéndose como la distancia de un punto en relación al nivel del mar, este factor influye sobre la temperatura y sobre la pluviosidad o lluvia. Al aumentar la altitud la temperatura disminuye aproximadamente en un grado cada 100 metros. Esto sucede porque en las zonas de menor altitud el aire es más denso y es capaz de retener el calor, mientras que en las zonas más altas, esto no sucede y las temperaturas descienden.

Variación anual de la temperatura

La variación anual de la temperatura es similar a la marcha diaria. Cada año los meses más cálidos y más fríos no coinciden con los períodos de máxima y mínima radiación solar, que se produce en los solsticios de verano e invierno, sino que aproximadamente un mes y medio después, a principios de febrero y de agosto en el hemisferio sur (HS). Esto es por el desbalance entre la radiación solar y la terrestre, ya que en verano (para el HS) la máxima radiación solar se produce en el solsticio, pero la Tierra continúa calentándose después de esta fecha hasta un valor máximo.

Calentamiento diferencial

La superficie terrestre no sólo recibe diferentes cantidades de radiación solar sino que también absorben energía térmica en frecuencias diferentes (o lo que es lo mismo, longitudes de onda diferentes). En este contexto, cabe destacar que el agua tiene un *calor específico*^{††} más alto que la tierra, por lo tanto es mayor la cantidad de energía necesaria para elevar la temperatura de una cierta cantidad de agua en un grado Celsius de lo que lleva elevar la temperatura de la misma cantidad de matriz suelo. En consecuencia, el agua se calienta y se enfría más lentamente que la tierra, actuando así como enormes reservorios de energía (3).

En este contexto, las diferencias de calor específico entre matrices hacen que la capacidad de absorber y almacenar el calor difiera en los distintos tipos de superficies terrestres. El color, la forma, la textura de la superficie, la vegetación y la presencia de construcciones pueden influir en el calentamiento y enfriamiento de la Tierra. Por lo general, las superficies secas se calientan y enfrían más rápidamente que las húmedas. Las zonas aradas, las playas arenosas y los caminos pavimentados se calientan más que las praderas y las áreas boscosas. Durante el día, el aire de un terreno arado es más cálido que el de un bosque o un pantano; durante la noche, la situación es inversa. Esta situación que manifiesta el calentamiento y enfriamiento con diferentes velocidades de las distintas matrices, se denomina *calentamiento diferencial* (7).

Distribución global del calor

Tal como se ha abordado en párrafos anteriores, la irradiancia está estrechamente relacionada con la latitud. La irradiancia total anual es mayor en el ecuador y disminuye hacia los polos. Es así como la cantidad de insolación recibida anualmente en el ecuador es cuatro veces mayor que la recibida en cualquiera de los polos. A medida que los rayos solares se desplazan estacionalmente de un hemisferio a otro, la zona de insolación diaria máxima posible se mueve con estos. En una visión global y general, las ganancias de energía solar equivalen a las pérdidas de energía que regresan al espacio (balance térmico). Sin embargo, como la región ecuatorial obtiene más calor que el que pierde y como los polos pierden más calor que el que obtienen (Figura 9), se genera un desequilibrio que buscará alcanzar un punto de equilibrio. Esto implicará una distribución del calor sobre toda la esfera terrestre. De otro modo, las regiones ecuatoriales seguirían calentándose y los polos enfriándose. Por lo tanto, para lograr un equilibrio, las circulaciones atmosféricas y oceánicas realizan una transferencia continua de calor a gran escala (7).

^{††} **Calor específico:** es la cantidad de calor necesaria para elevar la temperatura de un gramo de una sustancia en un grado Celsius.

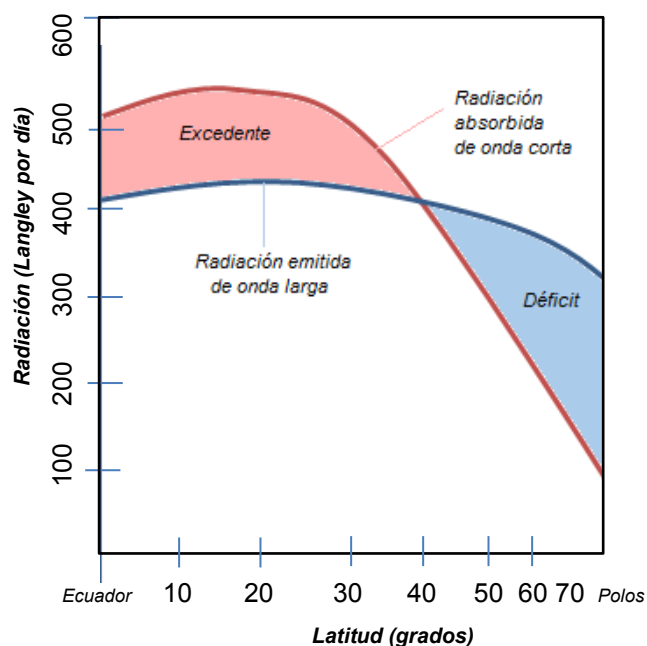


Figura 9: Distribución latitudinal del calor

En el contexto presentado, la atmósfera conduce el aire cálido hacia los polos y el aire frío hacia el ecuador. La transferencia de calor de los trópicos hacia los polos se produce durante todo el año pero en una escala mucho menor en verano que en invierno. En verano, la diferencia de temperatura entre las latitudes bajas y altas es considerablemente menor que en invierno. En este balance, el hemisferio en el cual es invierno tiene una pérdida neta de energía, y el hemisferio en el cual es verano, tiene una ganancia neta. La mayor parte de dicha ganancia se almacena principalmente en las capas superficiales del océano y en menor medida en las de la tierra. Asimismo, y como ya se mencionó, las corrientes oceánicas también desempeñan un papel importante en el intercambio de calor. El agua caliente fluye hacia los polos a lo largo del lado occidental de una cuenca del océano y el agua fría hacia el ecuador en el lado oriental. En latitudes más altas, el agua caliente se mueve hacia los polos en el lado oriental de la cuenca del océano y el agua fría hacia el ecuador en el lado occidental. Las corrientes oceánicas se encargan de transportar aproximadamente 40% de la energía captada en el ecuador hacia los polos. El 60% restante se atribuye al movimiento del aire (7).

Circulación atmosférica

El aire se mueve a fin de equilibrar los desbalances de presión causados por el calentamiento diferencial de la superficie terrestre. A medida que se traslada de áreas de alta presión a áreas de baja presión, el viento es influido significativamente por la presencia o ausencia de los obstáculos, o la rugosidad de la superficie. Por consiguiente, los vientos superficiales se comportan de manera diferente que los vientos en altura debido a las fuerzas de fricción que actúan cerca de la superficie terrestre. Adicionalmente, la rotación de la Tierra modifica la circulación atmosférica pero no la origina. Lo interesante de esta situación es que el movimiento del aire ayuda a evitar que las concentraciones de los contaminantes liberados al aire alcancen niveles peligrosos (4, 7). En la sección siguiente se ampliarán los conceptos mencionados aquí.

Presión atmosférica y vientos

Tal como se mencionó en el capítulo 1, la presión del aire se define como la masa de aire por encima de un determinado nivel. A medida que dicho nivel se aleja de la superficie terrestre, hay menos moléculas de aire por encima, y por tanto la presión atmosférica disminuirá con el aumento de la altura, a una tasa significativa en respuesta a la reducción en el valor de la densidad del aire con la altura. Adicionalmente, cabe destacar que la presión atmosférica disminuye más rápidamente con la altura en una columna de aire frío que en una de aire caliente. Por tal motivo, se concluye que una distribución horizontal de temperatura, ocasiona la presencia de masas de aire de diferentes temperaturas localizadas sobre la extensión de la superficie terrestre, y por tanto la existencia de diferencias horizontales de presión (gradientes horizontales de presión). El aire caliente está normalmente asociado con la alta presión atmosférica, y el aire frío está asociado con la baja presión atmosférica.

En el contexto definido anteriormente, el aire se mueve en respuesta a las diferencias horizontales de presión por una fuerza denominada *Fuerza Gradiente de Presión* (FGP). Este fenómeno se visualiza cuando se abre un envase cerrado a presión, en donde el aire escapa de la zona de mayor presión (interior del envase) hacia la zona de menor presión (aire ambiente). En la atmósfera, el viento sopla en un intento de igualar los desequilibrios horizontales en la presión del aire. Sin embargo, esto no significa que el viento siempre sopla directamente de una zona de alta a una zona de baja presión. Esto se explica porque el movimiento del aire es controlado no sólo por la FGP sino también por otras fuerzas, tales como la de *Fuerza de Coriolis* (FC) y la *Fuerza de Fricción* (FF) (3-4).

Fuerza Gradiente de Presión

La figura 10 muestra una zona de mayor presión en el lado izquierdo y una de menor presión a la derecha. Las isobaras unen puntos de igual presión. El gradiente de presión se define como la diferencia de presiones entre las isobaras en una distancia dada: $\text{Gradiente de Presión} = \frac{\text{diferencia de presión}}{\text{distancia}}$. Notar que cuando existen diferencias horizontales de presión se manifiesta una fuerza neta que actúa sobre el aire. Esta fuerza, FGP, se dirige desde la zona de presión más alta hacia la de inferior, en ángulos rectos a las isobaras. La magnitud de la fuerza está directamente relacionada con el gradiente de presión (gradientes de presión pronunciados se corresponden con fuerzas de gradiente de presión intensas, y viceversa).

Si la FGP fuera la única fuerza que actuara sobre el aire, siempre se encontrarían vientos soplando directamente desde la presión más alta hacia la más baja. Sin embargo, lo claro es que el movimiento de una parcela de aire comenzará por un gradiente de presión, pero inmediatamente sufrirá una deflexión en su camino por presencia y actuación de la FC (3-4).

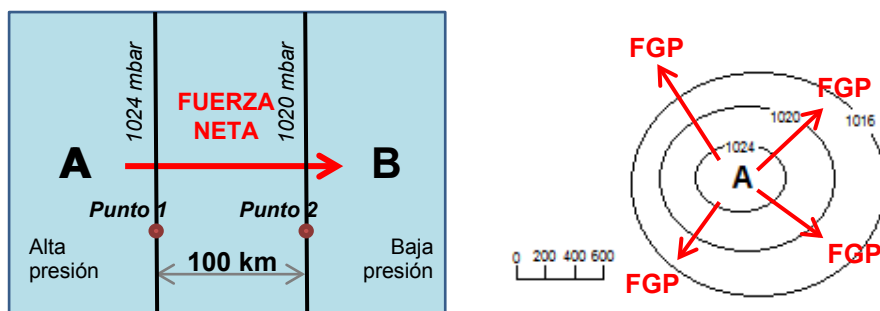


Figura 10: El gradiente de presión entre el punto 1 y el punto 2 es de 4 mbar por 100 km. La fuerza neta dirigida desde la presión más alta hacia la más baja es la fuerza gradiente de presión (FGP). Cuanto más estrecha sea la separación de las isobaras, mayor será el gradiente de presión. Cuanto mayor sea el gradiente de presión, más fuerte será la FGP, y en consecuencia, mayor será la velocidad del viento. Las flechas rojas representan la magnitud relativa de la fuerza, la cual está siempre dirigida desde la presión más alta hacia la baja.

Fuerza de Coriolis

La FC describe una fuerza aparente que se debe a la rotación de la tierra. Por su efecto, todos los objetos que se mueven libremente, como corrientes oceánicas, aviones, proyectiles de artillería y moléculas de aire, parecen desviarse de un camino recto porque la Tierra gira bajo ellos. La FC hace que el viento desvíe su trayectoria a la derecha de su camino previsto en el hemisferio norte, ya la izquierda en el hemisferio sur.

La magnitud de la FC varía con la velocidad del objeto en movimiento y la latitud (aumenta para todas las velocidades del viento desde un valor de cero en el ecuador hasta un máximo en los polos). En tal sentido, a medida que aumenta la velocidad del viento aumenta la FC, por lo tanto cuanto más mayor sea la velocidad del viento, mayor será la deflexión.

La FC está presente en todos los movimientos relativos a la superficie de la tierra. Sin embargo, en la mayoría de nuestras experiencias cotidianas, la FC es tan pequeña (comparada con otras fuerzas involucradas) que es insignificante. La FC es también mínima en los vientos de pequeña escala, tales como los que soplan tierra adentro a lo largo de costas en el verano. Aquí, la FC podría ser fuerte debido a los vientos fuertes, pero la fuerza no puede producir mucha desviación sobre las distancias relativamente cortas.

Vientos en altura

Viento geostrófico

Como se muestra en la Figura 11, la FGP actúa inmediatamente sobre la parcela de aire, acelerándolo hacia el sur, hacia una zona de presión más baja. Sin embargo, en el instante en que la parcela de aire comienza a moverse, la FC desvía el aire hacia su izquierda, curvando su trayectoria. En la medida que la porción de aire aumenta en velocidad, la magnitud de la FC aumenta (como muestra la longitud de las flechas), desviando el movimiento del viento cada vez más a su izquierda. Finalmente, la velocidad del viento aumenta hasta un punto en el que la FC sólo equilibra la FGP. En este punto, la parcela de aire ya no acelera porque la fuerza neta es cero, y entonces fluye en una trayectoria recta, paralela a las isobaras a una velocidad constante. A este viento se lo denomina *Viento Geostrófico* (VG).

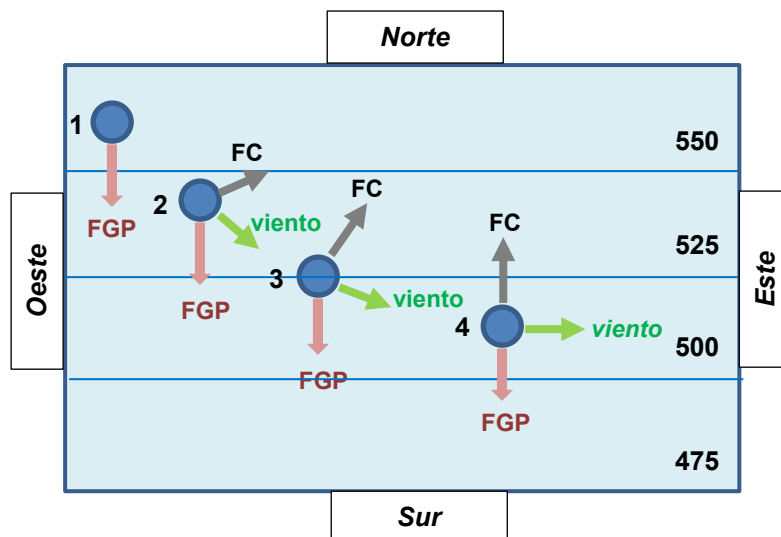


Figura 11: Generación y evolución del viento geostrófico.

Cuando el viento es puramente geostrófico, las isobaras son rectas y uniformemente espaciadas, y la velocidad del viento es constante. En la atmósfera, las isobaras raramente son rectas o espaciadas uniformemente, y el viento normalmente cambia de velocidad a medida que fluye. Por lo tanto, *el VG suele ser sólo una aproximación del viento real*. Sin embargo, la aproximación es generalmente lo suficientemente cercana como para aportar conocimientos acerca del comportamiento de los vientos en altura (3).

Notar que el VG en el hemisferio sur se mueve de manera tal que las isobaras de menor presión se encuentran a su derecha mientras que las altas presiones a la izquierda.

En resumen, el VG es el viento que existiría en altura en la atmósfera si el movimiento fuese horizontal, sin aceleración y sin fricción (3). De acuerdo a su definición y bajo las hipótesis de trabajo, la aproximación del VG es válida en cualquier ubicación del planeta con excepción de latitudes ecuatoriales (la $FC = 0$)

Viento Gradiente

Dado que las isobaras raramente son rectas y tampoco están uniformemente espaciadas, como así también el viento cambia usualmente su velocidad a medida que fluye, este deja de ser geostrófico para denominarse **viento gradiente** (VGr). Este viento sigue fluyendo en dirección paralela a las isobaras, pero ya no se balancea únicamente con las FGP y la FC, sino que aparece la Fuerza Centrífuga (FC_f) que aleja a la parcela del centro de presión. Un ejemplo de ello se presenta en la Figura 12.

Frente al caso presentado en la Figura 12.a), de un centro de baja presión (Ciclón), la FC_f actúa en la misma dirección que la FC. El balance de la FC, la FGP y la FC_f alcanza un equilibrio tal que el movimiento (velocidad constante y aceleración nula) se mantiene paralelo a las isobaras.

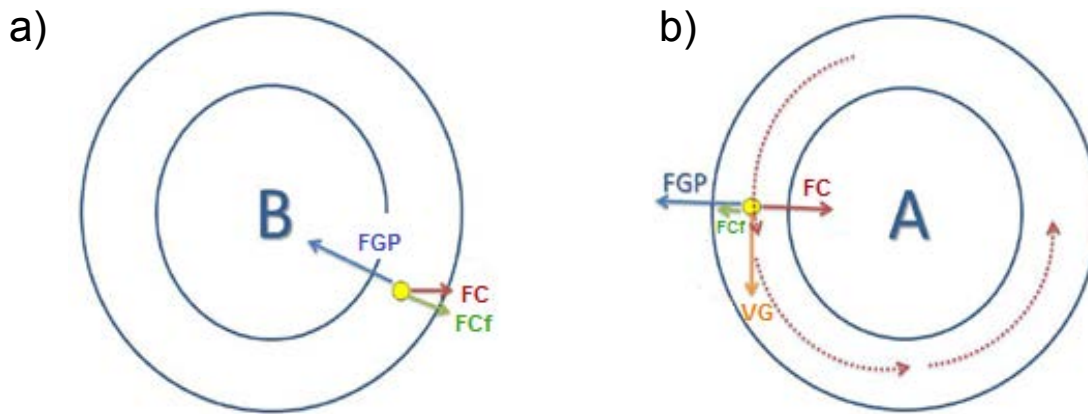


Figura 12. Representación de las fuerzas que se balancean para generar el Viento Gradiente (VG) en un centro de baja presión (a) y en un centro de alta presión (b). Fuente: Doyle (3)

Dado que la FGP horizontal no cambia. Y todas las fuerzas deben equilibrarse, la FC se vuelve más débil, lo que ocasiona una reducción en la magnitud de la velocidad del viento, y aquí se halla una de las principales diferencias entre el VG y el VGr.

En el caso que se muestra en la Figura 12.b), de un centro de alta presión (Anticiclón), la FCf se suma vectorialmente a la FGP, y es la FC la que debe compensar dicha suma. Nuevamente se alcanza un equilibrio tal entre las fuerzas, que el viento logra fluir en forma paralela a las isobaras curvas.

Vientos de superficie

Cuando la masa de aire se desplaza cerca de la superficie, aparecen las FF que se vuelven muy influyentes en el movimiento. En lo que respecta al balance de fuerzas, además de las fuerzas ya tratadas hasta aquí (FGP, FC y FCf) aparece a la sumatoria la FF que se opone a la dirección del viento real, desacelerándolo. A diferencia del viento gradiente de altura, la masa de aire tiende a cruzar las isobaras hacia las bajas presiones (Figura 13).

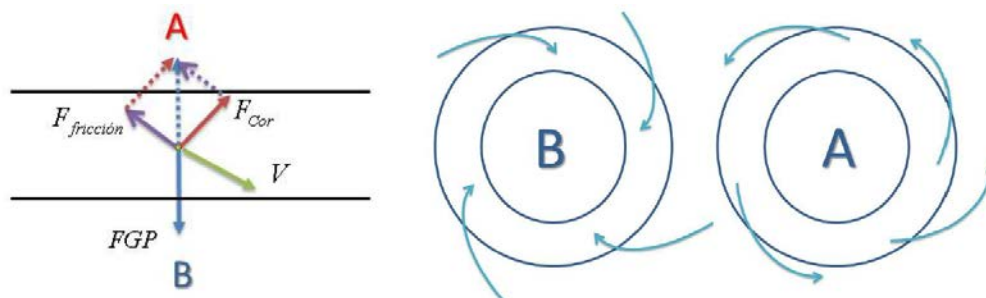


Figura 13: Representación de las fuerzas que se balancean para generar los vientos de superficie. Fuente: Doyle (3)

El ángulo medido entre el viento de superficie (medido en estación meteorológica a 10 m de altura) y las isobaras, depende de la rugosidad del terreno. Algunos estudios hacen referencia a ángulos entre 5-10° en regiones oceánicas y de 30-45° en regiones continentales (3).

A los fines prácticos de los contenidos de este capítulo, se define al viento en superficie como una cantidad vectorial bidimensional explicada por dos componentes que representan la dirección y la magnitud. Los datos meteorológicos del viento suelen presentarse como valores medios de viento horizontal, promediados en un intervalo de tiempo que va en función de los objetivos de su aplicación. De acuerdo a normas que establece la Organización Meteorológica Mundial (OMM), la velocidad del viento (magnitud y dirección) en superficie se mide a 10 m por encima de una superficie plana y descubierta^{##}. Por su parte, la dirección del viento se define como la dirección desde donde sopla el viento y se mide en sentido horario a partir del norte geográfico, en grados sexagesimales.

La rosa de los vientos que se muestra en la Figura 14.a) representa gráficamente los cuatro puntos cardinales y sus subdivisiones, como guía orientativa del sentido vectorial de los vientos, muy utilizado por los navegantes. Asimismo, una rosa de los vientos es una herramienta gráfica usada por los meteorólogos que resume información de cómo la velocidad del viento y su dirección se distribuye típicamente en una ubicación particular. Tal como muestra la Figura 14.b), esta es presentada en una roseta con coordenadas polares, donde se muestra la frecuencia de los vientos que soplan desde direcciones particulares. La longitud desde el centro de la roseta, en cada una de las subdivisiones, da cuenta de la frecuencia con la que ese viento sopla desde una dirección particular por unidad de tiempo. Cada círculo concéntrico representa una frecuencia diferente, que va desde cero en el centro a frecuencias crecientes en los círculos exteriores. Una rosa de los vientos puede contener información adicional, de manera que cada banda está desglosada en fracciones que hacen referencia a diferentes velocidades del viento. Las rosas de los vientos típicamente usan de 8 a 16 direcciones cardinales, aunque pueden subdividirse en hasta 32 direcciones.

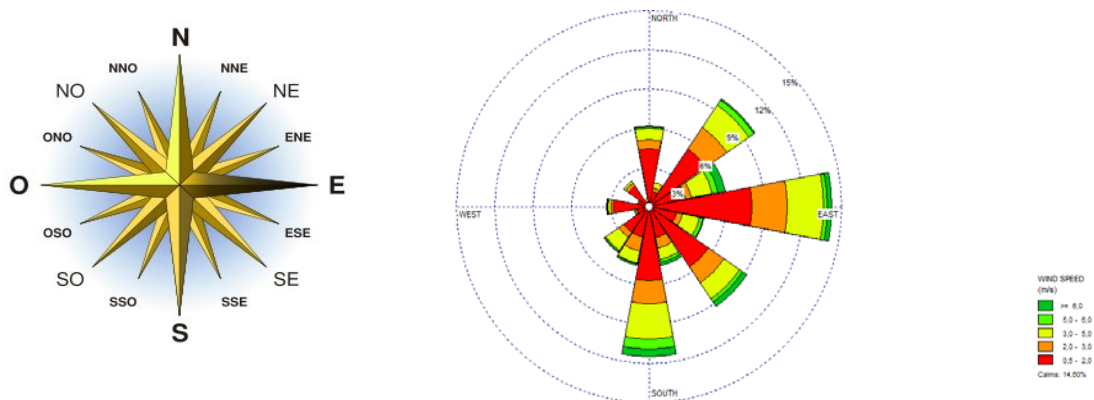


Figura 14. a) Rosa de los vientos, también llamada rosa náutica, que representa a través de su símbolo los puntos cardinales. b) Rosa de los vientos que representa la distribución de las frecuencias de los vientos en magnitud y dirección.

^{##} **Superficie descubierta:** Se define como aquella en la que la distancia entre el instrumento registrador del viento y cualquier obstáculo es mayor o igual a 10 veces la altura del mismo.

Turbulencia

En cualquier fluido, la turbulencia puede definirse como las fluctuaciones continuas y aleatorias de la velocidad, tanto en dirección como en magnitud, que originan movimientos circulares internos (remolinos) que provocan la mezcla del propio fluido y constituyentes en su interior. El estudio de la turbulencia en las capas de aire más cercanas al suelo comenzó con Sutton (9) y Pasquill (10), quienes desarrollaron la Teoría de la Turbulencia a partir del estudio del comportamiento de los fluidos en contacto con superficies sólidas tales como tuberías y canales, de donde surge la denominada Teoría de la capa límite, propuesta por Prandtl (11) y Schlichting (12).

En la atmósfera, la turbulencia tiene dos orígenes (8):

- ✓ **Mecánico:** se comprende al analizar el comportamiento del aire que se mueve sobre el suelo (Figura 16), observándose la formación de un gradiente de velocidad con la altura. En función de los obstáculos presentes en la superficie terrestre, la velocidad del viento por debajo de los primeros 200-500 metros disminuye progresivamente y es nula en la superficie del suelo. La explicación de dicho fenómeno yace en la actuación de una fuerza de rozamiento, F_R , paralela al suelo y con dirección contraria al movimiento del fluido, responsable del efecto de “frenado” del aire provocado por el suelo. Dicha fuerza transmite su efecto verticalmente a toda la capa donde se manifiesta el gradiente de velocidad citado. En tal sentido, cuando la velocidad del viento es pequeña, y en ausencia de otros efectos, el aire se mueve horizontalmente sin apenas distorsiones, en forma de “láminas” (*régimen laminar*). La fuerza de rozamiento por unidad de área de las “láminas” citadas, F_R/A , se denomina esfuerzo cortante, τ , y está relacionada con el gradiente vertical de velocidad, du/dz , mediante:

$$\frac{F_R/A}{\rho_a} = \frac{\tau}{\rho_a} = \nu \frac{du_f}{dz}$$

donde ρ_a y ν son la densidad y la viscosidad cinemática del aire en la zona considerada.

Conforme crece la velocidad, las “láminas” se distorsionan, se rompen y se mezclan, formándose los remolinos característicos de la turbulencia. Entonces la ecuación anterior se transforma en la siguiente:

$$\frac{F_R/A}{\rho_a} = \frac{\tau}{\rho_a} = (\nu + K_r) \frac{du_f}{dz}$$

donde K_r se denomina viscosidad turbulenta o de remolino, cuyo valor es mucho mayor que ν , de manera que esta última llega a ser irrelevante:

El cociente $(\tau/\rho_a)^{1/2}$ tiene dimensiones de velocidad, y, por ello, recibe la denominación de *velocidad de fricción*, u^* , que es un parámetro utilizado para definir otras características fluidodinámicas del aire. Finalmente, se verifica:

$$u^* = \frac{\tau}{\rho_a} = (\nu + K_r) \frac{du_f}{dz}$$

En terreno plano, la velocidad de fricción tiene un valor próximo a la décima parte de la velocidad media a 10 metros del suelo y aumenta en función del número y la altura de los obstáculos tales como estructuras, edificios y árboles, entre otros. Conforme aumenta u^* lo hace también la turbulencia y, por consiguiente, la intensidad de la mezcla asociada a ella.

Por lo expuesto anteriormente, existen expresiones que permiten determinar el perfil vertical de la velocidad del viento con la altura, siendo los modelos potencial y logarítmico los más utilizados.

- El perfil potencial está expresado mediante:

$$u_z = u_{zRef} \left(\frac{z}{z_{Ref}} \right)^p$$

donde u_z es la velocidad a la altura z , y u_{zRef} es la velocidad a una altura de referencia, y z_{Ref} es la altura a la cual se ha situado el anemómetro. El exponente p es un parámetro que depende de la clase de estabilidad atmosférica de Pasquill (este concepto se abordará con profundidad en el ítem 7). En la Tabla 2 se presentan valores experimentalmente del parámetro p (8).

Tabla 2: Valores del exponente p de la expresión potencial de la velocidad del viento, en función de las clases de estabilidad atmosférica de Pasquill (8)

Clase de estabilidad	p
A	0.33
B	0.26
C	0.2
D	0.38
E	0.38
F	0.57

- El **perfil logarítmico** viene dado por la siguiente expresión:

$$u_z = \frac{u^*}{\kappa} \left[\ln \frac{z}{z_0} + \alpha \frac{z - z_0}{L} \right]$$

donde

L : Longitud de Monin-Obukhov [m]

α : constante de von Karman (0.4)

\pm : parámetro de ajuste

z_0 : índice de rugosidad [m]

El índice de rugosidad es un parámetro útil para “cuantificar” la influencia de los obstáculos del terreno en el perfil de velocidad y, por consiguiente, en la turbulencia. Puede encontrarse numerosa literatura con diversos valores empíricos del índice de rugosidad. Pasquill y Smith proponen los que se muestran en la Tabla 3 (13):

Tabla 3: Valores del índice de rugosidad adaptados de Pasquill y Smith (13)

Elementos superficiales	Z_0 (m)
Terreno llano sin vegetación	0.001
Terreno llano con hierba menor a 10 cm	0.01
Terreno llano con hierba mayor a 10 cm	0.03
Terreno agrícola complejo	0.2
Área residencial (construcción densa de baja altura)	1
Área urbana (Edificios altos e industriales con estructuras altas)	3

En resumen, la turbulencia de origen mecánico está inducida por la interacción de las masas de aire en movimiento (*advección*) con la superficie terrestre. Particularmente interesa conocer la distribución, altura y geometría de los obstáculos presentes sobre la superficie.

- ✓ **Térmica:** La turbulencia de origen térmico provoca los movimientos verticales del aire (*convección*), y está directamente relacionada al enfriamiento/calentamiento radiativo de la superficie terrestre. En resumen, la turbulencia térmica está condicionada por el perfil vertical de temperatura, favoreciéndose cuando éste es inferior a $-1^\circ\text{C}/\text{hm}$. En la próxima sección se desarrollarán los conceptos de gradiente térmico y estabilidad atmosférica, sobre los cuáles hace base la turbulencia de origen térmico.

Estabilidad atmosférica

El término estabilidad atmosférica hace referencia a una condición de equilibrio. Aplicando este concepto a la atmósfera, se observa que una parcela de aire está en **equilibrio estable** cuando, después de ser elevada o descendida, tiende a volver a su posición original (resiste los movimientos de aire hacia arriba y hacia abajo). Por lo contrario, la parcela de aire que se encuentra en **equilibrio inestable**, cuando comienza su movimiento de ascenso o descenso, se aleja más de su posición original (favorece las corrientes de aire verticales).

Abordando un análisis más detallado de esta situación, se observa que el espacio ocupado por las moléculas de aire dentro de una parcela define la densidad del aire. Asimismo, la velocidad media de las moléculas está directamente relacionada con la temperatura del aire, y las moléculas que chocan contra las paredes de la parcela determinan la presión del aire dentro. En tal sentido, si la presión del aire ambiente (que contiene a la parcela) es más baja que la de la misma parcela, las moléculas de aire dentro de ella empujan las paredes, lo que provoca la expansión de la parcela. Recíprocamente, para una presión alta del aire ambiente. Sin embargo, si una porción de aire se expande y se enfría, o se comprime y calienta, sin intercambio de calor con su entorno, se presenta una situación que se denomina **proceso adiabático** (4).

- ✓ Mientras el aire en la parcela sea insaturado (la humedad relativa^{ss} es menor que 100%), la velocidad de enfriamiento o calentamiento adiabático permanece constante. Esta velocidad de calentamiento o enfriamiento es de aproximadamente 10 °C por cada 1000 m de cambio de elevación (se aplica sólo al aire no saturado), y se denomina **gradiente adiabático seco**.
- ✓ A medida que el aire ascendente se enfría, su humedad relativa aumenta a medida que la temperatura del aire se aproxima a la temperatura del punto de rocío (T_r). En tal sentido, si el aire ascendente se enfría a su temperatura de punto de rocío, la humedad relativa alcanza el 100 %. La elevación adicional produce condensación, se forma una nube y se libera calor latente dentro de la parcela de aire ascendente. Debido a que el calor añadido durante la condensación compensa una parte del enfriamiento debido a la expansión, el aire ya no se enfría en función de gradiente adiabático seco, sino a una velocidad menor establecida por el **gradiente adiabático húmedo**.

A diferencia del gradiente adiabático seco, el gradiente adiabático húmedo no es constante, pero varía mucho con la temperatura y, por tanto, con el contenido de humedad, ya que el aire saturado caliente produce más agua líquida que el aire saturado frío. El gradiente adiabático húmedo es mucho menor que el gradiente adiabático seco cuando el aire ascendente es cálido sin embargo, los dos gradientes son comparables (similares) cuando el aire ascendente es muy frío.

La estabilidad atmosférica es posible determinarla mediante la comparación de la temperatura de una parcela ascendente con la de su entorno. Si el aire ascendente es más frío que su ambiente, será más denso y tenderá a volver a su posición original. En este caso, la atmósfera se caracteriza como *estable* porque resiste el movimiento ascendente. Si el aire ascendente es más caliente y, por lo tanto, menos denso que el aire circundante, continuará subiendo hasta que alcance la misma temperatura que su ambiente. Este es un ejemplo de atmósfera *inestable*. Por tanto, para determinar la estabilidad de la atmósfera, es necesario medir la temperatura tanto del aire ascendente como de su entorno a varios niveles sobre la tierra (3-4).

Atmósfera estable

Para describir las características de este tipo de atmósfera, se supone a continuación un perfil de temperatura relevado con una radiosonda (Figura 15), cuyo registro muestra que la temperatura disminuye 4 °C por cada 1000 m. Este perfil vertical de temperatura se denomina *sondeo*. A fin de ejemplificar esta situación, se supone una parcela de aire insaturada con una temperatura de 30 °C que asciende desde la superficie. A medida que se eleva, puede observarse que la misma se enfría en función del gradiente adiabático seco (10°C por 1000 m), y que la temperatura dentro de la parcela a 1000 metros será de 20 °C, 6 °C inferior al aire que la rodea.

^{ss}**Humedad relativa:** Relación entre la cantidad de vapor de agua que tiene una masa de aire y la máxima que podría tener.

En este contexto, a medida que la parcela de aire asciende, la diferencia de temperatura entre ella y el aire circundante se hace aún mayor. Incluso si la parcela está inicialmente saturada, se enfriará en función del gradiente adiabático húmedo ($6\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 1000 m) y estará más frío que su entorno en todos los niveles. En ambos casos, el aire ascendente es más frío y más pesado que el aire que lo rodea, y consecuentemente, la atmósfera se caracterizará como absolutamente estable. La atmósfera será siempre absolutamente estable cuando el gradiente ambiental sea menor al gradiente adiabático húmedo. Dado que el aire en una atmósfera absolutamente estable resiste fuertemente al movimiento vertical ascendente, si se fuerza a subir, tenderá a extenderse horizontalmente. Si las nubes se forman en este aire ascendente, ellas también se extenderán horizontalmente en capas relativamente delgadas y normalmente tendrán una base marcada y un desarrollo superior. Puede esperarse la observación de nubes tales como *cirrostratus*, *altostratus*, *nimbostratus*, o *stratus* que forman en este tipo de atmósferas estables (4).

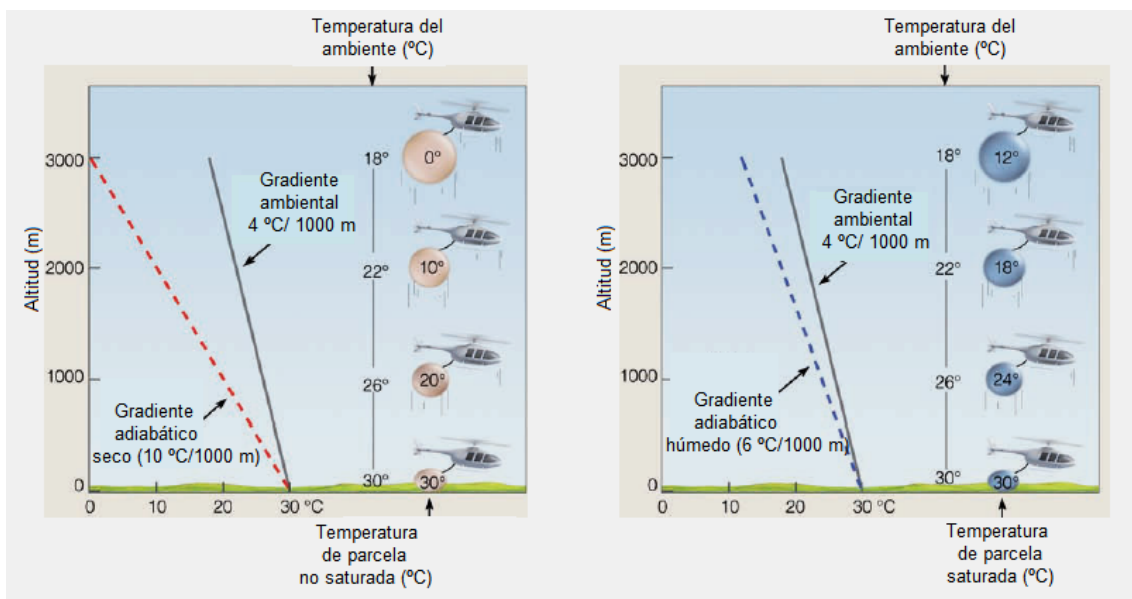


Figura 15: Representación de parcela no saturada (izquierda) y saturada (derecha) ascendiendo en la atmósfera. En ambos casos, la parcela se enfría y se vuelve más densa que el aire ambiente, lo que obligará a la parcela a volver a su posición original.

El gradiente ambiental disminuye y la atmósfera se vuelve más estable cuando la capa inferior se enfría. El enfriamiento del aire de la superficie puede deberse a:

1. Enfriamiento radiativo nocturno de la superficie
2. Movimiento advectivo de una masa de aire fría
3. Movimiento de una masa de aire sobre una superficie fría

Por lo tanto, la atmósfera se vuelve más estable en las madrugadas, en franjas horarias cercanas al amanecer, cuando se registra la temperatura más baja del aire superficial. Si el aire de la superficie se satura en una atmósfera estable, puede formarse una capa persistente de niebla o neblina. Asimismo, es posible encontrar otros casos de formación de atmósferas estables. Las cuáles serán abordados más adelante, en este capítulo.

Atmósfera neutra

Si el gradiente ambiental es exactamente igual al gradiente adiabático seco, el aire no saturado ascendente (o descendente) se enfría (o se calienta) a la misma tasa que el aire que lo rodea. En cada nivel, tendría la misma temperatura y densidad que el aire circundante, por lo que no se ve favorecido su ascenso ni su descenso. En este contexto, se dice que la atmósfera presenta estabilidad neutra. Para el aire saturado, existe estabilidad neutra cuando el gradiente ambiental es igual al gradiente adiabático húmedo (3-4).

Atmósfera inestable

Al igual que en la sección 7.1, se recurrirá a la comparación de los gradientes húmedos y secos, con el gradiente ambiental. Se supone entonces un gradiente ambiental de $11\text{ }^{\circ}\text{C}$ cada 1000 m . En este contexto, una parcela de aire superficial no saturado, que asciende, se enfriará en función del gradiente adiabático seco. Debido a que este gradiente es menor que el gradiente ambiental, la parcela estará más caliente que el aire circundante y continuará subiendo, moviéndose constantemente hacia arriba, lejos de su posición original. Se define entonces a la atmósfera como inestable. Por supuesto, que una parcela de aire saturado que se enfríe por el gradiente adiabático húmedo será incluso más caliente que el aire que la rodea. En ambos casos, las parcelas de aire, una vez que comienzan a ascender, seguirán elevándose por su cuenta porque estas parcelas serán más cálidas y menos densas que el aire que las rodea. Se dice que la atmósfera en este ejemplo es absolutamente inestable (Figura 16). Cabe destacar que las capas profundas de la atmósfera son raramente "absolutamente inestables". La inestabilidad absoluta se limita generalmente a una capa muy poco profunda cerca del suelo en días cálidos y soleados (3-4).

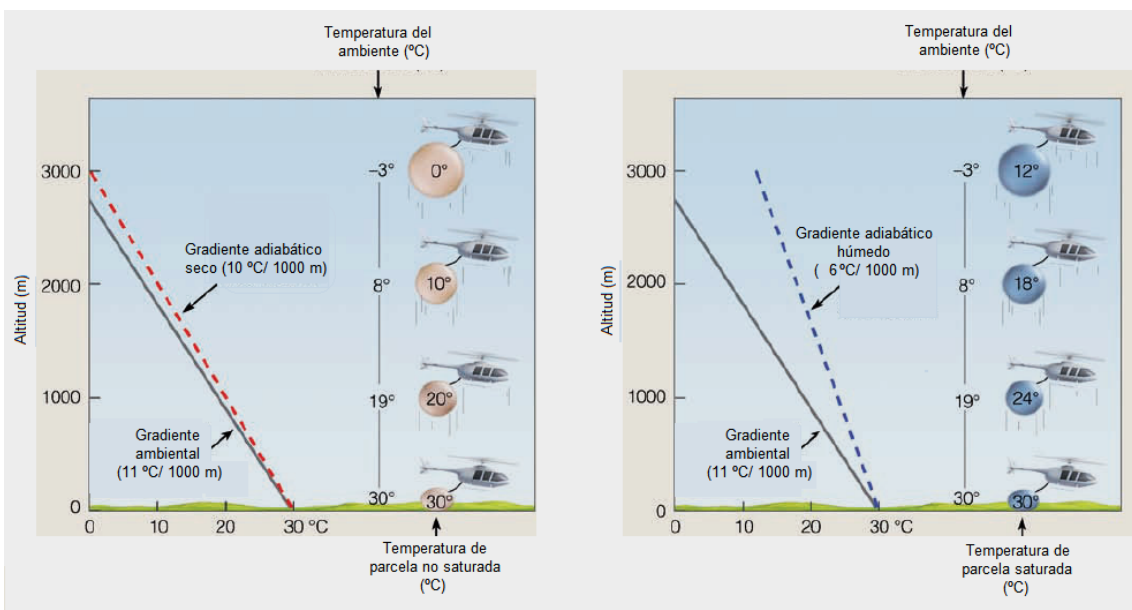


Figura 16: Representación de parcela no saturada (izquierda) y saturada (derecha) ascendiendo en la atmósfera.

En ambos casos, la parcela se calienta y se vuelve más liviana que el aire ambiente, lo que obligará a la parcela a acelerarse hacia arriba, alejándose de su posición original.

La atmósfera se vuelve más inestable a medida que el gradiente ambiental disminuye; Es decir, en concordancia con el descenso de la temperatura del aire en función del aumento de la altura. Esta circunstancia puede ser provocada por el aire más frío o el aire de la superficie cada vez más caliente

El enfriamiento del aire en altura puede deberse a:

1. Vientos que traen masas de aire más frío (advección en frío)
2. Las nubes que emiten radiación infrarroja al espacio (enfriamiento radiativo)

Por su parte, el calentamiento del aire de la superficie puede deberse a:

1. Calentamiento solar diurno de la superficie
2. Movimiento advectivo de una masa de aire caliente
3. Movimiento de una masa de aire sobre una superficie caliente

La combinación de aire frío en altura y aire caliente de la superficie puede producir una pendiente pronunciada y una significativa inestabilidad atmosférica.

Atmósfera condicionalmente inestable

Este tipo de estabilidad se observa para gradientes ambientales mayores que el gradiente adiabático húmedo y menores que el gradiente adiabático seco. Mediante el ejemplo que se presenta en la Figura 17, se observa que si el gradiente ambiental es $7\text{ }^{\circ}\text{C}$ cada 1000 m, cuando una parcela de aire no saturado asciende, se enfría adiabáticamente en seco y es más frío en cada nivel que el aire ambiente. En consecuencia, tiende a regresar a su nivel original porque está en una atmósfera estable. Ahora, si se supone que la parcela de aire que asciende está saturada, pues entonces el aire ascendente es más caliente que el aire ambiente en cada nivel y la atmósfera se presenta inestable para la parcela saturada. En este contexto, se dice que la atmósfera es condicionalmente inestable. La inestabilidad condicional significa que, si el aire insaturado pudiera elevarse a un nivel en el que se saturase, se produciría inestabilidad. Recordemos que el gradiente ambiental promedio en la troposfera es de unos $6.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 1000 m. Dado que este valor se encuentra entre el gradiente adiabático húmedo el gradiente adiabático seco, la atmósfera está usualmente en un estado de inestabilidad condicional.

Existen diferentes métodos para establecer las clases de estabilidad atmosféricas, algunos de ellos son abordados en Ruiz Boada (8). Estos métodos, si bien son muy utilizados, requieren del uso de instrumentos especiales o la determinación de parámetros de cierta complejidad. Así por ejemplo, para conocer el perfil de temperatura es necesario disponer de radiosondas que midan simultáneamente temperatura y altura, cuyas mediciones resultan muy costosas.

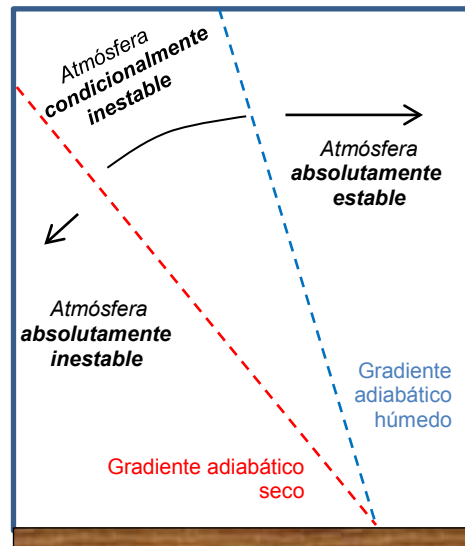


Figura 17: Esquema de la clasificación de las atmósferas en función del gradiente de temperatura ambiente y los gradientes adiabáticos seco y húmedo

Por lo expuesto, resultan de gran utilidad otros procedimientos de predicción, más sencillos, basados en observaciones y parámetros de fácil medida; aquí se destaca la metodología presentada por Pasquill (10), que permite obtener la clase de estabilidad en función de la velocidad del viento y el nivel de insolación durante el día y del grado de cobertura de nubes durante la noche, tal y como se indica en la Tabla 4.

Tabla 4: Clases de estabilidad de Pasquill en función de la velocidad del viento, nivel de insolación y nubosidad (8).

Velocidad del viento a 10 m del suelo	Insolación (*)			Noche (**)	
	Fuerte	Moderada	Ligera	Cobertura nubosa	Cobertura nubosa
				>4/8	<3/8
<2	A	A-B	B	-	-
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Nota: La categoría D (neutra), debe ser utilizada independientemente de la velocidad del viento, en días o noches completamente cubiertas de nubes (8/8).

(*) Insolación fuerte corresponde a mediodías soleados en pleno verano, mientras que insolación leve corresponde a condiciones similares en invierno.

(**) La noche es el período comprendido entre una hora antes del atardecer y una hora después del amanecer.

Siendo

A: Extremadamente inestable; **B:** Moderadamente inestable, **C:** Ligeramente inestable

D: Neutra; **E:** Ligeramente estable; **F:** Moderadamente estable

Conocida la rosa de los vientos y las clases de estabilidad atmosférica de una determinada zona y para un período de referencia (generalmente mensual o anual), se pueden elaborar las denominadas matrices de estabilidad, que dan cuenta de la frecuencia a la que se verifican las variables de interés. Se construye una matriz para cada dirección de viento por lo que se dispone de 8 ó 16 matrices, dependiendo de la cantidad de subdivisiones en dirección que presenta la rosa de los vientos. La información contenida en la matriz es de sumo interés, dado que permite conocer los siguientes parámetros (8):

- La frecuencia a la que se verifica cualquier combinación clase de estabilidad-velocidad de viento.
- La frecuencia de cada clase de estabilidad.
- La frecuencia de cada intervalo de velocidad.
- La frecuencia total (suma de la última fila o columna) es la que corresponde a la dirección de viento de la matriz.
- Combinaciones que no se presentan por lo que pueden descartarse de los análisis de consecuencias que involucren emisiones tóxicas.

Un ejemplo de matriz de estabilidad se presenta en la Tabla 5.

Tabla 5: Matriz de estabilidad ejemplo, correspondiente a una determinada dirección de viento. Fuente: Ruiz Boada (8)

Velocidad (m/s)	Frecuencias de estabilidades (%)						Σ Clases
	A	B	C	D	E	F	
0-1	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.15
1-3	0.30	0.07	0.03	0.43	0.00	0.13	0.96
3-5	0.00	0.92	0.47	1.34	0.00	0.00	2.73
5-7	0.00	0.00	0.74	1.01	0.03	0.00	1.78
7-9	0.00	0.00	0.01	0.33	0.00	0.00	0.34
>9	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.03
Σv	0.31	0.99	1.25	3.14	0.03	0.27	5.99

Capa de mezcla

En la sección anterior se ha discutido sobre lo que sucede cuando una parcela de aire se calienta cerca de la superficie y se eleva, y otra desciende para tomar su lugar. Si bien esto se define por la relación entre el gradiente de temperatura adiabático y el gradiente de temperatura ambiental, es este último el que controla el grado en el que una parcela de aire puede elevarse o descender. En este contexto aparece un concepto de relevancia para la dispersión de los contaminantes atmosféricos: *capa de mezcla*. La profundidad de la capa de mezcla atmosférica se conoce como altura de mezcla.

En un diagrama adiabático, como el de la Figura 18, el punto en el que la porción de aire que se enfría en el gradiente vertical adiabático seco intersecta la "línea" perfil de la temperatura ambiental, define la altura de mezcla. Este es el nivel máximo al que la porción de aire pue-

de ascender. Cuando no se produce ninguna intersección (cuando el gradiente vertical ambiental es mucho mayor que el gradiente vertical adiabático), la altura de mezcla se puede extender a mayores alturas en la atmósfera. El aire que se encuentra debajo de la altura de mezcla conforma la capa de mezclado. Mientras más profunda sea esta capa, mayor será el volumen de aire disponible para la dispersión de los contaminantes (7).

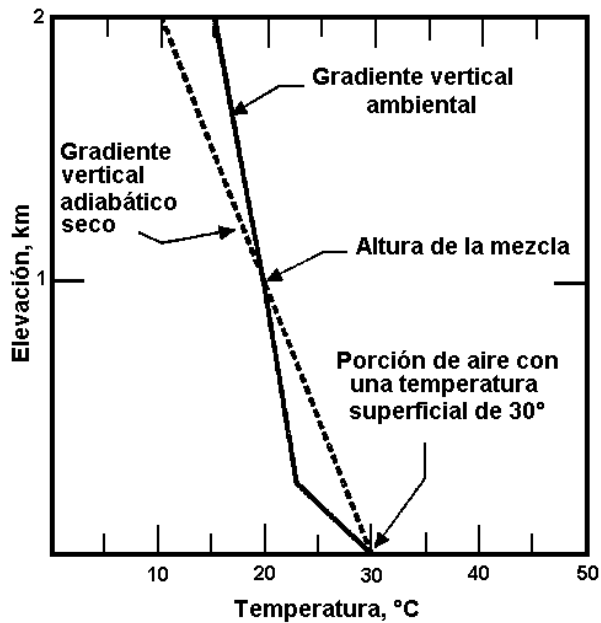


Figura 18: Representación de la altura de mezcla mediante la intersección del Gradiente adiabático seco y el gradiente de temperatura ambiental (8).

Inversión

Las inversiones, actúan como techos para el movimiento vertical del aire. Cuando existe una inversión cerca del suelo, las nubes de estrato, la niebla, la neblina y los contaminantes se mantienen cerca de la superficie. De hecho, los episodios de contaminación atmosférica más relevantes se han presentado en el marco del desarrollo de inversiones de subsidencia (4).

Por radiación

Una inversión fuerte por radiación (Figura 19) se presenta cuando el aire cerca de la superficie terrestre es mucho más frío que el aire que se encuentra por encima. Las condiciones ideales para una inversión fuerte se dan cuando:

- ✓ **Las masas de aire están en calma:** En tal sentido, una noche sin viento es esencial para una inversión fuerte de la radiación ya que el movimiento de las masas tiende a mezclar el aire más frío en la superficie con el aire más caliente que se encuentra por encima. Esta mezcla, junto con el enfriamiento del aire más caliente al entrar en contacto con el suelo frío, provoca un perfil de temperatura vertical que es casi isotérmico (temperatura constante) en una capa de varios metros de espesor. Sin embargo, en ausencia de viento, el aire superficial más frío y más denso no se mezcla fácilmente con el aire más denso y más cálido de arriba, y en consecuencia la inversión se desarrolla fuertemente.

- ✓ **Las horas nocturnas son extensas:** En general, cuanto más larga sea la noche, mayor será el tiempo de enfriamiento radiativo y mayores las probabilidades de que el aire superficial sea mucho más frío que el aire por encima. Por consiguiente, el invierno proporciona las mejores condiciones para una inversión fuerte por radiación.
- ✓ **El aire es suficientemente seco:** Frente a cielos claros y masas de aire secas, el suelo es capaz de irradiar su energía al espacio exterior y, por tanto, se enfría rápidamente. Sin embargo, con la presencia de nubes y/o aire húmedo, gran parte de la energía infrarroja saliente se absorbe y se re irradia hacia la superficie, lo que retrasa la velocidad de enfriamiento. Además, en las noches húmedas, la condensación en forma de niebla o rocío liberará calor latente, el cual calentará el aire.

En resumen, las inversiones de radiación pueden ocurrir en cualquier noche. Sin embargo, durante largas noches de invierno, cuando la atmósfera se presenta libre de nubes y relativamente seca, estas inversiones pueden llegar a ser fuertes y profundas (3-4).



Figura 19: Inversión por radiación (escenario nocturno)

Por subsidencia

Es posible encontrar diferentes ejemplos de formación de atmósferas estables. Uno de ellos, se presenta cuando una masa de aire no saturada (de más de 1000 m de espesor y que cubre un gran área) desciende, en consecuencia toda la capa se calentará por compresión adiabática. A medida que esta masa desciende, se comprime por el peso de la atmósfera y se contrae verticalmente. La parte superior de la capa se hunde más y, por lo tanto, se calienta más que la parte inferior. Después de descender, la parte superior de la capa es en realidad más caliente que la parte inferior, y se forma una inversión. Las inversiones que se forman cuando el aire se hunde lentamente en un área grande se llaman inversiones de subsidencia y un esquema de ellas se muestra en la Figura 20 (4).

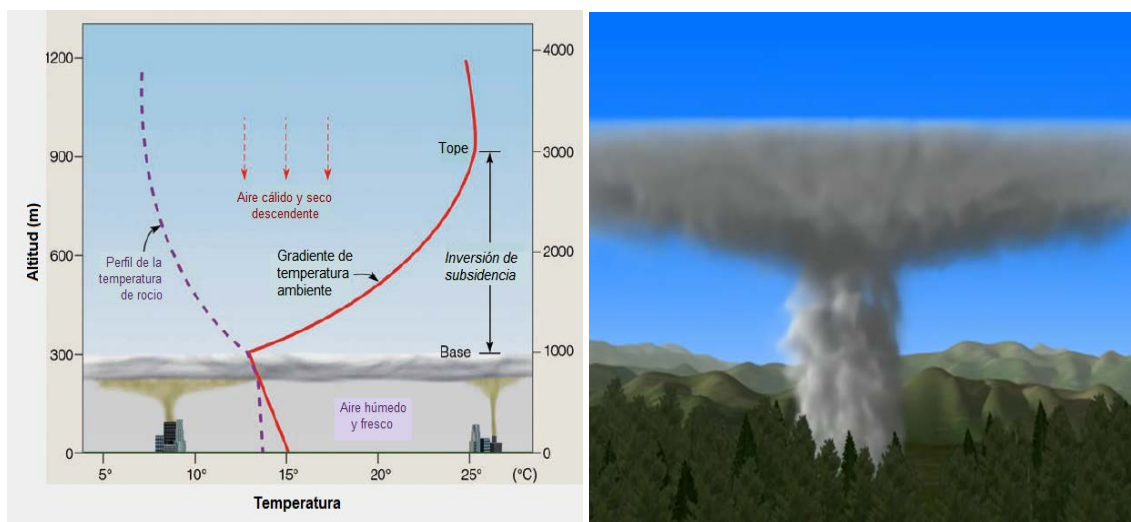


Figura 20: En una inversión de subsidencia, la base de una inversión estable actúa como techo para el aire húmedo y fresco. Una parcela de aire que asciende en la capa de inversión, descendería inmediatamente a su posición original ya que el aire ascendente sería más frío y más denso que el aire que lo rodea.

La inversión por subsidencia generalmente está asociada con los anticiclones (sistemas de alta presión). Se debe recordar que el aire de un anticiclón desciende y fluye hacia afuera del centro de presión. Durante el día, la capa de inversión resultante de este proceso con frecuencia se eleva a cientos de metros sobre la superficie. Durante la noche, la base de una inversión por subsidencia generalmente desciende, quizás hasta llegar al suelo, debido al enfriamiento del aire superficial. En efecto, los días despejados y sin nubes característicos de los anticiclones propician las inversiones por radiación, de modo que se puede producir una inversión superficial durante la noche y una elevada durante el día. Si bien la capa de mezcla que se encuentra debajo de la inversión puede variar diariamente, nunca será muy profunda (7).

Las inversiones por subsidencia tienen una duración relativamente más larga que las inversiones por radiación, y esto se atribuye a su relación con los anticiclones semipermanentes y migratorios (de movimientos lentos). Cuando un anticiclón se estanca, los contaminantes emitidos dentro de la capa de mezcla no se pueden diluir. Como resultado, es probable que las concentraciones de contaminantes se eleven durante algunos días (7). Los casos más graves de contaminación del aire en Estados Unidos se han producido o bien por un anticiclón migratorio estancado (por ejemplo, el de Nueva York en noviembre de 1966 y el de Pensilvania en octubre de 1948) o bien en el límite este del anticiclón semipermanente del Pacífico (Los Ángeles).

Frontal

La inversión frontal (Figura 21) se forma cuando una capa de aire relativamente frío cerca del suelo pasa por debajo de una capa de aire relativamente cálido y menos denso y lo desplaza hacia arriba, levantándolo. Este proceso de formación de una inversión ocurre con el paso de un frente frío. También puede presentarse cuando una capa de aire relativamente cálido

asciende por encima de una capa de aire más frío y más denso cerca del suelo. Este proceso de formación de una inversión ocurre con el paso de un frente cálido.

En ambos casos, durante el día a menudo una capa de estratos define el límite superior de la inversión frontal. Por la noche, puede formarse niebla en el aire más frío, que es húmedo y estable, dentro de la capa de inversión (3).



Figura 21: Evolución de una inversión Frontal por el avance de una masa de aire frío.

La fuerza de la inversión depende de la diferencia de temperatura entre las dos masas de aire. Como los frentes se mueven horizontalmente, los efectos de la inversión generalmente duran poco y la falta de movimiento vertical suele compensarse con los vientos relacionados con el paso frontal. Sin embargo, cuando los frentes se vuelven estacionarios, las condiciones de inversión pueden prolongarse (7).

Dispersión y transporte atmosférico

Los contaminantes liberados a la atmósfera están inmediatamente sujetos a procesos atmosféricos, dispersándose en volúmenes crecientes del aire, tanto por el transporte vertical como horizontal. El transporte es el proceso mediante el cual los movimientos de aire transportan especies de fase de gas y partículas de una región de la atmósfera a otra. Este fenómeno favorece la dispersión y proporciona una oportunidad para que los contaminantes de diferentes fuentes interactúen. El transporte y la dispersión de los contaminantes se ven afectados por la dinámica atmosférica y por las leyes físicas que los rigen, favoreciendo o limitándolos (14). En tal sentido, las ecuaciones gobernantes, que se presentarán en el capítulo 5 consideran estos fenómenos a fin de lograr una buena representación en el modelado de un sistema real.

Los contaminantes se liberan inicialmente en la capa límite planetaria^{***} (PBL, por sus siglas en inglés). Su profundidad, en promedio, oscila entre unos pocos cientos de metros y 1 a 2 km. Por encima de la PBL hay una capa relativamente estable de aire que la separa de la atmósfera libre.

El transporte y la dispersión de los contaminantes se ven afectados por diferentes escalas de movimiento. Se trata de la escala de microescala, mesoescala, escala sinóptica y escala macro o planetaria (Tabla 6). La microescala se refiere al movimiento de aire en las cercanías de una fuente e incluye fenómenos que afectan el comportamiento de la pluma. La mesoescala contempla movimientos atmosféricos del orden de decenas a cientos de kilómetros y fenómenos tales como frentes, corrientes de aire en los valles fluviales y corrientes de aire costeras. La escala sinóptica, incluye sistemas tales como centros de alta y baja presión, responsables de las variaciones climáticas diarias (del orden de 10^6 km² o más). La escala planetaria, por su parte, contempla movimientos atmosféricos de magnitudes continentales o mayores. Estas escalas de movimiento de aire son útiles para describir los fenómenos atmosféricos. Es importante señalar que la atmósfera es un fluido continuo y todos los movimientos forman parte flujos mayores que los incluyen. En el contexto de algunos meses, la PBL es relativamente bien mezclada. Sin embargo, en períodos de tiempo más cortos y cerca de la superficie de la Tierra (donde se emiten los contaminantes), el transporte y la dispersión son a menudo limitados por las condiciones atmosféricas. Algunas condiciones atmosféricas resultan en elevadas concentraciones de contaminantes en el suelo que potencialmente pueden dañar a los seres humanos y nuestro medio ambiente (14).

^{***} **Capa límite planetaria:** porción de la atmósfera más directamente afectada por la superficie de la Tierra.

Tabla 6: Escalas meteorológicas de movimientos atmosféricos (14)

Escala	Área geográfica	Período	Fenómeno
Microescala	2-15	Minutos	Emisiones de chimeneas, Building Downwash
Mesoescala	15-160+	Horas a días	Brisas de mar-tierra; Vientos de valle-montaña
Sinóptica	>10 ⁶	Días	Ciclones y anticiclones. Frentes fríos y cálidos
Planetaria	0.31	Semana a meses	Flujos en celdas de Hadley. Tormentas tropicales. Corrientes de chorro

Influencia de los parámetros meteorológicos en la mezcla y la dispersión de los contaminantes atmosféricos

En las secciones anteriores se han discutido aspectos básicos que dan cuenta de la dinámica atmosférica. En esta sección, se abordará un análisis de la implicancia de los diferentes parámetros meteorológicos en la dispersión de los contaminantes atmosféricos.

La capa límite atmosférica (CLA) se observa en la región atmosférica más cercana a la superficie terrestre, y su altura puede variar entre 200 y 1000 m. Desde el punto de vista fluidodinámico, es la capa más compleja por su interacción con la litosfera e hidrosfera. Un mayor detalle de su formación y análisis se presenta en Lagzi et al. (14)

En CLA se presentan todos los fenómenos relacionados con la mezcla y la dispersión de los contaminantes que interesan destacar aquí, siendo los parámetros más significativos los que se enlistan a continuación (8):

1. *La magnitud, dirección y persistencia del viento*
2. *La temperatura y la presión*
3. *La humedad y la pluviosidad*
4. *La radiación solar*
5. *La turbulencia*

Todos estos parámetros están interrelacionados, pues la radiación solar condiciona la temperatura y ésta a la densidad que, a su vez, determina la presión. Sin embargo, a los fines de esta sección, interesa independizarlos, citando brevemente la influencia de cada uno en los fenómenos estudiados.

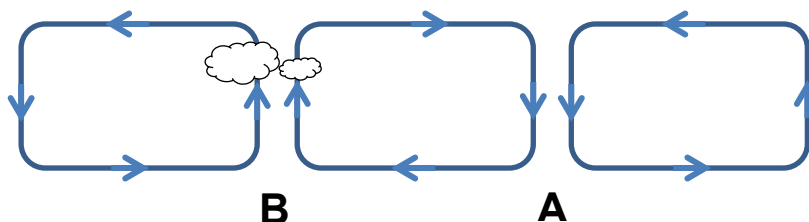
1. La **magnitud** de la velocidad del viento tiene una gran importancia en la dispersión de los contaminantes atmosféricos, de manera que, como primera aproximación la concentración de un producto fugado en la dirección del viento y en cualquier punto a sotavento resulta inversamente proporcional a esta magnitud. En tal sentido, puede adelantarse que las condiciones de calma son aquellas que menos favorecen la dispersión de los contaminantes, y estas se presentan cuando la velocidad media del viento es menor a 0.5 m s^{-1} . Una característica adicional tiene que ver con la variación de la magnitud de la velocidad del viento con la altura. En este contexto, es necesario referenciar la altura a la

que se realiza su medición para obtener con ella valores representativos que servirán para evaluar el movimiento de las emisiones densas a ras del suelo o el transporte de las nubes neutras o livianas (8).

Por su parte, la **dirección** del viento condiciona la dirección del transporte de las sustancias fugadas y, por consiguiente, su impacto. Para extensiones con distancia menores 10 km, la topografía, la presencia de obstáculos o la proximidad del mar, influyen considerablemente en la dirección del viento, provocando los efectos valle o montaña-valle, las brisas marinas, las corrientes predominantes en calles, todo ello como consecuencia de variaciones locales de presiones, que, a su vez, se originan por gradientes térmicos horizontales.

La **persistencia** del viento manifiesta el número de ocasiones que en determinados periodos de tiempo, la dirección del viento permanece estable, en cada uno de los sectores definidos por las direcciones cardinales. Este parámetro es de interés para prever los probables cambios de dirección del viento que influyen de la misma manera en la dirección de la nube y, por consiguiente, en las posibles regiones a impactar.

2. La **temperatura ambiente** influye en la cinética de las reacciones de transformación de determinados contaminantes atmosféricos, acelerando generalmente estos procesos. Algunos parámetros de interés dependen de la temperatura, como la densidad del aire, la evaporación, los coeficientes de transferencia de calor y de materia, entre otros.
3. La **presión atmosférica** a nivel de suelo está relacionada con la estabilidad. A distancias superiores a 100 km, se producen dos grandes fenómenos rotacionales provocados tanto por diferencias térmicas, y en consecuencia gradientes de presión, en grandes extensiones como por la fuerza de Coriolis: Ciclones (centros de baja presión) que determinan la inestabilidad atmosférica ya que atraen los vientos húmedos desde los centros de alta presión, denominados Anticiclones. El aire seco que circula hacia las zonas de alta presión, justifica la ausencia de lluvias y condicionan las situaciones de estabilidad. Las circulaciones de las masas de aire desde las zonas de mayor a presión a las zonas de menor presión configuran celdas de circulación como las que se muestran en la Figura 22



. Figura 22: Representación de las celdas de circulación A-C/ C-A. La circulación a nivel de suelo va desde los centros de alta presión a la de baja, ascendiendo en estos últimos. En las capas altas el movimiento es opuesto al superficial, descendiendo en las zonas de altas presiones. Al ascender el aire en los centros de baja presión se enfría, condensando el vapor de agua, y provocando así un aumento de la nubosidad, característico de las situaciones inestables. El aire una vez seco circula hacia los centros anticiclónicos

4. La **humedad** favorece la formación de aerosoles cuando el contaminante atmosférico es higroscópico (amoníaco, cloruro amónico, cloruro de hidrógeno, fluoruro de hidrógeno, entre otros). En tal sentido, aumenta la densidad de una nube tóxica, alentando la formación de nubes densas (aumenta de masa molecular). Asimismo, puede actuar como medio reactante, en los procesos de transformación de los contaminantes atmosféricos.
5. La **pluviosidad** representa el meteoro más importante desde el punto de vista de la eliminación de los contaminantes atmosféricos, incluso para las sustancias insolubles. En tal sentido, la presencia en la atmósfera de estas sustancias, tales como los hidrocarburos volátiles, disminuye muy significativamente tras un episodio lluvioso.
6. La **radiación solar** es el fenómeno primario más importante que dinamiza los movimientos de la atmósfera y, además, propicia las reacciones fotoquímicas atmosféricas.
7. La **turbulencia atmosférica** es el mecanismo más importante, influyendo de forma decisiva en la mezcla y dispersión de los contaminantes atmosféricos. Se trata de movimientos complejos donde intervienen la mayoría de los parámetros anteriores.

Estabilidad y comportamiento de plumas

Como se ha discutido en secciones anteriores, el grado de estabilidad atmosférica y la altura de mezcla tienen un importante efecto en los valores de concentración extramuro de los contaminantes. Asimismo, el movimiento horizontal del aire ayuda a que los contaminantes que no se pueden dispersar verticalmente lo pueden hacer horizontalmente a través de los vientos superficiales. La combinación de los movimientos verticales y horizontales del aire influye en el comportamiento de las plumas de fuentes puntuales, tales como chimeneas. En esta sección se describirán algunos patrones de plumas característicos de diferentes condiciones de estabilidad atmosférica.

La **pluma de espiral** que se muestra en la Figura 23 se presenta bajo condiciones atmosféricas muy inestables como consecuencia de las pequeñas celdas de convección que se manifiestan por la turbulencia. Mientras las condiciones inestables generalmente son favorables para la dispersión de los contaminantes, algunas veces se pueden producir altas concentraciones momentáneas en el nivel del suelo si los espirales de la pluma se mueven hacia la superficie.

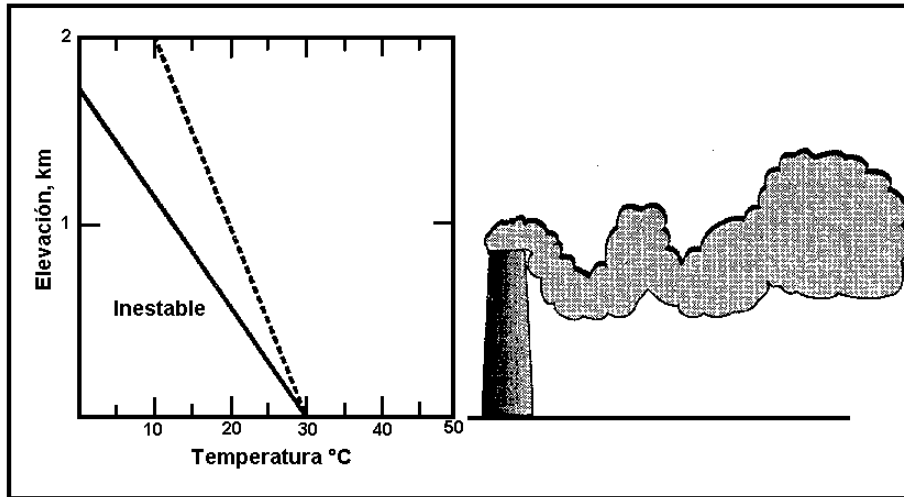


Figura 23: Pluma espiral producto del movimiento de la nube en una atmósfera muy inestable.

La **pluma de abanico** (Figura 24) se produce bajo atmósferas estables. El gradiente de inversión inhibe el movimiento vertical sin impedir la dispersión horizontal. En este sentido, la pluma se puede extender por varios kilómetros a sotavento de la fuente. Las plumas de abanico ocurren con frecuencia en las primeras horas de la mañana cuando se hacen presentes las inversiones por radiación.

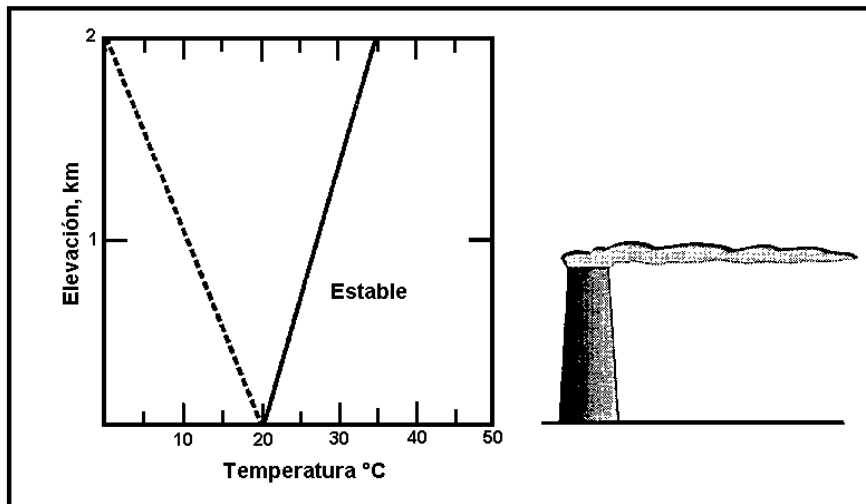


Figura 24: Pluma abanico producto del movimiento de la nube en una atmósfera estable.

La **pluma de cono** (Figura 25) es característica de las condiciones atmosféricas neutras o ligeramente estables. Este tipo de plumas se observa principalmente en días nublados o soleados, en la transición de condiciones de inversión por radiación y el desarrollo de condiciones diurnas inestables.

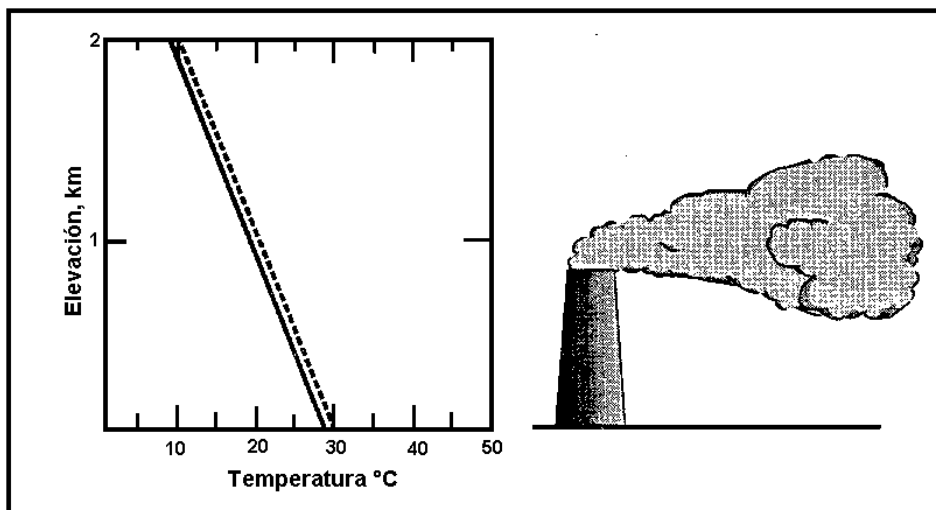


Figura 25: Pluma como producto del movimiento de la nube en una atmósfera neutra o ligeramente estable.

Una situación interesante que condiciona la dispersión de los contaminantes es la presencia de una capa de inversión, que actúa como una barrera para la mezcla vertical. En este sentido, durante una inversión, la altura de una chimenea en relación con la de una capa de inversión puede influir en la concentración de los contaminantes a nivel del suelo. Cuando se presentan condiciones atmosféricas inestables sobre una capa de inversión, como la que se muestra en la Figura 26, la emisión sobre esta da lugar a una dispersión efectiva sin la observación de concentraciones preocupantes a nivel del suelo, en el entorno cercano a la fuente de emisión. Esta condición se conoce como **pluma de flotación**.

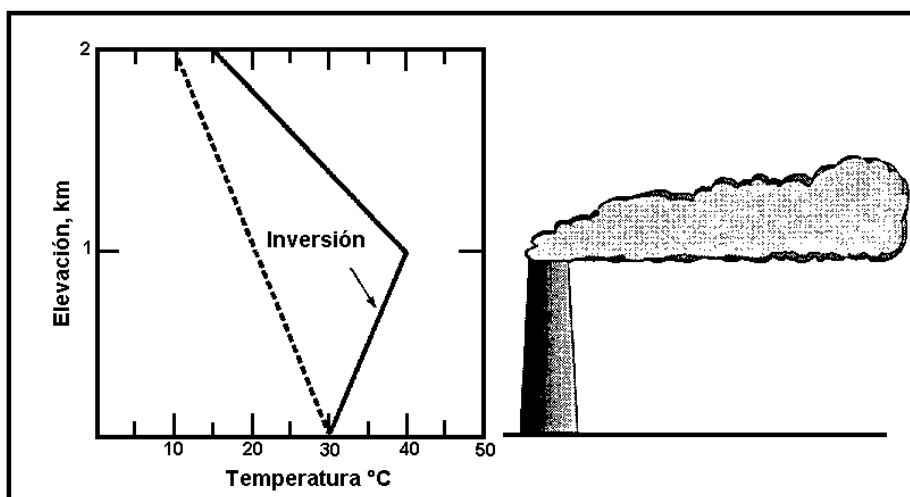


Figura 26: Pluma de flotación producto del movimiento de la nube sobre una capa de inversión

Si por lo contrario, la emisión se presenta justo debajo de una capa de inversión, es probable que se desarrolle un evento de contaminación del aire. Un ejemplo de ello se puede evidenciar durante la mañana cuando la superficie terrestre se calienta por incidencia de los rayos solares, el aire que se encuentra debajo de la mencionada capa se vuelve inestable. Cuando la

altura de mezcla alcanza el nivel de la pluma, esta queda atrapada bajo la capa de inversión. En este contexto, los contaminantes pueden alcanzar rápidamente la superficie terrestre, como muestra la Figura 27. Este fenómeno se conoce como fumigación, y la pluma resultante como **pluma de fumigación**. Si bien, se entiende que estas plumas pueden desencadenar un evento de contaminación severo, esto se puede prevenir si las chimeneas son suficientemente altas.

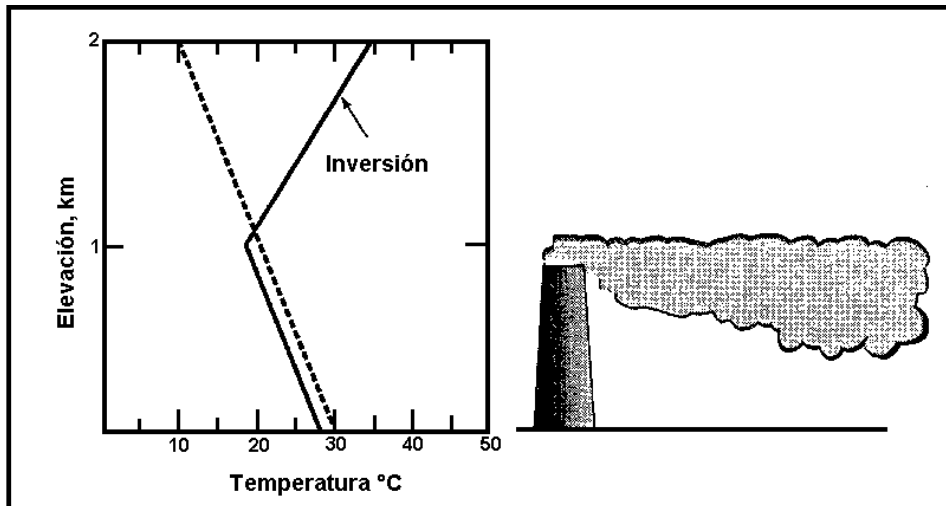


Figura 27: Pluma de fumigación producto del movimiento de la nube por debajo de una inversión

Bibliografía

1. Jacobson, M.Z. (2005). *Fundamentals of Atmospheric Modeling*. 2nd Edition. U.S.A.: Cambridge University Press.
2. Organización Panamericana de la Salud (OPS)- OMS. (2005) *Conceptos básicos sobre la meteorología de la contaminación del aire*. Disponible en: http://www.bvsde.paho.org/cursoa_meteoro/, accedido marzo de 2017
3. Doyle, M.(2015). *Teóricas de Meteorología general*. Departamento de Ciencias de la atmósfera y los Océanos. FCEyN, Buenos Aires. Argentina.
4. Ahrens, C. D. (2000). *Meteorology today: An introduction to weather, climate, and the environment*. Pacific Grove, CA: Brooks/Cole Pub.
5. SIGMUR, Universidad de Murcia. *Curso Fotointerpretación y teledetección*. Disponible en <http://www.um.es/geograf/sigmur/teledet/>, accedido marzo 2017.
6. Crawford F.S. (1990) *Ondas*. Berkeley Physics Course. Vol. 3. Ed. Reverte. 668 p. ISBN 9788429140231
7. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). *Manual "Conceptos básicos sobre meteorología de la contaminación del aire"*. Disponible en: <http://www.bvsde.paho.org/bvsci/e/fulltext/meteoro/cepis.html>, accedido Abril 2017
8. Ruiz Boada F., González Ferradas E., Miñana Aznar A. (2003). *Zonas de Planificación para accidentes graves de tipo tóxico*. Guía técnica (en el ámbito del Real Decreto 1254/99 [Seveso II]). Murcia: Universidad de Murcia.
9. Sutton, O.G. (1953). *Micrometeorology*. McGraw-Hill. Nueva York.
10. Pasquill, F (1962). *Atmospheric diffusion*. Van Nostrand. Londres.
11. Prandtl, L. (1933). *New results in turbulence research*. Z. Ver. Deutsch. Ing., 77, 105
12. Schlichting, H. (1936). *Ingen-Arch.*, 7, 1.
13. Pasquill, F., Smith, F.B. (1983). *Atmospheric Diffusion*. Wiley. Nueva York.
14. Lagzi, I.; Mészáros, R.; Gelybó, G. and Leelóssy, A. (2013). *Atmospheric chemistry*. Hungary : Eötvös Loránd University.

CAPÍTULO 4

Monitoreo de contaminantes atmosféricos

J.E. Colman Lerner, M.A. Orte, D.S. Giuliani

Introducción

La contaminación del aire por fuentes antropogénicas ha sido y sigue siendo considerada un grave problema ambiental que afecta a la salud pública. Su gravedad se encuentra en el hecho de que se eleva el nivel de contaminantes en los lugares en los que es más probable su impacto sobre la salud humana. Por lo tanto, la contaminación del aire es una importante amenaza para la salud pública en todo el mundo. De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS) más de dos millones de muertes prematuras por año son atribuibles a los efectos de la contaminación del aire exterior e interior. Más de la mitad de esta carga de morbilidad es soportada por las poblaciones de los países en vías de desarrollo (1-5).

Estudios epidemiológicos en varios países, han evidenciado que la exposición crónica a los contaminantes relacionados con el tráfico y los productos químicos y petroquímicos, tales como el material particulado (MP), metales e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) asociados a PM, compuestos orgánicos volátiles (COVs) y los gases inorgánicos (SO₂, NO_x, O₃) producen efectos adversos sobre el desarrollo y afectan la función pulmonar; junto con un aumento de enfermedades respiratorias, a menudo expresada en términos de diagnóstico de asma o enfermedad pulmonar obstructiva crónica, y efectos cardiovasculares y aumento de la mortalidad (4-14).

Para todos los hechos anteriores, es importante para caracterizar y cuantificar la contaminación del aire y reconocer y evaluar los efectos en la salud asociados, con el fin de facilitar la gestión adecuada del sector productivo en el marco del desarrollo sostenible y la protección de la salud pública.

En este capítulo, se desarrollan las diferentes metodologías de muestreo y análisis de compuestos orgánicos volátiles (COVs), compuestos orgánicos semivolátiles (COSVs) y material particulado (MP).

Debido a la existencia de numerosos compuestos orgánicos que se pueden dividir de diferentes maneras de acuerdo con sus propiedades físicas (punto de ebullición, presión de vapor, número de carbono, etc.), su naturaleza química (alcanos, hidrocarburos aromáticos, aldehídos, etc.), o sus efectos potenciales para la salud (irritantes, neurotóxicos, carcinógenos, etc.). En la Tabla 1 muestran que la clasificación dada por un grupo de trabajo de la OMS sobre los contaminantes orgánicos del aire (15).

Tabla1. Clasificación según la ONS de contaminantes atmosféricos

Clasificación	Abreviatura	Descripción	Rango de punto de ebullición (°C)
1	COMV	Compuestos orgánicos muy volátiles	<0 a 50-100
2	COV	Compuestos orgánicos volátiles	50-100 a 240-260
3	COSV	Compuestos orgánicos semivolátiles	240-260 a 380-400
4	COMP	Compuestos orgánicos asociados al material particulado	>380

Material Particulado (MP)

Los científicos han sabido por mucho tiempo que el MP en realidad es una mezcla compleja de partículas aéreas sólidas y líquidas, cuyo tamaño, composición química y otras propiedades físicas y biológicas variará según el lugar y la hora. Ambos, partículas sólidas o líquidas de MP son emitidos por los procesos de combustión. Cuando se dispersa en la atmósfera, estas partículas suspendidas forman aerosoles, que pueden reducir la visibilidad, los materiales del suelo, y afectar la salud humana. Se incluyen los gases, humo, polvo y aerosoles.

El MP puede clasificarse como primario o secundario, dependiendo de los compuestos y procesos implicados durante su formación. El MP primario se emite directamente desde una fuente, como las obras de construcción, carreteras sin pavimentar, los campos, las chimeneas o incendios. Las partículas secundarias de formación de los resultados de una serie de reacciones químicas y físicas que implican diferentes productos químicos tales como compuestos orgánicos volátiles, dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno que se emiten desde las centrales eléctricas, industrias y automóviles.

El impacto del MP varía en función del tamaño y la concentración de partículas. A efectos de regulación y para la estimación de impactos sobre la salud, el MP se mide y se clasifica por lo que se llama la fracción de partículas respiratorias: MP_{10} y $MP_{2.5}$ y $MP_{0.1}$.

- **MP_{10}** se refiere a partículas con un diámetro aerodinámico inferior a 10 micrómetros. Estos son comúnmente llamadas partículas gruesas. Contienen el polvo de las carreteras e industrias, así como partículas formadas en virtud de la combustión. Dependiendo de su tamaño, las partículas gruesas pueden alojarse en la tráquea (garganta superior) o en los bronquios.
- **$MP_{2.5}$** se refiere a partículas con un diámetro aerodinámico inferior a 2,5 micras. Éstas generalmente se llaman partículas finas y contienen aerosoles secundarios, partículas de combustión y vapor orgánico re-condensado, y componentes ácidos. Las partículas finas pueden llegar hasta el fondo de los alvéolos en los pulmones.
- **$MP_{0.1}$** se refiere a partículas con un diámetro aerodinámico inferior a 0,1 micras, y éstas se llaman partículas ultra-finas. Las partículas ultrafinas (todavía en las primeras etapas de la investigación) son generalmente exhaladas pero pueden penetrar en el torrente sanguíneo.

Las partículas con mayores efectos sobre la salud son los que están dentro del "rango respirable", que se encuentra entre MP_{10} y $MP_{0.1}$ micrómetros, que pueden penetrar profundamente en los pulmones y el depositarse allí.

La fracción respirable de MP causa morbilidad respiratoria, deficiencias en las funciones pulmonares incluyendo disminución de la función pulmonar y el cáncer de pulmón con la consecuencia de un aumento de la mortalidad. La reducción de la capacidad pulmonar crónica (enfisema) entre la población urbana es también un riesgo importante. Los grupos con enfermedad pulmonar preexistente o enfermedad del corazón, así como las personas mayores y los niños, son especialmente vulnerables. Por ejemplo, la exposición a MP afecta el desarrollo pulmonar de los niños, incluyendo déficits reversibles en la función pulmonar, así como la tasa de crecimiento pulmonar reducido y un déficit crónico de la función pulmonar a largo plazo. No hay evidencia de un nivel seguro de exposición o un umbral por debajo del cual no se producen efectos adversos para la salud. La exposición es ubicua e involuntaria, el aumento de la importancia de este determinante de la salud (4-7).

Otros efectos adversos para la salud son las enfermedades cardiovasculares (ECV), con una estrecha relación entre las concentraciones de MP ambiente y la mortalidad y morbilidad cardiovascular. Se encontraron una fuerte evidencia de asociaciones de $MP_{2.5}$, carbono orgánico y azufre con resultados clínicos y subclínicos. Su estudio toxicológico proporciona una fuerte evidencia acerca de la exposición a largo plazo a la contaminación del aire por partículas y los eventos cardiovasculares y la mortalidad. Los estudios han demostrado una disminución del 15% en el riesgo de muertes por enfermedades del corazón con cada disminución de $10\mu\text{g m}^{-3}$ de $MP_{2.5}$ (5-7).

En la actualidad, a nivel de población, no hay suficiente evidencia para identificar las diferencias en los efectos de las partículas con diferentes composiciones químicas o procedente de diversas fuentes. Cabe señalar, sin embargo, que la evidencia de la naturaleza peligrosa del MP relacionado con la combustión (tanto de fuentes móviles y estacionarias) es más consistente que la de MP de otras fuentes. En particular, el carbono negro de $MP_{2.5}$, que resulta de la combustión incompleta, ha atraído la atención de la comunidad debido a la evidencia de su contribución a los efectos perjudiciales sobre la salud, así como sobre el clima. Muchos de los componentes de MP unidos al carbono negro se ven actualmente como responsable de efectos en la salud, por ejemplo compuestos orgánicos tales como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) que son conocidos carcinógenos y directamente tóxicos para las células. Recientemente, los gases de escape de los motores diésel (que consisten principalmente en partículas) fueron clasificados por la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC), como carcinógenas (Grupo 1) para los seres humanos. Esta lista también incluye algunos HAPs y exposiciones relacionadas, así como el uso doméstico de combustibles sólidos (7-14).

COVs y COSVs

Los compuestos orgánicos volátiles (COV) son componentes importantes en el entorno urbano, que surgen de los procesos naturales y antropogénicos y comúnmente presentes en ambientes interiores como al aire libre. El cincuenta por ciento de los compuestos orgánicos volátiles totales y más del ochenta por ciento de las emisiones de benceno al aire libre son debidos a gases de los vehículos y las pérdidas por evaporación. Además del tráfico vehicular, las emisiones de fuentes industriales, p.ej., las refinerías de petróleo y plantas petroquímicas juegan un papel importante en afectar a la calidad ambiente (12, 16).

Se han reportado varios estudios acerca de los efectos adversos para la salud debido a los compuestos orgánicos volátiles con un enfoque especial en compuestos orgánicos volátiles aromáticos como el benceno, tolueno, etilbenceno y xileno (BTEX). La IARC ha clasificado al benceno como carcinógeno humano, junto con otros compuestos orgánicos volátiles en base a la evidencia de estudios epidemiológicos y los datos en animales, y la organización mundial de la salud (OMS) ha estimado que una exposición de por vida a una concentración de benceno de $1,7 \text{ mg m}^{-3}$ puede causar 10 casos de leucemia por cada millón de habitantes. Además, el estireno y el tetracloroetileno se clasifican como posibles o probables carcinógenos para seres humanos (8, 9, 12, 17, 18).

Los COSVs, tales como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) se originan principalmente por combustión (la quema de combustible, incineradores, industria petroquímica, etc.). Otros COSVs, de origen antropogénico, se han producido principalmente en las últimas décadas, como los pesticidas, productos de limpieza y de higiene personal, y como aditivos en materiales tales como revestimientos de suelos, muebles y componentes electrónicos. La comida también puede ser una importante y, a veces, principales fuentes de captación de COSVs por las personas. Los efectos en la salud de un COSV específico dependen de su naturaleza química y del grado de exposición, que puede ocurrir a través de una combinación de la ingestión, la respiración y la absorción de la piel. Algunos COSVs son conocidos por ser tóxicos, tales como, las dioxinas, benzo [a] pireno, y el pentaclorofenol. Los COSVs que son considerados como productos químicos disruptores endocrinos (EDC) incluyen retardantes de llama polibromados, ftalatos, pesticidas, antibióticos, e hidrocarburos aromáticos policíclicos (19-22).

En las secciones siguientes se desarrollarán diferentes opciones para la toma de muestras y análisis de COVs, SVOCs y MP.

Metodologías de monitoreo de COVs

La gran importancia y la necesidad de control de los contaminantes atmosféricos en las décadas de los años 50 y 60, trajeron consigo un desarrollo rápido de las metodologías para el muestreo y análisis de estos contaminantes en varios países. En 1955, el 84° Congreso de los Estados Unidos de América, decretó la Ley Pública 159 para promocionar la investigación y la asistencia técnica relacionada con el control de los contaminantes atmosféricos.

Una división de contaminantes atmosféricos se estableció en el Servicio de Salud Pública de ese país en 1960 y la primera Ley de Aire Limpio (23) fue adoptada por el 88° Congreso como Ley Pública 206 en diciembre de 1963 (24).

Posteriormente, en marzo de 1963, el Comité Intersociedad de América del Norte (ISC) se organiza y agrupa diferentes asociaciones como la Asociación Americana de Higiene Industrial, la Asociación de Ingeniería Química, Asociación de Salud Pública, entre otros. El propósito de este comité fue establecer y desarrollar métodos de muestreo y análisis de la calidad del aire y en 1972 se publica el Manual del ISC con 57 metodologías. Además, la Sociedad Americana para Pruebas y Materiales (ASTM), se encargó de la elaboración y publicación de los métodos tentativos y normas para la toma de muestras y análisis de contaminantes atmosféricos, en el Comité D-22, participando con ISC hasta 1973 (24).

La agencia de protección ambiental de los Estados Unidos (USEPA) publica en 1971, los métodos de referencia para el análisis de los seis contaminantes principales atmosféricos (partículas suspendidas totales (TSP), dióxido de azufre (SO₂), monóxido de carbono (CO), oxidantes fotoquímicos como el ozono (O₃), hidrocarburos no metano (HC) y dióxido de nitrógeno (NO₂) con el fin de determinar una congruencia con las normas nacionales de calidad del aire, ambas normas primarias y secundarias. (24).

Del mismo modo, la Organización para la Cooperación y el Desarrollo (OCDE), en la década de los 60 conforma un grupo de trabajo para desarrollar metodologías de estudio para la medición de contaminantes atmosféricos. En 1969, la OMS, publicó la Guía de selección de metodologías para la medición de los contaminantes atmosféricos, elaborada por el Dr. Morris Katz (25). De acuerdo a esta guía, un manual de laboratorio titulado métodos de medición de los contaminantes del aire se publicó en 1976, y fue financiado por el PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente) y la OMS (26). En los últimos años, se ha puesto en práctica técnicas de instrumentación que implican métodos fotométricos y quimioluminiscentes, absorción atómica, infrarroja y ultravioleta, espectrometría de masas, cromatografía, la activación de neutrones no destructivos, utilización de electrodos selectivos, rayos X, espectroscopia de fluorescencia y. Además se ha desarrollado instrumentos con mando a distancia que son útiles para medir los contaminantes gaseosos y aerosoles en la troposfera y en la estratosfera.

Todas las metodologías de muestreo en el monitoreo del aire se pueden dividir en muestreo pasivo y muestreo activo.

- **Muestreo pasivo:** Estos dispositivos de muestreo, generalmente con forma de tubo o de disco, recogen un contaminante específico mediante su adsorción y absorción en un sustrato químico seleccionado. Después de su exposición durante un período adecuado de muestreo, que varía de un par de horas a un mes, la muestra vuelve al laboratorio, donde la desorción se lleva a cabo. A continuación, la muestra se analiza cuantitativamente por cromatografía gaseosa con detectores FID (detector de ionización de llama) y detectores MS (detector de espectrómetro de masas). Las principales ventajas de muestreo pasivo son su simplicidad y bajo costo, por lo tanto, muchas unidades de muestreo pueden ser distribuidos con el fin de proporcionar información sobre la distribución espacial de los contaminantes. Sin embargo, el tiempo de resolución

de esta técnica es limitada, por lo que sólo puede proporcionar información de las concentraciones medias de contaminantes. Hay diferentes muestreadores pasivos, aquellos que toman las muestras en un lugar puntual o fijo, y se utilizan para controlar la calidad del aire, especialmente para los estudios y muestreos de cobertura espacial y de fondo; y aquellos que son muestreadores personales, que la gente puede usarlos y se utilizan principalmente para estudios epidemiológicos, en los que por ejemplo puede determinar la exposición personal durante 8 horas de trabajo a un contaminante específico.

- **Muestreo activo:** A diferencia de los muestreadores pasivos, este tipo de dispositivos requiere energía eléctrica para bombear el aire a través de un medio de retención que puede ser física o química. El volumen adicional de aire muestreado aumenta la sensibilidad; por lo tanto, se puede obtener medidas promedio diarias. Aunque los muestreadores activos son más caros y complejos que los muestreadores pasivos, que son relativamente fáciles de operar, son más fiables y han proporcionado la base de datos de medidas en casi todo el mundo durante quince años. La continuidad de esta base de datos es muy importante con el fin de deducir las tendencias a largo plazo.

Equipamiento para el muestreo de COVs

Muestreo pasivo

Algunos gases y vapores orgánicos pueden ser muestreados pasivamente, sin necesidad de utilizar bombas, a través del uso de dispositivos de monitoreo gaseoso que están disponibles en el mercado. Hay una variedad de medios de retención que incluyen adsorbentes sólidos, medios líquidos, filtros que se impregnan con una solución reactiva, etc. En cualquiera de estos casos, la muestra de aire entra en contacto con el dispositivo de difusión y el contaminante estudiado es retenido por cualquiera de los medios de que se han mencionado anteriormente. Una vez que se haya recogido la muestra, las técnicas de análisis que serán requeridas dependen del tipo de dispositivo y la sustancia química que se muestrea. Algunas de estas técnicas son métodos colorimétricos, cromatografía gaseosa y otros métodos analíticos.

Actualmente, un muestreador pasivo para especies gaseosas se define como *un instrumento capaz de tomar muestras de gases y vapores contaminantes de la atmósfera con una velocidad controlada por un proceso físico tal como difusión a través de un estrato estático o controlada por permeación del contaminante a través de una membrana sin que implica un movimiento activo del aire* (27).

Entre los dispositivos más utilizados para el monitoreo de compuestos orgánicos disponibles en el mercado se encuentran::

- Discos de monitoreo pasivo (Fig. 1)
- Tubos de difusión (Fig. 2)

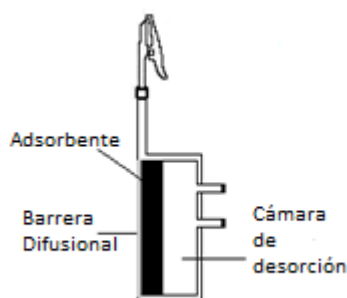


Figura 1. Monitorizador pasivo

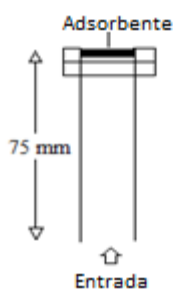


Figura 2. Tubo de difusión

En los monitorizadores pasivos se puede apreciar la barrera de difusión que permite la toma de la muestra exclusivamente por difusión molecular, y es independiente de la velocidad del viento. El adsorbente y el absorbente se seleccionan en función de la sustancia química que se requiere para la muestra, siendo este compuesto el mejor para recoger el contaminante de interés. En el dispositivo que se presenta en la figura 1, la abertura está protegida contra el viento por una pantalla, pero hay otros que tienen un filtro de membrana para proteger la abertura.

Los tubos de difusión consisten en tubos que contienen un material absorbente o adsorbente, según la cual es el mejor compuesto para recoger un contaminante específico. Los tubos están abiertos en sus extremos. En general, los muestreadores pasivos con forma de placa tienen una alta tasa de muestreo, pero tienen un límite de detección más bajo que los tubos de difusión. En general, el período más corto de exposición para un tubo es de una semana, mientras que los discos pueden estar expuestos durante 24 horas o menos, por lo que permite la comparación directa de la concentración resultante con los valores recomendados por la OMS. Sin embargo, estos discos son más susceptibles a la velocidad del viento, por lo que puede producirse una capa laminar delgada situada en las fronteras de la misma. De esta manera, las moléculas gaseosas son transportadas hacia la entrada por difusión molecular, destacándose que a altas velocidades se producirá una mezcla turbulenta debido a esta capa más fina, y, en consecuencia, se realizará una sobreestimación de las concentraciones ambientales. Por otra parte, a una velocidad cercana a 0 ms^{-1} la capa laminar será tan gruesa que en la entrada del monitorizador, se agota el gas muestreado y por lo tanto, presenta reducciones en masa del 30%. Con el fin de minimizar estos efectos se recomienda proteger el dispositivo con una membrana.

En la Tabla 2, se presenta el tipo de dispositivos de muestreo pasivo que son los más utilizados en el campo.

Tabla 2. Diferentes diseños de muestreadores

Analito	Muestreador	Sorbente	Referencia
COVs	Canisters	Canister	23
COSVs	Tristearin-coated fiberglass sheets	Tristearina sobre fibro de vidrio	24
HAPs	Muestreador pasivo de polietileno	Polietileno de baja densidad	25
Compuestos orgánicos persistentes	XAD-2 resin	resina XAD-2	26
COVs	3M, OVM 3500, 3520	Carbón activado	12, 27-29
COVs	Tubos Perkin-Elmer	Tenax	30,31
COVs	TOPAS	Tenax	32
COVs	ORSA-5	Carbón activado	27,33,34
COVs	Analyst	Carbón activado	35-37
COVs	Radiello	Carbograph 4	37,38
COVs	Muestreador GABIE	Carbón activado	37-39
COVs	SKC 575	Carbón activado, Anasorb 747, Anasorb 727	40-42
COVs	SKC 590	Tenax, Carbopack-X	43
COVs	Shibata gas tubo muestreador	Carbón activado	44
COVs	Namiesnik y col.	Carbón activado	45-46
COVs	Seethapathy y col.	Carbón activado	47
COVs	Yamamoto y col.	Carbopack B (60–80 mesh)	48

Muestreo activo

El equipo que comprende muestreo activo implica el uso de un sistema de bombeo que fuerza a un flujo determinado de aire a pasar a través de un sistema de retención que puede contener un medio físico o químico (Figura 3). La colección puede llevarse a cabo también contenido en bolsas de plástico o recipientes de vidrio o metal. Otras opciones para la colección son por absorción, adsorción, filtración, difusión, reacción química o por una combinación de cualquiera de los procedimientos anteriores. Posteriormente, las muestras recogidas se deben analizar para determinar la concentración del contaminante de interés.

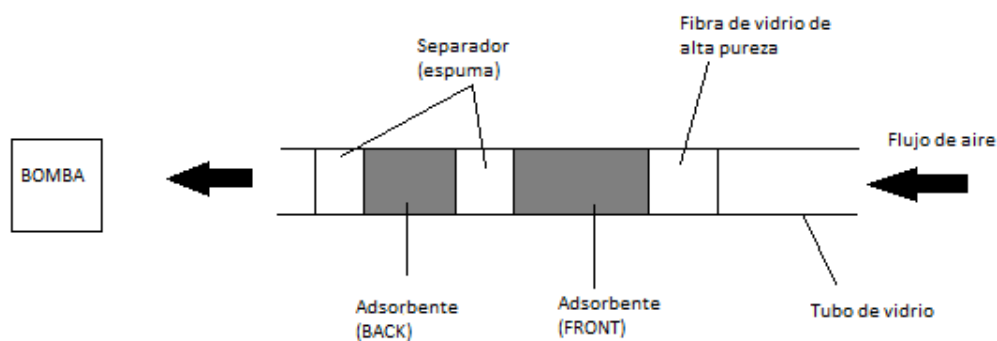


Figura 3. Tubo para muestreo activo

El sistema de colección de muestras tiene la función de separar de la muestra de aire y para luego analizar en laboratorios dichos contaminantes. La integridad de la muestra debe ser preservada durante las etapas a lo largo de la toma de muestras, el transporte y el análisis en el laboratorio [54]. Los compuestos de interés se separan del aire a través de adsorción o reacción química con una superficie de un adsorbente sólido. Una vez finalizada la toma de muestras, el tiempo de muestreo debe ser registrado junto con el flujo de muestreo con el fin de

obtener el volumen muestreado de aire. En general, el flujo de muestreo se ajusta al principio y se controla al final de la toma de muestras. A continuación, se sella el tubo y se envía al laboratorio para su análisis.

Muestreo por adsorción

La adsorción es un fenómeno superficial y la superficie del sólido adsorbente es un parámetro crítico (55, 56). La superficie total de sólidos no está disponible para la adsorción y sobre todo en sólidos microporosos, donde grandes moléculas no pueden entrar a los mismos. Dado que la superficie del sólido está relacionada con la porosidad del mismo, sólidos con alta superficie tienden a tener el tamaño de poro de las moléculas que pueden retener. IUPAC clasifica tamaño de los poros como, macroporos (> 50 nm de diámetro), mesoporos (diámetro entre 2 nm y 50 nm) y microporos (<2 nm de diámetro). Los adsorbentes más utilizados como carbón activado, zeolitas, sílice, son sólidos típicamente microporosos. Los tubos adsorbentes usados generalmente, tienen un tamaño de 150 mm de largo con un diámetro entre 4 y 10 mm (dependiendo de la cantidad de adsorbente). En general, los tubos tienen dos secciones, una sección primaria o "front" (con más cantidad de adsorbente) y una sección secundaria o "back" detrás de la sección primaria. La sección secundaria funciona como un seguro, por lo que las moléculas que pasan a través de la primera sección son retenidas en la sección secundaria. Cuando este último hecho sucede, los motivos pueden ser la saturación de la sección principal o el desplazamiento por otra molécula. De esta manera es esencial ajustar el flujo y el volumen total de aire que se toman para cada muestreo específico. El ajuste es experimental, y puede implicar muestreos de prueba y análisis posterior por cromatografía de ambas secciones. Es necesario tener en cuenta que uno de los factores que interfieren es el vapor de agua. En general, se informa el resultado como la suma de los contaminantes en las dos secciones si el resultado en la sección secundaria es menor al 10-15% del resultado total de la muestra. Si la sección secundaria contiene más de 30% del total de la muestra, se ha producido una saturación de adsorbente, y la muestra ya no es representativa.

Muestreo por reacción

Sólidos adsorbentes se pueden utilizar también como soporte de sustancias químicas que pueden reaccionar con analitos específicos para formar nueva especie, que es posible analizar de una manera más simple (56-59). En general, la reacción tiene una cinética menor que los procesos de adsorción, por lo tanto es necesario el uso de flujos de muestreo menores o mayor cantidad de sólidos, con el fin de llegar a más tiempo de contacto entre las moléculas retenidas y el sólido y para asegurarse de que la reacción es completar. Los sólidos utilizados tienen poros de gran tamaño para facilitar la reacción, por ejemplo, florasil. La reacción más común para retener compuestos orgánicos volátiles con grupos carbonilo (aldehídos y cetonas) es entre los grupos carbonilo y 2,4-dinitrofenilhidrazina, y luego los productos de reacción se analizan mediante HPLC (cromatografía líquida de alto rendimiento) en la mayoría de los casos o por cromatografía de gases (55, 56, 60-65).

Tipos de desorción

Desorción con solvente

Una vez que la toma de muestras con sólidos adsorbentes se ha llevado a cabo, es necesario utilizar un disolvente líquido para hacer la extracción de compuestos de interés con el fin de poder inyectar las muestras en un cromatógrafo (GC o HPLC). El disolvente de extracción se encuentra en mayor proporción que cualquier analito de la muestra, por lo que es importante que el disolvente no interfiere en la determinación cromatográfica, y al mismo tiempo, el disolvente debe ser capaz de extraer los analitos desde el sólido adsorbente con una alta eficiencia, mayor que 75% y con alta reproducibilidad (66). El disolvente más utilizado es el disulfuro de carbono [67], pero es posible usar mezclas de disolventes, tales como reporta Colman Lerner y col. (68), donde se utiliza una mezcla de diclorometano: metanol (50:50% v/v) para la determinación de compuestos orgánicos volátiles, utilizando carbón activado como adsorbente (carbón de coco). También es muy utilizada la adición de co-disolvente (alcoholes superiores) al disulfuro de carbono para mejorar la eficacia de la extracción de los compuestos polares o el uso de otros disolventes como dimetilformamida y dimetilsulfóxido (solo o combinado con disulfuro de carbono), (69- 72).

En la tabla 4 se enumeran los adsorbentes más utilizados:

Tabla 4. Diferentes adsorbentes utilizados.

Adorbente	Descripción	referencia
Silica gel	Usado para el muestreo de compuestos muy polares	NIOSH method 2000 NIOSH method 2007 NIOSH method 2010
Carbón activado	Muestreo de COVs en general	NIOSH methods OSHA methods
Anasorb 747	Carbón obtenido a partir de petróleo mezclado solventes orgánicos	OSHA methods EPA SW846 Method 0031
Carboxenos	Obtenidos de la carbonización parcial de polímeros porosos. Siendo el más común el Carboxen 654, que tiene alta porosidad y es relativamente hidrofóbico.	NIOSH method 1453 NIOSH method 2500 68,69
Polimeros porosos	TENAX, Amberlite XAD-2 y Chromosorb 102, son polímeros mesoporosos con moderada área superficial y usado para muestreo de semivolátiles tales como HAPs and pesticides.	70-72
Tamiz molecular (carbón)	Tienen abundante cantidad de microporos y se utiliza para pequeños COVs.	68, 69,73, 74

Desorción térmica

La desorción térmica aumenta la sensibilidad del método, de tal manera que con sólo 10 ml de aire muestreado es suficiente para obtener una señal en los detectores de CG (señal equivalente a 1 ppm de VOC en el aire) equivalente a una muestra de 10 litros de aire con desorción por disolvente (8 horas a 0,2 L min⁻¹), por lo que permite analizar los sitios con bajos niveles de contaminación a través de cortos períodos de muestreo. Los adsorbentes más utilizados para la desorción térmica son:

- Tenax TA
- Chromosorb 106
- Carbón grafitado
- Tamiz molecular (Carbón)

Metodología de muestreo de COSVs

Los COSVs (HAPs, clorobencenos, clorofenoles, PCB, pesticidas, etc.) son muestreados de la misma forma que para COVs, (muestreo activo y pasivo), utilizando resina de poliestireno-divinilbenceno (XAD) y espuma de poliuretano (PUF), y la posterior análisis por CG / MS-FID y HPLC / UV-MS-fluorescencia, (80-87).

La capacidad de XAD para COSVs es generalmente más alta que la de PUF (88), el XAD es más adecuado para períodos más largos de muestreo y/o para los productos químicos orgánicos con volatilidades superiores tales como metil siloxanos volátiles.

En el caso de muestreo pasivo, debido a las capacidades inferiores de PUF para estos productos químicos, las velocidades de muestreo disminuirían durante el muestreo pasivo, por lo que hacen a los PUF inadecuados para la cuantificación de las concentraciones en el aire con precisión. Debido a este inconveniente, los discos de PUF recientemente se han impregnado con XAD en polvo y el sorbente resultante se ha utilizado para el muestreo de los compuestos volátiles (89-91), para lograr una mejora en el rendimiento de PUF en el muestreo pasivo, mejorando su capacidad. Aunque mejorar su capacidad es un proceso intensivo, y existe pérdida de XAD durante la manipulación en muestreo pasivo resultando en la posible pérdida de muestra.

Los muestreos pasivos son relativamente baratos de realizar y operar y no requieren suministro de energía eléctrica y el mantenimiento regular por trabajadores cualificados (12, 18, 92). Debido a estas ventajas, muestreos pasivos han sido ampliamente utilizados para el muestreo de rutina de aire para los contaminantes orgánicos persistentes (COP) en varios lugares, especialmente en sitios remotos donde las condiciones no son compatibles con los muestreadores de aire activos convencionales.

Como el muestreo pasivo se hizo popular para el muestreo de COSVs en aire, se han hecho intentos para modificar muestreos pasivos existentes con el fin de añadir más funcionalidad (12, 18, 26, 93-95) a los mismos.

También fases orgánicas naturales se han utilizado como sorbente con capacidad relativamente alta para COSVs; por ejemplo, se han utilizado como adsorbente la película orgánica sobre las superficies impermeables, hojas, cortezas, líquenes, hojas de pino, el suelo, la capa de nieve e incluso la mantequilla como muestreo pasivo natural para evaluar COSVs en aire (96-99).

Los muestreos pasivos también han sido ampliamente utilizados a escala urbana proporcionando una herramienta sencilla y eficaz para evaluar la distribución espacial de COSVs (agroquímicos) lo largo de un transecto urbano-rural. Los patrones de distribución urbano-rurales permiten la identificación de las fuentes predominantes de emisión COSVs en las áreas de estudio (12, 100-102).

Los niveles de SVOCs presentes en el aire interior son esenciales para evaluar la inhalación y exposición cutánea, porque la gente en general, pasa la mayor parte de su tiempo en interiores. Con el desarrollo del muestreo pasivo para COSVs, se han utilizados en ambientes interiores. Debido a las condiciones de operación libre de ruido, el muestreo pasivo puede ser utilizado en interiores (coches, casas, oficinas, escuelas, laboratorios de análisis químicos, talleres de costura, reparación electromecánica, pintura del coche centros de gimnasios, etc.) sin perturbar las actividades normales de los ocupantes (8, 12, 18, 64, 103-105).

Para el muestreo activo, dado de alto peso molecular de COSVs, se incorpora a menudo un pre-filtro (Teflon) al sistema de muestreo, para tener en cuenta la carga de partículas, así como la carga gaseosa de una muestra de aire. El proceso de extracción consiste en la separación y el análisis de las secciones "front" y "back" del tubo sorbente, así como el pre-filtro de teflón. Este proceso de colección de muestras está limitado a muestreo de 1 m³ de aire a una velocidad de flujo de 2 L min⁻¹.

También algunos COSVs como HAPs pueden ser analizados de materia particulada (TSP, PM₁₀, PM_{2.5}) con posterior análisis por HPLC/GC (80, 81). En la Tabla 5 se resumen diferentes metodologías normalizados por el NIOSH (Instituto Nacional de Seguridad y Salud Ocupacional) para el muestreo y análisis de COVs y COSVs.

Tabla 5. Metodologías normalizados por el NIOSH para el muestreo y análisis de COVs y COSVs

Analito	Muestreo	Condiciones de análisis	Referencia
Hydrocarburos (PE 36°-216 °C)	Tubo con adsorbente, carbón de coco (100 mg/50 mg); caudal entre 0.01 and 0.2 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 1 mL CS ₂ , reposo 30 min; columna capilar, 30 m x 0.32-mm ID; 3.00-µm film 100% dimethyl polysiloxane	NIOSH method 1500, Issue 3
Naftas	Tubo con adsorbente, carbón de coco (100 mg/50 mg); caudal entre 0.01 and 0.2 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 1 mL CS ₂ , reposo 30 min, columna rellena, 3 m x 6-mm, 10% SP-2100 sobre Supelcoport 80/100 o columna capilar 30-m 0.325-mm ID, 1.0-µm DB-1 o equivalente.	NIOSH method 1550, Issue 2
Hydrocarburos (Halogenados)	Tubo con adsorbente, carbón de coco (100 mg/50 mg); caudal entre 0.01 and 0.2 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 1 mL CS ₂ , reposo 30 min, columna capilar, 30 m x 0.32-mm ID; 1.80-µm film diphenyl/ dimethyl polysiloxane, Rtx® -502.2 o equivalente. capillary, fused silica, 30 m x 0.53 – mm ID; 3-µm film 35% diphenyl- 65% dimethyl polysiloxane, Rtx® -35 or equivalent.	NIOSH method 1003, Issue 3
Compuestos Nitroaromaticos	Tubo con adsorbente; silica gel, 150 mg/75 mg; caudal entre 0.01 and 1 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 1 mL methanol en baño ultrasónico durante 30 minutes; columna capilar 30 m x 0.53-mm ID; µm film crossbonded 5% diphenyl 95% dimethylpolysiloxane, Rtx®-5 Amina o equivalente.	NIOSH method 2005, Issue 3
HAPs	Filtro + adsorbente; 2-µm, 37-mm PTFE + XAD-2, 100 mg/50 mg; caudal 1 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 5 mL solvent orgánico apropiado a la matriz de la muestra; column capilar 30 m x 0.32-mm ID, 1-µm DB-5	NIOSH method 5515, Issue 2
HAPs	Filtro + adsorbente; 2-µm, 37-mm PTFE + XAD-2, 100 mg/50 mg; caudal 1 L min ⁻¹ .	HPLC-Fluorescence/UV; desorción 1 mL methanol en baño ultrasonico durante 30a60 minutes; fase móvil acetone/nitrile/water; column 250 x 4.6-mm, columna 5-µm C18.	NIOSH method 5506, Issue 3
Aminas (Aromaticas)	Tubo con adsorbente; silica gel, 150 mg/75 mg; caudal entre 0.02 and 1 L min ⁻¹	GC-FID; desorción 1mL 95% ethanol; 1 h en baño ultrasónico; columna de acero inoxidable 0.6 m x 3-mm OD, rellena 80/100 mesh Chromosorb 103.	NIOSH method 2002, Issue 2
Aminas (Alifaticas)	Tubo con adsorbente; silica gel, 150 mg/75 mg; caudal entre 0.01 and 1 L min ⁻¹	GC-FID; desorción 1 mL H ₂ SO ₄ 10% (v/v) en methanol acuoso, 3 h de baño ultrasonico; columna 1.8 m x 4-mm ID glass, 4% Carbowax 20M + 0.8% KOH sobre Carbosieve B (60/80 mesh).	NIOSH method 2010, Issue 2

Tabla 5 (cont.). Metodologías normalizadas por el NIOSH para el muestreo y análisis de COVs y COSVs

Analito	Muestreo	Condiciones de análisis	Referencia
Aldehidos (Alifáticos)	Cartucho, silica gel impregnada con 2,4-dinitrophenylhydrazine acidificada; caudal entre 0.1 and 1.5 L min ⁻¹ .	HPLC-UV; desorción 10 mL Acetonitrilo; fase móvil acetonitrilo/agua; columna acero inoxidable, 3.9 x 150 mm, rellena con 5-µm C-18, Symmetry™ o equivalente..	NIOSH method 2018, Issue 1
Cresol and Fenol	Tubo con adsorbente; XAD-7, 100 mg/50 mg; caudal entre 0.01 and 0.1 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 2 mL metanol; sonicar; columna capilar Stabilwax DA 30 m, 0.32-mm ID, 0.25-mm film o equivalente.	NIOSH method 2546, Issue 1
Cetonas	Tubo con adsorbente, carbón de coco (100 mg/50 mg); caudal entre 0.01 and 0.2 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 1 mL CS ₂ , reposo 30 min; columna vidrio (3.5 m x 6-mm ID), rellena 10% SP2100 0.1% Carbowax 1500 sobre Chromosorb WHP	NIOSH method 1300, Issue 2
Cetonas	Tubo con adsorbente, carbón de coco (100 mg/50 mg); caudal entre 0.01 and 0.2 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 1 mL CS ₂ , reposo 30 min; columna capillary 30 m x 0.53-mm ID, 3.00-µm film crossbonded® 35% diphenyl - 65% dimethyl polysiloxane.	NIOSH method 2555, Issue 1
Hydrocarburos (Aromaticos)	Tubo con adsorbente, carbón de coco (100 mg/50 mg); caudal d 0.2 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 1 mL CS ₂ , reposo 30 min; columna capillary 30m x 0.32-mm ID; 1-µm film 100% PEG o equivalente. Columna 30m x 0.53-mm ID; 3-µm film crossbonded® 35% diphenyl 65% dimethyl polysiloxane o equivalente	NIOSH method 1501, Issue 3
Aldehidos (Screening)	Tubo con adsorbente; 10% 2-(hydroxymethyl) piperidine sobre XAD-2, 120 mg/60 mg	GC-FID/MS; desorción 1 mL toluene; 60 min baño ultrasonico; columna capilar 15 m x 0.32-mm, 1.0-µm film 6% cyanopropyl-phenyl, DB-1301 o equivalente.	NIOSH method 2539, Issue 2
Terpenos	Tubo con adsorbente, carbón de coco (100 mg/50 mg); caudal entre 0.01 and 0.2 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 1 mL CS ₂ , reposo 30 min; columna Stabilwax, 30 m, 0.53-mm ID, 3-µm film	NIOSH method 1552, Issue 1
Dioxano	Tubo con adsorbente, carbón de coco (100 mg/50 mg); caudal entre 0.01 and 0.2 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 1 mL CS ₂ , stand 30 min; columna 6 m x 3-mm acero inoxidable rellena con 10% FFAP on 80/100 mesh Chromosorb W-HP Chromosorb W-HP.	NIOSH method 1602, Issue 2

Tabla 5 (cont.). Metodologías normalizados por el NIOSH para el muestreo y análisis de COVs y COSVs

Analito	Muestreo	Condiciones de análisis	Referencia
Cetonas	Tubo con adsorbente; Anasorb CMS, 150/75 mg; caudal entre 0.01 and 0.2 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 1 mL of 2% isopropanol en CS ₂ con agitación; columna capilar 30-m x 0.32-mm ID; 1.00 µm film crossbond trifluoropropylmethyl polysiloxane o equivalente.	NIOSH method 2553, Issue 1
Cetonas	Tubo con adsorbente, carbón de coco (100 mg/50 mg); caudal entre 0.01 and 0.2 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 1 mL 1% methanol en CS ₂ ; reposo 30 min; columna acero inoxidable (3 m x 3-mm ID), 10% FFAP sobre 80/100 Chromosorb W-AW	NIOSH method 1301, Issue 2
Alcoholes	Tubo con adsorbente, carbón de coco (100 mg/50 mg); caudal entre 0.01 and 0.2 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 1 mL 5% 2-propanol en CS ₂ ; columna capilar 30 m x 0.32-mm ID; 0.5 µm film polyethylene glycol, DBwax o equivalente.	NIOSH method 1405, Issue 1
Esteres	Tubo con adsorbente, carbón de coco (100 mg/50 mg); caudal entre 0.01 and 0.2 L min ⁻¹ .	GC-FID; desorción 1 mL CS ₂ , reposo; columna capilar 30m x 0.32- mm ID; 0.5 µm film DB-Wax o equivalente	NIOSH method 1450, Issue 3
Pesticidas organofosforados	Filtro/ Tubo con adsorbente; tubo OVS-2: filtro cuarzo 13-mm; XAD-2, 270 mg/140 mg; caudal entre 0.01 and 0.2 L min ⁻¹ .	GC-FPD; desorción 2-mL 90% tolueno/10% acetona; columna capilar DB-5, 5% phenyl, methyl silicone.	NIOSH method 5600, Issue 1
Pesticidas Organonitrogenados	Filtro/ Tubo con adsorbente; tubo OVS-2: filtro cuarzo 13-mm; XAD-2, 270 mg/140 mg; caudal entre 0.01 and 0.2 L min ⁻¹ .	HPLC-UV; desorción 2 mL solución (0.2% V/V 0.1 M buffer fosfato de trietil amina acuoso en acetonitrilo, pH 6.9 a 7.1); fase movil 2% 1-propanol 0.02 M buffer fosfato de trietil amina acuoso (pH 6.9 a 7.1)/ 2% 1-propanol en acetonitrilo; columna NOVA-PAK® C-18, 30 cm x 3.9-mm ID, o equivalente.	NIOSH method 5601, Issue 1
Pentaclorofenol	Filtro + burbujeador; membrana de ester celulosa con back up de acero inoxidable con etilen glycol; caudal entre 0.5 and 1 L min ⁻¹ .	HPLC-UV; desorción 10 mL metanol; fase movil acetonitrilo/agua; columna µ-Bondapak C18, 10-µm tamaño partícula, 30 cm x 3.9-mm ID.	NIOSH method 5512, Issue 2

Monitoreo de Material Particulado

El Material Particulado (MP) es el término general que se utiliza para una mezcla de sólidos y líquidos suspendidos en el aire. Algunas partículas se liberan directamente de una fuente específica (partículas primarias), mientras que otros se forman a partir de reacciones químicas en la atmósfera (partículas secundarias).

El MP puede provenir de fuentes naturales o de fuentes antropogénicas. Las fuentes naturales incluyen la sal marina, el polvo suspendido de forma natural, polen, y la ceniza volcánica. Las fuentes antropogénicas incluyen la combustión del combustible en la generación de energía térmica, la incineración, la calefacción doméstica de los hogares, y la quema de combustibles para vehículos, camino de tierra resuspensión y la quema de madera o carbón.

El monitoreo de MP, puede llevarse a cabo por un número de razones y es importante que éstas se definan antes del muestreo. Las razones más relevantes son las siguientes:

- para evaluar los efectos de la contaminación sobre las personas y su entorno.
- Con el fin de estudiar y evaluar las interacciones y los patrones de PM.
- para evaluar la necesidad de controles legislativos sobre las emisiones de PM y para asegurar el cumplimiento de las normas de emisión.
- En zonas propensas a episodios de contaminación agudas, el seguimiento puede llevarse a cabo con el fin de activar los procedimientos de emergencia.
- Con el fin de obtener registro histórico de la calidad ambiental y así proporcionar una base de datos para su uso futuro.

En la siguiente sección se realiza una lista de los diferentes equipos utilizados para el seguimiento de las diferentes fracciones de partículas, muestreadores manuales y automáticos, y una breve descripción de los principios de funcionamiento (106-109).

Equipamiento para el monitoreo de MP

Monitoreadores manuales

Los monitoreadores manuales son métodos discontinuos, donde la toma de muestras y el análisis de laboratorio son dos pasos separados. En términos generales, la toma de muestra consiste en la recogida de la muestra con un equipo en el que el aire es forzado a pasar a través a través de un filtro (colocado en un soporte hermético), donde se recoge la muestra.

Existen diferentes instrumentos para la obtención de las diferentes fracciones del MP y los principios de funcionamiento son los siguientes:

- **Impactador:** el aire a presión pasa a través de un cierto número de boquillas hacia la primera cámara de impacto. A continuación, el aire pasa a través de otro grupo de boquillas cámara de impacto, en ambos casos perdiendo energía cinética por impacto. Las boquillas tienen un diámetro crítico para proporcionar el necesario cambio de velocidad con el fin de

producir el fraccionamiento correcto del tamaño de partículas dentro de la cámara de impacto. Por último, el aire pasa a la cámara de filtros. La velocidad del aire es crítico para un fraccionamiento correcto (figura 4).

- **Impactador virtual:** estos instrumentos funcionan con un principio similar al del impactador, con la excepción de que la superficie de impacto se sustituye por una abertura que dirige las partículas más grandes a un sustrato de muestreo, mientras que las partículas más pequeñas siguen las líneas de flujo hacia otro sustrato.
- **Flujo ciclónico:** usan principio inercia para eliminar partículas de la corriente de gas. El ciclón confiere la fuerza centrífuga en la corriente de gas, por lo general dentro de una cámara con forma cónica. Los ciclones operan mediante la creación de un doble vórtice en el interior del cuerpo del ciclón. El gas entrante se ve obligado a seguir un movimiento circular hacia abajo del ciclón cerca de la superficie interior del tubo ciclón. En la parte inferior del ciclón, el gas se vuelve en espirales a través del centro del tubo y de la parte superior del ciclón. Las partículas en la corriente de gas se ven obligados a ir hacia las paredes del ciclón por la fuerza centrífuga, pero se oponen por la fuerza de arrastre fluido gaseoso que viaja a través y fuera del ciclón. Para las partículas grandes, la inercia supera la fuerza de arrastre del fluido de manera que las partículas alcanzan la pared del ciclón y se recogen. Para partículas pequeñas, la fuerza de arrastre es mayor que la inercia, hace que estas partículas salgan del ciclón con el gas que sale. La gravedad también hace que las partículas más grandes que llegan a la pared del ciclón caigan a la parte inferior del mismo (figura 5).

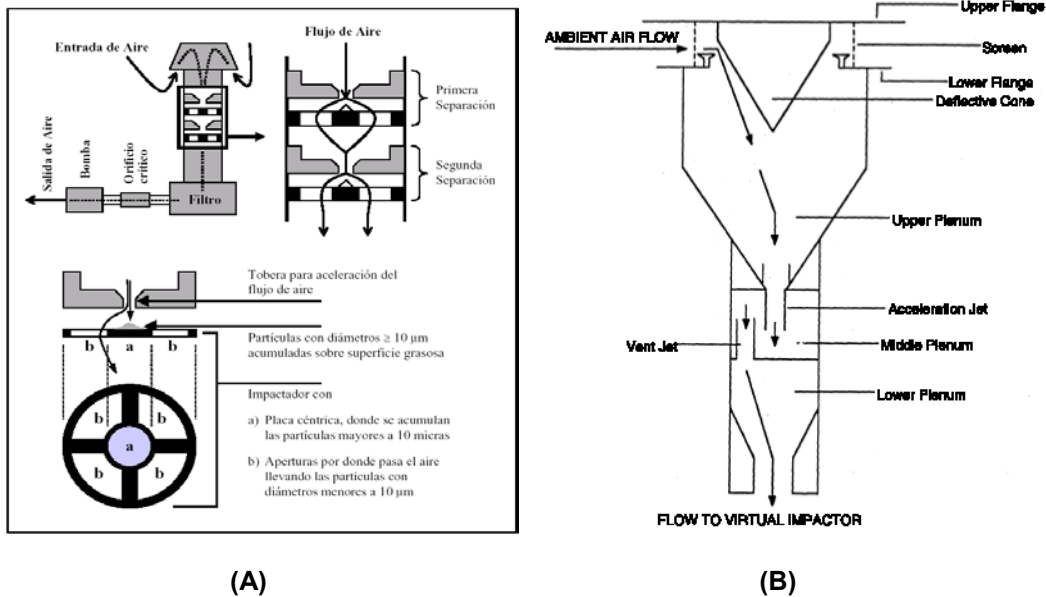


Figura 4. (A) Separador de partículas mediante impacto; (B) Impactador virtual

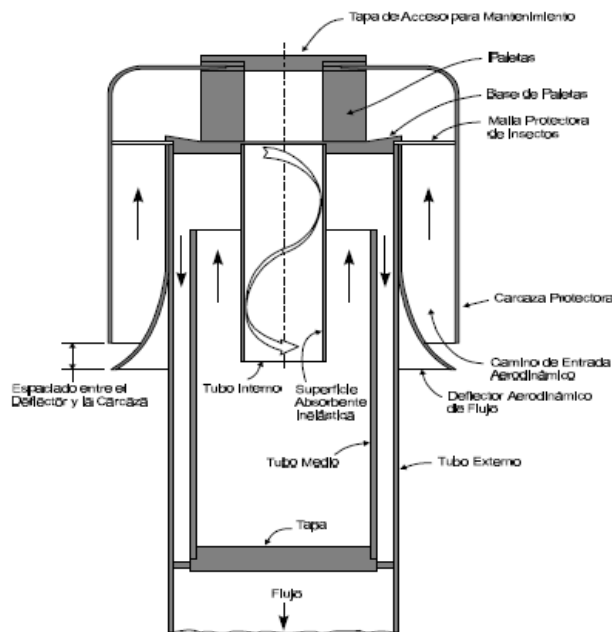


Figura 5. Separador de partículas mediante flujo ciclónico

Selección del filtro

La selección del filtro que tiene que ser utilizado depende del tipo de toma de muestra y el análisis posterior. Ningún filtro es apropiado para todos los análisis de químicos deseados, y a menudo es necesario tomar muestras de múltiples sustratos cuando se desea la caracterización química. Varias características son importantes para la selección de los medios de filtro para las mediciones de cumplimiento y que son (110-112):

- **Eficiencia en el muestreo de MP:** Los filtros deben separar más del 99% de las partículas en suspensión extraídas a través de ellos, independientemente del tamaño de las partículas o el caudal.
- **Estabilidad mecánica:** Los filtros deben estar planos en el marco del filtro en el interior del muestreador, permanecer en una sola pieza, y proporcionar un buen sellado con el sistema de toma de muestras para eliminar fugas.
- **Estabilidad química:** Los filtros no deben reaccionar químicamente con el MP, incluso cuando se somete a fuertes disolventes de extracción. No deben absorber los gases que no están destinados a ser recogidos.
- **Estabilidad térmica:** Los filtros deben retener su porosidad y su estructura en presencia de las temperaturas típicas de muestreo.
- **Blancos:** Los filtros no deben contener concentraciones significativas y altamente variables de los productos químicos que están siendo buscados por el análisis. Cada lote de los filtros no expuestas deben examinarse para detectar niveles de concentración en blanco antes de las tomas de campo. Éstos serán medidos como si fueran parte del depósito de partículas.

- **Resistencia de flujo y capacidad de carga:** Los filtros deben permitir pasar la suficiente cantidad de aire a través de ellos para satisfacer los requisitos de caudal de la entrada. Las partículas recogidas no deben obstruir el flujo para que la velocidad de flujo no disminuya durante el muestreo.
- **Costo y disponibilidad:** Los filtros deben ser fabricados de manera consistente y disponible a un coste razonable. El costo de los filtros varía sustancialmente con el material de filtro, filtro de tamaño, la cantidad comprada y la competencia actual.

Las tablas 6 y 7 muestran distintos modelos de monitores de MP (alto y bajos volúmenes).

Tabla 6. Monitores de bajo volumen

Fabricante	Referencia	Principio de operación	Fracción de MP	Caudal (L min ⁻¹)	Método de referencia o equivalente
Air Metrics Minivol Portable Air Sampler	113-115	Impactador	TSP PM ₁₀ PM _{2.5}	5	-----
Graseby Andersen/GMW Models SA241 and A241M Dichotomous Sampler	116	Impactador virtual	PM ₁₀	16.7	RFPS-0789-073
AIHL Cyclone (Air & Industrial Hygiene Laboratory, Berkeley, CA)	117	Flujo ciclónico	PM _{2.2} PM _{2.5} PM _{3.5}	26.6 21.7 15.4	-----
BGI Inc. Models Ambient Fine Particle Sampler	118	Impactador	PM _{2.5}	16.7	RFPS-0498-116
BGI Inc. Models PQ200-VSCC™ or PQ200A-VSCC™ PM2.5 Sampler	119	Flujo ciclónico	PM _{2.5}	16.7	RFPS-0498-116 EQPM-0202-142
Rupprecht & Patashnick Partisol®-Model 2000 PM2.5 Air Sampler	120	Impactador	PM _{2.5}	16.7	RFPS-0498-117
Rupprecht & Patashnick Partisol®-Plus Model 2025 Sequential Air Sampler	121	Impactador	PM _{2.5}	16.7	RFPS-0498-118

Tabla 7. Monitoreadores de alto volumen

Fabricante	Referencia	Principio de operacion	Fracción de MP	Caudal	Fabricante
Tisch Environmental Model TE-6070 PM ₁₀ High-Volume Air Sampler	122	Impactador	PM ₁₀	1019-1700	RFPS-0202-141
Graseby Andersen/GMW Model 1200 High-Volume Air Sampler	123	Impactador	PM ₁₀	1.133	RFPS-1287-063
Sierra–Andersen Model 321 A High-Volume Air Sampler	124	Impactador	PM ₁₀	1130	RFPS-1287-065
TE-6001, Tisch Environmental, Inc., USA. High-volume PM _{2.5} sampler	125	Impactador	PM _{2.5}	1000	----
TE-6070D Tisch Environmental, USA, high-volume PM _{2.5} sampler	126	Impactador	PM _{2.5}	1130	----
DHA80-SEQ Digital, high-volume sampler	127	Impactador	PM ₁₀ PM _{2.5} PM ₁	From 100 to 1000	----

Monitoreo continuo

A diferencia de equipos manuales, los muestreadores automáticos dan valores de concentración de PM en el campo. Hay varios tipos de equipo de monitoreo automático para MP, y los más utilizados son:

- Monitores de atenuación beta "BAM"
- Microbalanza oscilante (TEOM) para la medición de la masa.

Otra característica que generalmente estos equipos automáticos en comparación con el equipo de muestreo manual, tienen bajo tiempo de respuesta, que puede ser desde horas hasta minutos o segundos. Por tanto, la información proporcionada puede ser considerada como "continua". Esto representa la principal ventaja de los instrumentos continuos, su capacidad de proporcionar mediciones de tiempo real, que no es posible en los métodos basados en filtros.

Los monitoreadores continuos pretenden (126):

- Proporcionar una mejor resolución temporal para comprender mejor las fuentes y causas de las concentraciones de MP elevados en la atmósfera.
- Facilitar la notificación pública de la calidad del aire.
- Reducir costos de operación.
- Implementar estrategias de control periódicas.

Características de los equipos más utilizados

- **Monitor de atenuación Beta (BAM):** Operan a un caudal especificado por el fabricante, utilizando un impactador o ciclón para determinar el corte de tamaño de partículas deseado. Los monitoreadores de atenuación beta trabajan a baja energía (en el rango de 0.01 to 0.1 MeV), emiten radiación beta de una fuente radiactiva situado en la parte opuesta al depósito

de MP. La intensidad de la radiación es descripta (en forma aproximada) por la ley de Lambert-Beer. Fuentes de radiación comunes son Carbon-14 (C-14) and Kriptón-85 (Kr-85), aunque la más usada es C-14. Un filtro continuo, comúnmente de fibra de vidrio, es usado en estos monitores. Típicamente se mide la atenuación beta en una parte de filtro no expuesto, luego se repite la medida sobre filtro con depósito de MP, siendo la diferencia en la atenuación relacionada con la concentración.

- **Microbalanza oscilatoria (TEOM):** Las partículas se recogen continuamente en un filtro montado en la punta de un elemento de cristal que oscila en un campo eléctrico aplicado. El elemento de vidrio es hueco, con el extremo más ancho fijo; el aire es aspirado a través del filtro y a través del elemento. La frecuencia de oscilación del elemento de vidrio se mantiene sobre la base de la señal de realimentación de un sensor óptico. La frecuencia de resonancia del elemento disminuye a medida que la masa se acumula en el filtro, midiendo directamente la inercia másica. El período de la señal promedio típica es de 5 minutos. Las temperaturas se mantienen en un valor constante (30°C a 50°C), para reducir al mínimo la expansión térmica del elemento cónico.

En la Tabla 8 se presentan algunos métodos automáticos de medición continua de referencia, designados por la US EPA, que se utilizan para la medida de MP_{10} , $MP_{2.5}$ y $MP_{10-2.5}$. La tabla también muestra alguna característica importante de tales métodos. Algunos de estos equipos ("analizadores") miden también en la fracción menor a 1 micra (MP_1), así como la fracción más gruesa en suspensión (partículas suspendidas totales "TSP"). Además, hay equipos que miden solamente una fracción o dos fracciones, o más fracciones de forma simultánea. Asimismo, hay equipos en los que no se puede recuperar el filtro para su análisis químico posterior y, por otro lado, hay otros equipos que tienen esta opción.

Tabla 8. Algunos instrumentos de monitoreo continuo de MP

Equipo	Fracción de MP	Observaciones	Designación EPA (PMx)	Ref.
Andersen Instruments FH62I-N Beta	PM ₁₀	Atenuación Beta. Fuente: Krypton-85 gas. caudal: 16.7 L min ⁻¹	EQPM-0990-076(PM ₁₀)	128
W&A/ThermoElectron 650 Beta Gauge	PM ₁₀	Atenuación Beta. Fuente: Carbon-14, caudal: 18.9 L min ⁻¹	EQPM-0391-081(PM ₁₀)	129
Environnement S.A. MP101M Beta	PM ₁₀ , PM _{2.5} TSP	Atenuación Beta. Fuente: Carbon-14, caudal: 1 m ³ h ⁻¹ , Opcional: PM ₁₀ , PM _{2.5} and PM ₁ simultaneamente	US-EPA(EQPM-0404-151) (PM ₁₀) US-EPA(EQPM-1013-211) (PM _{2.5})	130
Horiba APDA-371	PM ₁₀ ,PM _{2.5}	Atenuación Beta. Fuente: Carbon-14, caudal: 16.7 L min ⁻¹	EQPM-0798-122 (PM ₁₀) EQPM-0308-170 (PM _{2.5})	131
Met One BAM1020	PM ₁₀ , PM _{2.5} PM _{10-2.5}	Atenuación Beta. Fuente: Carbon-14, caudal: 16.7 L min ⁻¹	EQPM-0798-122 (PM ₁₀) EQPM-0308-170 (PM _{2.5}) EQPM-0709-185 (PM _{10-2.5})	132
Opsis SM200	PM ₁₀ , PM _{2.5} TSP	Atenuación Beta. Fuente: Carbon-14, caudal: 2.3 m ³ h ⁻¹ o 1.0 m ³ h ⁻¹ . Puede usarse para media gravimétricamente	EQPM-0810-193 (PM ₁₀) EQPM-0812-203 (PM _{2.5})	133
Teledyne Model 602 beta PLUS Particle Measurement System	PM ₁₀ , PM _{2.5} PM _{10-2.5}	Atenuación Beta. Fuente: Carbon-14, caudal: 1 m ³ h ⁻¹ , se colecta la muestra en filtros para posterior análisis químico. Medición simultanea de dos fracciones	EQPM-0912-205 (PM ₁₀) EQPM-0912-204 (PM _{2.5}) EQPM-0912-206 (PM _{10-2.5})	134
Rupprecht and Pataschnick (R&P) PM ₁₀ monitor	PM ₁₀ , PM _{2.5} TSP	TEOM, Flow rate: 16.7 L min ⁻¹	EQPM-1090-079 (PM ₁₀)	135
ThermoScientific TEOM® 1400AB	PM ₁₀ , PM _{2.5} PM ₁ , TSP	TEOM, Main Flow Rate: 3 L min ⁻¹	EQPM-1090-079 (PM ₁₀)	136
Thermo Scientific TEOM® 1405-DF with FDMS®	PM ₁₀ PM _{2.5} PM _{10-2.5}	TEOM, Total flow rate: 16.7 L min ⁻¹	EQPM-1013-208 (PM ₁₀) EQPM-0609-182 (PM _{2.5}) EQPM-1013-207 (PM _{10-2.5})	137
Thermo Scientific Model 5030i Sharp, 5030 SHARP	PM ₁₀ PM _{2.5} PM ₁	Dispersión de luz por el aerosol y atenuación beta. Fuentes: IR LED and Carbon-14. Caudal: 16.7 L min ⁻¹	EQPM-0609-184 (PM _{2.5})	138
Grimm Model EDM 180	PM ₁₀ PM _{2.5} PM ₁ , TSP	Laser light scattering (90°) Caudal: 72 L h ⁻¹ .	EQPM-0311-195 (PM _{2.5})	139

Contaminantes asociados al MP

La caracterización física (tamaño) y química (composición) de las partículas, se lleva a cabo generalmente, con el propósito de determinar la presencia de compuestos o contaminantes específicos como metales y compuestos orgánicos. Estas caracterizaciones son importantes para estimar los efectos potenciales en la salud humana y en el medio ambiente, así como estimar su fuente de emisión.

Actualmente está disponible una gran variedad de técnicas físicas y químicas de análisis para identificar la composición de las partículas recogidas. Las técnicas químicas se utilizan principalmente para determinar las entidades funcionales, como grupos de iones, metales y compuestos orgánicos, mientras que las técnicas físicas se utilizan para inspeccionar partículas aisladas (morfología) y para determinar la composición elemental del MP (139).

Entre las técnicas más comunes que se utilizan para determinar la morfología de las partículas, tenemos (139):

- **Microscopía:** se utiliza para analizar las partículas gruesas (polen, suelos, etc.) de más de 1 μm en forma aislada.
- **Microscopía electrónica:** se utiliza para llevar a cabo el análisis morfológico detallado de los aerosoles de menos de 1 μm (humo del cigarrillo, amianto y otros) y para el análisis elemental.

Además existen, otras técnicas de análisis para la caracterización de elementos trazas que se encuentran en partículas en el aire (115-139):

- **Fluorescencia de Rayos X (XRF):** Es una técnica de análisis que se realiza mediante la irradiación del material depositado en el filtro por medio de rayos X de alta energía, que expulsan electrones de capas interiores de átomos de cada elemento en la muestra. Cuando un electrón de energía más alto cae en un orbital libre de energía más bajo, un fotón, rayos X, fluorescente, se libera siendo característica de cada elemento.
- **Emisión de protones inducidos por rayos X (PIXE):** Esta técnica de análisis es muy similar a la técnica XRF, pero difiere en la fuente de excitación para producir fluorescencia. En la técnica PIXE, el material depositado en el filtro se bombardea con protones de alta energía para eliminar electrones de las capas internas.
- **Análisis por neutrones activados (NAA):** Esta técnica consiste en exponer la muestra del filtro a un flujo de neutrones en un reactor nuclear. El bombardeo de neutrones transforma elementos en isótopos radiactivos que emiten rayos gamma. La energía y la intensidad de estos rayos gamma son detectados por un detector de litio-germanio, que identifica la energía de isótopos y su intensidad es proporcional a la cantidad del elemento presente en la muestra. Esta técnica no puede cuantificar elementos como el silicio, níquel, estaño y plomo.

- **Espectrometría de absorción atómica (AAS):** Esta técnica se lleva a cabo después de la digestión ácida de la muestra (filtro), posteriormente se atomiza la muestra y absorbe radiación de una fuente característica (lámpara de cátodo hueco). Estas longitudes de onda se eligen de modo que corresponden a la energía de absorción deseada. En esta técnica se analizan los elementos uno por uno y se utiliza para determinar los componentes de forma individual. La cantidad de luz transmitida, es detectada por un fotomultiplicador y un monocromador.
- **Espectrometría atómica por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS):** Esta técnica se lleva a cabo después de la digestión ácida de la muestra (filtro), y el extracto se nebuliza dentro de una atmósfera de plasma de argón gaseoso, realizado dentro de una bobina de inducción energizada con una corriente alterna de alta frecuencia. El plasma de alta temperatura eleva los electrones de valencia en su estado natural y cuando estos electrones vuelven a su estado normal, emite un fotón de luz que es único para cada elemento excitado. Esta luz es detectada por un tubo fotomultiplicador en longitudes de onda específicas, para identificar los elementos de la muestra. Con este ICP junto con un espectrómetro de masas, ICP-MS, se puede cuantificar las concentraciones elementales con alta sensibilidad.
- **Espectrometría atómica de emisión por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-AES):** Esta técnica de análisis es muy similar a la anterior, requiere la extracción antes del análisis y se diferencia de ICPMS en que el análisis se realiza utilizando las características de emisión de luz fluorescente en el espectro visible, después de que el espécimen se atomiza. Esta técnica, puede determinar una gran cantidad de metales traza y, así como los anteriores identifican elementos múltiples.
- **Cromatografía iónica (IC):** Este método se puede usar para determinar muchos aniones tales como compuestos de azufre, NO_3^- , Cl^- , Br^- , F^- , I^- , H_2PO_4^- , BrO_3^- , etc., y cationes tales como NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , por debajo de los niveles de ppb. Su principio de medición consiste en una técnica de cromatografía de líquidos que se basa en un mecanismo de intercambio de iones y detección de conductividad iónica. La muestra de iones se extrae de la columna de intercambio de iones como bandas discretas en función de su tiempo de retención y se cuantifican mediante un detector de conductividad iónica.
- **Cromatografía líquida de alta resolución (HPLC):** Esta técnica se lleva a cabo después de una extracción con disolvente (hexano, acetonitrilo) asistido por microondas, ultrasonido, etc. A continuación el extracto se analiza por HPLC con detección UV, fluorescencia y Espectrometría de Masa, para el análisis de compuestos semivolátiles, tales como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP).

Fuentes fijas

La caracterización de una fuente de contaminación atmosférica consiste en darle respuesta a las siguientes preguntas: ¿Qué se emite?, ¿Cuánto se emite? y ¿Dónde se emite?

El grado de exactitud en la respuesta a las anteriores preguntas, tiene que ver con el objetivo de la caracterización de la fuente.

Son cuatro los objetivos fundamentales por los cuales se procede a caracterizar las fuentes de contaminación atmosférica:

- a) Realizar un inventario general de las fuentes. Con este se persigue normalmente realizar una evaluación inicial de la problemática en un área urbana y/o industrial y por lo tanto no exige una caracterización exhaustiva de las emisiones.
- b) Establecer un programa de monitoreo de calidad de aire. En este caso se requiere información de tipo general, identificando los principales contaminantes emitidos y las cantidades aproximadas emitidas.
- c) Definir los parámetros de diseño en un proyecto de control. Se requiere una información detallada de las características de los contaminantes.
- d) Certificar el cumplimiento de las normas de emisión. En este caso se requiere información muy precisa en lo referente a flujo másico del contaminante emitido.

El muestreo de la emisión de contaminantes en una fuente fija consiste en tomar una muestra de la emisión que permita determinar la concentración del contaminante y el flujo del gas portador, con el fin de calcular el flujo másico del contaminante.

La muestra debe tomarse cumpliendo con el requisito de no generar una separación mecánica de los contaminantes con respecto al gas portador, en otras palabras la toma de la muestra debe realizarse a la misma velocidad en que son transmitidos los contaminantes en el ducto de muestreo; al cumplimiento de este requisito se le denomina muestreo isocinético. El porcentaje de isocinetismo está dado por la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Isocinetismo} = 100 \frac{V_n}{V_s}$$

Donde, V_n es la velocidad de toma de muestra y V_s es la velocidad de los gases en chimenea.

Cuando se presentan condiciones no isocinéticas (figura 6):

- a) Las partículas mayores tienden a moverse en la misma dirección inicial.
- b) Las partículas menores tienden a seguir las líneas de flujo.
- c) Las partículas intermedias sufren alguna deflexión.

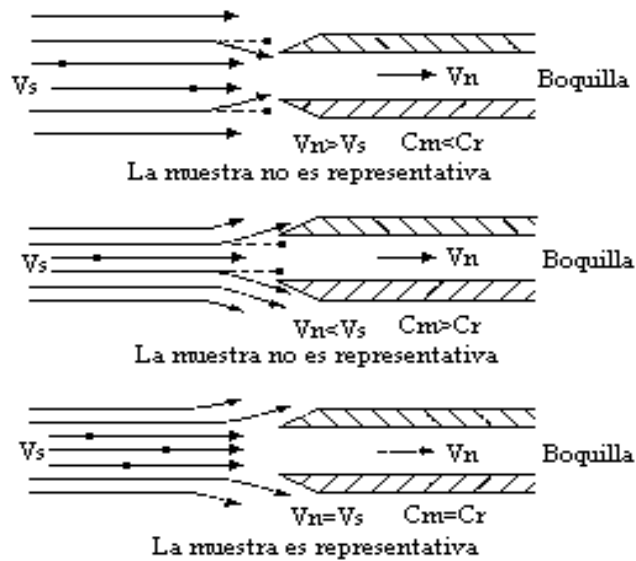


Figura 6. Muestreo Isocinético vs. No Isocinético

Elección de puntos de muestreo

Para obtener una medición representativa de las emisiones de contaminantes y/o los caudales de una fuente estacionaria, se selecciona un sitio de medición en la chimenea en donde la corriente fluye en una dirección conocida. Se divide la sección transversal de la chimenea en un número de áreas iguales y se localiza un punto de travesía dentro de cada una de estas áreas iguales.

Este método es aplicable para corrientes de gas que fluyen en ductos y chimeneas. El método no puede ser usado cuando:

- 1) El flujo es turbulento,
- 2) El diámetro de la chimenea es inferior a 0.30 m o su área transversal es inferior a 0.071 m^2
- 3) El sitio de medición tiene menos de dos diámetros de chimenea o ducto corriente abajo o menos de medio diámetro corriente arriba después de una perturbación.

Se considera que la sección del ducto más adecuada para ubicar el sitio de medición es aquella que tiene una distancia equivalente de ocho (8) diámetros corriente abajo después de una perturbación y dos (2) diámetros corriente arriba antes de la siguiente es la, ya que en esta franja se encuentra un flujo desarrollado. Cuando lo anterior no puede cumplirse, se debe localizar el sitio de medición por lo menos a dos (2) diámetros de chimenea o ducto corriente abajo después de una perturbación y por lo menos a medio (0,5) diámetro corriente arriba antes de una perturbación, con el propósito de aumentar el número de puntos de muestreo en la sección transversal y obtener un muestreo más representativo.

Para ductos rectangulares se usa el término diámetro equivalente, el cual se define así:

$$De = \frac{2LW}{L + W}$$

Donde, L y W son las dimensiones (largo y ancho) de la sección transversal de la chimenea.

Una vez elegido el sitio se adecua cumpliendo los siguientes requisitos (figura 7):

- Que la plataforma sea amplia y resistente.
- Que sea de fácil acceso.
- Que cuente con suministro de energía eléctrica.
- Que cuente con protección necesaria para evitar los cortos circuitos y descargas eléctricas.

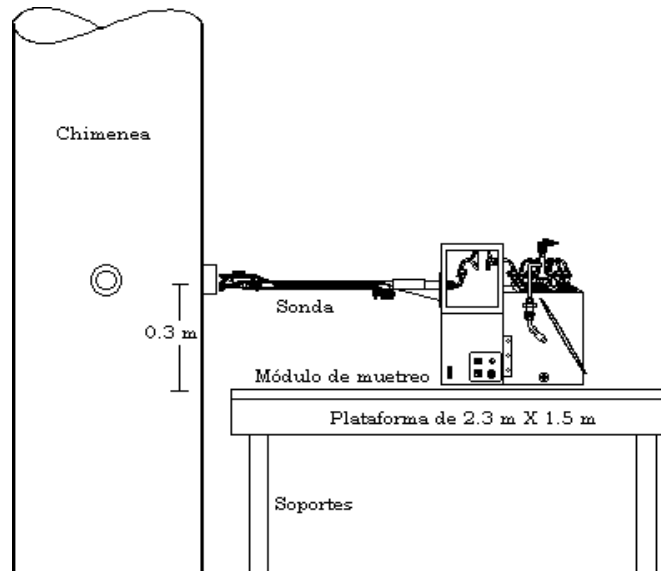


Figura 7. Plataforma de muestreo

Para determinar la cantidad mínima de puntos de muestreo se procede de la siguiente forma, usando la figura 8 se debe calcular la distancia (en números de diámetros de chimenea) antes y después de la perturbación más cercana al punto de medición. Para eso, se debe determinar la distancia desde el lugar de medición hasta las perturbaciones corriente arriba y corriente abajo más cercanas, y dividir cada distancia por el diámetro de la chimenea o diámetro equivalente para determinar la distancia en términos de número de diámetros. Las perturbaciones pueden ser cualquier tipo de curvas, expansiones, contracciones, entradas, etc.

Luego, se selecciona de la figura 6 el número mínimo de puntos de muestreo correspondiente al valor más alto entre los dos números mínimos correspondientes a las distancias corriente arriba y corriente abajo, o un valor mayor, de modo que para chimeneas circulares el número sea múltiplo de cuatro.

La ubicación de los puntos de muestreo en ductos y chimeneas circulares (porcentaje del diámetro a partir de la pared interna) se determina a través de la tabla 9 (figura 9).

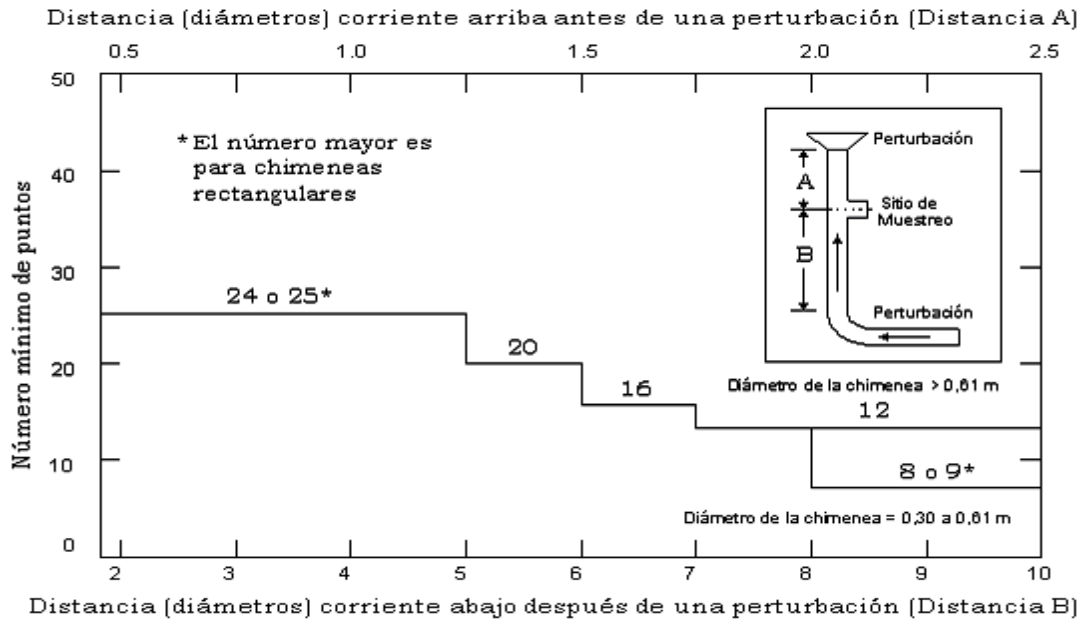


Figura 8. Número mínimo de puntos de muestreo

Tabla 9. Número de puntos de travesía sobre el diámetro

Numeración del punto de muestreo	Número de puntos de muestreo en un diámetro					
	2	4	6	8	10	12
1	14,6	6,7	4,4	3,2	2,6	2,1
2	85,4	25,0	14,6	10,5	8,2	6,7
3		75,0	29,6	19,4	14,6	11,8
4		93,3	70,4	32,3	22,6	17,7
5			85,4	67,7	34,2	25,0
6			95,6	80,6	65,8	35,6
7				89,5	77,4	64,4
8				96,8	85,4	75,0
9					91,8	82,3
10					97,4	88,2
11						93,3
12						97,9

Los puntos de muestreo no podrán estar localizados a una distancia inferior de 1,3 cm. de la pared de la chimenea para chimeneas con diámetros menores o iguales a 0,61 m, y a una distancia de 2,5 cm. para chimeneas con diámetros mayores de 0,61 m. Ajustar la ubicación del primero y último punto según este criterio.

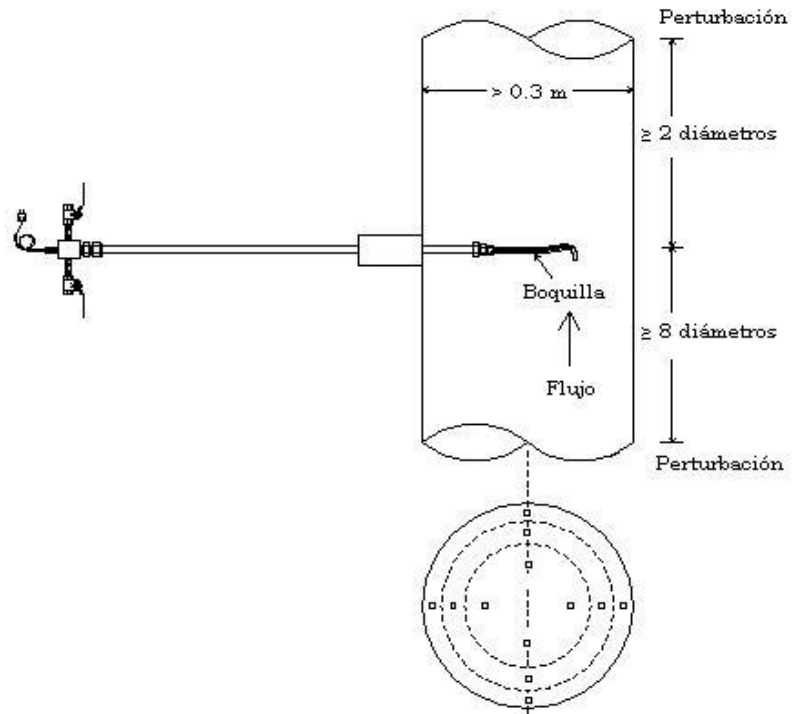


Figura 9. Ubicación de los puntos de muestreo

Para chimeneas rectangulares, se debe dividir la sección transversal en tantas áreas rectangulares como puntos de muestreo, con el propósito de obtener el arreglo de las matrices de la tabla 10 (Figura 10). La relación entre la longitud y el ancho de cada área elemental debe estar entre uno y dos.

Tabla 10. Arreglo de la sección transversal para chimeneas rectangulares

Número de puntos de muestreo	Matriz
9	3x3
12	4x3
16	4x4
20	5x4
25	5x5
30	6x5

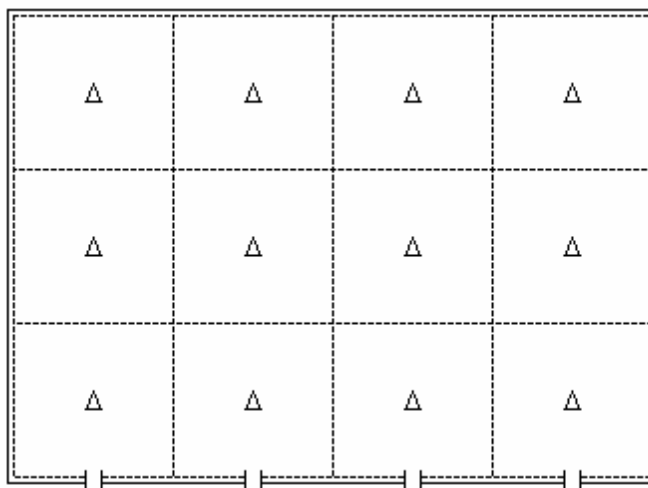


Figura 10. Sección transversal de una chimenea rectangular dividida en 12 áreas iguales con puntos de muestreo centrados en cada área.

Para chimeneas con diámetros menores a 0,3 m, el sitio de muestreo se debe ubicar a ocho diámetros corriente abajo después de una perturbación y diez diámetros, corriente arriba antes de la siguiente. Cuando lo anterior no puede cumplirse, se debe localizar el sitio de muestreo por lo menos a dos diámetros de chimenea o ducto corriente abajo después de una perturbación y por lo menos a dos y medio diámetros corriente arriba antes de una perturbación, con el propósito de aumentar el número de puntos de muestreo en la sección transversal y obtener un muestreo más representativo. Este método no se puede aplicar cuando el flujo es turbulento.

Determinación de la velocidad del gas en la chimenea y el caudal (tubo pitot tipo s)

La velocidad y el caudal del gas en la chimenea se determinan a través de la densidad del gas y de la medición de la presión de velocidad promedio (presión dinámica) con un tubo pitot tipo "S".

El tubo pitot estándar puede usarse en lugar de uno tipo "S", sin embargo, como los orificios de presión estática y absoluta del tubo pitot estándar son susceptibles a obstruirse por las partículas presentes en la corriente gaseosa; siempre que se utilice un tubo pitot estándar para realizar una travesía, se debe inspeccionar el tubo pitot para asegurarse que los orificios no se han tapado durante la medición. Esto se puede lograr comparando la medición de la presión de velocidad ("P) registrada en un punto de travesía seleccionado con una segunda medición de "P registrada en el mismo punto después hacer pasar aire presurizado en contracorriente por el tubo pitot para limpiar los orificios de presión absoluta y estática. Si las mediciones de "P, antes y después; están dentro de un 5 % de diferencia, entonces los datos de la travesía son aceptables.

Para ductos con diámetros menores a 0,30 m, la velocidad del gas debe medirse usando un tubo pitot estándar, ya que la utilización de un tubo pitot tipo "S" produce mediciones inexactas. La velocidad de gas se mide usando un tubo pitot estándar corriente abajo del sitio real de muestreo de la emisión. La distancia del ducto entre el sitio de muestreo de partículas y el sitio de medición de la velocidad permiten que el perfil de flujo, temporalmente perturbado por la presencia de la sonda, se vuelva a desarrollar y a estabilizar.

Como el método anterior no se puede aplicar cuando el flujo es turbulento, se deben realizar mediciones de "P", antes y después del muestreo de partículas, y comparar su desviación. El muestreo de partículas es aceptable siempre y cuando la desviación de las mediciones de "P", antes y después del muestreo, no exceda el 10 %.

La figura 11 muestra dos tipos de tubo pitot:

- Tubo pitot en "S"
- Tubo pitot estándar.

El primero se utiliza generalmente para las mediciones de campo en chimeneas con diámetro mayor de 0,3 m, mientras el segundo se utiliza para la calibración de los tubos pitot en "S" o para las mediciones de campo en chimeneas con diámetro menor de 0,3 m.

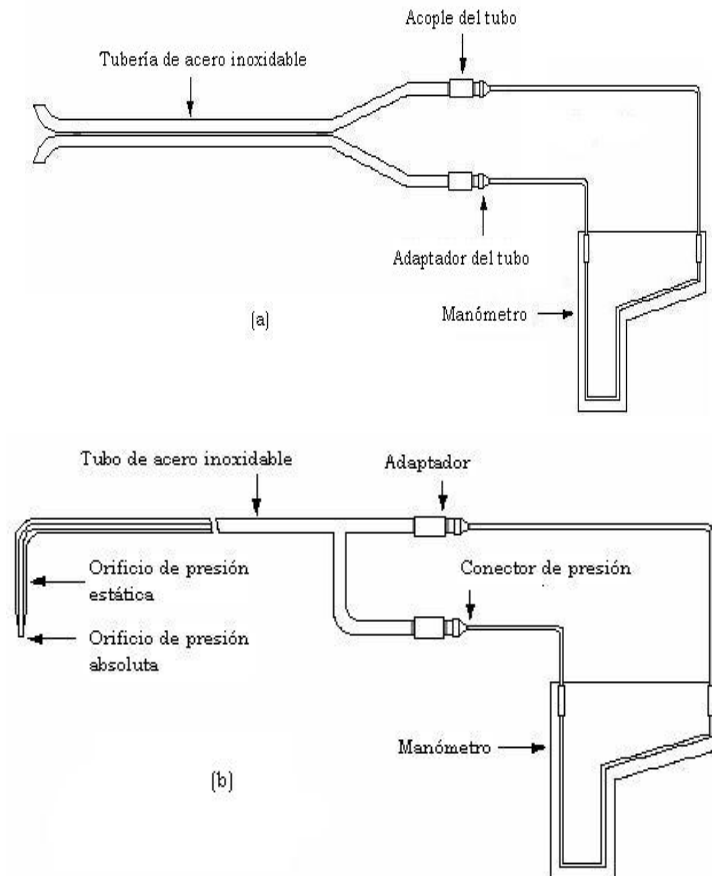


Figura 11. Tubos pitot: (a) tipo "S", (b) estándar.

Este método es aplicable para medir la velocidad promedio de una corriente de gas y para cuantificar el caudal de gas. En la Figura 12 se muestra en forma esquemática como se miden las presiones estática, absoluta y de velocidad (dinámica). Las presiones deben permanecer estables por lo menos 15 segundos antes de registrarlas.

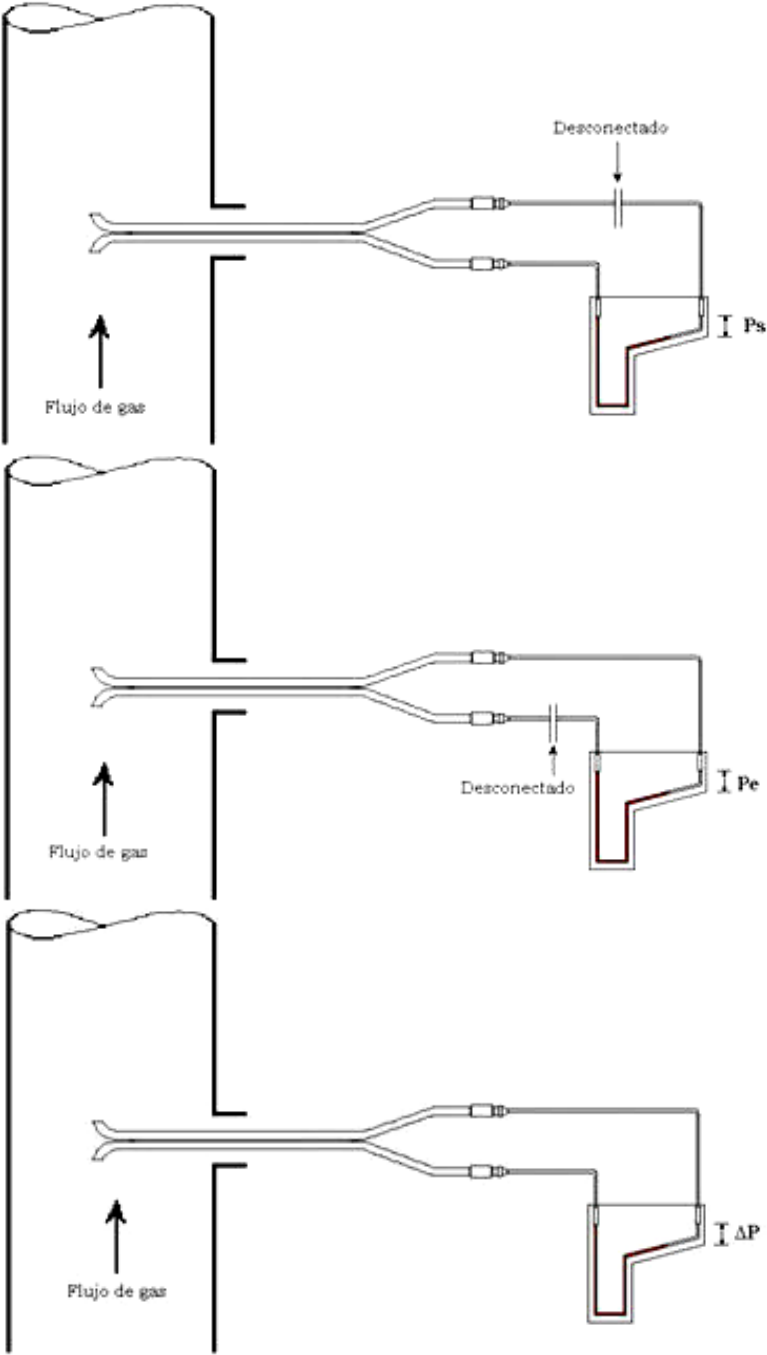


Figura 12. Medición de las presiones absoluta (P_s), estática (P_e) y la de velocidad (ΔP).

La velocidad del gas en la chimenea se relaciona con la presión de velocidad a través de la ecuación de Bernulli:

$$V_s = K_p C_p \sqrt{\frac{\Delta P T_s}{P_s M_s}}$$

Donde:

V_s = Velocidad promedio del gas en la chimenea, m/s.

K_p = Constante del tubo pitot (34,97).

C_p = Coeficiente del tubo pitot.

" P = Presión de velocidad promedio del gas en la chimenea, mm H₂O.

T_s = Temperatura promedio del gas en la chimenea, K.

P_s = Presión absoluta en la chimenea, mm Hg.

M_s = Masa molar del gas en la chimenea, gmol⁻¹

La presión de velocidad promedio del gas en la chimenea se obtiene de la siguiente forma:

$$\Delta P = \left[\frac{\sum \sqrt{\Delta P_i}}{n} \right]^2$$

Donde:

" P = Presión de velocidad promedio del gas en la chimenea, mm H₂O.

" P_i = Presiones de velocidad en cada punto de muestreo, mm H₂O.

n = Número de puntos de muestreo.

La presión absoluta del gas en la chimenea es igual a:

$$P_s = P_a + \frac{P_e}{13,6}$$

Donde:

P_s = Presión absoluta en la chimenea, mm Hg.

P_a = Presión barométrica, mm Hg.

P_e = Presión estática promedio en la chimenea, mm H₂O.

Los muestreadores de chimenea automáticos reportan directamente la presión absoluta del gas en la chimenea, mientras que en los muestreadores manuales se requiere medir la presión estática para luego calcular la presión absoluta. Para determinar la masa molar del gas en la chimenea se requiere de los métodos 3 y 4 de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA).

El caudal de gases en la chimenea se puede calcular multiplicando la velocidad de los gases por el área transversal del ducto, así:

$$Q_s = 3600 V_s A_s$$

Donde:

Q_s = Caudal de gases en la chimenea a condiciones de chimenea, m^3/h .

V_s = Velocidad promedio del gas en la chimenea, m/s .

A_s = Área transversal de la chimenea, m^2 .

El área transversal de las chimeneas se hallar dependiendo de la forma de las mismas.

Para chimeneas circulares:

$$A_s = \pi \left(\frac{D_s}{2} \right)^2$$

Donde:

A_s = Área transversal de la chimenea, m^2 .

D_s = Diámetro de la chimenea, m .

Para chimeneas rectangulares:

$$A_s = L W$$

Donde:

A_s = Área transversal de la chimenea, m^2 .

L = Largo de la chimenea, m .

W = Ancho de la chimenea, m .

La concentración de partículas determinada en el muestreo isocinético es en base seca y a condiciones de referencia debido a que a la muestra de gases tomada de la chimenea se le retira la humedad en los burbujeadores y las temperaturas de la chimenea y el muestreador son diferentes. Por lo tanto, para determinar la emisión de partículas el caudal de gases en la chimenea se debe calcular en base seca y corregida a condiciones de referencia. El caudal de gas en la chimenea en base seca corregido a condiciones de referencia es:

$$Q_{s\ ref} = 3600 (1 - B_{ws}) V_s A_s \frac{T_{ref}}{T_s} \frac{P_s}{P_{ref}}$$

Donde:

$Q_{s\ ref}$ = Caudal de gas en la chimenea en base seca corregido a condiciones de referencia, m^3/h .

B_{ws} = Fracción volumétrica de vapor de agua en la corriente gaseosa.

V_s = Velocidad promedio del gas en la chimenea, m/s .

A_s = Área transversal de la chimenea, m^2 .

T_{ref} = Temperatura de referencia, 298 K.

P_s = Presión absoluta en la chimenea, mm Hg.

T_s = Temperatura promedio del gas en la chimenea, K.

P_{ref} = Presión de referencia, 760 mm Hg.

Metodologías para determinación de contaminantes en fuentes fijas

En la tabla 11 se resumen metodologías para muestreo isocinético de contaminantes en ductos de emisión:

Tabla 11. Métodos para muestreo "isocinético" de la US EPA

Método EPA	Analito
4	Humedad del Gas de la Chimenea
5	Emisiones de Partículas (PM)
5B	Ácidos no sulfúricos
8	Neblina de Ácido Sulfúrico & SO ₂
12	Plomo Inorgánico
13A y 13B	Fluorados Totales
17	Partículas filtradas internamente en Chimeneas
23	Dioxinas y Furanos
26 ^a	Haluros Hidrogenados & Halógenos
29	Metales
201A	Emisiones de PM ₁₀
202	Material particulado condensable
206	Amoniaco
306	Cromo Hexavalente de Plantas Eléctricas y Operaciones Anodizadas
316	Formaldehídos de Mineral de Lana y Fibras de Vidrio de Lana
0010	COSVs

En la tabla 12 se resumen metodologías para muestreo no isocinético de contaminantes en ductos de emisión:

Tabla 12. Métodos para muestreo "no isocinético" de la US EPA

Método EPA	Analito
4A	Recolección de Gas húmedo (Método de Aproximación)
6	Neblinas de Ácido Sulfúrico & SO ₂
6A	Dióxido de Sulfuro húmedo y Dióxido de Carbono
6B	Dióxido de Sulfuro y Dióxido de Carbono
11	Sulfuro de Hidrogeno en Refinerías de Petróleo, en producción de Combustibles
15A	Sulfuro Totales Reducidos de Refinerías de Petróleo en Plantas de Sulfuro
16A	Sulfuro Totales Reducidos
18	Integración de recolección en Bolsas para Componentes Orgánicos
26	Haluros Hidrogenados & Halógenos
106	Integración de recolección en Bolsas para Vinil Clorados
308	Metanol
0030	Componentes Volátiles Orgánicos (VOST)
0031	Componentes Volátiles Orgánicos (SMVOC o Súper-VOST)
0040	Principios de Componentes Orgánicos peligrosos (POHCs) usando Bolsas de Tedlar®
0051	Cloruro de Hidrógeno & Cloro

Bibliografía

1. Godish, Thad. Air quality, 4th ed., CRC Press, Boca Raton, Florida, (2004) 519 pp.
2. World Health Organization WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide Global update 2005 Summary of risk assessment. WHO/SDE/PHE/OEH/06.02, (2006).
3. WHO Regional Office for Europe. Environment and health risks: a review of the influence and effects of social inequalities. World Health Organization, (2010).
4. Ostro B. Outdoor air pollution. Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Environmental Burden of Diseases Series No 5. World Health Organization. Protection of the Human Environment. Geneva, (2004).
5. Krewski D., M. Jerrett, RT. Burnett, R. Ma, E. Hughes, Y. Shi, MC. Turner, C. Arden Pope III, G. Thurston, EE. Calle, MJ. Thun. Extended Follow-Up and Spatial Analysis of the American Cancer Society Study Linking Particulate Air Pollution and Mortality. Report 140. Health Effects Institute, Boston, MA, USA (2006).
6. Lippmann M., L. Chen, T. Gordon, K. Ito, GD. Thurston. "National Particle Component Toxicity (NPACT) Initiative: Integrated Epidemiologic and Toxicologic. Studies of the Health Effects of Particulate Matter Components". Research Reports 177. Health Effects Institute, Boston, MA, USA (2013).
7. Vedal S., MJ. Campen, JD. McDonald, JD. Kaufman, TV. Larson, PD. Sampson, L. Sheppard, CD. Simpson, and AA. Szpiro, "National Particle Component Toxicity (NPACT) Initiative Report on Cardiovascular Effects". Research Reports 178, Health Effects Institute, Boston, MA, USA (2013).
8. Wichmann FA., LE. Busi, NF. Cianni, L. Massolo, A. Müller, A. Porta, PD. Sly. Journal of Allergy and Clinical Immunology, 12 (3) (2009): 632-638.
9. Mueller A., G. Wichmann, L. Massolo, A. Porta, U. Schlink, A. Ronco, O. Herbarth. Review article (invitation) for the publication "Industrial Pollution including Oil Spills". Harry Newbury and William De Lorne, Editors, 101-141. Novapublishers Ed., New York. 2009. ISBN: 978-1-60456-917-9. 2009.
10. WHO Regional Office for Europe, "Health effects of particulate matter policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia". World Health Organization, Copenhagen, Denmark, 2013.
11. Khare M. In Tech Janeza Trdine 9, 51000 Rijeka, Croatia. ISBN 978-953-51-0424-7. www.intechopen.com. 396 pp, 2012.
12. J.E. Colman Lerner, T. Kohajda, M.E. Aguilar, L.A. Massolo, E.Y. Sánchez, A.A. Porta, P. Opitz, G. Wichmann, O. Herbarth, A. Environmental Science and Pollution Research International, 21: 9676-9688, 2014.
13. N. Bortey-Sam, O.Akoto, S.M. Nakayama, Y.B. Yohannes, E. Baidoo, H. Mizukawa, M. Ishizuka, Environ Sci Pollut Res Int., 22(2015): 9658-67.

14. CE. Boström, P. Gerde, A. Hanberg, B. Jernström, C. Johansson, T. Kyrklund, A. Rannug, M. Törnqvist, K. Victorin, R. Westerholm. *Environ Health Perspect.*, 110 (Suppl 3),: 451–488, 2002.
15. WHO (World Health Organization), *Indoor air quality: organic pollutants. Euro Reports and Studies No. 11 I.* Copenhagen: World Health Organisation, Regional Office for Europe, 1989.
16. T. Ohura, T. Amagai, M. Fusaya, *Atmos Environ* 40:238–248, 2006.
17. IARC, *Review of human carcinogens: chemical agents and related occupations.* World Health Organization, International Agency for Research on Cancer, Lyon, France, 2012.
18. J.E. Colman Lerner, E.Y. Sánchez, J. Sambeth, A. Porta, *Volatile organic compounds and particulate matter in occupational environments. Characterization and health risk assessment.* LAP LAMBERT, Saarbrücken, Germany. ISBN: 978-3-659-17151-2. 65 pp., 2012.
19. C.J. Weschler, W.W. Nazaroff, *Atmospheric Environment* 42: 9018–9040, 2008.
20. J.W. Roberts, *Monitoring and reducing exposure of infants to pollutants in house dust*, in *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 201: 1-39. Springer, 2009
21. N.Y. Hsu, *Predicted risk of childhood allergy, asthma, and reported symptoms using measured phthalate exposure in dust and urine.* *Indoor Air*, 22(3): 186-199, 2012.
22. T.T. Schug, *Endocrine disrupting chemicals and disease susceptibility.* *The Journal of steroid biochemistry and molecular biology*, 127(3): 204-215, 2011.
23. Clean Air Act (CAA). <http://www2.epa.gov/laws-regulations/summary-clean-air-act>
24. M. Katz, *Journal of the Air Pollution Control Association* Pittsburgh, Pennsylvania, Volume 30, Issue 5, 528-559, 1980.
25. *Measurement of Air Pollutants - Guide to the Selection of Methods.* Geneva: World Health Organization, 1969.
26. *Selected Methods of Measuring Air Pollutants*, Geneva: WHO/OMS; Publ. No. 24, 1969.
27. R. H. Brown., J. Charlton. K.J. Saunders, *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 42: 865-869, 1981.
28. EPA Compendium Method TO-15, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 1999.
29. J.F. Muller, D.W. Hawker, D.W. Connell, P. Komp, M.S. McLachlan, *Atmos. Environ.* 34: 3525, 2000.
30. M.E. Bartkow, D.W. Hawker, K.E. Kennedy, J.F. Mueller, *Environ. Sci. Technol.* 38: 2701, 2004.
31. F. Wania, L. Shen, Y.D. Lei, C. Teixeira, D.C.G. Muir, *Environ. Sci. Technol.* 37: 1352, 2003.
32. J. Begerow, E. Jermann, T.Keles, L. Dunemann, *Fresenius J. Anal. Chem.*363: 399, 1999.
33. Y.Z. Tang, P. Fellin, R. Otson, *Sampling Anal. Airborne Pollut*, 79, 1993).
34. M. De Bortoli, L. Moelhave, D. Ullrich, in: A. Berlin, R.H. Brown, K.J. Saunders (Eds.), *Proceedings of an International Symposium held in Luxembourg*, Royal Society of Chemistry, London, p. 238, 1987.
35. T.L. Hafkenschied, J. Mowrer, *Analyst* 121: 1249, 1996.
36. Sunesson, I. Liljelind, M. Sundgren, A. Pettersson-Stromback, J. Levin, *J. Environ. Monit.* 4: 706, 2002.
37. TOPAS/TDS, Development Study, <http://www.gerstel.com/an-2001-06.pdf>, Berlin.

38. W.J. May, *Ann. Occup. Hyg.* 33: 69, 1989.
39. K.H. Pannwitz, *Draeger Rev.* 52: 1, 1984.
40. K.H. Pannwitz, *Draeger Rev.* 48: 8, 1981.
41. U. Giese, H. Stenner, E. Ludwig, A. Kettrup, *Fresenius J. Anal. Chem.* 338: 610, 1990.
42. G. Bertoni, A. Cecinato, R. Mabilia, R. Tappa, *Chromatographia* 56: 361, 2002.
43. B. Oury, F. Lhuillier, J. Protois, Y. Morele, *J. Occup. Environ. Hyg.* 3: 547, 2006.
44. M. Carrieri, E. Bonfiglio, M.L. Scapellato, I. Macca, G. Tranfo, P. Faranda, E. Paci, G.B. Bartolucci, *Toxicol. Lett.* 162: 146, 2006.
45. J. Delcourt, J. Sandino, *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 74: 49, 2001.
46. SKC 575, SKC Publication 40087, <http://www.skcinc.com/instructions/40087.pdf>, PA.
47. K.A. Charron, M.A. Puskar, S.P. Levine, *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 59: 353, 1998.
48. M. Harper, L.V. Guild, *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 57: 1115, 1996.
49. W. Hendricks, the Marines Project: A laboratory Study of Diffusive Sampling/Thermal Desorption/Mass Spectrometry Techniques for Monitoring Personal Exposure to Toxic Industrial Chemicals, Industrial Hygiene Division, OSHA, Salt Lake Technical Center, Salt Lake City, UT, 2002.
50. E. Yamada, Y. Hosokawa, Y. Furuya, K. Matsushita, Y. Fuse, *Anal. Sci.* 20: 107, 2004.
51. B. Zabiegała, M. Partyka, T. Górecki, J. Namieśnik, *J. Chromatogr. A* 1117: 19, 2006.
52. S. Seethapathy, T. Górecki, B. Zabiegała, J. Namieśnik, Conference on Analytical Chemistry and Applied Spectroscopy (PITTCON), Chicago, abstract 1680–3, 2007.
53. N. Yamamoto, T. Matsubasa, N. Kumagai, S. Mori, K. Suzuki, *Anal. Chem.* 74: 484, 2002.
54. M. Harper, in: R.H. Brown, M. Curtis, K.J. Saunders, S. Vandendriessche (Eds.), Commission of the European Communities Report, EUR 14214, Royal Society of Chemistry, Cambridge, p. 182, 1992.
55. A.P. Sirju, P.B. Shepson, *Environ. Sci. Technol.* 29: 384, 1995.
56. R.R. Arnts, S.B. Tejada, *Environ. Sci. Technol.* 23: 1428, 1989.
57. R. Otson, P. Fellin, *Sci. Total Environ.* 77: 95, 1988.
58. J.-O. Levin, R. Lindahl, *Analyst* 119: 79, 1994.
59. J.-O. Levin, in: R.H. Brown, M. Curtis, K.J. Saunders, S. Vandendriessche (Eds.), Commission of the European Communities Report, EUR 14214, Royal Society of Chemistry, Cambridge, p. 135, 1992.
60. D.W. Lehmpuhl, J.W. Birks, *J. Chromatogr. A* 740: 71, 1996.
61. L.-J. Wu, S.S. Que Hee, *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 56: 362, 1995.
62. E.R. Kennedy, Y.T. Gagnon, J.R. Okenfuss, A.W. Teass, *Appl. Ind. Hyg.* 3: 274, 1988.
63. J.-O. Levin, R. Lindahl, in: Proceedings of the Workshop "Sampling Project", Mol, 27–28, 1996.
64. D. Helmig, *Atmos. Environ.* 31: 3635, 1997.
65. T.E. Kleindienst, E.W. Corse, F.T. Blanchard, W.A. Lonneman, *Environ. Sci. Technol.* 32: 124, 1988.

66. E.R. Kennedy, T.J. Fischbach, R. Song, P.M. Eller, S.A. Shulman, nDHHS (NIOSH) Publication No. 95-117, 1995.
67. L.D. White, D.G. Taylor, P.A. Mauer, R.E. Kupel, Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 31: 225, 1970.
68. J.E. Colman Lerner, E.Y. Sanchez, J.E. Sambeth, A.A. Porta. Atmospheric Environment, Volume 55: 440-447, 2012.
69. J.C. Posner, J.R. Okenfuss, Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 42: 647, 1981.
70. R.G. Melcher, R.R. Langner, R.O. Kagel, Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 39: 349, 1978.
71. Johansen, F. Wendelboe, J. Chromatogr. 217: 317, 1981.
72. D.P. Lopes, Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 58: 603, 1997.
73. W.R. Betz, S.G. Maroldo, G.D. Wachob, M.C. Firth, Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 50: 181, 1989.
74. N. Vahdat, P.M. Swearingen, J.S. Johnson, S. Priante, K. Mathews, A. Neidhardt, Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 56: 32, 1995.
75. E.R. Kennedy, J.-J. Lin, J.M. Reynolds, J.B. Perkins, Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 58: 720, 1997.
76. A.H. Qazi, W.J. Vincent, Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 40: 803, 1979.
77. S.M. Pendergrass, Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 60: 452, 1999.
78. Rosell, J.O. Grimalt, M.G. Rosell, X. Guardino, J. Anal. Chem. 339: 689, 1991.
79. M. Harper, M.L. Kimberland, R.J. Orr, L.V. Guild, Appl. Occup. Environ. Hyg. 8: 293, 1993.
80. NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM), Fourth Edition. METHOD 5506, Issue 3, dated 15 January 1998.
81. NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM), Fourth Edition. METHOD 5515, Issue 2, dated 15 August 1994.
82. SW846 test methods for evaluating solid waste and physical/chemical methods. Method 8310, 1986. <http://www3.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/online/>.
83. SW846 test methods for evaluating solid waste and physical/chemical methods. Method 8100, 1986. <http://www3.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/online/>.
84. SW846 test methods for evaluating solid waste and physical/chemical methods. Method 8081b, 1986. <http://www3.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/online/>.
85. SW846 test methods for evaluating solid waste and physical/chemical methods. Method 8041a, 1986. <http://www3.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/online/>.
86. SW846 test methods for evaluating solid waste and physical/chemical methods. Method 8141b, 1986. <http://www3.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/online/>.
87. SW846 test methods for evaluating solid waste and physical/chemical methods. Method 8121b, 1986. <http://www3.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/online/>.
88. S. J. Hayward, Y. D. Lei, F. Wania, Atmos. Environ. 45: 296-302, 2011.
89. L. Vierke, L. Ahrens, M. Shoeib, E.J. Reiner, R. Guo, W. U. Palm, R. Ebinghaus, T. Harner, Environmental Chemistry 8: 363-371, 2011.

90. S. Genualdi, T. Harner, Y. Cheng, M. MacLeod, K. M. Hansen, R. van Egmond, M. Shoeib, Lee, S. C. Environ. Sci. Technol. 45: 3349-3354, 2011.
91. J.K. Schuster, R. Gioia, T. Harner, S.C. Lee, K. Breivik, K.C. Jones, J. Environ. Monit. 14: 71-78, 2012.
92. F. Wania, L. Shen, Y.D. Lei, C. Teixeira, D.C.G. Muir, Environ. Sci. Technol. 37: 1352-1359, 2003.
93. M.A.E. Abdallah, S. Harrad, Environ. Sci. Technol. 44: 3059-3065, 2010.
94. S. Tao, Y.N. Liu, C. Lang, W.T. Wang, H.S. Yuan, D.Y. Zhang, W.X. Qiu, J.M. Liu, Z.G. Liu, S.Z. Liu, R. Yi, M. Ji, X.X. Liu, Environ. Pollut. 156: 435-441, 2008.
95. S. Tao, Y.N. Liu, W. Xu, C. Lang, S.Z. Liu, H. Dou, W.X. Liu, Environ. Sci. Technol. 41: 568-573, 2007.
96. S.L. Simonich, R.A. Hites, Sci. Technol. 28: 939-943, 1994.
97. O.I. Kalantzi, R.E. Alcock, P.A. Johnston, D. Santillo, R.L. Stringer, G.O. Thomas, K.C. Jones, Environ. Sci. Technol. 35: 1013-1018, 2001.
98. J.E. Schrlau, L. Geiser, K.J. Hageman, D.H. Landers, S.M. Simonich, Environ. Sci. Technol. 45: 10354-10361, 2011.
99. Q.T. Liu, R. Chen, B.E. McCarry, M.L. Diamond, B. Bahavar, Environ. Sci. Technol. 37: 2340-2349, 2003.
100. T. Harner, M. Shoeib, M. Diamond, M. Ikononou, G. Stern, Chemosphere 64: 262-267, 2006.
101. T. Harner, M. Shoeib, M. Diamond, G. Stern, B. Rosenberg, Environ. Sci. Technol. 38: 4474-4483, 2004.
102. L. Melymuk, M. Robson, P.A. Helm, M.L. Diamond, Sci. Total Environ. 429: 272-280, 2012.
103. Zhang, X. M.; Diamond, M. L.; Robson, M.; Harrad, S. Environ. Sci. Technol. 2011, 45, 3268-3274.
104. S. Harrad, E. Goosey, J. Desborough, M.A.E. Abdallah, L. Roosens, A. Covaci, Environ. Sci. Technol. 44: 4198-4202, 2010.
105. L. Vierke, L. Ahrens, M. Shoeib, E.J. Reiner, R. Guo, W.U. Palm, R. Ebinghaus, T. Harner, Environmental Chemistry, 8: 363-371, 2011.
106. [<http://cfpub.epa.gov/airnow/index.cfm?action=aqibasics.particle>] European Environment Agency. Air Quality in Europe-2013 Report.
107. Published by The Royal Society of Chemistry, edited by R. M. Harrison (1992), University of Birmingham. Understanding our environment: an introduction to environmental chemistry and pollution. ISBN 0-85186-233-0
108. Published by McGraw-Hill, Inc., N. de Nevers (1995), University of Utah. Air pollution control engineering. ISBN 0-07-113273-2
109. Judith C. Chow, John G. Watson (1998). Guideline on Speciated Particulate Monitoring. <http://www3.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/pm25/spec/dr espec.pdf>.
110. Published by McGraw-Hill, Inc., N. de Nevers (1995), University of Utah. Air pollution control engineering. ISBN 0-07-113273-2

111. Manual de tecnologías de medición de concentración de gases y material particulado en chimeneas y atmósfera. J. A. Moragues
<http://www2.medioambiente.gov.ar/documentos/prodia/contaminacion/manual01.pdf>
112. Air pollution fact sheet-EPA-452/F-03-005
113. V. H. Garrison, M. S. Majewski, L. Konde, R. E. Wolf, R. D. Otto, Y. Tsuneoka (2014) *Science of the Total Environment* 500–501 (2014) 383–394
114. M. Orte, J. E. Colman Lerner, N. Arrieta, D. Giuliani, N. Matamoros, V. Sachetto, J. Reyna Almandos, and A. Porta. (2013). Estudio del material particulado y contaminantes asociados en el aire ambiente de La Plata y alrededores. *Contaminación Atmosférica e Hídrica en Argentina*, Tomo II.
115. Colman Lerner J.E., (2013). *Contaminación Ambiental Análisis y Mitigación/Remoción de Material Particulado (MP) y Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs) y Semivolátiles (COSVs)*. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata.
http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/27002/Documento_completo.pdf?sequence=.
116. S-F Chiou, C-J Tsai (2001) *Powder Technology* 118 (2001): 10–15
117. S. Hussein Hamad, J. J. Schauer, J. Heo, A. K.H. Kadhimd (2015) *Atmospheric Research* 156 (2015) 80–90.
118. M. A. Bergauff, T. J. Ward, C. W. Noonan, C. P. Palmer (2009) *Atmospheric Environment* 43 (2009) 2938–2943.
119. J. Tao, L. Zhang et al (2014) *Atmospheric Research* 135–136 (2014) 48–58.
120. F-L Chen, R. Vanderpool et al (2011). *Atmospheric Environment* 45 (2011) 4522e4527.
121. R. Bilonick et al (2014). *Atmospheric Environment* 103 (2015) 365e377.
122. F. Soberón et al (2015) *Atmospheric Environment* 120 (2015) 109e116.
123. H. Li, J. Tatarko, M. Kucharski, Z. Dong (2015) *Aeolian Research* xxx (2015) C-N.Liu et al (2012) *Atmospheric Environment* 75 (2013) 341e347.
124. P. Wang et al (2014) *Science of the Total Environment* 508 (2015) 477–487.
125. J. Wang et al (2014) *Atmospheric Environment* 104 (2015) 228e236.
126. K. Croes et al (2015) *Chemosphere* 144 (2016) 392e398.
127. US EPA, 2012. APTI 435: Atmospheric sampling course, chapter 5.
<http://lasher.ouhsc.edu/oeh5743%5Cambientpmsampling.pdf>.
128. Center for Environmental Research Information Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency. *Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air. Compendium Method IO-1.2 DETERMINATION OF PM10 IN AMBIENT AIR USING THE THERMO ENVIRONMENTAL INSTRUMENTS (FORMERLY WEDDING AND ASSOCIATES) CONTINUOUS BETA ATTENUATION MONITOR* (1999).
<http://www3.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/inorganic/mthd-1-2.pdf>
129. Environnement S.A. Data sheet “Continuous, Automatic Suspended Particulate Monitor MP101M-LCD”. <http://www.environnement-sa.com/>.

130. HORIBA Europe GmbH. Data sheet "Continuous Particulate Monitor APDA-371".
<http://www.horiba.com/>,http://www.horiba.com/fileadmin/uploads/ProcessEnvironmental/Documents/2011-08-19_APDA-371_brochure.pdf
131. Met One Instrument, Inc. Data sheet "BAM 1020 Continuous Particulate Monitor".
<http://www.metone.com/> http://www.metone.com/docs/bam1020_datasheet.pdf
132. Opsis AB. "SM200-series, Dust monitor, Dust sampler, (2005).
http://www.iag.co.at/uploads/tx_iagproducts/ENG_SM200_UsersGuide_Release4.pdf
133. Teledyne, Advanced Pollution Instrumentation. Data sheet "Model 602 betaPLUS Particle Measurement System". <http://www.teledyne-api.com/>. http://www.teledyne-api.com/pdfs/602_Brochure_RevB.pdf
134. Center for Environmental Research Information Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency. Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air Compendium Method IO-1.3 DETERMINATION OF PM10 IN AMBIENT AIR USING A CONTINUOUS RUPPRECHT AND PATASHNICK (R&P) TEOM® PARTICLE MONITOR (1999). <http://www3.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/inorganic/mthd-1-3.pdf>
135. Thermo Fisher Scientific Inc. Product Specifications "Thermo Scientific Ambient Particulate Monitor, TEOM® 1400ab Continuous mass measurement of particulate matter in ambient air".
<http://www.thermoscientific.com/en/home.html>,
<http://www.thermoscientific.com/content/dam/tfs/ATG/EPD/EPD%20Documents/Product%20Manuals%20&%20Specifications/Air%20Quality%20Instruments%20and%20Systems/Particulate/ED19391~.pdf>.
136. Thermo Fisher Scientific Inc. TEOM® 1405-DF: Dichotomous Ambient Particulate Monitor with FDMS® Operating Guide. Option 42-010815 Revision A.003 (2009),
<http://www.thermoscientific.com/content/dam/tfs/ATG/EPD/EPD%20Documents/Product%20Manuals%20&%20Specifications/Air%20Quality%20Instruments%20and%20Systems/Particulate/EP1405DF.pdf>.
137. Thermo Fisher Scientific Inc. Model 5030i SHARP Instruction Manual Synchronized Hybrid Ambient Real-time Particulate Monitor, (2014), <http://www.thermoscientific.com/content/dam/tfs/ATG/EPD/EPD%20Documents/Product%20Manuals%20%26%20Specifications/Air%20Quality%20Instruments%20and%20Systems/Particulate/EPM-manual-5030i.pdf>.
138. GRIMM Aerosol Technik GmbH & Co. Data sheet "Grimm Model EDM 180 Monitor" (2011)
<http://www.grimm-aerosol.com/> <http://www.envitech.sk/files/40.pdf>.
139. UNEP/WHO. GEMS/AIR Methodology Review Handbooks. Nairobi: United Nations Environment Programme; 1994. Vol.3. Measurement of Suspended Particulate Matter in Ambient Air.

CAPÍTULO 5

Modelos de calidad de aire

K.B. Balbi, D. Mellado, E.Y. Sanchez

Los modelos de calidad del aire utilizan técnicas matemáticas y numéricas para simular los procesos físicos y químicos que afectan a los contaminantes del aire a medida que se dispersan y reaccionan en la atmósfera. Estos modelos, basados principalmente en datos meteorológicos e información sobre fuentes de emisión y características del terreno, están diseñados para caracterizar los contaminantes primarios que se emiten directamente a la atmósfera y, en algunos casos, contaminantes secundarios que se forman como resultado de reacciones químicas complejas dentro de la matriz. Estos modelos constituyen importantes herramientas para los sistemas de gestión de la calidad del aire porque permiten identificar las contribuciones de las fuentes y proveen resultados para el diseño de estrategias efectivas para la reducción de los contaminantes. Adicionalmente, estos modelos pueden utilizarse para predecir potenciales concentraciones de contaminantes procedentes de múltiples fuentes a fin de prevenir y mitigar impactos sobre la salud y el ambiente.

U.S.EPA (1)

Introducción

El modelado puede definirse como el proceso de aplicación de conocimientos fundamentales (principios) o resultados experimentales para simular o describir el funcionamiento de un sistema real bajo determinados objetivos. Puede expresarse como un componente integral entre las mediciones experimentales y las parametrizaciones. Una *ecuación parametrizada* es una ecuación en la que un parámetro se expresa en términos de al menos otros dos. La ecuación de estado, por ejemplo, que relaciona la presión con la temperatura y la densidad del aire, es una ecuación parametrizada. Una *ecuación empírica* es una ecuación en la que un parámetro se expresa como una función empírica (Ej. un ajuste polinómico) de al menos otro parámetro. Mientras que las ecuaciones parametrizadas se derivan de la comprensión, las ecuaciones empíricas no siempre tienen sentido físico. En cambio, reproducen los resultados observados bajo una variedad de condiciones. En tal sentido, los modelos pueden ser herramientas económicas y eficientes siempre que sea factible trabajar con un sistema simplificado que con un sistema real y, a menudo, complejo (2).

En lo que respecta a la matriz atmosférica, la modelación de la contaminación del aire es actualmente imprescindible para desarrollar diferentes tareas que tienen como objetivo garantizar la buena calidad del aire, y así minimizar los impactos sobre las personas y el ambiente (3).

Aunque, a pesar de su utilidad, los modelos de calidad de aire no son la solución final al problema de la contaminación atmosférica, sí permiten suplir las carencias que tienen las medidas de campo en cuanto a resolución espacial y temporal, puesto que una red permanente de estaciones de monitoreo automáticas, con una distribución que compense la resolución del modelo, resultaría extremadamente costosa de instalar y mantener de forma permanente en correcto funcionamiento (4). En tal sentido, la modelación funciona complementariamente al monitoreo de los contaminantes atmosféricos.

El objetivo de los modelos de calidad del aire es encontrar una relación entre las sustancias que son emitidas a la atmósfera, ya sea por causas naturales o antropogénicas, y las concentraciones de estas sustancias, u otras que se originan a partir de ellas en la atmósfera (4). Para ello, los modelos utilizan métodos analíticos y numéricos para simular los procesos físico-químicos que afectan a los contaminantes en su dispersión y transformación en la atmósfera.

Una descripción completa de la dispersión de los contaminantes atmosféricos bajo estudio, alrededor de una fuente de emisión, requiere del conocimiento y el análisis de diversos fenómenos físicos que ocurren en forma simultánea:

- El movimiento de fluidos gaseosos de varias especies y de partículas suspendidas, de densidad variable y en régimen turbulento;
- la transferencia de calor que ocurre al interior del fluido;
- la transferencia de masa que ocurre a la salida de la fuente, en la atmósfera y en los receptores;
- los procesos de formación y destrucción de especies que ocurren al interior del fluido y
- las reacciones químicas que ocurren al interior del fluido bajo la presencia de factores externos como radiación solar y humedad.

Complementariamente, una serie de parámetros de entrada deben ser considerados para alcanzar una descripción representativa del escenario de estudio:

- Meteorología del lugar
- emisión másica de cada especie
- topografía del lugar y el uso del suelo.

Los procesos mencionados hasta aquí han sido exhaustivamente estudiados a lo largo de la historia de la ciencia y su relación y representación se funda en las ecuaciones de momento y las ecuaciones de continuidad de masa / especies, y de la energía, que se presentan a continuación.

Ecuaciones gobernantes

Las ecuaciones de continuidad se utilizan para simular los cambios en la concentración o la proporción de mezcla de una variable en el tiempo y tener en cuenta el transporte, las fuentes y los sumideros externos de la variable. La ecuación de la energía termodinámica se utiliza para predecir los cambios en la temperatura con el tiempo y tiene en cuenta el transporte, fuentes y

sumideros externos de energía. La ecuación de momento, por su parte, se usa para predecir la velocidad del viento y describir así el movimiento de la parcela de aire (5).

Tasas de cambio espacial y temporal

La tasa de variación temporal de una variable, tal como la concentración, el momento o la temperatura, se puede determinar desde el enfoque Euleriano (sistema de coordenadas fijo) o Lagrangiano (en el marco de referencia de la variable a medida que se mueve). Se supone una pluma que contiene un gas con una determinada concentración $N = N(t, x [t])$, viaja con el viento desde el punto fijo A en el oeste hasta el punto fijo B en el este. La tasa de cambio temporal de la variable N , en cualquier punto a lo largo de la trayectoria de la pluma es la derivada total dN/dt (5). La derivada total se puede expandir con la regla de la cadena en coordenadas cartesianas, como:

$$\frac{dN}{dt} = \frac{\partial N}{\partial t} \frac{dt}{dt} + \frac{\partial N}{\partial x} \frac{dx}{dt} = \frac{\partial N}{\partial t} + u \frac{\partial N}{\partial x} \quad \text{Ec. 1}$$

donde $\frac{\partial N}{\partial t}$ es la tasa de cambio temporal de la concentración en el punto fijo A, y $u \frac{\partial N}{\partial x}$ es la tasa de cambio temporal de la concentración en la pluma que resulta del transporte de la misma a una velocidad u .

La derivada total de una variable es distinta de cero cuando otros procesos, distintos del transporte, afectan a la variable. Para el caso de los gases, las reacciones químicas constituyen un ejemplo de estos procesos. Si $dN/dt = 0$, la concentración de un gas no cambia en la trayectoria de la parcela de aire moviéndose con el viento.

La derivada parcial de una variable es la diferencia entre la derivada total y la tasa de cambio de la variable debido al transporte. En tal sentido, la derivada parcial es afectada por procesos externos adicionales al transporte. Si $\frac{\partial N}{\partial x} = 0$, la tasa de producción de una variable debido a procesos externos igual a la tasa de pérdida de la misma debido al transporte de un gradiente espacial de la variable $u \frac{\partial N}{\partial x}$.

El lado izquierdo de la Ecuación 1 está escrito desde el enfoque Lagrangiano, mientras que el lado derecho con un marco Euleriano. Generalizando la Ec.1 a tres dimensiones queda que

$$\frac{dN}{dt} = \frac{\partial N}{\partial t} + u \frac{\partial N}{\partial x} + v \frac{\partial N}{\partial y} + w \frac{\partial N}{\partial z}$$

Ecuaciones de continuidad

Cuando el aire circula a través de un volumen cerrado y no se ve afectado por procesos químicos o físicos, la masa del aire total se conserva. En un esquema de grilla de la atmósfera, la diferencia cuantitativa entre la masa de aire que ingresa a la celda de la grilla y la masa de aire que sale de dicha celda, es nula. La misma relación se observa para otras variables atmosféricas, tales como las concentraciones de una sustancia o la energía, cuando sólo el transporte afecta a estas variables (5).

La Figura 1 muestra una celda de dimensiones Δx , Δy , Δz [m]. La velocidad con la que la masa de aire entra a la celda es u_1 y la velocidad con la que sale de la celda es u_2 [ms^{-1}], mientras que la concentración con la que ingresa es N_1 y con la que sale es N_2 [$\text{molec. cm}^{-3} \text{s}^{-1}$].

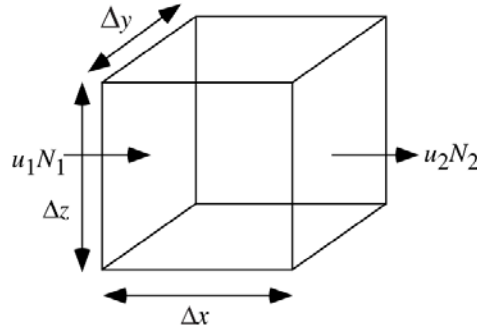


Figura 2: Representación gráfica de la conservación de la masa que atraviesa una celda de dimensiones Δx , Δy , Δz . El número de moléculas que ingresa a la celda, menos el número de moléculas que sale, es igual al número de moléculas que se acumula en la celda. Fuente: Jacobson (5)

Por tanto, el número de moléculas que se acumula en la celda durante el período Δt , se define como:

$$\Delta N \Delta x \Delta y \Delta z = u_1 N_1 \Delta y \Delta z \Delta t - u_2 N_2 \Delta y \Delta z \Delta t$$

Cuando $\Delta x \rightarrow 0$ y $\Delta t \rightarrow 0$, las diferencias discretas pueden aproximarse con derivadas. De este modo, reemplazando los Δ por ∂ , y despejando $\frac{\partial N}{\partial t}$, se obtiene la **ecuación de continuidad** para un gas afectado por la velocidad de la masa de aire en una dirección.

$$\frac{\partial N}{\partial t} = -\frac{\partial(uN)}{\partial x}$$

Esta ecuación puede expandirse en tres dimensiones en coordenadas cartesianas como:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = -\frac{\partial(uN)}{\partial x} - \frac{\partial(vN)}{\partial y} - \frac{\partial(wN)}{\partial z} = -\nabla \cdot (\mathbf{v}N)$$

Ec. 2

donde ∇ : operador gradiente, también llamado operador nabla, un operador vectorial de derivadas parciales.

La ecuación 2 representa la ecuación de continuidad sin considerar la difusión molecular o fuentes/sumideros externos. Una forma más completa de la Ecuación 2 está dada por:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = -\nabla \cdot (\mathbf{v}N) + D \nabla^2 N + \sum_{n=1}^{N_{e,t}} R_n$$

Ec. 3

donde D es el coeficiente de difusión molecular del gas ($\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$), $N_{e,t}$ es el número de procesos externos que afecta al gas de interés, tales como reacciones químicas, emisiones, etc; y R_n es la tasa temporal de cambios de la concentración del gas traza debido a n -avos procesos externos que afectan al gas ($\text{molec. cm}^{-3} \text{s}^{-1}$). Esta ecuación (Ec. 3) se denomina **ecuación de continuidad expandida**.

De otro modo, la Ec. 3 puede expresarse como:

$$\frac{\partial N}{\partial t} + \frac{\partial(uN)}{\partial x} + \frac{\partial(vN)}{\partial y} + \frac{\partial(wN)}{\partial z} = D \left(\frac{\partial^2 N}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 N}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 N}{\partial z^2} \right) + \sum_{n=1}^{N_{e,t}} R_n \quad \text{Ec. 4}$$

La difusión molecular es el movimiento de las moléculas debido a su energía cinética. Cuando las moléculas se mueven, colisionan con otras moléculas y son redireccionadas en direcciones arbitrarias. Un coeficiente de difusión molecular cuantifica la tasa de difusión molecular. Una explicación más detallada puede encontrarse en Jacobson (5).

Cuando interesa modelar los fenómenos a escala menores a la mesoescala, es necesario considerar las fluctuaciones en los movimientos de las masas de aire, debido a remolinos (*Eddies*, en inglés). Estos remolinos, involucran escalas espaciales que pueden ir desde un par de milímetros a cientos de metros; y escalas temporales de segundos a horas.; y escalas temporales de segundos a horas. Sin embargo, cabe destacar que no todos los modelos son capaces de resolver el fenómeno de la turbulencia. Aquellos que sí lo hacen, emplean las *ecuaciones promediadas de Reynolds*. Estas ecuaciones parten de descomponer cada variable en una componente promedio y otra instantánea. En este contexto, el vector velocidad del viento queda representado como:

$$\mathbf{v} = \bar{\mathbf{v}} + \mathbf{v}'$$

Y lo mismo con sus componentes en x, y, z:

$$u = \bar{u} + u', \quad v = \bar{v} + v', \quad w = \bar{w} + w'$$

donde $\bar{u}, \bar{v}, \bar{w}$ son las magnitudes (velocidades escalares) promediadas en el tiempo y el volumen ($\Delta x \Delta y \Delta z$), y u', v', w' son las velocidades instantáneas o perturbaciones de las velocidades escalares.

Como muestra la Figura 2, las concentraciones instantáneas se distribuyen a ambos lados del promedio, y su promedio espacial y temporal es igual a cero ($\overline{u'} = 0$). De igual modo, $\overline{v'} = 0$, $\overline{w'} = 0$. Esto constituye la *suposición de Reynolds*.



Figura 2: Representación gráfica de la velocidad escalar (en x) promedio e instantánea. Fuente: Jacobson (5).

Para movimientos más grandes que la escala molecular, la difusión molecular se vuelve despreciable frente a los flujos turbulentos. En este contexto, la Ecuación 4 puede presentar su variante (Ec. 5) cuando se consideran los fenómenos turbulentos, buscando así una mejor representación de los flujos atmosféricos.

$$\frac{\partial \bar{N}}{\partial t} + \frac{\partial(\bar{u}\bar{N})}{\partial x} + \frac{\partial(\bar{v}\bar{N})}{\partial y} + \frac{\partial(\bar{w}\bar{N})}{\partial z} + \frac{\partial(\overline{u'N'})}{\partial x} + \frac{\partial(\overline{v'N'})}{\partial y} + \frac{\partial(\overline{w'N'})}{\partial z} = \sum_{n=1}^{N_{e,t}} \bar{R}_n$$

De otro modo, y análogamente a la Ecuación 3, queda representada la **ecuación de continuidad para un gas**, o una especie, **considerando los flujos turbulentos**, como:

$$\frac{\partial \bar{N}}{\partial t} + \nabla \cdot (\bar{\mathbf{v}}\bar{N}) + \nabla \cdot (\overline{\mathbf{v}'N'}) = \sum_{n=1}^{N_{e,t}} \bar{R}_n$$

Y lo mismo para la **ecuación de continuidad para el aire**, considerando los flujos turbulento.

$$\frac{\partial \bar{\rho}_a}{\partial t} + \nabla \cdot (\bar{\mathbf{v}}\bar{\rho}_a) + \nabla \cdot (\overline{\mathbf{v}'\rho'_a}) = 0$$

donde se considera que el aporte de las fuentes y sumideros externos para las moléculas del aire, son despreciables. Asimismo, como suele ser $\rho'_a \ll \bar{\rho}_a$, la divergencia del flujo turbulento puede ser ignorado, simplificando aún más la ecuación a:

$$\frac{\partial \rho_a}{\partial t} + \nabla \cdot (\mathbf{v}\rho_a) = 0$$

En lo expuesto hasta aquí es claro que una mejor representación del sistema real atmosférico a escalas menores a la mesoescala, puede lograrse al considerar los flujos turbulentos. Sin embargo, resolver los términos que tienen las magnitudes instantáneas (ej. $\overline{u'N'}$), denominados *flujos turbulentos cinemáticos*, representan una dificultad si no se recurren a parametrizaciones. Básicamente, estas pueden clasificarse en dos grandes grupos:

- ✓ Las *aproximaciones de cierre o clausura de primer orden* donde los términos de divergencia turbulenta (flujos turbulentos) se especifican en función de variables conocidas, y
- ✓ las *aproximaciones de cierre o clausura de segundo orden* o superior que determinan tales términos mediante la resolución de ecuaciones adicionales.

Un detalle de las ecuaciones de cierre o clausura, son discutidos en Jacobson (5). En este libro se describirá brevemente una de las aproximaciones más sencillas y utilizadas (primer orden), que se basa en la hipotética analogía entre las transferencias molecular y turbulenta, conocida por el nombre de *Teoría del transporte-gradiente* (Teoría-K), debido a que en ella los flujos o transporte turbulento se relacionan con gradientes de los promedios de las variables correspondientes (velocidad, temperatura, humedad, etc.) (6).

En tal sentido, los flujos turbulentos cinemáticos de la concentración de un gas o especie pueden parametrizarse con:

$$\overline{u'N'} = -K_{h,xx} \frac{\partial \bar{N}}{\partial x}, \quad \overline{v'N'} = -K_{h,yy} \frac{\partial \bar{N}}{\partial y}, \quad \overline{w'N'} = -K_{h,zz} \frac{\partial \bar{N}}{\partial z}$$

donde $K_{h,xx}$, $K_{h,yy}$, $K_{h,zz}$ son los **coeficientes de difusión turbulenta** en las direcciones x, y, z, respectivamente. El subíndice h indica que es utilizado el coeficiente de difusión turbulenta para la energía (*difusividad turbulenta termal*), debido a que el transporte turbulento de un gas es similar al de la energía. Cuando se simula el transporte turbulento de la variable velocidad, aparece el coeficiente de difusión turbulenta para el momento (*viscosidad turbulenta*).

Los coeficientes de difusión turbulenta para la energía y el momento difieren, pero no por mucho. Estos coeficientes representan la difusión o transporte promedio para remolinos de todos los tamaños menores que la celda del mallado o grilla del modelo, dicho en otras palabras, menores que la resolución espacial del modelo. Tal como se presentó en el Capítulo 3, el transporte vertical es causado por cizallamiento mecánico (turbulencia mecánica) y / o flotabilidad (turbulencia térmica). La cizalladura horizontal del viento crea remolinos que aumentan de tamaño cuando el viento fluye sobre superficies rugosas. La flotabilidad crea inestabilidad, provocando que los remolinos inducidos por esfuerzo cortante se vuelvan más anchos y más altos. Los movimientos verticales en los remolinos transfieren el aire de la superficie hacia arriba y el de arriba hacia abajo. Asimismo, los remolinos también intercambian el aire horizontalmente (5).

Sustituyendo las parametrizaciones presentadas en la Ecuación 5, se obtiene que:

$$\frac{\partial \bar{N}}{\partial t} + \frac{\partial (\bar{u}\bar{N})}{\partial x} + \frac{\partial (\bar{v}\bar{N})}{\partial y} + \frac{\partial (\bar{w}\bar{N})}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_{h,xx} \frac{\partial \bar{N}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{h,yy} \frac{\partial \bar{N}}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{h,zz} \frac{\partial \bar{N}}{\partial z} \right) = \sum_{n=1}^{N_{e,t}} \bar{R}_n$$

Las ecuaciones de continuidad para gases traza y partículas incluyen varios términos de fuentes y sumideros. Los gases entran en la atmósfera desde fuentes superficiales y elevadas a través de una emisión. Ellos pueden ser eliminados de la atmósfera y depositados en cuerpos de agua, el suelo, la vegetación, las edificaciones, los vehículos y otras superficies, mediante procesos de deposición seca. En algunas ocasiones, los gases son arrastrados fuera de la atmósfera por la caída de agua en sus diferentes estados (lluvia, nieve, granizo), denominados procesos de deposición húmeda. Asimismo, los gases reaccionan químicamente entre sí y se disocian por radiación solar durante la fotoquímica. Algunos se agregan para formar nuevas partículas durante la nucleación homogénea o el agregado en superficies de partículas existentes durante la nucleación heterogénea. Una vez que una superficie se ha nucleado, las moléculas de gas pueden difundirse y condensarse como un líquido o depositarse como un sólido en la superficie. El material líquido también puede evaporarse o el material sólido puede sublimar a la fase gaseosa. Un gas también puede disolverse en agua líquida sobre la superficie de una partícula. Los gases disueltos pueden evaporarse. Finalmente, un gas puede reaccionar químicamente sobre la superficie de una partícula durante la química heterogénea (5).

Ecuaciones de energía

La temperatura del aire se ve afectada por la transferencia de energía y de trabajo. Los procesos de transferencia de energía incluyen la conducción, la turbulencia mecánica, la turbulencia térmica, la advección y la radiación. La energía se libera al aire (fuente) durante la condensación del vapor de agua, la congelación del agua, las reacciones químicas exotérmicas y la

desintegración radiactiva. Asimismo, la energía se elimina del aire (sumidero) por fusión y sublimación del hielo, y evaporación del agua. El intercambio energético también puede ocurrir en el cambio de estado de otras sustancias distintas del agua, aunque este fenómeno no es muy frecuente (5). Cabe destacar, que la ley de la conservación de la energía afirma que la energía no puede crearse ni destruirse, sólo puede cambiar de una forma a otra

Los cambios de energía en la atmósfera pueden describirse en una ecuación al combinar la primera *Ley de la Termodinámica* y la *Ecuación de Continuidad para el aire*. En tal sentido, la ecuación de energía termodinámica en función de la temperatura potencial virtual queda expresada como

$$\frac{d\theta_v}{dt} = \frac{\partial\theta_v}{\partial t} + (\mathbf{v} \cdot \nabla)\theta_v \approx \frac{\theta_v}{c_{p,d}T_v} \frac{dQ}{dt}$$

donde c_p es el calor específico del aire seco a presión constante

Ecuación de momento

La ecuación de momento describe el movimiento del aire. En un modelo se utiliza para predecir la velocidad del viento, en magnitud y dirección. Par tal fin, y en coherencia con lo que se ha descrito en el Capítulo 3 sobre la formación y desarrollo de los vientos, la ecuación debe contemplar aspectos tales como aceleración por Fuerzas Gradiente de Presión y Centrífuga, por Fuerza de Coriolis, Fuerza Gravitacional, y otros aspectos que se han abordado en este capítulo tales como Fuerzas Viscosas y Divergencia de Flujos Turbulentos.

Si bien, la ecuación de momento puede ser formulada tanto en coordenadas cartesianas como esféricas, su derivación depende de la escala en la que se desee modelar los fenómenos de interés. En tal sentido, las coordenadas cartesianas son útiles para dominios de microescala y mesoescala, donde la curvatura de la Tierra puede ser descuidada. Sin embargo, frente a dominios globales, sinópticos y algunos de mesoescala, las coordenadas esféricas son las apropiadas.

Como información complementaria, cabe destacar que las ecuaciones para el viento geostrofico, el viento gradiente y el viento superficial son derivadas de la ecuación de momento (5).

La ecuación de momento se deriva de la segunda ley de movimiento de Newton, $F=M.a$, donde F es fuerza (N), M es la masa (kg) y a es aceleración ($m\ s^{-2}$). La segunda ley de Newton establece que la aceleración de un cuerpo debido a una fuerza es proporcional a la fuerza, inversamente proporcional a la masa del cuerpo, y en la dirección de la fuerza. En función de lo descrito en esta sección, cuando la segunda ley se aplica a la atmósfera, puede escribirse en forma vectorial como:

$$a_i = \frac{1}{M_a} \sum F$$

Si se define en torno a la aceleración local, la cual es descripta como la tasa de cambio de la velocidad de una parcela de aire en movimiento (dv/dt) relativo a un sistema de coordenadas fijo sobre la tierra, la expresión anterior queda como:

$$a_L = \frac{1}{M_a} (F_r - F_c + F_g^* + F_p + F_v)$$

donde F_r es la fuerza centrípeta, F_c es la fuerza de Coriolis, F_g^* representa la fuerza gravitacional verdadera, F_p a la fuerza gradiente de presión y F_v a la fuerza viscosa.

El desarrollo de cada uno de los términos de las fuerzas involucradas, el cual se puede encontrar en Jacobson (5), presenta a la ecuación de momento completa:

$$\frac{d\mathbf{v}}{dt} = -f\mathbf{k} \times \mathbf{v} - \nabla\Phi - \frac{1}{\rho_a}\nabla p_a + \frac{\eta_a}{\rho_a}\nabla^2\mathbf{v} + \frac{1}{\rho_a}(\nabla \cdot p_a \mathbf{K}_m \nabla)\mathbf{v} \quad \text{Ec. 6}$$

donde f es el parámetro de Coriolis, \mathbf{v} es la velocidad de la parcela, $\nabla\Phi$ es la fuerza gravitacional efectiva por unidad de masa, $\frac{1}{\rho_a}\nabla p_a$ es la fuerza gradiente de presión por unidad de masa, η_a es la viscosidad dinámica del aire, el cociente $\frac{\eta_a}{\rho_a}$ es la viscosidad cinemática del aire y \mathbf{K}_m es el coeficiente de difusión turbulenta para el momento.

En coordenadas cartesianas en tres dimensiones, la Ecuación 6 queda expresada como:

- **en x:**

$$\begin{aligned} \frac{du}{dt} &= \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} \\ &= fv - \frac{1}{\rho_a} \frac{\partial p_a}{\partial x} + \frac{\eta_a}{\rho_a} \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \right) \\ &\quad + \frac{1}{\rho_a} \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(\rho_a K_{m,xx} \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\rho_a K_{m,yx} \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\rho_a K_{m,zx} \frac{\partial u}{\partial z} \right) \right] \end{aligned}$$

- **en y:**

$$\begin{aligned} \frac{dv}{dt} &= \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} \\ &= fu - \frac{1}{\rho_a} \frac{\partial p_a}{\partial y} + \frac{\eta_a}{\rho_a} \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} \right) + \frac{\eta_a}{\rho_a} \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \right) \\ &\quad + \frac{1}{\rho_a} \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(\rho_a K_{m,xy} \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\rho_a K_{m,yy} \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\rho_a K_{m,zy} \frac{\partial v}{\partial z} \right) \right] \end{aligned}$$

- **en z:**

$$\begin{aligned} \frac{dw}{dt} &= \frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + w \frac{\partial w}{\partial z} \\ &= -g - \frac{1}{\rho_a} \frac{\partial p_a}{\partial z} + \frac{\eta_a}{\rho_a} \left(\frac{\partial^2 w}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial z^2} \right) \\ &\quad + \frac{1}{\rho_a} \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(\rho_a K_{m,xz} \frac{\partial w}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\rho_a K_{m,yz} \frac{\partial w}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\rho_a K_{m,zz} \frac{\partial w}{\partial z} \right) \right] \end{aligned}$$

Las fuerzas viscosas en la atmósfera son pequeñas excepto, en la baja tropósfera, en cercanía a la superficie donde la colisión de las moléculas con la superficie resulta en una pérdida de energía cinética a la superficie. La pérdida de momento en la superficie hace que la magnitud de los vientos sea nula allí, pero se incrementa rápidamente por encima de la superficie, en forma logarítmica. La variación relativamente grande y no lineal, de la velocidad del viento sobre una distancia corta, incrementa la magnitud de la fuerza viscosa. Por lo expuesto, en contextos alejados de la superficie terrestre, la fuerza viscosa suele ser despreciable y eliminada de las ecuaciones anteriores.

Grillas o mallas

Se define grilla o malla al dominio de estudio que ha sido dividido en celdas de dimensiones conocidas, asegurando a priori que el valor promedio de una variable estimado en cada celda, será representativo que volumen (3-Dimensiones) o área (2-Dimensiones) que posee cada celda.

Las grillas de coordenadas esféricas y cartesianas se representan como cuadrículas regulares o estructuradas, en las cuales, las celdas de la grilla están alineadas en una red o patrón geométrico fijo, pero no necesariamente son rectangulares. Por ejemplo, las celdas de cuadrícula de coordenadas esféricas son no rectangulares pero se distribuyen en un patrón fijo. Otro tipo de cuadrícula a la que se puede recurrir en un modelado, es una cuadrícula irregular o no-estructurada, en las cuales las celdas no están alineadas en una retícula o patrón fijo, y pueden tener forma y tamaño irregulares. Los mallados irregulares son útiles para modelar aplicaciones en las que los límites reales no coinciden con los límites de una malla regular. Por ejemplo, en el modelado oceánico, las líneas costeras son límites desiguales que no coinciden bien con los límites de coordenadas cartesianas o esféricas (5).

Las grillas irregulares son útiles para tratar modelos que requieren mejorar la resolución en algunos espacios y abordar otros espacios del dominio con una menor resolución, a fin de optimizar el tiempo en la computadora. Asimismo, las grillas regulares también se pueden aplicar a este tipo de dominios que requieren de diferentes resoluciones. En este aspecto, estos últimos recurren al uso de la red de estiramiento y anidación:

- ✓ El estiramiento de la grilla es la disminución gradual y luego el aumento en el espaciamiento en el mallado de oeste-este y/o de sur-norte en una grilla de coordenadas esféricas para permitir una resolución más alta en algunas regiones.

- ✓ La anidación es la ubicación de una red de resolución fina dentro de una cuadrícula de resolución gruesa que proporciona condiciones de contorno a la cuadrícula de resolución fina.

Finalmente, una vez que se cuenta con el dominio de dimensiones y resolución características de los fenómenos de estudio, debe recurrirse a técnicas de resolución de las ecuaciones en el mallado de interés. En tal sentido, cada una de las ecuaciones presentadas en este capítulo deberá ser resuelta en cada una de las celdas de la grilla. Esto sólo será posible si se recurre a métodos de resolución numérica:

- Los flujos sobre cuadrículas irregulares generalmente se resuelven con métodos de elementos finitos o métodos de volumen finito. Los métodos de diferencias finitas son desafiantes (pero no imposibles) para implementar sobre cuadrículas irregulares.
- Los flujos sobre las cuadrículas regulares generalmente se resuelven con métodos de diferencia finita, aunque también se utilizan a menudo los métodos de elementos finitos y de volumen finito.

Un mayor detalle de las técnicas de confección de mallas, métodos de resolución numérica puede encontrarse en Jacobson (5).

Clasificaciones de modelos

Si se hace una revisión de la literatura competente, pueden encontrarse numerosas clasificaciones de los modelos (en función de su aplicación, del método de resolución de las ecuaciones, de la escala espacial, de la escala temporal, entre otras), ninguna de las cuales permite establecer una categoría estrictamente excluyente.

Una clasificación ampliamente utilizada, es aquella que diferencia la *herramienta con la que se representan los mecanismos de emisión-dispersión*. En tal sentido, si bien existen modelos basados en experimentos de laboratorio que han permitido identificar algunos mecanismos del transporte de contaminantes atmosféricos, el problema global solo ha sido abordado por los modelos matemáticos, con una mayor o menor dosis de empirismo (4). Por lo expuesto, una primera diferencia se presenta entre los modelos físicos y los modelos matemáticos (3, 5-7).

A) Modelos físicos, son aquellos que a partir de experimentos de laboratorio a pequeña escala, tratan de obtener representaciones globales o parciales del fenómeno. En la matriz atmosférica, los túneles de viento son los modelos por excelencia. Su principal aporte práctico se focaliza en lograr una mejor comprensión de algunos fenómenos que caracterizan el flujo de una pluma en la atmósfera, tal como la sobreelevación inicial o la difusión interna; de hecho, sus resultados se aplican a menudo en los modelos matemáticos.

B) Modelos matemáticos, están constituidos por un conjunto de ecuaciones algebraicas y/o diferenciales, que describen los aspectos físicos y químicos del problema. A la actualidad,

existe un gran número de modelos aplicables a experimentos reales, pero que requieren de una calibración específica sobre cada escenario en cuestión.

Dependiendo de la naturaleza del planteo, Zannetti (3) los sub-clasifica en:

B.1) Modelos determinísticos: Estos tratan de establecer alguna formulación matemática que describa la influencia de los procesos atmosféricos en el transporte de contaminantes; por ejemplo, una relación entre la causa (emisiones) y su consecuencia directa (niveles de concentración de contaminantes en la atmósfera y en el suelo).

B.2) Modelos estadísticos: Son aquellos modelos basados en las relaciones estadísticas entre los datos históricos de emisión, la meteorología y la concentración de contaminantes medida en diferentes ubicaciones de receptores en el escenario de estudio (inmisión). Solo sus aplicaciones como modelos de largo alcance o como modelos climatológicos están extendidas, porque para alcanzar resultados válidos requieren un tiempo de cálculo prohibitivo para predicciones a corto plazo. Además, se requieren habitualmente grandes ordenadores dedicados a esta tarea.

Otras clasificaciones pueden presentarse, de acuerdo a (6):

I. Modo de enfocar el problema

- **Orientados al receptor**, son los que tratan de reconstruir la contribución de cada foco emisor a cada foco receptor considerado, generalmente sin tener en cuenta los patrones de dispersión que siguen los contaminantes.
- **Orientados al foco emisor**, o modelos de dispersión atmosférica, que tratan de definir la distribución de una sustancia química o partícula, que se emite a la atmósfera basándose en la representación matemática de los diferentes fenómenos de transporte y transformación que puede experimentar dicha sustancia.

II. Escala espacial

- **Regionales o nacionales**, son utilizados para el estudio del transporte y la dispersión de contaminantes a grandes distancias (de 100 a 1500 km). Habitualmente, utilizan datos meteorológicos históricos.
- **Locales**, evalúan la convección y dispersión de los contaminantes emitidos en distancias relativamente pequeñas (de 1 a 100 km). Por su alcance, estos fenómenos se circunscriben casi exclusivamente a la capa límite planetaria. Requieren de una descripción meteorológica detallada de la zona de aplicación.

III. Dominio y resolución temporal:

- **Climatológicos**, utilizan patrones meteorológicos históricos para obtener valores medios de concentraciones de inmisión*, estacionales o anuales.

* **Inmisión:** Se define como la transferencia de contaminantes del aire desde la atmósfera libre a un receptor tal como un ser humano, planta o edificio. De acuerdo a esta definición, inmisión es tasa, medida o proporción de masa, u otra propiedad cuantificable determinada por unidad de intervalo de tiempo, la cual debe ser medida en lo posible en el receptor.

- **A mediano plazo**, se establecen para períodos de tiempo de unos días a unas semanas. Pueden combinar datos históricos con predicciones meteorológicas al fin de obtener una descripción aproximada de la dinámica atmosférica en ese período. Se obtienen medias diarias.
- **Episódicos**, se utilizan para el estudio de la dispersión en condiciones anómalas de unas horas a unos días. Requieren de una descripción y un análisis exhaustivo del evento y de los patrones meteorológicos, para obtener valores de inmisión (generalmente horarios).
- **Simulación en tiempo real**, intenta aplicar un modelo de tipo episódico alimentado con predicciones meteorológicas a corto plazo, o con medidas recibidas en tiempo real. Requiere de un compromiso entre la complejidad del modelo y su tiempo de respuesta. Generalmente, son modelos locales.

IV. *Método de resolución (2):*

- **Modelos analíticos**, también conocidos como modelos de sondeo, se caracterizan por ser una solución analítica de las ecuaciones gobernantes, la cual es posible alcanzar gracias a las numerosas simplificaciones de la hipótesis que se plantea. Son útiles para obtener una primera aproximación al problema, enfocado a la toma de decisiones, ya que lo hace de manera simple y rápida. Este tipo de modelos no se suelen recomendar para aplicación en escenarios que presentan influencia de grandes cuerpos de agua, terrenos con una orografía muy compleja, compuestos o mezclas de compuestos que sufren reacciones químicas, o condiciones de calma, entre otros, ya que estos procesos son considerados despreciables en estos modelos, y forman parte de las simplificaciones de las que se parte para alcanzar la ecuación de la solución analítica. La ausencia o dificultad de obtención de los datos de entrada es, frecuentemente, el criterio básico de decisión para el uso de este tipo de modelos. Entre los modelos más conocidos de esta rama, se encuentran:
 - *Modelos de caja*: son los más sencillos y tratan la zona en estudio como un sistema cerrado en el que se mueven los contaminantes por impulso del viento medio. Son modelos puramente mecánicos, que suelen incorporar un módulo químico para simular la transformación de los contaminantes.
 - *Modelos gaussianos*, son los más utilizados. Consideran que la pluma emitida sigue una distribución gaussiana perpendicular al movimiento convectivo principal. De este modo se pretende simular la dispersión de los contaminantes en la dirección de la componente advectiva dominante. Sin embargo, aunque permiten obtener resultados aproximados muy rápidamente, no han conseguido una descripción real del fenómeno de dispersión.

- **Modelos numéricos**, abordan la resolución de las ecuaciones gobernantes de una manera aproximada, mediante métodos numéricos tales como diferencias finitas, elementos finitos, etc. A diferencia de los anteriores, requieren de datos de entrada más complejos en cuanto a facilidad de obtención o procesamiento previo. Aunque estos modelos ofrecen un resultado más descriptivo y ajustado a la realidad frente a los modelos analíticos, requieren de un análisis más exhaustivo en la fase inicial, lo que implica la participación de un usuario experto. Estos pueden clasificarse en:
 - *Eulerianos*, utilizan un sistema de referencia absoluto y tratan de estimar la dispersión referida a este sistema mediante distintas soluciones de integración numérica.
 - *Lagrangianos*, distinguen dos sistemas de coordenadas para el cálculo del desplazamiento de los contaminantes: uno absoluto, referido a las coordenadas del foco emisor, en el que se calcula la traslación media de los elementos de contaminante considerados; otro relativo, referido a un punto representativo de la traslación media de la pluma, para obtener una mejor descripción de la dispersión debida a la turbulencia.

La U.S.EPA, por su parte, clasifica a los modelos de calidad de aire de acuerdo a su aplicación (1):

- **Modelos de dispersión:** Se usan típicamente en el proceso de permisos para estimar la concentración de contaminantes en receptores específicos a nivel del suelo, que se encuentra en inmediaciones a una fuente de emisión.
- **Modelos fotoquímicos:** Se emplean a menudo en evaluaciones regulatorias para simular los impactos de múltiples fuentes mediante la estimación de las concentraciones de contaminantes y la deposición de los mismos, tanto inertes como químicamente reactivos, sobre grandes escalas espaciales.
- **Modelos de receptores:** Estos modelos constituyen técnicas de observación que utilizan las características físico-químicas de los gases y partículas medidos en la fuente y el receptor para identificar la presencia y para cuantificar las contribuciones de la fuente a las concentraciones del receptor.

A partir de lo expuesto hasta aquí, se profundizará en la descripción de dos tipos de modelos que han sido presentados anteriormente: los **modelos Gaussianos** y los **modelos numéricos**. Si bien estos modelos, presentan diferencias marcadas, tales como el método de resolución de las ecuaciones gobernantes, el nivel de detalle con el que describen los fenómenos físicos y químicos (lo cual se traduce directamente en salidas menos o más descriptivas), ambos modelos son ampliamente utilizados en la gestión de la calidad del aire.

Modelo Gaussiano

Tal como se adelantó en la sección anterior, para resolver las ecuaciones gobernantes es preciso asumir algunas aproximaciones para obtener una solución aplicable. En tal sentido, la ecuación Gaussiana representa la solución analítica más utilizada, y de amplia difusión. Esta ecuación se alcanza por considerar que:

- ✓ las especies contaminantes son inertes, **no reaccionan**. En tal sentido, será aplicable a sistemas reales en el que las reacciones químicas sean lentas comparadas con el transporte turbulento.
- ✓ la difusión turbulenta es isotrópica y constante, igual en todas las direcciones. Por ello, las escalas consideradas (espaciales y temporales características) de los cambios de concentración deberán ser grandes en comparación con las correspondientes a las escalas de transporte turbulento. En tal sentido, la escala espacial empleadas para la aproximación gaussiana va desde *los 100 m a los 10km*, y la escala temporal se define de *una hora*, tiempo para el cuál se promediaran los parámetros utilizados desde la óptica de la aproximación *no estacionaria*.
- ✓ la difusión molecular es mucho menor que la difusión turbulenta en la misma dirección, de modo que resulta despreciable,
- ✓ la hipótesis de atmósfera incompresible conlleva a que la ecuación de continuidad se reduzca a la condición de un campo de vientos con divergencia nula, debido a que la densidad del aire se considera prácticamente constante. En tal sentido, el *vector velocidad del viento*, se mantendrá *constante en dirección y módulo* (magnitud) durante la hora de simulación.

A pesar del gran número de hipótesis simplificadoras que conducen a la ecuación gaussiana y a las limitaciones inherentes de estos modelos, ellos son útiles si se desea conocer la distribución probabilística de las concentraciones en un determinado lugar, causadas por una determinada fuente y modulada su distribución por las condiciones meteorológicas predominantes. Por su simpleza y tiempos de ejecución es el modelo más implementado en la gestión. Las simplificaciones son válidas tanto para emisiones continuas como para fuentes instantáneas, excepto el concepto tiempo promedio (o medio) que no debe aplicarse a una emisión instantánea.

Como se observa en la Figura 3, la pluma se eleva a una altura adicional a la altura de emisión (H_s) como consecuencia de la temperatura mayor que posee el contaminante emitido, con respecto a la temperatura ambiente; y por el propio movimiento vertical que tienen los gases cuando salen de la chimenea. En tal sentido, aparece una magnitud denominada altura efectiva (H_{ef}) que es la suma de la altura de emisión (H_s) y la flotación de la pluma (ΔH): $H_{ef} = H_s + \Delta H$.

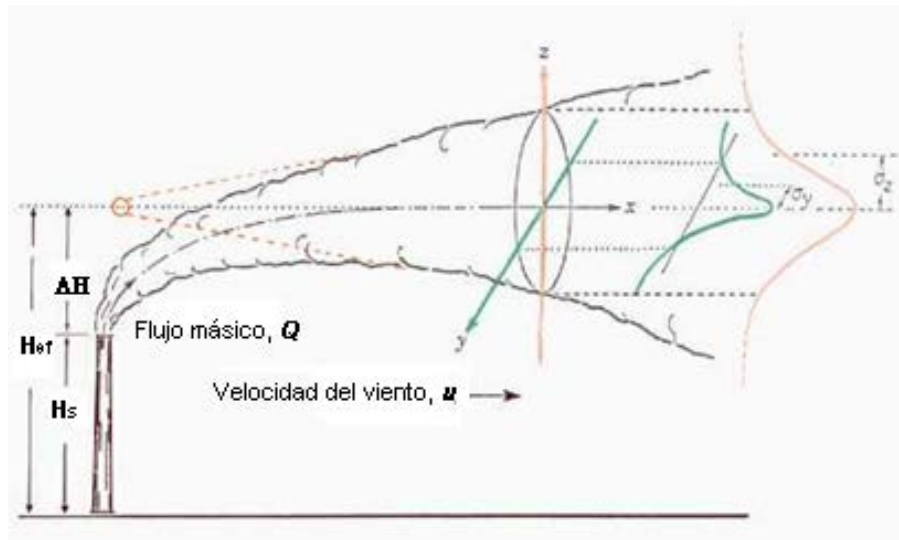


Figura 3: Esquema de una pluma gaussiana. H_{eff} , se define como la altura media del transporte de la pluma; H_s , como la altura de emisión, Δz como la elevación de la pluma, Q es el caudal másico y u es la velocidad del viento.

La formulación matemática para el cual los gases emanan de una altura H y con efecto de reflexión del suelo, se describe como:

$$C_{(x,y,z)} = \frac{Q}{2\pi u_s \sigma_y \sigma_z} e^{\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)} \left\{ e^{\left(-\frac{(z-H_{ef})^2}{2\sigma_z^2}\right)} + e^{\left(-\frac{(z+H_{ef})^2}{2\sigma_z^2}\right)} \right\} \quad \text{Ec. 7}$$

donde C : concentración del contaminantes [g/m³]

x : distancia del receptor a sotavento [m], incluida en la estimación de los coef. dispersión.

y : distancia del receptor, perpendicular aleje de simetría de la pluma [m]

z : altura del receptor [m]

Q : tasa de emisión [g/s]

u_s : velocidad del viento a la altura de la emisión [m/s]

H_{ef} : altura efectiva de la chimenea [m]

\tilde{A}_y, \tilde{A}_z : coeficientes de dispersión lateral y vertical.

En esta ecuación, la superficie actúa como una barrera que limita la dispersión, Se asume que el suelo no es un sumidero, sino que refleja el material que lo alcanza. La reflexión en la superficie se toma en cuenta mediante la introducción de una fuente virtual, similar a la real, ubicada a la profundidad H , como muestra la Figura 4. La concentración, para cualquier posición por encima de la superficie ($z \geq 0$), está dada por la suma de las contribuciones de la fuente real y la fuente virtual.

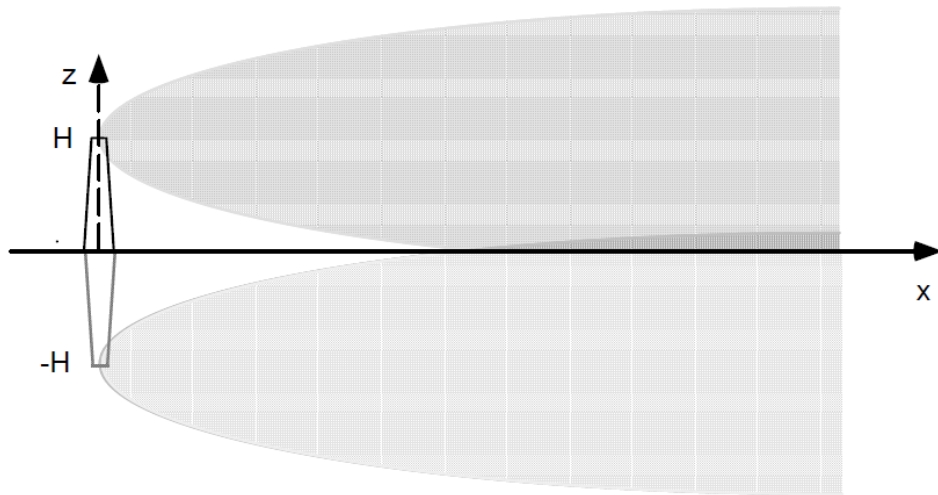


Figura 4: Representación de la fuente de emisión real y una fuente virtual, cuya suma de los aportes representa la reflexión de los gases que alcanzan la superficie.

Para resolver la Ecuación 7, se requiere del empleo de cálculos auxiliares para:

1- Coeficientes de dispersión: \tilde{A}_y, \tilde{A}_z

\tilde{A}_y y \tilde{A}_z se definen como las desviaciones estándar vertical y horizontal, que determinan la forma de la curva de Gauss y dependen de la estabilidad atmosférica. En cada categoría de estabilidad atmosférica, se utiliza una función de variación de \tilde{A}_y con la distancia a la fuente emisora y otra función para \tilde{A}_z . A mayor distancia del foco emisor los coeficientes aumentan en magnitud (mayor ancho y menor altura).

Los coeficientes \tilde{A}_y y \tilde{A}_z representan relaciones empíricas, ya que han sido elaborados a partir de diversos experimentos de difusión en la atmósfera utilizando sustancias trazadoras, y también de fuentes existentes. Numerosas son las ecuaciones que pueden encontrarse en la literatura para su cálculo. A continuación, se abordarán algunas de ellas:

- ✓ Para la especificación de los coeficientes de dispersión, Turner (8) propuso el empleo de monogramas para aproximar el valor de \tilde{A}_y y \tilde{A}_z [m]. Ver Figura 5 y 6.

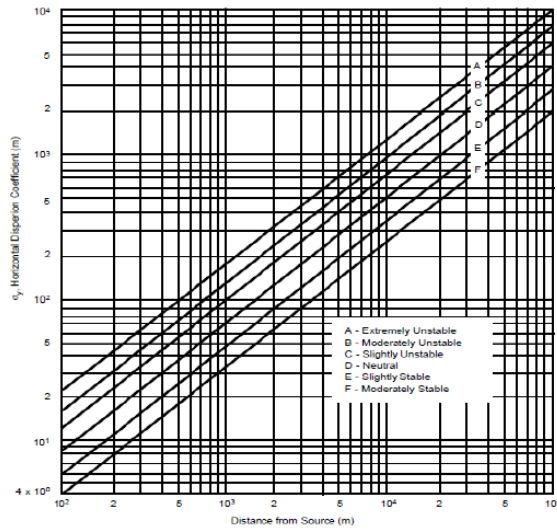


Figura 5: Desviación normal transversal (\tilde{A}_y) a la dirección advectiva del viento, en función de la distancia a la fuente de emisión a sotavento (x), para cada estabilidad atmosférica.

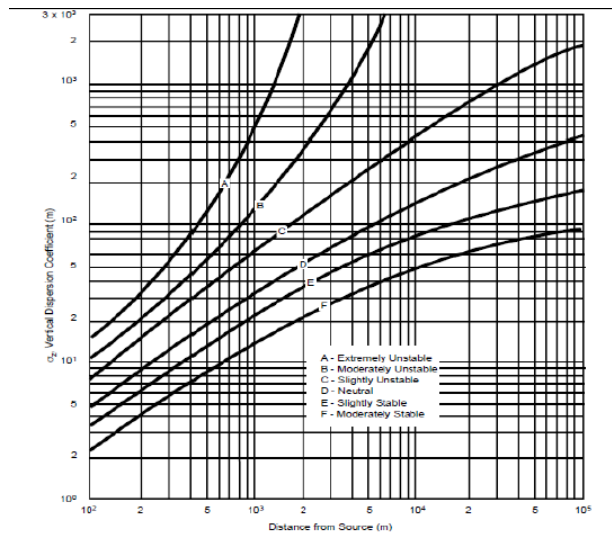


Figura 6: Desviación normal vertical (\tilde{A}_z) en función de la distancia a la fuente de emisión a sotavento (x), para cada estabilidad atmosférica.

✓ Otra alternativa para su cálculo, es emplear correlaciones tales como la de Martin (9),

$$\sigma_y = ax^{0.894} \quad \sigma_z = cx^d + f$$

donde a , c , d quedan establecidos por los valores de la Tabla 1. x es la distancia a sotaventos, desde la fuente [en km], y los valores de \tilde{A}_y y \tilde{A}_z está dada en metros.

Tabla 1: Valores de las constantes a, c, d para las relaciones empíricas propuestas por Martin (9)

Estabilidad	x<1km				x>1km		
	a	c	d	f	c	d	f
A	213	440.8	1.941	9.27	459.7	2.094	-9.6
B	156	106.6	1.149	3.3	108.2	1.098	2.0
C	104	61	0.911	0	61	0.911	0
D	68	33.2	0.725	-1.7	44.5	0.516	-13.0
E	50.5	22.8	0.678	-1.3	55.4	0.305	-34.0
F	34	14.35	0.740	-0.35	62.6	0.180	-48.6

Existen métodos en bibliografía especializada para tener en cuenta la rugosidad del terreno y su efecto en particular sobre el eje vertical, z. La rugosidad z_0 incluye la vegetación, los cultivos y los edificios, tal como se presentó en la Sección 6 del Capítulo 3. La consideración de la rugosidad afectará directamente la dispersión vertical, por lo que deberá ser considerado en el cálculo de \tilde{A}_z [m].

Los valores de \tilde{A}_z que se obtienen a partir de los parámetros empíricos c y d, presentados anteriormente, pueden usarse como tales para un valor de $z_0 = 0.1$ m. Para otros valores de rugosidad, es necesario introducir una corrección de acuerdo con:

$$\sigma_z = cx^d(10 \cdot z_0)^m, \quad \text{donde} \quad m = 0.53x^{0.22}$$

- ✓ Por su parte, Briggs desarrolló fórmulas para estimar los coeficientes en función de la clase de estabilidad y la rugosidad superficial: Urbana y Rural (10-11)

$$\sigma_y(x) = \frac{s_{y1}x}{\sqrt{1+s_{y2}x}} \quad \sigma_z(x) = s_{z1}(1 + s_{z2}x)^{s_{z3}}$$

Tabla 2: Valores de los parámetros empíricos para estimar los coeficientes de dispersión de Brigs (12).

Rugosidad	Coficiente	A	B	C	D	E	F
Rural-Urbano	S_{y1}	0.22	0.16	0.11	0.08	0.06	0.04
	S_{y2}	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Rural	S_{z1}	0.2	0.12	0.08	0.06	0.03	0.016
	S_{z2}	0	0	0.0002	0.0015	0.0003	0.0003
	S_{z3}	0	0	-0.5	-0.5	-1	-1
Urbano	S_{z1}	0.24	0.24	0.2	0.14	0.08	0.08
	S_{z2}	0.001	0.001	0	0.0003	0.0015	0.0015
	S_{z3}	0.5	0.5	0	-0.5	-0.5	-0.5

El análisis de Briggs empleó sólo dos clasificaciones de rugosidad superficial: *Urbana* corresponde a una gran rugosidad del terreno, o *Rural* que corresponde a una baja rugosidad superficial. Si la rugosidad del terreno es inferior a 20 cm, se selecciona Rural, de lo contrario se selecciona Urbana.

2- Velocidad del viento a la altura de emisión, u .

El modelo gaussiano requiere conocer el perfil vertical de la velocidad del viento. Un viento en estado estacionario varía significativamente con la altura cerca de la superficie. La dispersión en la dirección del viento se genera principalmente por la cizalladura vertical del viento. El perfil se verá afectado por las irregularidades de la superficie sólida sobre la que se mueve el aire. En tal sentido, los obstáculos tales como árboles, arbustos, e incluso hierba tienen un impacto significativo en el perfil vertical del viento.

Cabe destacar que las formulaciones del perfil del viento se basan en la suposición de que la velocidad y la dirección del mismo, así como todas las demás condiciones atmosféricas, permanecen horizontalmente homogéneas y no cambian durante la duración de la emisión.

Como se trató en el Capítulo 3, para estimar el perfil del viento, pueden utilizarse las aproximaciones de potencia y logarítmica. La expresión más utilizada, por la simplicidad de la información que emplea en sus cálculos es la de *Potencia*, en la cual se utiliza la velocidad del viento y la altura de referencia de medición, junto con los datos de estabilidad atmosférica y rugosidad del terreno para calcular un perfil de viento:

$u_z = u_{zRef} \left(\frac{z}{z_{Ref}} \right)^p$.). En la Tabla 2 del Capítulo 3, se presentan valores experimentalmente del parámetro p .

3- Altura efectiva de la chimenea, H_{ef}

Tal como se adelantó en esta sección, la pluma que sale de una chimenea sufrirá una elevación como consecuencia de la cantidad de movimiento vertical producido cuando los gases salen con una velocidad específica, y cuando poseen altas temperaturas en relación a la temperatura ambiente.

Los factores que se consideran en el cálculo de la elevación de la pluma incluyen a parámetros meteorológicos, naturaleza física y química del efluente, y características de la fuente de emisión.

Al igual que los coeficientes de dispersión, existe numerosa literatura que presenta diferentes propuestas para el cálculo de la elevación de la pluma. Una de ellas es la Holland:

$$\Delta H = \frac{v_s d}{u_s} \left[1.5 + 0.00268 p \cdot d \left(\frac{T_s - T_a}{T_s} \right) \right]$$

donde ΔH se define como la elevación de la pluma [m]

v_s es la velocidad de salida del gas de la chimenea [$m \text{ s}^{-1}$]

d es el diámetro interno de salida de la chimenea [m]
 u_s es la velocidad del viento a la altura de emisión [m s^{-1}]
 p es la presión atmosférica [mbar]
 T_s es la temperatura con la que son emitidos los gases desde la chimenea [K]
 T_a es la temperatura ambiente [K]

Un variante de la ecuación de Holland es:

$$\Delta H = \frac{v_s d}{u_s} \left[1.5 + 0.0096 \frac{Q_h}{v_s d} \right]$$

donde Q_h es la tasa de emisión de calor [KJ s^{-1}]

Lo presentado hasta aquí, sobre el modelo gaussiano, constituye las bases sobre las que se han fundado la mayoría de los modelos que se aplican a la gestión. A la fecha, son numerosas las optimizaciones que se han hecho al modelo a fin de lograr una adecuada descripción (con las limitaciones propias de las hipótesis simplificadoras a las que recurre el modelo) obteniendo software simples y de rápida ejecución. Algunas de las optimizaciones que escapan a los objetivos de este libro, hacen referencia a la consideración de múltiples fuentes y de diferentes tipos (de línea, área y volumen), efectos debido a estelas provocada por edificios, terrenos elevados, entre otras.

Como fortalezas a destacar de los modelos gaussianos, pueden mencionarse:

- Los cálculos se llevan a cabo de forma rápida debido al uso de fórmulas simples.
- Los software que lo emplean, son de fácil adquisición en el mercado; y la mayoría suelen ser de uso libre.
- Su uso es intuitivo y su implementación informática es simple (Ej: Hojas de cálculo de Microsoft Excel[®]/ Open Office)

Sin embargo, posee algunas limitaciones importantes, a destacar:

- Es aplicable únicamente a sistemas de flujo sencillos, lo que hace que en ocasiones se pierda información y se sobreestimen los resultados.
- No contempla las variaciones espaciotemporales de la mayoría de los parámetros de cálculo.

Modelo numérico

Tal como se expuso en párrafos anteriores, los modelos numéricos surgen de la resolución de las ecuaciones gobernantes mediante el uso de métodos numéricos tales como diferencias finitas, elementos finitos y volúmenes finitos.

Cómo grandes fortalezas de estos modelos, se destaca la capacidad de simular sistemas más complejos que en el caso de los modelos analíticos, permitiendo abordar las variaciones espacio-temporales. Asimismo, el grado de confianza de los resultados que se obtiene es, por

lo general, mayor que en el caso de los modelos analíticos si lo que se pretende es una solución sofisticada. Sin embargo, para alcanzar este fin, los modelos numéricos requieren de amplios conocimientos de los sistemas a simular. En tal sentido, requieren gran cantidad de datos de entrada que pueden resultar difíciles de obtener y que pueden consumir muchos recursos (tiempo y costos económicos). Adicionalmente, dado que la fiabilidad de los resultados depende de la calidad de los datos de entrada, es necesario garantizar la bondad de los datos de entrada. Como cuestión no menor, usualmente se requiere de una licencia para su uso.

La implementación computacional de los modelos numéricos, que dan cuenta del comportamiento de los fluidos, se los conoce como modelos CFD (*Computational Fluid Dynamics*). Estos, básicamente buscan discretizar una región del espacio creando una malla o grilla (divide una región del espacio en pequeños volúmenes de control), y a continuación resuelven en cada uno de ellos las ecuaciones gobernantes, de forma iterativa hasta que el residual es suficientemente pequeño.

Como se describe a continuación, el uso de CFD, requiere del tratamiento en etapas de la información.

a. Etapa de Pre-procesamiento: *Caracterizar el flujo, las condiciones iniciales y de contorno. Mallado.*

El análisis incluye el modelo matemático del problema físico en cuestión, la definición de las condiciones de flujo (compresible/ incompresible, estacionario/ no estacionario, 2D/ 3D, viscoso/ no viscoso), y de las propiedades del fluido, considerando densidad, conductividad y viscosidad, entre otras. También es necesario definir el dominio, y las condiciones iniciales y de contorno, como una primera aproximación. Lo importante, es garantizar que en todo el dominio deben verificarse las ecuaciones de conservación de masa, cantidad de movimiento y energía.

La etapa de pre-procesamiento requiere decidir en primer lugar sobre las consideraciones básicas para simular el flujo en el escenario de interés. Los primeros ensayos computacionales suelen realizarse en 2-Dimensiones, presuponiendo simetría axial de la pluma, sabiendo que ello puede apartarse de la realidad en regiones urbanas. Obtenidos los ajustes buscados, se procede a la extensión a 3-Dimensiones del modelo computacional y a la selección de las ecuaciones de cierre o clausura para los flujos turbulentos.

A continuación, se debe trabajar sobre el diseño de la geometría y el mallado que va a representar al escenario de estudio. Un dato interesante a considerar es que la densidad de la grilla debe ser suficiente para capturar todas las características relevantes del flujo, y no demasiado grande para desbordar la capacidad computacional. De este modo, al tener el mallado un impacto significativo en la velocidad de convergencia del problema, en la precisión de la solución y en el tiempo requerido de ejecución, se convierte en una de las principales etapas de la simulación para alcanzar un resultado representativo.

En tal sentido, es necesario enfatizar en las geometrías más relevantes, y en los entornos de estas geometrías, que podrán actuar como barrera de contención o

como canal de transporte. Esto básicamente va a conducir a concentrar o a diluir a los contaminantes en la atmósfera. Para la primera situación, el nivel descriptivo que ofrece un CFD permite identificar zonas vulnerables por atrapamiento de los contaminantes, por períodos prolongados y en concentraciones perjudiciales para la salud.

Una metodología para la creación del mallado es descripta por Bachi et al. (13). Un aspecto importante a considerar es esta etapa, es el impacto significativo que posee la malla sobre la velocidad de convergencia del problema (incluso en la convergencia o no del mismo), la precisión de la solución y el tiempo requerido de CPU. En este sentido, se deben cuidar características tales como:

- densidad de celdas
- relaciones de volumen y dimensiones en celdas adyacentes
- el tipo de elementos a usar (rectángulos, triángulos, etc.)
- el mallado en la capa límite
- el refinamiento adaptativo de acuerdo a las soluciones preliminares.

La malla podrá ser refinada basándose en resultados del cálculo previo, considerando los valores de interés de la solución, los gradientes y el refinado sobre una frontera o dentro de una región determinada.

b. Cálculo de la solución:

Para el cálculo de la solución, las expresiones discretas de las ecuaciones gobernantes, se resuelven de forma iterativa hasta que la solución converge. Esto se alcanza cuando los cambios en las variables entre una iteración y la siguiente son despreciables, y cuando los residuos son menores que el valor definido por el usuario. Estos últimos constituyen una forma efectiva de monitorear la tendencia y la convergencia.

En el contexto presentado, la precisión de la solución que ha convergido depende de lo adecuado y exacto del modelo físico, de la resolución de la malla y la independencia del mallado, y de la elección correcta de los parámetros del modelo y condiciones de borde.

c. Etapa de post-procesamiento:

El principal propósito en la etapa de post-procesamiento es la abstracción y la comprensión de los resultados obtenidos en cálculos previos. Los resultados serán analizados numéricamente (valores estadísticos, integrales, etc.) y gráficamente (gráficos vectoriales, contornos, iso-superficies, etc.)

Finalmente, las salidas del modelo pueden ser visualizadas en mapas junto a diferentes capas de información, integradas con Sistemas de Información Geográfica (SIG). Esto permite organizar, manipular y analizar la gran cantidad de datos procedentes de la herramienta, permitiendo identificar las zonas de mayor amenaza.

Los avances en la informática y en las técnicas CFD, han contribuido en la aplicabilidad del modelado CFD a eventos no deseados, concluyendo que los resultados obtenidos por los modelos CFD son más exactos y descriptivos que los modelos Gaussianos y que los de Caja (modelos más simples) debido entre otras cosas a que la velocidad del viento es completamente resuelta en comparación a los modelos más simples, donde esta velocidad es un valor único o, simplemente una función de la altura. (14-22) No obstante, teniendo en cuenta la complejidad del movimiento turbulento del aire en la baja capa límite atmosférica, aún los modelos CFD requieren una especificidad regional y de su validación. Algunos estudio de la dispersión de los contaminantes atmosféricos con CFD se presentan en Labovský and Jelemenský, (23) Yang and Shao (24), Brown and Fletcher (25), Chu et al. (26), Solazzo et al. (27), Murillo et al. (28), Dixon (29), entre otros.

Software disponible

Recientemente Hernández-Garcés y colaboradores (7) analizaron la aplicación de los modelos atmosféricos de dispersión disponibles, desde modelos simples a complejos y evaluaron la idoneidad de las diferentes configuraciones dentro de diferentes entornos, en cuanto a la escala, la complejidad del entorno y los parámetros de concentración, tanto para software comerciales como no comerciales.

Asimismo, la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural perteneciente al Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA) del Gobierno de España, elaboró un documento donde analiza las limitaciones y fortalezas de diversos software para el estudio del transporte y destino de contaminantes en diferentes matrices como suelo, agua (superficial y subterránea) y atmósfera (2).

A continuación, se presenta un desarrollo descriptivo, de algunos software que aplican a la clasificación de la U.S.EPA (de acuerdo a su aplicación).

Modelos de dispersión

Una de las soluciones más extendidas al problema del comportamiento de los contaminantes en la atmósfera son los modelos de dispersión atmosférica. Su planteamiento general sigue el esquema de un modelo de procesos o fenómenos.

SCREEN 3

Es un modelo de dispersión atmosférica sencillo, analítico- gaussiano de una sola fuente que proporciona concentraciones máximas a nivel del suelo para fuentes puntuales, areales, flamas y de volumen; así como las concentraciones por efecto *downwash*, inversiones térmicas y fumigación costera. Puede modelar escenarios con terreno simple o complejo, y brindar resultados a distancias discretas y/o automatizadas. Asimismo, es un modelo recomendado por la U.S.EPA para estimar las concentraciones de gases neutros y partículas.

Posee una interfaz amigable, por lo que no requiere de un usuario especializado. Es flexible en cuanto a las unidades de ingreso de los parámetros (métricas o inglesas) y las salidas son presentadas tanto en textos como en gráficos 2-Dimensiones. Esto último disponible para la versión *Screen View*, donde se puede observar la concentración del contaminante de interés en función de la distancia a sotavento (Figura 7).

Disponible en:

- ✓ La página oficial de la U.S.EPA (Versión DOS)- Gratuita:
https://www3.epa.gov/scram001/dispersion_screening.htm, con el archivo ejecutable, código fuente y guía para el usuario.
- ✓ Lakes Environmental (Versión *View 4.0*)- Gratuita:
<https://www.weblakes.com/products/Screen/index.html>, con el archivo ejecutable y guía para el usuario.

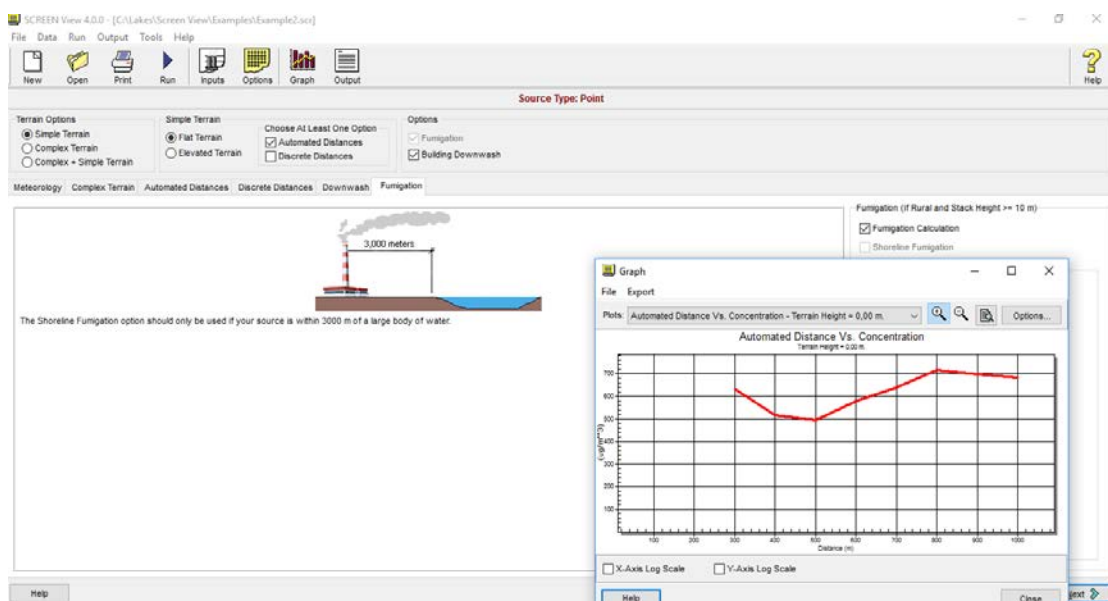


Figura 7: Interfaz y salida gráfica del SCREEN View. Concentración en función de la distancia a sotavento.

Sistema de modelado AERMOD

Es un sistema de modelado numérico de dispersión atmosférica, de pluma en estado estacionario, que la U.S.EPA recomienda como un paquete completo y potente de modelado, ya que introduce conceptos de modelado de última generación basados en las estructuras turbulentas en la PBL, incluyendo el tratamiento de superficies y fuentes elevadas, como así también de terrenos simples y complejos. Es un modelo diseñado para la valoración de emisiones continuas, en lugar de emisiones puntuales de corta duración.

Cuenta con dos procesadores de datos de entrada que son componentes reguladores del sistema de modelado AERMOD:

- ✓ AERMET, un preprocesador de datos meteorológicos que incorpora la dispersión del aire basado en las estructuras turbulentas de la PBL y los conceptos de escalamiento.

- ✓ AERMAP, un preprocesador de datos de terreno que incorpora terreno complejo usando USGS (Datos de elevación digital).

Otros componentes no reguladores de este sistema incluyen:

- AERSCREEN, una versión de sondeo de AERMOD;
- AERSURFACE, un preprocesador de las características de la superficie, y
- BPIPPRIME, un programa de dimensiones multiedificio que incorpora los procedimientos técnicos de GEP para aplicaciones PRIME.

La versión View (Figura 8) de este software posee una interfaz integrada, para evaluar la concentración y la deposición de los contaminantes procedentes de una amplia variedad de fuentes. Incorpora completamente los algoritmos de *building downwash* (descenso de las plumas por influencia de los edificios), parámetros avanzados de deposición, efectos locales del terreno y cálculos de los flujos turbulentos. Requiere de información meteorológica robusta además de los parámetros propios de las fuentes. Como salida, presenta una interfaz totalmente integrada que combina herramientas gráficas, contorneado automático y publicación de resultados. Permite una visualización 3D de toda el área de modelado: las fuentes, los edificios y los resultados del contorno de las concentraciones y/o deposición, se muestran en contexto con el terreno circundante. Se puede exportar como un archivo de extensión *.kml, adecuado para abrir con SIG, ofreciendo una vista superpuesta con otras capas de interés, Ej. Relieve.

Disponible en:

- ✓ La página oficial de la U.S.EPA (Versión DOS)- Gratuita:
https://www3.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm, ejecutable, código del modelo y la documentación de la versión 15181 de AERMOD.
 - Lakes Environmental (Versión View 9.3)- Comercial:
https://www.weblakes.com/products/air_dispersion.html

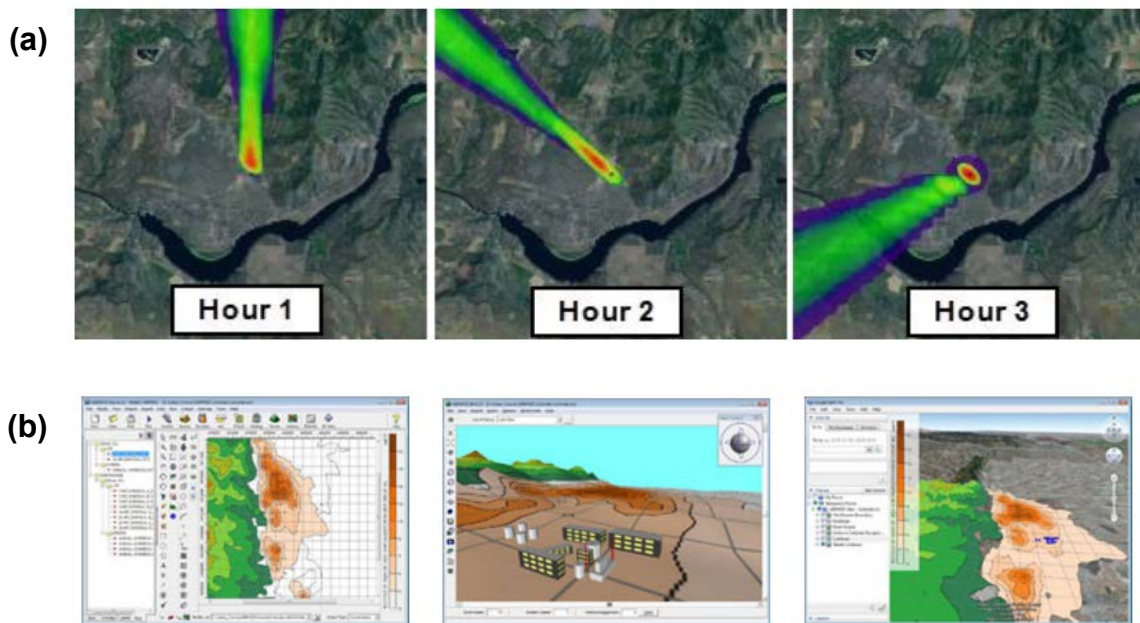


Figura 8: (a) Animación horaria de una pluma. (b) Capturas de pantallas de la interfaz gráfica integrada, de la visualización 3D, y de la salida importada por Google Earth, del AERMOD View. Fuente: Lakes Environmental

Sistema de modelado CALPUFF

CALPUFF es un modelo lagrangiano de nubes aisladas (emisiones discretas) que simula el efecto de las condiciones meteorológicas (con el preprocesador CALMET) variando en el tiempo (no estacionario) y en el espacio sobre el transporte, la transformación y la eliminación del contaminantes. CALPUFF se puede aplicar en escalas de decenas a cientos de kilómetros. Incluye algoritmos para efectos de escala de subgrilla (tales como incidencia de terreno), así como, efectos de mayor alcance (tales como eliminación de contaminantes debido a la deposición húmeda y seca, transformación química y efectos de visibilidad de las concentraciones de partículas). Salidas de la Versión View del CALPUFF se presentan en la Figura 9.

Si bien se trata de un modelo refinado muy apropiado para entorno costero y terrenos complejos en los que la orografía juegue un papel relevante en la dispersión de contaminantes, es complejo en uso, principalmente en la elaboración de ficheros meteorológicos (campos de vientos) representativos de las condiciones de cada emplazamiento.

Disponible en:

- ✓ La página oficial de la U.S.EPA (Versión 5.8.5)- Gratuita:
https://www3.epa.gov/ttn/scram/dispersion_prefrec.htm#calpuff, ejecutable, código fuente, preprocesadores y la documentación de apoyo.
- ✓ Lakes Environmental (Versión View 8.5)- Comercial:
https://www3.epa.gov/ttn/scram/dispersion_prefrec.htm#calpuff

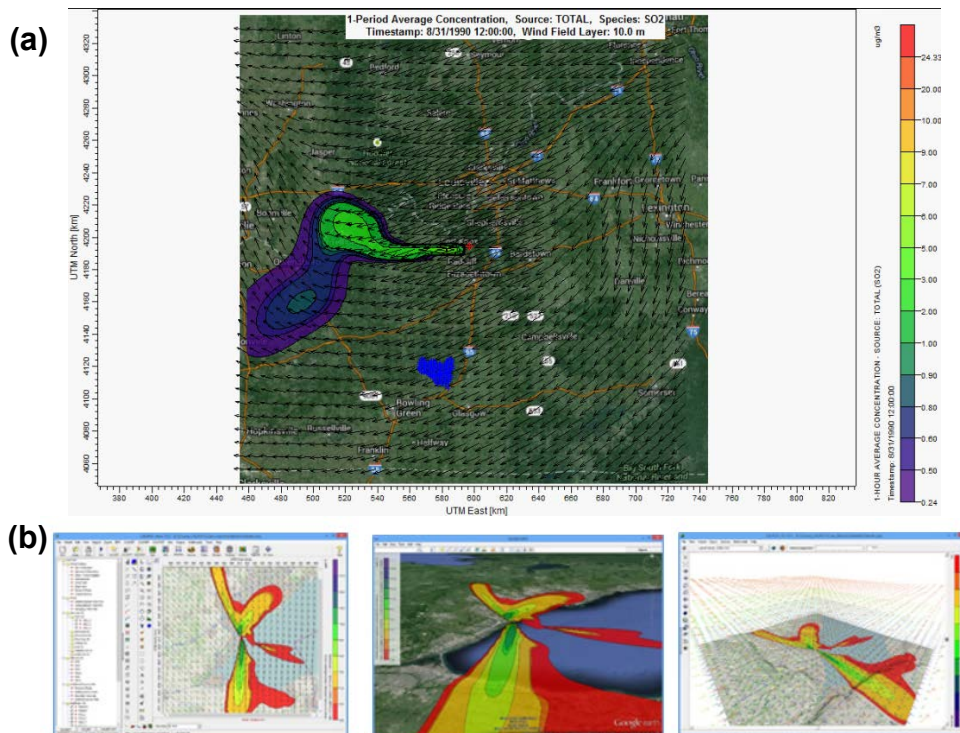


Figura 9: (a) Animación horaria de pluma de SO₂ (b) Capturas de pantallas de la interfaz gráfica integrada, de la visualización 3D, y de la salida importada por Google Earth, del CALPUFF View. Fuente: Lakes Environmental

ANSYS CFD

Es una de las herramientas comerciales de simulación numérica más potente. Posee importantes capacidades de análisis de flujo que se pueden utilizar para diseñar y optimizar nuevos equipos o instalaciones ya existentes. Por otra parte, presenta enormes potencialidades que facilitan su aplicación: ofrece entre otras cosas una herramienta de gestión de proyectos, denominada ANSYS Workbench, que actúa como interfaz de nivel superior y que une todos los módulos del software, Geometría- Malla- Solver-Herramientas de postprocesado. Ofrece su versión para Windows y para Linux.

Ansyes CFD, en su componente fluidodinámica, puede modelar el flujo turbulento, la transferencia de calor y las reacciones para aplicaciones industriales (ej: desde el flujo de aire sobre el ala de una aeronave, la combustión de un horno hasta la emisión de una chimenea- Figura 10-), apto para sistemas multifásicos. La tecnología avanzada de los software ofrece resultados rápidos y precisos, mallas flexibles y procesamiento en paralelo. Las características interactivas de pre-procesamiento, solución y post-procesamiento permiten hacer modificaciones de una forma más simple. La plataforma de ANSYS permite compartir los datos y resultados entre aplicaciones. Una conexión natural con los productos de mecánica estructural de ANSYS permite la detección de los problemas más complejos en la interacción entre fluidos y estructuras en el mismo entorno. Tan amplio es su espectro de escenarios a modelar que puede ser aplicado tanto en una columna de burbujas como en pla-

taformas petrolíferas; o bien simulando el flujo de sangre en una arteria o para el diseño en la fabricación de semiconductores.

Disponible en:

✓ La página de ANSYS- Comercial:

<http://www.ansys.com/products/fluids>

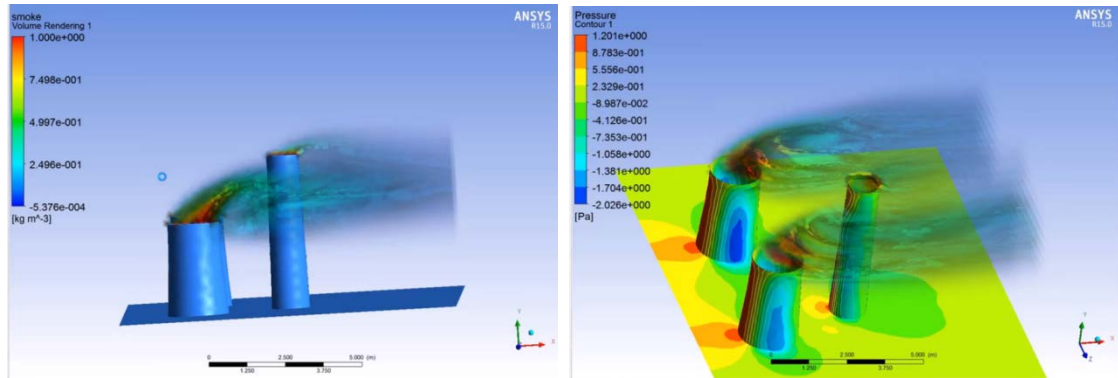


Figura 10: Simulación de chimeneas en una planta termoeléctrica con Ansys CFD. A la izquierda simulación de caudal másico [kg m^{-3}], a la derecha representación de los curvas contornos de presión [Pa].

TANKS

Es un software que se ejecuta en Windows XP (no es compatible con versiones superiores del Sistema Operativo Windows) y que estima las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COV) y otros contaminantes peligrosos del aire (HAP) a partir de los tanques de almacenamiento de techo fijo y flotante. TANKS se basa en los procedimientos de estimación de emisiones partiendo de una compilación de Factores de Emisión de Contaminantes Atmosféricos de la EPA (31). Inicialmente fue diseñado para ser utilizado por agencias gubernamentales, consultores ambientales y otros organismos que necesitan estimar las emisiones de contaminantes del aire desde los tanques de almacenamiento de líquidos orgánicos.

La fortaleza del Programa TANKS es la utilización de datos químicos, meteorológicos, de montaje de tejado y sello de llanta para generar estimaciones de emisiones para varios tipos de tanques de almacenamiento, incluyendo:

- Tanques de techo fijos verticales y horizontales
- Tanques de techo flotante internos y externos
- Cúpulas exteriores de los tanques de techo flotante
- Tanques subterráneos

El software TANKS emplea una base de datos química de más de 100 líquidos orgánicos, y una base de datos meteorológica de más de 240 ciudades en los Estados Uni-

dos. El programa permite agregar nuevas sustancias y ciudades. TANKS es capaz de estimar emisiones de aceites crudos y productos de petróleo refinados seleccionados.

Si bien este software no ha sido actualizado por la U.S.EPA, se sigue utilizando en nuestro país en el ámbito de la gestión de la calidad del aire.

Disponible en:

- ✓ La página oficial de la U.S.EPA (Versión 4.09D)- Gratuita:
<https://www3.epa.gov/ttnchie1/software/tanks/>, ejecutable y manual.

Modelos fotoquímicos

CHIMERE

Desarrollado por EC4MACS (*European Consortium for Modelling of Air Pollution and Climate Strategies*). Es un modelo de transporte químico euleriano, multiescala, diseñado para estimar las concentraciones de las especies químicas habituales, considerando la fisicoquímica de la tropósfera baja. Ideal para modelar aerosoles que contienen sulfatos, nitratos, amonio, aerosol orgánico secundario (SOA), sal marina y polvo. Puede discriminar diferentes tamaños de partículas, como también definirse distintos dominios de resolución (capacidad de abordar la dimensión urbana de una ciudad europea o extenderse a una escala regional, de varios miles de kilómetros). Se requiere información de "Uso del suelos" y un detalle importante de meteorología. Contempla además tasas de fotólisis, tabuladas y con dependencia de altitud.

El modelo configurado presenta mejoras relacionadas con la meteorología, la resolución vertical y las emisiones. El desempeño varía según las estaciones (sobrestimando en invierno en sitios urbanos). Reproduce bien las variaciones temporales (días) de O_3 y logra representaciones fieles de las concentraciones de MP_{10} y $MP_{2.5}$.

CHIMERE es un software muy versátil, lo que lo convierte en una herramienta muy potente de investigación para el desarrollo de parametrizaciones e hipótesis (Ej. Parametrizaciones para las emisiones de sal marina y evaporación de los aerosoles inorgánicos secundarios).

Como muestra la Figura 11, el sistema WRF-CHIMERE-EDGAR es aplicado en Argentina por la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) para estimar concentraciones de material particulado $10 \mu m$, ozono troposférico, monóxido de carbono y óxidos de nitrógeno, a escala país.

Disponible en:

- ✓ CHIMERE: <http://www.lmd.polytechnique.fr/chimere/>,

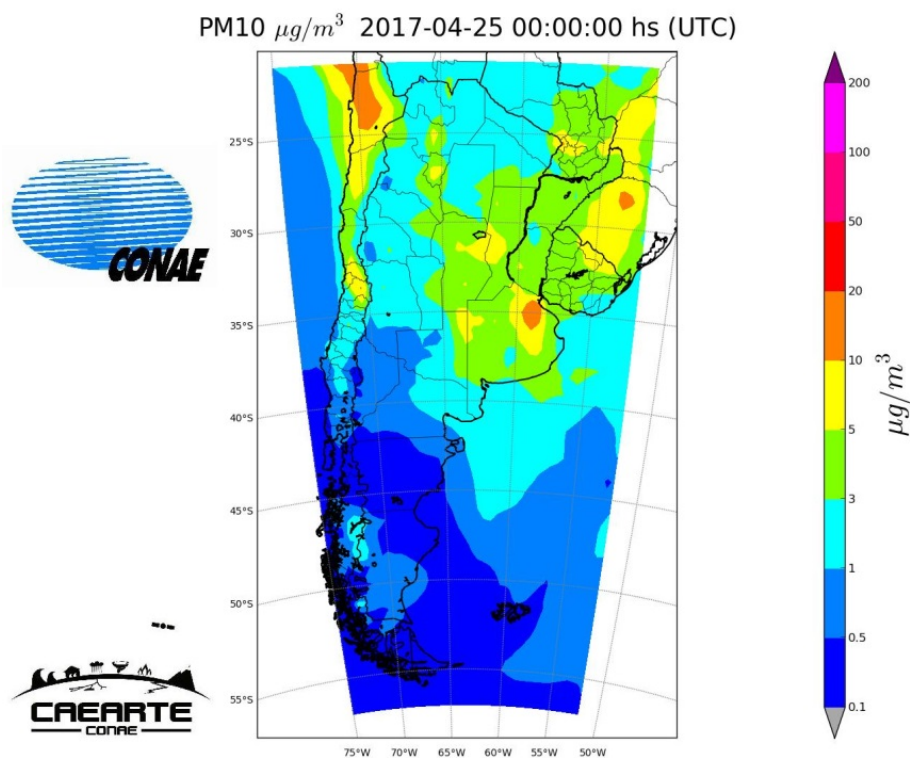


Figura 11: Simulación con sistema WRF-CHIMERE-EDGAR de MP_{10} en Argentina (32).

WRF-CHEM

WRF- CHEM (*Weather Research and Forecasting model coupled to Chemistry*) simula la emisión, transporte, mezcla turbulenta, transformación química y destino de los gases traza y aerosoles simultáneamente con la meteorología. Se utiliza para la investigación de la calidad de aire a escala regional, el análisis de campo y las interacciones de nubes a gran escala.

De gran utilidad en el estudio de formación de aerosoles orgánicos, ozono troposférico, producción de óxidos de nitrógeno, etc. En la práctica ha dado muy buenos resultados en la elaboración de pronósticos de cenizas volcánicas como también en la simulación de tormentas de arena, convirtiéndolo en una herramienta de relevancia para la evaluación de amenazas y gestión de riesgos.

Disponible en:

✓ Página oficial de NOAA

<https://www2.acom.ucar.edu/wrf-chem/>

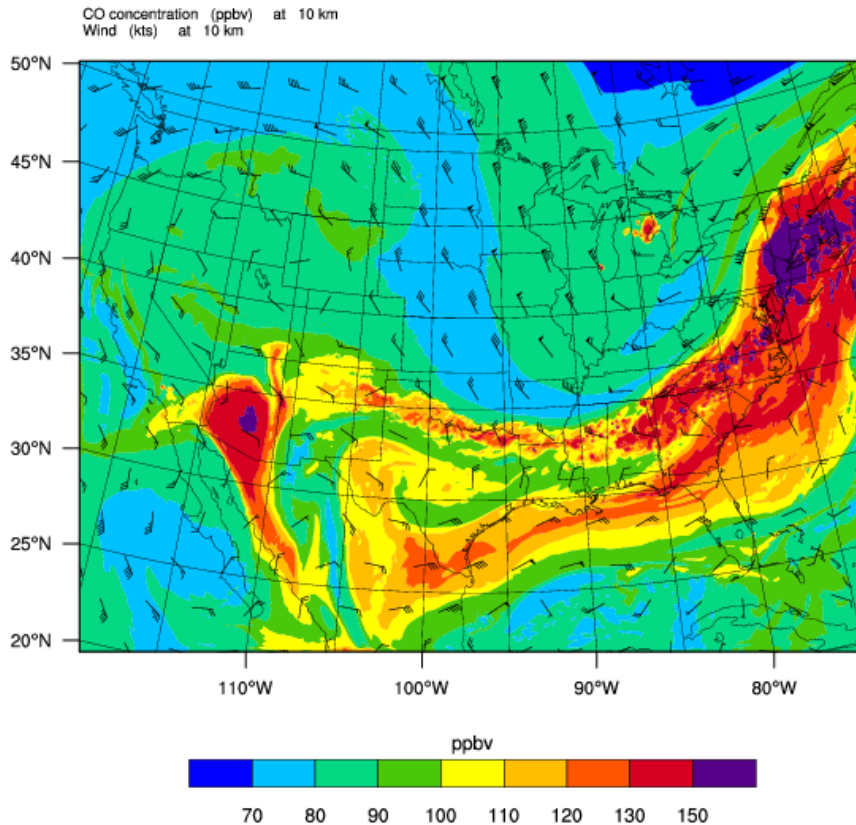


Figura 11: Simulación con WRF-CHEM de monóxido de carbono (ppbv) a 10 km sobre el nivel del mar, en América del Norte. Fuente: NCAR-UCAR

CMAQ

CMAQ (*Community Multiscale Air Quality*) es un proyecto activo de desarrollo de código abierto de la División de Modelación de Ciencias Atmosféricas de la EPA de los Estados Unidos que consiste en una serie de programas para realizar simulaciones de modelos de calidad del aire. CMAQ es apoyado y distribuido por el Centro CMAS.

CMAQ combina los conocimientos actuales en la ciencia atmosférica y el modelado de la calidad del aire con técnicas de procesamiento multiprocesador en un marco de código abierto para proporcionar estimaciones, rápidas y técnicamente sólidas, de ozono, partículas, sustancias tóxicas y deposición ácida.

Se presenta como una herramienta de vanguardia para el modelado de la calidad del aire. Publicada por primera vez en 1998 por la EPA, actualmente cuenta con una comunidad mundial de más de 3.700 usuarios en 95 países(incluyendo universidades, organismos gubernamentales y empresas). CMAQ ha sido utilizado por la EPA y por los organismos estatales de medio ambiente para apoyar las decisiones de política de calidad del aire, siendo de gran utilidad para estudiar los problemas de contaminación atmosférica y crear estrategias de gestión de la calidad del aire. CMAQ proporciona una guía diaria del pronóstico del ozono emitida por el Servicio Meteorológico Nacional. Es una de las herramientas de modelado más respetadas de su género. Ver Figura 12.

Disponible en:

- ✓ Página oficial Centro CMAS (Versión 5.2)

<https://www.cmascenter.org/cmaq/>

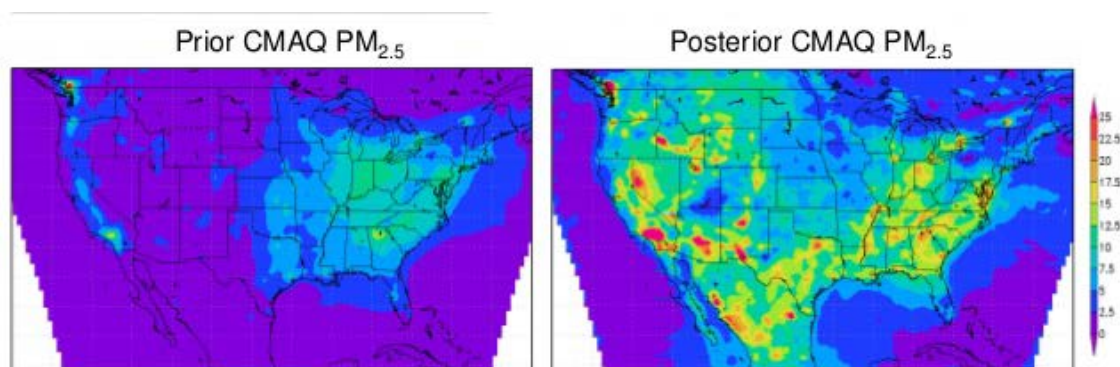


Figura 12: Simulación con CMAQ de concentraciones MP2.5 sobre América del norte (33).

Modelos que aplican a emergencias químicas

ALOHA

ALOHA (*Areal Locations of Hazardous Atmospheres*) es un software que ha sido diseñado inicialmente para responder a emergencias, mediante la estimación de atmósferas peligrosas asociadas a la emisión de alguna sustancia peligrosa. Simula la dispersión de una nube de gas, basándose en las características físico-químicas y niveles guía de exposición de la sustancia de interés, bajo condiciones particulares de emisión y meteorológicas. Dispone de una base de datos de aproximadamente 1000 sustancias químicas, pudiendo ser añadidas otras de interés.

ALOHA es capaz de simular escenarios desde cuatro tipos de fuentes de emisión (directa, evaporación desde charcos, tanques y tuberías), y modelar la dispersión mediante uno de los dos tipos de modelos simples que posee: Gaussiano (nubes neutras) y DEGA-DIS (nubes densas). Para el procesamiento de la información meteorológica, ALOHA solicita el ingreso de nueve parámetros atmosféricos, y en función de ello, la clase de estabilidad atmosférica se selecciona en forma automática por el software.

ALOHA muestra los parámetros estimados de la fuga, y permite definir las áreas (gráfica) en la que las concentraciones estimadas superan a los valores de referencia (LOC) ya sea por aspectos toxicológicos, inflamabilidad, o explosividad. Finalmente, es posible exportar la salida gráfica en formato *.kml y ser procesado por un SIG.

Una fortaleza adicional es que ALOHA permite estimar la concentración de la sustancia tóxica un punto geográfico a sotavento.

Disponible en:

- ✓ Página oficial de la U.S.EPA (Versión 5.4.7) - Gratuito

<https://www.epa.gov/cameo/aloha-software>

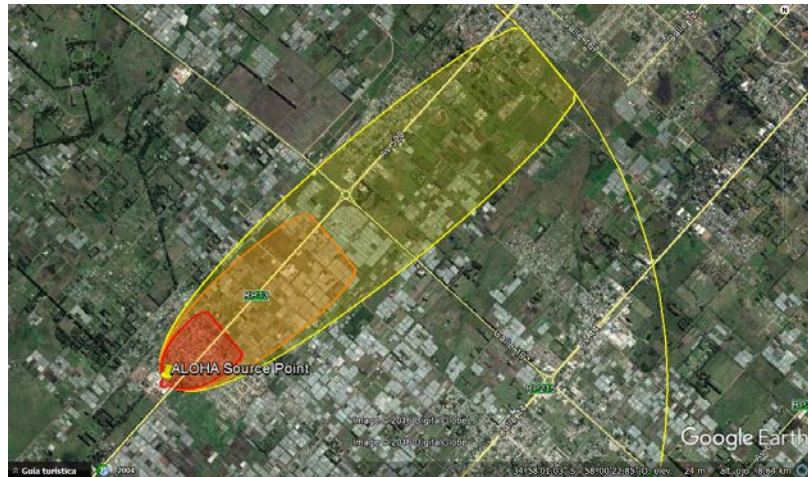


Figura 13: Atmósferas peligrosas estimadas con ALOHA para un escape de amoníaco desde un tanque receptor en un Frigorífico. Visualización con Google Earth.

PHAST

Este modelo numérico es una de las herramientas más completa, desarrollada para el análisis de amenazas. Analiza la evolución de un posible incidente, desde la descarga inicial, la dispersión del contaminante (gases neutros, gases densos, soluciones acuosas y mezclas de compuestos) y hasta los efectos potenciales, tóxicos o inflamables. Cuenta con una base de datos que incluye 60 compuestos tóxicos e hidrocarburos, además de la biblioteca con otros 1500 compuestos. El usuario define las condiciones de estabilidad, insolación y presión atmosférica. PHAST es capaz de simular escenarios acordes a emisiones características de más de seis tipos de fuentes (rotura de tanque, fuga por orificio, fuga de válvula, entre otras). PHAST estima zonas de amenaza (salidas textuales o gráficas) en las cuales se superan los niveles de referencia para toxicidad, inflamabilidad, radiación térmica o sobrepresión en el exterior. Dado que calcula parámetros como el tiempo de paso de la nube y la dosis, resulta de utilidad para valorar el daño a receptores.

Disponible en:

- ✓ Página oficial de DNV-GL - Comercial

<https://www.dnvgl.com/services/process-hazard-analysis-phast-1675>

Modelos receptores

Los modelos basados en receptores son procedimientos matemáticos o estadísticos para identificar y cuantificar las fuentes contaminantes del aire en el sitio receptor, a partir de las características químicas y físicas de los gases y partículas medidas. La información resultante del modelo se usa tanto en estudios sobre los efectos en la salud como en los planes de mitigación (34).

Actualmente se cuenta con una amplia variedad de modelos receptores, por lo que la elección del mismo depende del objetivo del estudio y la información disponible. A diferencia de los modelos de calidad del aire (de dispersión o fotoquímicos), los receptores no utilizan datos de emisiones, información meteorológica ni mecanismos de transformaciones químicas para estimar las contribuciones de las fuentes. Debido a esto, los modelos receptores se consideran un complemento natural de los modelos de calidad del aire.

Enfoques de los modelos

La diferencia principal entre los modelos radica en que los modelos de receptor se centran en las propiedades del medio ambiente en el punto de impacto, en oposición a los modelos de dispersión orientados a las fuentes que tienen en cuenta el transporte, la dilución y otros procesos que tienen lugar entre la fuente y el sitio de muestreo. (35)

A continuación se muestra una gráfica que simplifica el conocimiento requerido sobre las fuentes de contaminación para la elección del modelado del receptor:

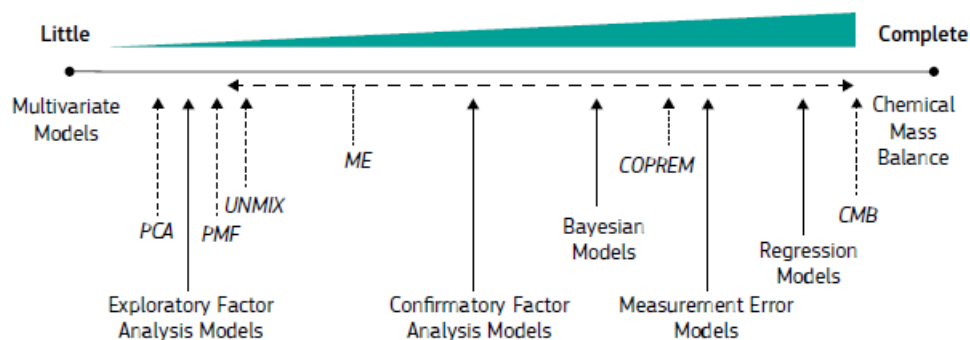


Figura 13: Conocimiento sobre las fuentes de contaminación requeridos para elección del modelo.

Requisitos y alcances

La aplicación de un modelo receptor es adecuada a escalas locales o meso escalas, debido a que en una mayor extensión solo identificaría un número pequeño de fuentes, siendo estas mezclas de todas las fuentes participantes (36).

Los principales requisitos de los modelos receptores incluye (35-36):

- El uso de valores de concentraciones medidas en el receptor (sitio de muestreo) como entradas al modelo (input).
- Una caracterización de las especies químicas de las muestras.

- La elección de un punto de muestreo representativo de la zona de estudio.
- el balance de masa química.
- La independencia lineal de los perfiles de las fuentes entre sí.
- La variabilidad nula de las composiciones de las emisiones de las fuentes el muestreo.
- La disponibilidad de información adicional para restringir la incertidumbre rotacional, propia de los modelos multivariantes.
- La igualdad numérica o diferencia negativa entre el número de fuentes y el número de especies analizadas.

Las principales fortalezas y limitaciones se describen a continuación:

- No depende de los inventarios de emisiones sino que utiliza los perfiles de origen que son requeridos en ciertos modelos.
- No requiere procesadores meteorológicos y químicos complejos.
- Requiere bajo costo computacional.
- Son utilizados principalmente en MP y rara vez en hidrocarburos y gases inorgánicos.
- Apropiado para escalas urbanas y regionales.
- No se consideran los procesos físicos y químicos en la atmósfera. Las especies químicas no reaccionan entre sí, cumpliéndose el principio de linealidad. Su aplicación con especies reactivas requiere términos correctores.

La aplicación de los modelos receptores requiere datos cuantitativos sobre concentraciones de contaminantes atmosféricos, buen conocimiento de los procesos que allí ocurren, buen dominio de la naturaleza química de las emisiones de las fuentes, y competencia en el uso de herramientas computacionales.

El buen desarrollo del modelo se basa en el cumplimiento del balance de masa para cada especie. Tanto las concentraciones como los perfiles resultantes deben ser no-negativos para tener sentido físico y las concentraciones de las componentes en las muestras y en los perfiles de las fuentes deben ser igual o menor a la concentración de entrada de dicha componente. En la distribución de fuentes, es importante tener la capacidad de poder distinguir entre un evento único con un perfil único y un episodio que se produce debido a la mayor contribución de una fuente ya considerada.

Estudio preliminar de la zona de interés

Perfiles de fuentes

Los perfiles químicos de las fuentes locales son de suma importancia en los estudios de la distribución de fuentes. Para una correcta interpretación y uso de estos modelos debe incluirse en el estudio, la caracterización de las fuentes más relevantes, ya sea experimental, de estudios previos, u obtenida de repositorios. La US-EPA ofrece un repositorio

de perfiles químicos SPECIATE (37). Se puede utilizar las estaciones de monitoreo orientadas a fuentes para caracterizar perfiles, siempre y cuando se consideren períodos de tiempo donde se demuestra la no influencia de otras fuentes. (35)

Selección de especies

Las especies químicas a incluir en el análisis deben seleccionarse de acuerdo con los objetivos del estudio, las características del sitio y las fuentes esperadas, teniendo en cuenta los recursos humanos, técnicos y financieros disponibles. (35)

A partir de las especies consideradas trazadoras o marcadoras de las fuentes, el usuario es capaz de caracterizar los perfiles obtenidos. La elección de estas especies dependerá de los contaminantes estudiados y los procesos de las fuentes existentes en el área de estudio.

Modelos disponibles

El PCA (*Principal Component Analysis*), el PMF (*Positive Matrix Factorization*) y el CMB (*Chemical Mass Balance*) constituyen tres de los modelos receptores de mayor uso y difusión (3). Los últimos dos desarrollados por la US-EPA y disponibles en el sitio web de la agencia (<https://www3.epa.gov/scram001/receptorindex.htm>). Estas técnicas necesitan diferentes grados de conocimiento sobre el número de fuentes en un sitio dado así como de los perfiles de origen. El CMB requiere de una base de datos de perfiles químicos para lograr distribuir correctamente las concentraciones medidas mediante un balance de masas, mientras que PMF genera internamente los perfiles de fuentes a partir de los datos ambientales.

Según estudios, se determinó que PMF y CMB son similares en cuanto a la correlación de la mayoría de las fuentes, las magnitudes de sus contribuciones y los perfiles obtenidos en los sitios receptores (36).

CMB

Basado en un método de mínimos cuadrados de varianza efectiva (EVLS) (37), la versión CMBv8.2 del software desarrollado por la US-EPA se encuentra disponible para Windows, es uno de varios modelos que se ha aplicado a problemas de calidad del aire durante las últimas dos décadas. Las soluciones de mínimos cuadrados ponderados resuelven el sistema descrito por un balance de masa entre la concentración ambiental de cada especie química y una suma lineal de productos entre perfiles de fuentes y sus contribuciones.

Como datos de entrada requiere los perfiles específicos de las fuentes potencialmente contribuyentes, idealmente experimentales, y los datos ambientales (concentraciones y sus incertidumbres) correspondientes de muestras analizadas recogidas en un solo sitio receptor. Su resolución se realiza mediante un modelo estadístico lineal, por lo que requiere un número de muestras relativamente pequeño, de tamaño inferior a 25 muestras por punto de medición.

Esta herramienta es útil en aplicaciones en las que los modelos de pluma gaussiana de estado estacionario son inadecuados, permitiendo confirmar o ajustar los inventarios de emisiones. (38)

Análisis multivariado

La técnica multivariante en modelos de receptores se aplica en diversas ciencias como la ecología, la quimiometría, la geología y la teledetección. En el campo de la calidad del aire busca solucionar el problema de la mezcla lineal general para las especies químicas conservadoras, es decir, aquellas que no sufren reacciones en la atmósfera pudiendo representarse mediante el principio del balance de masas.

Los métodos multivariados están basados en múltiples regresiones lineales usando el principio de una regresión lineal simple. Estos métodos tienen la ventaja de traer más información para influir en un resultado específico. Permiten al usuario tener en cuenta la relación continua entre varias variables, lo cual es imprescindible en estudios donde el control total es imposible. El principio es buscar un borde en el cual la contribución de una fuente es despreciable.

El foco del análisis multivariado está en las relaciones entre variables y no en factores individuales aislados. Como ventajas, se pueden destacar la interpretación en gran medida de la solución del análisis y de los datos de entrada mediante la visualización. Además, permite analizar simultáneamente más datos, proporcionando una mayor potencia estadística. Los modelos de regresión pueden dar mayor comprensión de la relación entre las variables.

El uso de estos métodos requiere un estudio previo de la zona de interés, siendo mayores los esfuerzos en conseguir un número de muestras altos cuando existe poca información. Si bien no se especifica un número mínimo de muestras, la estabilidad de sus soluciones aumenta con la cantidad de las mismas.

Algunos autores consideran que la restricción de la no-negatividad conlleva a pérdida de información, y piensan que este fenómeno debería ser analizado.

PCA

Este método está basado en la reducción de la información mediante la técnica estadística de análisis de componentes principales (38). No se cuenta con un software específico para su resolución pero está presente en programas comerciales de estadística como SPSS o en librerías libres como R y Python. El PCA busca la proyección de datos en términos de mínimos cuadrados, convirtiendo un conjunto de observaciones de variables correlacionadas entre sí en un conjunto de valores de variables sin correlación lineal. Éstas se conocen como las componentes principales y su número no puede ser mayor a la cantidad de variables involucradas. La lectura de los resultados requiere de un conocimiento del área de estudio, debido a que no se aplica la restricción de la no-negatividad.

Como se trata de un método multivariado se requiere de un elevado número de muestras por sitio receptor cuyos datos de entrada son las concentraciones correspondientes a las muestras analizadas.

PMF

Este método está basado en un análisis de factores mediante el algoritmo robusto de mínimos cuadrados (38). El software PMFv5.0 desarrollado por la US-EPA se encuentra disponible para Windows 7.0 y 8.0, para procesadores no menores a 2GHz y 1GB de memoria.

Análogamente al PCA, se requiere de un elevado número de muestras por sitio receptor. Los datos de entrada del software son las concentraciones de las especies identificadas y sus respectivas incertidumbres. Si no se cuenta con este último dato, el software los estima mediante una ecuación cuyo parámetro principal es el límite de detección de cada sustancia. (40)

Su desventaja radica en la restricción de la no-negatividad de los perfiles, pudiendo producir pérdida de información y/o la capacidad de análisis.

Comparación entre los modelos

Actualmente, en la gestión para la calidad del aire se considera que la herramienta más utilizada es el CMB siempre y cuando se cuente con un conocimiento detallado de las fuentes y perfiles de emisiones. En cambio, PCA y PMF son los más utilizados cuando se tiene un conocimiento cualitativo inicial de las fuentes presentes en el área de estudio pero poco conocimiento cuantitativo de las fuentes y sus emisiones. En consecuencia, CMB es más sensible al número de fuentes, mientras que PMF y PCA no se ven afectados. (36,39)

A continuación se presentan las ventajas y desventajas por método:

Tabla 3: Ventajas y desventajas para el CMB, PCA y PMF

Modelo receptor	Ventajas	Desventajas
CMB	<ul style="list-style-type: none">• Software distribuido gratuitamente por US-EPA.• La identificación de las fuentes y sus contribuciones tienen sentido físico.	<ul style="list-style-type: none">• Requiere perfiles de fuentes experimentalmente determinados localmente.• Incapacidad para determinar fuentes desconocidas.• Incapacidad para la distribución de aerosoles secundarios debido a que está preparado para analizar partículas primarias de las emisiones. Las especies secundarias se deben determinar por estequiometría.• Requiere tanto concentraciones especializadas, sus incertidumbres y los perfiles de emisión.• Su ejecución es relativamente lenta.
PCA	<ul style="list-style-type: none">• La identificación de las fuentes es relativamente rápida, no así las contribuciones de las fuentes.• No requiere de un software específico• Bajo requerimiento, solo necesita datos de las	<ul style="list-style-type: none">• La interpretación de las fuentes puede ser relativamente subjetiva. El usuario dilucida la naturaleza de cada fuente (factor) basándose en las especies trazadoras, las cuales pueden presentarse en más de un tipo.• Incapacidad para separar claramente fuentes proporcionales.• Los perfiles obtenidos pueden no te-

	concentraciones especializadas.	ner sentido físico, es decir, ser negativos.
PMF	<ul style="list-style-type: none"> • La identificación de las fuentes y su contribución es relativamente rápida. • Software distribuido gratuitamente por US-EPA • Capacidad de genera perfiles de fuentes internos. • Necesita datos de las concentraciones especializadas y sus incertidumbres. 	<ul style="list-style-type: none"> • La interpretación de las fuentes puede ser relativamente subjetiva. El usuario dilucida la naturaleza de cada fuente basándose en las especies trazadoras, las cuales pueden presentarse en más de un tipo. • Incapacidad para separar claramente fuentes proporcionales.

Tabla 4: Datos de entrada para CMB, PMF y PCA

	CMB	PMF	PCA
DATOS DE ENTRADA			
Concentraciones de las especies	X	X	X
Incertidumbres de las especies	X	X	-
Perfiles de emisión de las fuentes	-	-	-
Número de muestras por sitio	<25	~ 50	~ 50
Interpretación	objetiva	subjetiva	Subjetiva
Software específico	US-EPA	US-EPA	Comercial
Tiempo de ejecución	lento	rápido	rápido

En el análisis de diferentes literaturas, provenientes tanto del ámbito académico como de la gestión, puede encontrarse diversas aplicaciones de los que han sido mencionados software y escenarios de estudios. Algunos ejemplos se presentan en Chen et al (41), Jeong et al (42) y Barrera López (43).

Bibliografía

1. U.S.EPA. Air Quality Models. Disponible en: <https://www3.epa.gov/scram001/aqmindex.htm>, accedido en marzo 2017.
2. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural-MAPAMA. *Análisis de herramientas de evaluación de la difusión y comportamiento* de agentes químicos en el marco de la normativa de responsabilidad medioambiental. España. Disponible en: http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/Herramientas_de_evaluacion_de_difusion_y_comportamiento_de_agentes_químicos_tcm7-270598.pdf, accedido en marzo 2017
3. Zannetti, P. 1990. *Air pollution modeling: theories, computational methods, and available software*. Southampton: Computational Mechanics.
4. Hernández-Garcés A., Jáuregui-Haza U., González J.A., Casares-Long J.J., Saavedra-Vázquez S., Guzmán-Martínez F., Torres-Valle A. Lagrangian atmospheric dispersion model CALPUFF applications. *Ciencias de la Tierra y el Espacio*. 2016, 17 (1): 32-44, ISSN 1729-3790.
5. Jacobson, M.Z. (2005). *Fundamentals of Atmospheric Modeling*. 2nd Edition. U.S.A.: Cambridge University Press.
6. Castro, M.; Gonzalez, R. y Portela A. Parametrización de la capa límite atmosférica en los modelos numéricos de pronóstico meteorológico. *Física de la Tierra*, núm. 3. 103-138. Ed. Univ. Compl. Madrid, 1991.
7. Hernández-Garcés, A., Jáuregui-Haza, U., Souto-González, J. A., Casares-Long, J. J., Saavedra-Rodríguez, S., Guzmán-Martínez, F., Torres Valle, A. (2015). Estado actual de los modelos de dispersión atmosférica y sus aplicaciones. *UCE Ciencia. Revista de postgrado*.
8. Turner, D.B. *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates*, Environmental Protection Agency, Office of Air Programs, Research Triangle Park, North Carolina, 1970.
9. Martin D.O (1976) Comment On "The Change of Concentration Standard Deviations with Distance", *Journal of the Air Pollution Control Association*, 26:2, 145-147
10. Briggs, Gary A. 1973. *Diffusion estimation for small emissions: preliminary draft*. Oak Ridge, TN: Atmospheric Turbulence and Diffusion Laboratory.
11. Hanna, Steven R., Gary A. Briggs, Rayford P. Hosker, United States. Dept. of Energy. Office of Energy Research and United States. Dept. of Energy. Office of Health and Environmental Research. 1982. *Handbook on atmospheric diffusion: prepared for the Office of Health and Environmental Research, Office of Energy Research, U.S. Department of Energy*. [Oak Ridge, TN]: Technical Information Center, U.S. Dept. of Energy.
12. Jones, R.; Lehr, W.; Simecek-Beatty, D.; Michael Reynolds, R. 2013. ALOHA® (Areal Locations of Hazardous Atmospheres) 5.4.4: Technical Documentation. U. S. Dept. of Commerce, NOAA Technical Memorandum NOS OR&R 43. Seattle, WA: Emergency Response Division, NOAA. 96 pp.

13. Bachi, F.; Scarabino, A.; Giacomini, P. (2011) Introducción a CFD I: Uso práctico de FLUENT.
14. Dandrieux A, Dimbour JP, Dusserre G. (2006) J. Loss Prev. in Proc. Industries; 19: 683–689.
15. Beychok M. Fundamentals of stack gas dispersion. 3rd Ed. Irvine, CA, 1994.
16. Bird RB, Stewart WE, Lightfoot EN. (2002) Transport Phenomena. John Wiley & Sons.
17. Tominaga Y., Stathopoulos T. (2013). Atmospheric Environment; 79: 716-730
18. Blocken B, Tominaga Y., Stathopoulos T. (2013). Building and Environment; 64: 225–230
19. Capelli., L.; Sironi, S.; Del Rosso, R.; Guillot, JM. (2013). Atmospheric Environment; 79: 731-743.
20. Sanchez EY., Colman Lerner JE., Porta A., Jacovkis PM. (2013). Atm. Environment; 79: 486-494.
21. Sanchez E. Y., Colman Lerner J. E., Porta A. A, Jacovkis P. M. (2013). Atm. Environ.; 64: 47-55
22. Xiea, Z.T.; Haydenb, P.; Wood C.R. (2013) Atmospheric Environment; 71: 64-74
23. Labovský, J; Jelemenský L. (2011) Verification of CFD pollution dispersion modelling based on experimental data. Journal of Loss Prevention in the Process Industries 24: 166-177
24. Yang Y. and Shao Y. (2008) Numerical simulations of flow and pollution dispersion in urban atmospheric boundary layers. Environmental Modelling & Software 23:) 906-921.
25. Brown G. and Fletcher D. (2005) CFD Prediction of odour dispersion and plume visibility for alumina refinery calciner stacks. Process Safety and Environmental Protection, 83(B3): 231–241
26. Chu, A.; Kwok, R.; Yu K. (2005) Study of pollution dispersion in urban areas using Computational Fluid Dynamics (CFD) and Geographic Information System (GIS). Environmental Modelling & Software 20: 273–277.
27. Solazzo, S.; Vardoulakis, S.; Cai X. (2011) A novel methodology for interpreting air quality measurements from urban streets using CFD modelling. Atmospheric Environment 45: 5230-5239.
28. Murillo, C.; Munoz F.; Dufaud O.; Perrin L. (2013) Dust explosions: CFD modeling as a tool to characterize the relevant parameters of the dust dispersion. Chemical Engineering Science 104: 103–116.
29. Dixon, C. (2012) Gas dispersion with openfoam. Major Hazards Management Centre of Expertise. Copyright of Shell Research.
30. CIEMAT. Modelización de la contaminación atmosférica. Disponible en: <http://mca-remca.ciemat.es/MCAportal/portal.do?IDM=52&NM=3>, accedido marzo 2017
31. U.S.EPA. AP-42: Compilation of Air Emission Factors. Disponible en: <https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-compilation-air-emission-factors>, accedido en abril 2017.
32. Garcia F. (2015) Implementación experimental del sistema de modelado para la calidad del aire en Argentina WRF-CHIMERE-EDGAR. Unidad Emergencias Ambientales y CAEARTE-CONAE

33. Sousan, S.; Kumar, N.; Spak, S.; Beranek-Collins, A.; Carmichael, G.; Stanier, C. Use of surface measurements and MODIS aerosol optical depth for improved model-based PM_{2.5} prediction in the United States. Annual American Association for Aerosol Research Conference, Minneapolis, MN, October 26-30, 2009.
34. US-EPA. Receptor Modelling. <https://www.3.epa.gov/scram002/receptorindex.htm>. Accedido Marzo, 2017.
35. Belis C.A., Larsen B.R., Amato F., Haddad I.E., Favez O., Harrison R.M., Hopke P.K., Nava S., Paatero P., Prévôt A., Quass U., Vecchi R. and Viana M. (2014). European Guide on Air Pollution Source Apportionment with Receptor Models, JRC reference reports.
36. Viana M., Pandolfi M., Minguillón M.C., Querol X., Alastuey A., Monfort E. and Celades I. (2007). Inter-comparison of receptor models for PM source apportionment: Case study in an industrial area. *Atmospheric Environment*. 42 .2008. 3820–3832.
37. US-EPA, 1999. SPECIATE: EPA's repository of total organic compound and particulate matter speciated profiles for a variety of sources for use in source apportionment studies. U.S. Environmental Protection Agency OAQPS, Research Triangle Park, NC, 1999. <https://www.epa.gov/air-emissions-modeling/speciate-documentation>. Accedido Abril, 2017.
38. US-EPA, 1987. Protocol for applying and validating the CMB model (ed. Office for Air Quality Planning and Standards).
39. • or• evi• , D., Petrovi• , S., Reli• , D., & Mihajlidi-Zeli• , A. (2013). Applying receptor models UNMIX and PMF on real data set of elements in PM for sources evaluation of the sea coastal side region (Southeast Adriatic Sea). *Atmospheric Measurement Techniques Discussions*, 6(3), 4941-4969.
40. Paatero, P., Tapper, U., 1994. Positive matrix factorization: a non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics* 5, 111–126.
41. Chen, L. W. A., Watson, J. G., Chow, J. C., DuBois, D. W., & Herschberger, L. (2011). PM_{2.5} source apportionment: reconciling receptor models for US nonurban and urban long-term networks. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 61(11), 1204-1217.
42. Jeong, C. H., McGuire, M. L., Herod, D., Dann, T., Dabek-Zlotorzynska, E., Wang, D., & Evans, G. (2011). Receptor model based identification of PM 2.5 sources in Canadian cities. *Atmospheric Pollution Research*, 2(2), 158-171.
43. Barrera López, V. A. (2015). Caracterización elemental de pm 15 y pm 2.5 para la identificación de fuentes contaminantes en la ZMCM. Tesis de Maestro en Ingeniería (Ambiental). Universidad Nacional Autónoma de México.

CAPÍTULO 6

Contaminación intramuros

L.A. Massolo, G. Castagnasso

Introducción

En los países desarrollados cerca del 80% de la población habita en áreas urbanas y el resto en áreas rurales. Sin embargo, en los países en desarrollo este porcentaje es sustancialmente menor, aunque se espera que para el año 2025 el 62 % de la población mundial se concentre en ciudades. Argentina no escapa a este proceso. El área metropolitana de Buenos Aires y el Gran La Plata alberga más de un tercio de la población del país.

En tal sentido, la preocupación por la problemática de la contaminación ambiental se ha incrementado en los últimos tiempos, ya que se ha tomado conciencia de manera generalizada de sus consecuencias y no resulta sencillo controlar las diversas fuentes de emisión involucradas. Las principales causas de esta situación se deben al grado y tipo de desarrollo de la sociedad, con elevadas concentraciones de contaminantes en sectores urbanos e industriales, asociado a exigencias del avance tecnológico y a una mayor demanda de recursos primarios, principalmente energéticos y minerales.

Además de analizar la calidad del aire extramuros (aire ambiente) es importante considerar la calidad del aire intramuros (aire interior). Definimos la contaminación intramuros como toda emisión de sustancias y/o compuestos dentro de recintos cerrados como casas, colegios y oficinas, afectando la salud de quienes habitan o usan estos recintos.

Dado que en la actualidad el grado de confort desarrollado condiciona a los seres humanos a transcurrir más del 80 % en ambientes cerrados (hogares, oficinas), proceso acentuado en regiones de climas muy fríos, y que por otra parte, las fuentes de contaminantes intramuros son múltiples y de composición muy variable, puede resultar que algunos compuestos (como por ejemplo los orgánicos volátiles –VOCs-) alcancen una mayor concentración intramuros respecto a la del ambiente externo (1). En tal sentido la contaminación intramuros suele ser en algunos casos de mayor importancia en cuanto a efectos sobre la salud que la extramuros.



Los habitantes urbanos están sometidos a una significativa contaminación intramuros adicional a la contaminación extramuros

Según estimaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS), en 2012 casi 3000 millones de personas, la mayoría en países de ingresos bajos y medios, no tenían acceso a

servicios energéticos no contaminantes o modernos para cocinar, siguen dependiendo de combustibles sólidos (carbón vegetal o mineral, excrementos de animales y residuos agrícolas) que queman en cocinas y estufas de baja eficiencia y muy contaminantes, para cocinar y calentar sus hogares. Esto ha causado unos 4,3 millones de defunciones prematuras a nivel mundial. Además, se ha estimado que la contaminación del aire en los hogares causó 2,3 millones de defunciones en 2012. Por otra parte, otras 400.000 defunciones están relacionadas con la contribución de la contaminación del aire en los hogares a la contaminación atmosférica (2).

Si bien la mayoría de los estudios de contaminación intramuros han sido realizados en países desarrollados, las mayores concentraciones de contaminantes intramuros han sido encontradas en sitios con influencia urbana, industrial y rural en países en vías de desarrollo (3, 4). No obstante, no hay que despreciar la importancia de la contaminación extramuros y además se debe tener en cuenta que muchos contaminantes originados extramuros pueden penetrar en los ambientes intramuros.

La meta de la gestión de la calidad del aire está basada en proteger la salud y el ambiente. Esta meta reconoce que la calidad del aire debe permanecer en niveles que protejan la salud humana, pero también a los animales, plantas, ecosistemas, materiales y calidad estética.

Para lograr una meta de calidad del aire, es necesario desarrollar políticas y estrategias.



Se deberá contar con un marco político, normativo y administrativo que asegure una base para la toma de decisiones a efectos de reducir riesgos e implementar estrategias de disminución de la contaminación intramuros

La Agenda 21, en el capítulo 6 sobre los *riesgos para la salud derivados de la contaminación ambiental*¹, señala que en los programas de acción nacionales que reciben asistencia, apoyo y coordinación internacionales, se debería incluir:

Contaminación del aire en zonas urbanas:

- *Desarrollo de la tecnología adecuada para combatir la contaminación basada en la evaluación de riesgos.*
- *Desarrollo de la capacidad de control de la contaminación del aire en las grandes ciudades.*

¹ Agenda 21, cap. 6: Protección y fomento de la salud humana, 6.2, b. e) Reducción de los riesgos para la salud derivados de la contaminación y los peligros ambientales.
<http://www2.medioambiente.gov.ar/acuerdos/convenciones/rio92/agenda21/age6.htm>

Contaminación del aire en interiores:

- *Apoyo a la investigación y desarrollo de programas para la aplicación de métodos de prevención y control.*
- *Organización de campañas de educación sanitaria, especialmente en países en desarrollo.*

La mayoría de los estudios, controles, planes, programas estratégicos, normativa y políticas de gestión están dirigidos a la contaminación extramuros. Esto no resulta suficiente a la hora de realizar un diagnóstico y gestión de la calidad del aire dada la importancia de la contaminación intramuros para la salud de la población. Según estimaciones de la Agencia de Protección Ambiental estadounidense (US EPA) los niveles de contaminación en ambientes cerrados pueden llegar a ser de 10 a 100 veces más elevados que las concentraciones exteriores.

Principales contaminantes intramuros

A continuación, se presenta una breve descripción de los principales contaminantes que se pueden encontrar en ambientes intramuros. Tanto el tipo de contaminantes como la concentración de los mismos están influenciados por el grado de confort, el nivel de vida, las condiciones socioeconómicas y la influencia de la contaminación del aire extramuros de la zona.

Monóxido de carbono

El monóxido de carbono (CO) se produce cuando los combustibles que contienen carbono se queman en condiciones donde el oxígeno es limitado. Los motores de gasolina son la principal fuente de monóxido de carbono. Se trata de un gas incoloro e inodoro y este hecho hace que sea extremadamente peligroso ya que, las personas expuestas lo inhalan sin percibirlo produciéndoles la muerte, no obstante, en ambientes interiores suele estar acompañado de otros productos de combustión que poseen olores característicos. En el hogar, las calderas de gas defectuosas pueden liberar monóxido de carbono, también las estufas de carbón, braseros, hornos, el sistema de calefacción y el consumo de tabaco. Por tanto, la presencia de este contaminante en interiores está relacionada con:

- Garajes/cocheras
- Cocinas
- Calefacción
- Calentadores de agua,
- Toma inadecuada del aire exterior
- Humo de cigarrillo.

Efectos sobre la salud humana

El principal efecto para la salud es que provoca la asfixia de las personas expuestas ya que impide la oxigenación de la sangre. En el proceso natural fisiológico de la respiración, el aire es aspirado por los pulmones hasta los alvéolos donde el oxígeno del aire se combina con la hemoglobina de la sangre formando oxihemoglobina, que transporta el oxígeno a los tejidos.

Cuando existe presencia de CO, éste presenta mayor afinidad por la hemoglobina, casi 250 veces mayor que el oxígeno, formando carboxihemoglobina, lo que impide la correcta oxigenación de la sangre que circula por los tejidos. Si en la sangre, más del 50% de la hemoglobina se encuentra en forma de carboxihemoglobina se puede producir la muerte. A bajos niveles de exposición, el CO puede causar:

- Sensación de falta de aire, mareos ligeros.
- Náuseas
- Fatiga, Somnolencia,
- Dolor de cabeza, disnea.
- Fallos cardíacos y pulmonares, además de una reducción aguda de la tolerancia al ejercicio y aumento de los síntomas de la cardiopatía isquémica.
- Reduce la capacidad de la sangre para el transporte de oxígeno a los tejidos
- Efectos sobre el sistema nervioso central, fatiga, somnolencia, dolor de cabeza, disnea, fallos cardíacos y pulmonares

Datos: Tener una estufa de gas era equivalente a un aumento en el nivel medio de interior de $28 \mu\text{g m}^{-3}$ en comparación con hogares con estufas eléctricas (2).

Óxidos de nitrógeno

El término “Óxidos de Nitrógeno” (NO_x) normalmente se usa para agrupar un conjunto de formas oxidadas del nitrógeno en la atmósfera, principalmente óxido nítrico (NO) y dióxido de Nitrógeno (NO_2). El óxido nítrico reacciona con el oxígeno o el ozono en el aire para formar dióxido de nitrógeno. Cuando el dióxido de azufre está presente con el dióxido de nitrógeno, puede tener un efecto sinérgico aumentando el daño a niveles superiores que los producidos por la suma de los efectos individuales de ambos.

La presencia de NO_x está relacionada con la quema de combustibles, fuentes móviles (vehículos), procesos industriales y algunos procesos naturales (relámpagos, microorganismos del suelo). Los procesos de combustión emiten una mezcla de óxido nítrico (90%) y dióxido de nitrógeno (10%). A su vez, el óxido nítrico reacciona con otras sustancias químicas en el aire para convertirse en dióxido de nitrógeno.

En ambientes interiores las principales fuentes de emisión de NO_2 son:

- Artefactos a gas natural (las calefacciones, estufas y cocinas/hornos, termotanques)
- Humo de cigarrillo

Efectos sobre la salud humana

A concentraciones bajas, los óxidos de nitrógeno son irritantes del tracto respiratorio superior y de los ojos. En exposiciones prolongadas puede producir edema pulmonar. La exposición excesiva a puede causar efectos sobre la salud en la sangre, hígado, pulmón y bazo.

El dióxido de nitrógeno es también uno de los gases que contribuyen a la lluvia ácida que causa daños en la vegetación, a los edificios y contribuye a la acidificación de los ríos y arroyos. El NO₂ puede producir:

- Exacerbación de asma, reducción de función pulmonar en niños.
- Bronco constricción con un aumento de la reactividad bronquial, inflamación de las vías respiratorias y disminución de la defensa inmunológica, lo que aumenta la susceptibilidad a la infección respiratoria.

Recomendaciones de la OMS

Se recomienda una pauta de dióxido de nitrógeno en interiores de 1 hora de 200 µg m⁻³, de conformidad con las directrices existentes de la OMS sobre calidad del aire. Alrededor del doble de este nivel, los asmáticos presentan pequeños decrementos de la función pulmonar. Aquellos que están sensibilizados pueden tener pequeños cambios en la respuesta de las vías respiratorias a una variedad de estímulos ya a este nivel. Los estudios del ambiente interior no proporcionan evidencia de una guía interior diferente a la guía ambiental.

Se recomienda una pauta media anual de dióxido de nitrógeno en interiores de 40 µg m⁻³, de conformidad con las directrices existentes de la OMS sobre calidad del aire (4).

Óxidos de Azufre

La fuente primaria de óxidos de azufre (SO_x) es la quema de combustibles fósiles que contienen azufre, como el carbón, ya que reacciona con el oxígeno originando dióxido de azufre. Es, por tanto, un contaminante importante en el exterior, ya que es donde se encuentran la mayoría de las fuentes que lo originan. En ambientes interiores los niveles presentes son muy inferiores a los del exterior, siempre que no existan focos en el interior que lo originen como estufas de querosén, calderas o chimeneas. Por este motivo no es un contaminante que genere grandes problemas en interiores.

Sin embargo, la existencia de partículas produce un efecto sinérgico en presencia de dióxido de azufre, ya que la combinación de estas dos sustancias produce un efecto mayor que el de cada sustancia por sí sola. Los óxidos de azufre también contribuyen a la formación de lluvia ácida al igual que los NO_x.

Efectos sobre la salud humana:

El dióxido de azufre provoca la irritación de mucosas sobre todo ojos, nariz y garganta y es causante de enfermedades respiratorias como broncoconstricción y bronquitis. En personas sensibles expuestas como las asmáticas puede agravar los síntomas, si bien los efectos dependerán de la sensibilidad del individuo, siendo más sensibles los grupos de población más

vulnerables como ancianos, niños y sujetos con enfermedades respiratorias crónicas. Los efectos más importantes se producen cuando se introduce en el organismo humano adsorbido sobre el material particulado. Puede producir bronquitis y exacerbación de síntomas de asma.

Material Particulado

Las partículas en suspensión en el aire son una mezcla compleja de sustancias de distinta composición química y de diversa naturaleza física (suspensiones de sólidos o gotas de líquido) que presentan un tamaño variable que oscila desde 0,005 a 100 μm . En conjunto, las partículas pueden presentarse como hollín, nubes de polvo o neblina; aisladamente no pueden detectarse a simple vista. Los elementos que pueden encontrarse en las partículas son sumamente heterogéneos: carbón, hidrocarburos, sílice, sulfato de amonio, nitratos, metales como el plomo, hierro, aluminio o cadmio, polen, microorganismos, dioxinas, plaguicidas, etc. Debido a que la composición de las partículas es sumamente heterogénea no puede hacerse una valoración global de su toxicidad ya que dependerá del tipo de elementos que formen parte de su composición.

En general, las partículas más pequeñas tienen en su composición elementos más tóxicos, como metales pesados o compuestos orgánicos de capacidad carcinógena, como por ejemplo el Benzo-a-Pireno. Por tanto, las partículas finas, más pequeñas, son las que tienen efectos adversos sobre la salud de la población, ya que son las que pueden llegar a los alveolos pulmonares (1).

Normalmente, a estas partículas se las denomina partículas totales en suspensión (TSP) y agrupa a todas las partículas con diámetro que van desde menos de 0,1 micras a 100 micras, ya que las de tamaño superior se depositan por gravedad. Las TSP se expresan como MP, material particulado con un subíndice que hace referencia al diámetro de partícula, en peso de partículas por volumen aire (mgm^{-3} o μgm^{-3}).

Fuentes

En el exterior las principales fuentes están asociadas al tráfico (especialmente los vehículos diésel) no obstante otras fuentes de importancia son los procesos industriales, incineradoras, canteras, minería, emisiones de chimeneas, calefacciones de carbón; también el polvo procedente de las labores agrícolas, de la construcción de calles, o del paso de vehículos por caminos sin asfaltar, entre otras. También pueden tener un origen biológico como polen, esporas, bacterias y hongos.

Hay que tener en cuenta que el MP generado puede permanecer en la atmósfera exterior durante semanas, trasladarse cientos de kilómetros y penetrar en el interior de los locales, hogares e instituciones a través de los sistemas de ventilación, siendo esta una de las principales vías de ingreso de MP en los interiores. Además, hay que tener en cuenta que el MP se encuentra presente en casi todos los ambientes de interiores, procedente fundamentalmente de aparatos de combustión como ser quemadores, braseros (ampliamente utilizados como fuente de calefacción en hogares de bajos recursos) y el humo del tabaco.

Efectos en salud

El rango de tamaño que puede considerarse peligroso en relación a originar efectos sobre la salud humana y afectar la calidad del aire está comprendido entre 0,1 a 10 micras de diámetro ya que en general, estas partículas una vez inhaladas tienen mayor capacidad de penetración en el sistema respiratorio. De acuerdo al tamaño pueden penetrar y depositarse en distintas zonas del aparato respiratorio. Las partículas de 5 μm o más grandes se depositan en la región nasofaríngea, que es la región más alta. Las partículas de 1 a 5 μm son depositadas en la región traqueo-bronquiolar del pulmón, que es la región intermedia, de aquí pueden ser eliminadas por el moco mediante un movimiento tipo elevador a las regiones ciliadas superiores, desde donde se podrían eliminar por medio de estornudos o tos, y pueden pasar al tracto gastrointestinal (TGI). Las partículas de 1 μm y más pequeñas penetran a los sacos alveolares de los pulmones. Estas pueden ser absorbidas por la sangre o bien pueden ser eliminadas a través del sistema linfático o por medio de macrófagos alveolares, siendo su excreción considerablemente más lenta en comparación con las partículas de mayor tamaño. Los macrófagos alveolares son considerados la primera línea de defensa del organismo frente a agentes externos, ya que son los encargados de fagocitar y destruir agentes patógenos. Por lo tanto, estas funciones celulares se ven modificadas luego de la exposición a material particulado (5,6).

Los efectos sobre la salud dependen del tipo de partícula y su facilidad de penetración en el organismo. Entre estos síntomas están:

- Irritaciones e inflamaciones de vías respiratorias y ojos, (alveolitis, bronquiolitis, fibrosis)
- Mayor incidencia y agravamiento de enfermedades respiratorias y cardiovasculares.
- Aumento de la frecuencia de cáncer pulmonar a largo plazo.
- Enfermedades infecciosas.

Es de destacar que numerosos estudios científicos han asociado material particulado, especialmente partículas finas $<2,5 \mu\text{m}$ (solas o en combinación con otros contaminantes), con varios problemas de salud, por lo cual estudios sobre la relación causa-efecto han sido llevados a cabo por diversos grupos. En estos estudios se ha asociado a las partículas finas y muy finas ($<0,45 \mu\text{m}$) con el asma, los síntomas respiratorios agudos, la bronquitis crónica, el deterioro pulmonar, el incremento de admisiones hospitalarias, el aumento de consultas en salas de emergencia por asma y la muerte prematura (3, 7).

Amianto

Amianto o asbesto es el nombre común de un grupo de minerales de origen natural constituidos por silicatos de hierro, aluminio, magnesio y calcio, cuyas fibras son muy fuertes y resistentes al calor. Todas las variedades del amianto se caracterizan por ser buen aislante térmico, eléctrico y acústico, incombustible y resistente a altas temperaturas, propiedades que han hecho que fuese ampliamente usado en las décadas de los años 70 y 80.

Los principales tipos utilizados comercialmente son: crisotilo (90% del amianto utilizado), amosita y crocidolita o amianto azul. Ésta última es la variedad más peligrosa, por lo que en España está prohibido en todos sus usos desde el año 1987. Los lugares en los que podemos encontrar amianto, entre otros, son:

- Elementos estructurales: paredes, puertas, baldosas, fachadas de edificios, suelos de linóleo, tejados (como productos de fibrocemento).
- Recubrimientos y pinturas texturizadas.
- Sistemas de calefacción como aislante térmico en tuberías, calentadores y calderas.
- Conductos de ventilación.
- Cortafuegos en huecos de techo. Aislante en armazones de acero de edificios.
- Sistemas de agua sanitaria: cañerías de agua corriente y residual, válvulas, rebordes, juntas, depósitos de agua potable (como fibrocemento), cisternas de sanitarios
- Instalaciones eléctricas.

Efectos en salud

Las fibras de amianto están clasificadas toxicológicamente como carcinógeno de categoría 1 (IARC) siendo la vía de entrada al organismo, la respiratoria. La OMS establece que para los contaminantes de probado efecto cancerígeno no hay concentraciones de exposición segura y por tanto debe evitarse cualquier exposición al amianto.

El riesgo para la salud se produce al disgregarse en fibras que se dispersan al ambiente y que pueden ser inhaladas por las personas expuestas. El tamaño de las fibras de amianto oscila entre 3-20 micras y debido a su reducido tamaño, estas microfibras al ser inhaladas producen enfermedades pulmonares como la asbestosis o amiantosis distintos tipos de cáncer, principalmente de pulmón, aunque con menor frecuencia también pueden afectar a otros órganos. El riesgo de enfermedad aumenta con el tiempo de exposición. La asbestosis es una enfermedad crónica pulmonar debida a la inhalación de fibras de asbesto en el polvo del aire, ocasionando progresivamente micro cicatrices en el tejido alveolar produciendo un engrosamiento de la pleura. Los pulmones pierden progresivamente su capacidad de expandirse y contraerse, y de realizar el intercambio gaseoso entre el aire y la sangre. La asbestosis está directamente relacionada con la intensidad y la duración de la exposición a las fibras. Por lo general, transcurren menos de 10 años entre la exposición y la manifestación de la enfermedad.

No obstante lo anterior, siempre que el amianto permanezca integro (no libere fibras al ambiente) no supone un riesgo para la salud.

Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs)

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) son compuestos orgánicos constituidos por múltiples anillos tipo benceno, unidos en forma lineal, angular o ramificada. Por su baja solubilidad en agua, su lipofilia y su lenta degradación algunos son muy persistentes en la naturaleza, observándose que estas características aumentan con el tamaño de la molécula.

Fuentes

Los HAPs se originan tanto en diversos procesos naturales como antrópicos, por combustión de la materia orgánica en ambientes poco oxigenados. Los HAPs son compuestos semivolátiles que existen en la atmósfera en fase gaseosa o asociados a material particulado en suspensión, ya que en función de su baja presión de vapor, estos compuestos (especialmente aquellos con 5 o más anillos) rápidamente se adsorben a material particulado presente en procesos de combustión y en el aire). Las concentraciones de HAPs presentes en el material particulado están correlacionadas con el tamaño de las partículas, encontrándose los mayores niveles asociados a partículas menores a $2,5\ \mu\text{m}$ (8).

Entre las fuentes intramuros podemos mencionar:

- Calefacción con madera y carbón
- Cocción de alimentos (frituras, asados con carbón y leña)
- Velas e inciensos
- Humo de cigarrillo

Efectos sobre la salud humana

Es bien conocido que algunos HAPs son altamente mutagénicos y carcinogénicos. El compuesto más estudiado y que se usa habitualmente como indicador de riesgo carcinogénico asociado a HAPs en aire es el benzo [a] pireno (BaP), comprobado como mutagénico y carcinogénico para animales, y además se conoce que contribuye al desarrollo de cáncer en células humanas (7). Sobre la base de diversos estudios epidemiológicos, la OMS considera el BaP como un índice de carcinogenicidad por HAPs. Por otro lado, también es importante tener en cuenta que la exposición a HAPs individuales en ambientes tanto interiores como exteriores es muy limitada, usualmente encontramos mezclas complejas de HAPs, las cuales pueden tener efectos aditivos, sinérgicos o antagónicos con respecto a los compuestos individuales. Por lo tanto es importante analizar los efectos tóxicos y genotóxicos asociados a las muestras ambientales (9).

La genotoxicidad de los HAPs se activa mediante conversiones metabólicas, proceso denominado biotransformación. Este proceso comprende una serie de caminos metabólicos por medio de los cuales los tejidos incrementan la polaridad de un tóxico, convirtiendo a los compuestos lipofílicos en metabolitos hidrofílicos. Este es el mecanismo más común que usan los organismos para eliminar los tóxicos ambientales. En algunos casos, la biotransformación resulta en la producción de un metabolito que es más tóxico que el compuesto original; a este proceso se le denomina bioactivación, y es especialmente importante para el caso de ciertos compuestos genotóxicos. En los mamíferos los sistemas enzimáticos que catalizan la biotransformación de los xenobióticos están localizados mayoritariamente en el hígado; particularmente el citocromo P-450 cumple un rol fundamental en este proceso.

Los HAPs son metabolizados por este sistema, por lo tanto, necesitan ser bioactivados para ejercer su efecto genotóxico. El metabolismo del benzo[a]pireno se ha estudiado en detalle y considerado como modelo. Este compuesto tiene una región llamada región bahía -"bay-region"-, entre un ciclo benceno angular y el resto de la molécula, que muestra una alta

reactividad química. El paso inicial en el metabolismo del BaP es la formación de un epóxido (Figura 1.5). Este es transformado en un diol que sufre una segunda epoxidación, formando el (+)-anti-BP-7,8-diol-9,10-epóxido ((+)-anti-BPDE), que es considerado el principal carcinógeno capaz de formar aductos estables con el N2 de las bases nitrogenadas guanina y el N6 de las adeninas (10). Estos aductos causan cambios estructurales en el ADN, provocando una alteración en las funciones normales de la célula, como la transcripción y replicación. Además, si estos daños no se reparan los nucleótidos dañados pueden provocar mutaciones durante la replicación.

Recomendaciones OMS

Sobre la base de estudios epidemiológicos realizados en trabajadores de horno de coque, Para el cáncer de pulmón para las mezclas de HAP se estima una unidad de riesgo de contraer cáncer de pulmón de $8,7 \cdot 10^{-5}$ por ngm^{-3} de B[a]P. Esta es la directriz para HAPs en el aire interior. Las concentraciones correspondientes para la exposición a B[a]P produciendo un exceso de riesgo de cáncer de por vida de 1/10 000, 1/100 000 y 1/1 000 000 son aproximadamente 1, 2, 0,12 y 0,012 ngm^{-3} , respectivamente (4).

Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs)

Los compuestos orgánicos volátiles (VOCs in inglés) son un grupo de compuestos pertenecientes a diferentes familias químicas (alcoholes, aldehídos, cetonas, éteres de glicol, terpenos, etc.) que tienen en común su base química de carbono y la particularidad de volatilizarse en el aire en estado gaseoso a temperatura ambiente, de forma más o menos rápida. La OMS los clasifica por su punto de ebullición como (1):

- Volátiles entre 50 °C y 260 °C.
- Muy volátiles, si el punto de ebullición es inferior.
- Semivolátiles si es superior.

Los COVs son emitidos por diversas fuentes tanto de origen biogénico (natural) o antropogénico (humano), estando presentes tanto en el ambiente exterior como en el interior.

Fuentes

En el exterior las principales fuentes de emisión son debidas a los procesos de combustión en vehículos, hornos y a la emisión de ciertas industrias. En el ambiente interior las concentraciones de COVs están determinadas principalmente por las actividades humanas desarrolladas en el lugar, el tipo de vivienda, infiltración de aire exterior y frecuencia de ventilación. Dichos compuestos son ampliamente utilizados en la fabricación de productos como materiales decorativos y de construcción: pinturas, barnices, colas, limpiadores, madera, alfombras, telas, ambientadores, biocidas, etc. (1, 11).

En general, en los países desarrollados se observan concentraciones superiores de COVs en interiores que las existentes en el exterior. Esta situación también se observa en algunos países en vías de desarrollo con el agravante que muchos de los compuestos encontrados en elevadas concentraciones son cancerígenos. En función del tipo de material, la emisión de

estos compuestos variará tanto en su concentración, como en el tiempo de permanencia en el ambiente, siendo lo más habitual, su disminución de forma exponencial con el transcurso del tiempo. No obstante, también influirán factores ambientales como: temperatura, humedad, actividades y cambios en la ventilación del edificio.

Muchos de estos compuestos pueden causar un gran número de efectos indirectos en la salud, ya que son considerados precursores de ozono, interviniendo en reacciones químicas complejas en la atmósfera y, en particular, en la formación de oxidantes fotoquímicos y en su principal constituyente, el ozono, fenómeno conocidos comúnmente como “Smog de verano”. Además, en ambientes interiores, muchos de estos compuestos tienden a asociarse con otros compuestos presentes (por ejemplo, benceno con tolueno y xileno y D-limoneno con ozono) lo que dificulta el conocimiento de los efectos en salud de estas interacciones (aditivos, sinérgicos o antagónicos), así como el establecimiento de valores límite.

Resumen Fuentes

- Procesos de combustión (calefacción, cocción de alimentos)
- Cocción de alimentos (frituras, asados con carbón y leña)
- Velas e inciensos
- Humo de cigarrillo
- Muebles
- Alfombras, papel para pared
- Pinturas sintéticas
- Productos de limpieza
- Tintas, libros, diarios y revistas
- Insecticidas, repelentes, cosméticos
- Mohos (MCOVs)

Efectos sobre la salud humana

Sus efectos son, la mayoría de las veces, no bien conocidos y comprenden desde un alto grado de toxicidad, hasta efectos leves o desapercibidos. Esos efectos dependerán de la naturaleza de cada compuesto, y del grado y periodo de exposición. Así, los efectos atribuibles a diferentes compuestos van, desde la simple molestia olfativa, a náuseas, dolor de cabeza, vómitos, irritación de la piel y mucosas, etc. Entre los efectos más graves se encuentran los cancerígenos y mutagénicos. Algunos compuestos como el benceno o el cloruro de vinilo monómero, están asociados con la leucemia (exposición ocupacional) y los éteres de glicol (2-etoxietanol, 2-butoxietanol y 1-metoxi -2-propanol), pueden afectar a la reproducción y al desarrollo del feto.

La exposición a largo plazo a compuestos orgánicos volátiles puede causar lesiones del hígado, los riñones y el sistema nervioso central. La exposición a corto plazo puede causar irritación de los ojos y las vías respiratorias, dolor de cabeza, mareo, trastornos visuales, fatiga, pérdida de coordinación, reacciones alérgicas de la piel, náuseas y trastornos de la memoria.

El tolueno puede causar dolores de cabeza, confusión mental, somnolencia, etc., existe una clara preocupación, aunque sin evidencia científica, de que pueda ocasionar graves trastornos de carácter crónico por lesiones a nivel cerebral.

Según la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) de la OMS, el benceno, el 1,3-butadieno y el formaldehído entre otros, son carcinógenos en humanos. Las personas con mayor riesgo de afección a largo plazo por los citados compuestos son los trabajadores industriales que tienen una exposición ocupacional prolongada a los mismos, los fumadores y las personas expuestas por periodos prolongados a las emisiones del tráfico rodado. La inhalación de benceno se ha asociado con el desarrollo de un tipo particular de leucemia, llamada leucemia mieloide aguda.

Resumen efectos en la Salud

- Afección SNC: hexano, estireno, tolueno y xilenos
- Cáncer: benceno, tricloroetileno, naftaleno
- Irritación de ojos: acetona
- Alergias y eccemas
- Efectos sobre el desarrollo: xilenos

A continuación, se describen algunos VOCs cancerígenos representativos como benceno, tricloroetileno y formaldehído.

Benceno

El benceno en el aire existe predominantemente en fase vapor, con tiempos de residencia que varían entre un día y dos semanas, dependiendo del ambiente, el clima y la concentración de otros contaminantes.

El benceno encontrado en aire interior puede originarse en el aire exterior y también en fuentes interiores tales como materiales de construcción y muebles, garajes adjuntos, sistemas de calefacción y cocina, disolventes almacenados y diversas actividades humanas. Las concentraciones interiores también se ven afectadas por las condiciones climáticas y el tipo de cambio del aire debido a la ventilación forzada o natural.

Las concentraciones interiores se ven afectadas por los niveles al aire libre debido al intercambio de aire interior y exterior. Las concentraciones de benceno al aire libre se deben principalmente a las fuentes de tráfico y se ven afectadas por la estación y la meteorología. Otras fuentes al aire libre de benceno son las estaciones de servicios y ciertas industrias como las relacionadas con el carbón, el petróleo, el gas natural, los productos químicos y el acero. Los materiales utilizados en la construcción, remodelación y decoración son los principales contribuyentes a las concentraciones de benceno en interiores.

Ciertos materiales de mobiliario y materiales poliméricos tales como suelos de vinilo, PVC y caucho, así como alfombras de nylon y alfombras con respaldo de látex SBR, pueden contener niveles traza de benceno. El benceno también está presente en los muebles de aglomerado, madera contrachapada, fibra de vidrio, adhesivos para pisos, pinturas, paneles de madera, calafateo y removedor de pintura.

Por lo tanto, los nuevos edificios o los ambientes interiores recientemente redecorados se han asociado con altas concentraciones de benceno de materiales y mobiliario.

Los garajes adjuntos son una fuente potencial de vapor de gasolina debido a la evaporación y las emisiones de escape. Alrededor del 40-60% de benceno en interiores puede atribuirse a la presencia de un garaje adjunto, con concentraciones de benceno en interiores que aumentan a $8 \mu\text{gm}^{-3}$ cuando los garajes están conectados al ambiente principal de la casa. Se ha encontrado que las concentraciones de benceno de 44-167 μgm^{-3} están asociadas con el uso de estufas de querosén.

El benceno en interiores también está asociado con actividades humanas tales como limpieza, pintura, uso de productos de consumo y repelentes de mosquitos, fotocopias e impresión, almacenamiento y uso de disolventes y tabaco para fumar. El humo ambiental del tabaco (ETS) es considerado como una de las principales fuentes interiores de benceno. Por otro lado, las concentraciones interiores medidas en las oficinas son generalmente más altas que las medidas en edificios residenciales, debido a la presencia de fuentes tales como fotocopiadoras e impresoras.

Efectos

Los metabolitos responsables de la toxicidad del benceno aún no se entienden completamente. Se cree que los principales metabolitos tóxicos para la citotoxicidad y la inducción de la leucemia son la benzoquinona, el óxido de benceno y el muconaldehído. Al abordar el mecanismo de acción de la toxicidad del benceno, hay que considerar dos tipos de toxicidad, aguda y crónica (4).

Efectos agudos no carcinogénicos:

A niveles de exposición altos, el benceno actúa como un narcótico que deprime el sistema nervioso central y causa la sensibilización cardíaca. Se ha estimado que la exposición a 20.000 ppm (64.980 mgm^{-3}) durante 5-10 minutos es generalmente fatal y se asocia con isquemia cerebrovascular.

Efectos crónicos:

La alteración de la médula ósea es uno de los primeros signos de toxicidad crónica del benceno. La anemia aplásica es uno de los efectos más graves; las células madre nunca alcanzan su madurez. La anemia aplásica puede progresar a un síndrome mielodisplásico, y luego a la leucemia mieloide aguda.

Ejemplo de concentraciones encontradas en un caso de estudio

A continuación (Figura 1) se muestran valores de benceno de un estudio realizado en la zona de La Plata (Buenos Aires) y alrededores. En dicho estudio se consideraron cuatro zonas de análisis: industrial (I), urbana (U), semi-rural (SR) y residencial (R) (ver figura). En la zona de estudio se encuentra un importante Polo Industrial donde se asienta la refinería de petróleo más importante del país, varias industrias químicas y petroquímicas aledañas a la misma y producción de coque de petróleo.

Las mayores concentraciones de benceno, fueron halladas en el área industrial tanto intramuros como extramuros. Como ya se mencionó anteriormente, el benceno extramuros es originado fundamentalmente por las emisiones industriales y el tránsito vehicular. En aire intramuros los niveles de benceno se asocian al humo de cigarrillo y en algunos casos puede estar asociado al uso de kerosén para calefacción. Por tal motivo, y dado que las otras fuentes se encuentran también presentes en las otras zonas, en mayor o menor medida, la elevada concentración de benceno en la zona industrial se debe en aire extramuros a la presencia del Polo Petroquímico, mientras que los niveles intramuros están influenciados por los valores extramuros (1).

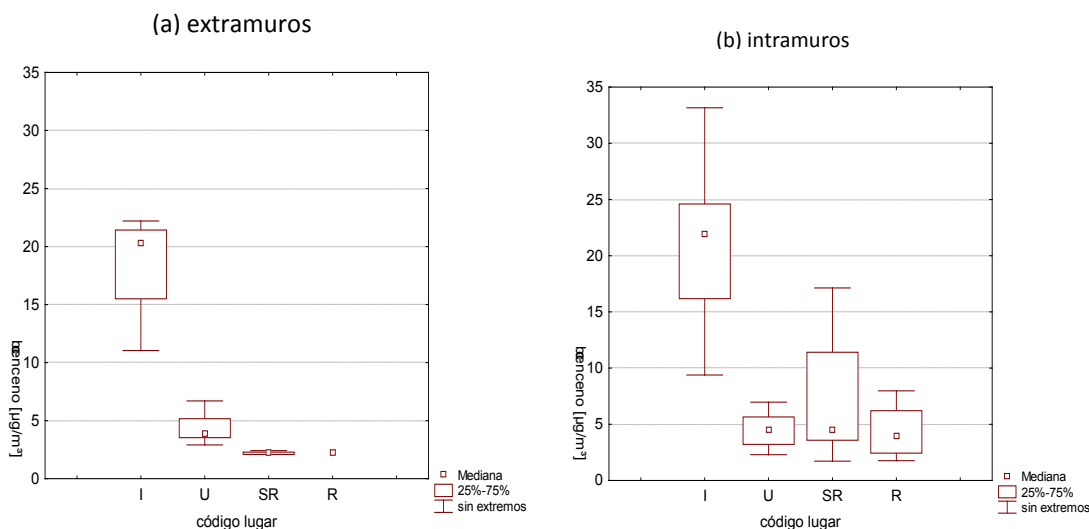


Figura 1: Distribución de benceno por lugar de muestreo extramuros e intramuros en La Plata y alrededores (1)

Tricloroetileno

El Tricloroetileno (TCE) es un líquido volátil, incoloro con un olor dulce etéreo (similar al cloroformo); La producción industrial estimada para 1990 era de 131 kilotoneladas en Europa, 79 kilotoneladas en los Estados Unidos y 57 kilotoneladas en Japón, comparado con 210, 121 y 82 kilotoneladas, respectivamente, en 1980.

Se utiliza ampliamente como disolvente industrial principalmente para el desengrasado con vapor y la limpieza en frío de partes metálicas (80-95% del consumo). Otras aplicaciones incluyen secado industrial limpieza, impresión, producción de tinta de imprenta, procesos de extracción, pintura producción e impresión textil.

Vías de exposición

La principal vía de exposición para la población general es la inhalación, pero la ingestión puede contribuir significativamente a la exposición total, en particular si el agua potable de consumo esta contaminadas. Debido a que el TCE puede volatilizarse rápidamente desde la superficie del agua, la contaminación de esta puede ser una fuente adicional de exposición en interiores, por ejemplo, la ducha o el uso de lavadoras y lavavajillas. El suelo contaminado

también puede contribuir a las concentraciones TCE vía intrusión de vapor (donde el TCE en el gas del suelo ingresa a los hogares a través de grietas en los cimientos) Las tres vías de exposición más importantes son la ingestión de agua, la absorción dérmica al ducharse y respirar aire interior (12, 13).

Fuentes de interior

Las personas pueden estar expuestas a TCE mediante el uso de barnices aplicados en madera, acabados, lubricantes, adhesivos, líquido de corrección de máquina de escribir, removedores de pintura y ciertos limpiadores, en los que se utiliza TCE como disolvente (14, 15). El uso de estos productos puede generar concentraciones elevadas en el aire de interiores, aunque, como se espera que se utilicen de manera intermitente en lugar de constantemente, las concentraciones tanto a corto plazo y medias a largo plazo son probablemente variables.

En una encuesta realizada en Alemania durante los años noventa, el TCE se detectó en aproximadamente el 40% de muestras de agua potable, con una concentración de más de 1 µg/l para el 5,5% de las residentes. En algunos países, se ha prohibido el uso de TCE como disolvente en la producción de productos alimenticios. En estudios realizados en los Estados Unidos, se ha encontrado que en la mantequilla y en la margarina tienen altos niveles de TCE (73 µg/kg en mantequilla y margarina), mientras que los productos de queso un nivel medio de 3,8 µg/kg (15).

El TCE es lipofílico y se ha detectado en leche materna en mujeres que viven en zonas urbanas, aunque no se dispone de datos cuantitativos (12). Es posible que esto pueda conducir a una alta ingesta diaria en los lactantes.

Efectos en la Salud

El IARC considera que el TCE es un carcinógeno probable desde 1995 (Grupo 2A, evidencia en humanos, pero suficiente en animales). La UE lo clasificó como cancerígeno categoría 2, frase de riesgo (puede causar cáncer) en 2001. La evaluación del IARC se basa en datos experimentales y en tres estudios de cohorte realizados en Finlandia, Suecia y el Reino Unido, los cuales demostraron un aumento del riesgo de varios cánceres incluyendo el hígado, el riñón y la bilis, cáncer de conducto y linfoma no Hodgkin (12).

La evidencia de Genotoxicidad y la consistencia entre ciertos cánceres observados en animales y en los seres humanos (en particular el cáncer de hígado), determina la carcinogenicidad en los animales. Además, los estudios epidemiológicos positivos y la plausibilidad de un riesgo de cáncer humano conducen a la recomendación de un enfoque de no-umbral es decir establecer una estimación del riesgo en lugar de un nivel seguro. Por lo tanto, se selecciona la carcinogenicidad (con el supuesto de genotoxicidad) como punto final para establecer el valor guía.

Como guía de calidad del aire interior la OMS (10) propone una estimación de la unidad de riesgo de $4.3 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \mu\text{g}^{-1}$, derivada del aumento de las células tumorales de Leydig (tumores testiculares) en ratas. Para concentraciones de TCE asociadas con un exceso de riesgo de

cáncer de por vida para 1/10.000, 1/100.000 y 1/1.000.000 son respectivamente 230, 23 y 2,3 μgm^{-3}

En síntesis, los efectos centrales son carcinogenicidad (hígado, riñón, conducto biliar y linfoma no Hodgkin), con el supuesto de genotoxicidad.)

Formaldehido

A temperatura ambiente, el formaldehido es un gas inflamable incoloro de olor penetrante característico. Entre sus propiedades fisicoquímicas se encuentran su capacidad de disolución en el agua, aunque por corto periodo de tiempo, y su degradación más o menos rápida en el aire, siendo sus productos de descomposición ácido fórmico y monóxido de carbono. El formaldehido no se acumula en plantas o en animales, y en los alimentos la cantidad apreciada no es significativa (se utiliza como conservante en la fabricación de aditivos gelificantes y en el proceso de ahumado o calentamiento a altas temperaturas de alimentos ricos en proteínas).

En el interior de los edificios, está a menudo presente en la estructura de las instalaciones y mobiliario de los edificios modernos, siendo sus concentraciones más elevadas en interiores que las que se encuentran en el exterior. La urea-formaldehído, espuma de aislamiento (UFFI), fue muy empleada en la construcción de casas hasta comienzos del decenio de 1980, aunque en la actualidad es rara su instalación. Las principales fuentes de exposición a formaldehído incluyen: aglomerados de madera, barnices, lacas, pegamentos, fibra de vidrio, alfombras, telas que no requieren planchado, productos de papel y ciertos productos de limpieza y desinfección.

Debido a las concentraciones extremadamente altas del formaldehído en el humo del tabaco, fumar constituye una fuente importante de este compuesto. Cocinas y hornos a gas y chimeneas abiertas al aire son también fuentes de exposición a formaldehído.

Estudios realizados en Canadá desde comienzos del decenio de 1990 indican la presencia de formaldehído en hogares en concentraciones que oscilan entre 2,5 y 88 μgm^{-3} , con un promedio de entre 30 y 40 μgm^{-3} (16).

Efectos en salud

La principal forma de exposición es la inhalación, también puede absorberse por contacto con la piel. Los principales efectos de la exposición aguda al formaldehído son la irritación de la conjuntiva ocular y de la mucosa del tracto respiratorio superior e inferior. Los síntomas son temporales y dependen del nivel y la duración de la exposición. La exposición a altas concentraciones de formaldehído puede causar quemaduras en ojos, nariz y garganta. A largo plazo, la exposición a concentraciones moderadas de formaldehído (exposición crónica) puede estar asociada a síntomas respiratorios y sensibilidad alérgica, especialmente en los niños. El contacto prolongado o repetido con la piel, da lugar a irritación y dermatitis.

A través de algunos estudios realizados en trabajadores de la industria, expuestos a concentraciones muy altas de este compuesto, parece observarse más casos de cáncer de la nariz y la garganta que lo esperado, sin embargo, otros estudios no han confirmado estos resultados. No obstante, los estudios experimentales en roedores sí confirman el riesgo en estos, a contraer cáncer de nariz. Por todo ello, el vapor de formaldehído ha sido clasificado

como carcinógeno para el ser humano por la OSHA, (Occupational Safety and Health Administration), IARC, y US EPA.

Otros contaminantes en interiores

Radón

El Radón se considera la fuente más frecuente de radiación natural. Es un gas radiactivo, sin olor ni sabor, que se genera naturalmente en la desintegración del uranio, que se encuentra en pequeñas cantidades en la mayoría de las rocas y en el suelo. También procede de las minas de fosfatos y de uranio, y de la combustión del carbón, pudiéndose adherir al polvo y a otras partículas presentes en el aire o pasar desde el suelo al agua subterránea.

El uranio se degrada lentamente a otros productos como el radio, que a su vez se degrada a radón, que, a su vez, sufre desintegración radiactiva transformándose en diferentes radioisótopos hasta llegar a uno estable, liberando radiación durante este proceso. Aunque la mayor cantidad del radón permanece en el suelo, una parte pasa a la superficie y de ahí llega al aire.

El radón que emana del suelo y rocas, se dispersa fácilmente en el exterior (vida media 3,8 días), pero tiene tendencia a concentrarse en espacios cerrados, sobre todo en sótanos y edificios, en los que es difícil su eliminación sin una ventilación adecuada, por lo que los niveles de radón en el aire exterior son muy bajos con respecto al ambiente interior. La exposición al radón para la mayor parte de la población tiene lugar principalmente en el interior de los edificios. Los niveles interiores dependerán de las características geológicas del terreno (niveles de uranio presentes y porosidad del suelo), de los materiales de construcción utilizados (granito, piedra pomez, pizarra de alumbre) y el grado de ventilación del edificio.

A partir de grietas, desagües, o en los cimientos de una vivienda, accede al interior de garajes, sótanos y a otras estancias en contacto con el suelo. En el caso de los materiales de construcción la emisión dependerá del tipo de material, la concentración de radio presente en los mismos, la porosidad del material y la preparación y acabado de las paredes. Por otra parte, el radón puede hallarse en agua de pozo en niveles elevados y en el gas natural del subsuelo. La combustión de gas natural en estufas sin chimenea, en calentadores o en otros aparatos puede producir un aumento del radón en interiores. En el caso de cuartos de baño, esta situación se puede agravar debido al radón contenido en el agua y el gas natural utilizado para el calentador de agua, si la ventilación no es suficiente.

Efectos en salud:

La IARC lo clasifica como carcinógeno del Grupo 1 (cancerígeno probado en humanos). La exposición a niveles altos de radón puede producir cáncer de pulmón y un aumento de la incidencia de enfermedades pulmonares como enfisema y fibrosis pulmonar. Así mismo, la incidencia a enfermedades pulmonares aumenta a medida que se incrementa la exposición al radón y el consumo de tabaco. No hay límite de concentración por debajo del cual la exposición no presente ningún riesgo. Incluso bajas concentraciones de radón suponen un riesgo de

cáncer de pulmón. Recientemente la OMS ha publicado un manual "*Who Handbook On Indoor Radon: A Public Health Perspective*", que ofrece una perspectiva internacional sobre radón residencial como un problema de salud pública (17).

Dicho documento se centra en proporcionar información sobre la selección de dispositivos para medir los niveles de radón y sobre los procedimientos para dicha medición, así como, medidas de prevención y control para reducir el riesgo del radón en la salud de la población.

Humo de tabaco

El humo de tabaco (HAT) también denominado humo de tabaco ajeno, es la combinación del humo que procede de un cigarrillo ardiendo (pipa o cigarro) denominado humo de flujo lateral (HL) y del humo exhalado por el fumador o humo de flujo central (HC).

Se define como humo ambiental del tabaco (HAT) al material presente en el aire interior procedente del humo del tabaco. Por tanto, el HAT es el resultado de la combustión "libre" del cigarrillo ("corriente lateral") mas el humo exhalado por los fumadores ("corriente principal"). Según estudios científicos realizados al respecto, ambas "corrientes" tienen importantes diferencias, poco relevantes desde el punto de vista ambiental, puesto que lo preocupante es la "mezcla". Dado que la misma es una compleja combinación de sustancias (por encima de 4.700) en las que se incluyen gases y partículas, de las cuales hay 243 que se conocen y pueden causar cáncer, por lo que constituye una forma de contaminación interior muy toxica (tanto para los no fumadores como para los fumadores).

El HAT está formado por una fase gaseosa, en la que se encuentran unos 400-500 componentes de los 4.000 que lo componen, y una fase de partículas donde se hallan suspendidas más de 3.000 millones, cuyo diámetro oscila entre 0,1-1 micras. Los elementos más importantes en la fase gaseosa son monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), óxidos de nitrógeno (NOx), amoniac (NH₃), diversas nitrosaminas volátiles, aldehídos y cetonas. Los constituyentes más relevantes de la fase de partículas son nicotina, agua y alquitrán, el cual no es otra cosa que el residuo que queda tras la extracción del agua y la nicotina de dicha fase particulada. Los alquitranes contienen un gran número de compuestos entre los que destacan los hidrocarburos aromáticos policíclicos, diversos metales, elementos radioactivos, fenoles y nitrosaminas volátiles.

Efectos en salud

El tabaco ocupa el cuarto lugar entre los factores de riesgo de enfermedades más comunes. La exposición al humo ambiental de tabaco (HAT) es un reconocido factor de riesgo para la salud, tanto en ambientes cerrados como en el interior de los edificios. Está demostrada su nocividad a partir de 2.3 µg nicotina/m³ de aire. Esa concentración se alcanza con suma facilidad en cualquier lugar donde no esté expresamente prohibido fumar. La OMS indica que el tabaco es la segunda causa principal de mortalidad, clasificando al HAT como carcinógeno humano conocido. Alemania y Finlandia lo han clasificado como carcinógeno profesional. El Consejo de la Unión Europea estimó según ciertos cálculos manifiestos que, en 2002, 7.300 adultos, entre ellos 2.800 no fumadores murieron como consecuencia de la exposición HAT en el lugar de trabajo en la UE.

Otras 72.000 muertes de adultos, entre ellas las de 17.400 no fumadores, estaban relacionadas con la exposición HAT en el hogar.

Numerosos estudios han vinculado el consumo de tabaco con el cáncer de pulmón, afecciones cardiovasculares, enfisema y otras enfermedades. Los efectos demostrados del HAT son:

- Cáncer de pulmón.
- Enfermedades cardiovasculares.
- Afección del estado de salud de los no fumadores e incremento del daño en fumadores.

En niños, los efectos demostrados del HAT son:

- Neumonías.
- Bronquitis y bronquiolitis.
- Otitis media.
- Asma: Aumento del número y gravedad de los brotes y, posiblemente, este relacionado con el síndrome de muerte súbita del lactante.
- Retraso del crecimiento intrauterino.

Bio-contaminantes

La exposición a agentes biológicos en los ambientes interiores es un problema emergente, debido a su frecuente implicancia como uno de los cofactores que pueden explicar el aumento constante de las enfermedades respiratorias, asmáticas y alergias, en grupos de población especialmente vulnerables. Por esta razón, en las políticas de investigación de Organismos Sanitarios de prestigio como la OMS, una de las líneas prioritarias son los estudios centrados en la relación entre la exposición a contaminantes biológicos y el desarrollo o la aparición de alergias o problemas respiratorios en los niños.

La correlación entre agentes patógenos en ambientes interiores y enfermedad está ampliamente documentada. Sin embargo, debido a su gran diversidad, se requiere seleccionar y priorizar estos según el ámbito y niveles de exposición y patogenicidad, al objeto de su prevención y control, por ejemplo en hospitales, infecciones nosocomiales, aspergilosis e influenza A (H1N1).

La presencia y multiplicación de agentes patógenos en el medio ambiente son atribuibles en la mayoría de los casos, al exceso de humedad y la falta de ventilación, por lo que el control de estos parámetros se estima ha de ser prioritario, no siendo recomendable en principio investigar agentes específicas: bacterias, virus y parásitos principalmente, salvo que se presente una patología concreta en los usuarios y sea necesario su investigación y control. Según las premisas anteriores, la OMS en sus Directrices para la calidad del aire interior: humedad y moho, recomienda la vigilancia de los siguientes parámetros y agentes, con objeto de abordar medidas eficaces para el control de los riesgos para la salud causadas por agentes biológicos (18):

- Humedad y Ventilación.
- Alérgenos: Ácaros del polvo doméstico, Alérgenos de animales domésticos.
- Hongos y Levaduras.

Humedad y Ventilación

La humedad es uno de los mejores indicadores de riesgo para patologías asociadas al ambiente interior. Se trata de un parámetro relevante en el desarrollo y multiplicación de los microorganismos, además de potenciar el inicio de procesos químicos y/o de degradación biológica de los materiales, lo que a su vez agrava el problema. Una ventilación adecuada es un importante factor para el control de la humedad y prevención de la condensación. El hacinamiento y la falta de aportación de aire fresco, son factores que favorecen la transmisión de agentes infecciosos. También, el tipo de sistema de ventilación/climatización juega un papel preponderante en el riesgo de proliferación microbiológica, en su dispersión en el ambiente y en su transmisión a las personas expuestas. La mayoría de edificios comerciales y oficinas, disponen de sistemas mecánicos de suministro de aire fresco el cual puede ser filtrado, calentado o enfriado y en ocasiones humidificado. En estos equipos se pueden dar las condiciones idóneas para el crecimiento y dispersión de los microorganismos, si disponen de elementos nutritivos, y el pH y la temperatura son óptimos.

Las principales fuentes de contaminación biológica relacionados con los sistemas de ventilación/climatización son: el aire exterior (granos de polen, bacterias, esporas fúngicas, etc.), los sistemas de filtración, el sistema de refrigeración, los humidificadores, los materiales porosos (conductos, aislantes acústicos, etc.) y el aire del interior (principalmente aerosoles generados por las personas ocupantes).

La inadecuada ventilación está fuertemente asociada con efectos adversos para la salud: Síndrome del Edificio Enfermo, infecciones, asma, etc., además de reducir el rendimiento en el trabajo y la capacidad de aprendizaje de los estudiantes en las escuelas. En general, la ventilación debe ser vista como la solución para la mayoría de los problemas de la calidad del ambiente interior.

Alérgenos de origen biológico

Un alérgeno es cualquier sustancia que el cuerpo percibe como una amenaza. Los expertos tienen identificados hasta 300 productos presentes en el medio ambiente de interiores con gran poder alergénico en las personas susceptibles, entre estos los más frecuentes son: excrementos de los ácaros del polvo, mohos, caspa animal y restos y detritus de cucarachas. El polvo es el origen de muchos trastornos alérgicos dado que en su composición entran a formar parte partículas pequeñas que incluyen: polen, mohos, fibras de tejido y caspa.

También pueden causar alergia diferentes compuestos químicos como los isocianatos (pinturas y barnices), poliuretano y otros productos utilizados a nivel industrial. Los tipos más comunes de alérgenos biológicos en interiores incluyen: ácaros del polvo, alérgenos de mascotas y cucarachas y hongos.

La capacidad de desarrollar síntomas en las personas expuestas depende de la naturaleza del agente, de la carga contaminante y de la susceptibilidad de las personas expuestas.

La sensibilidad varía con la predisposición genética (por ejemplo, las reacciones alérgicas no siempre se producen en todos los individuos), edad, estado de salud, y las exposiciones simultáneas. Por estas razones, y porque las mediciones de la exposición no están normalizadas y los marcadores biológicos de exposición a los alérgenos son en gran parte

desconocidos, es difícil determinar niveles de exposición para las personas en general. Los síntomas son variables, y en muchos casos poco conocidos, siendo los más comunes: rinitis, conjuntivitis, tos, dolor de cabeza, fatiga y crisis asmáticas. El asma es una enfermedad inflamatoria de las vías respiratorias, caracterizada por la aparición de "crisis", que son episodios con dificultad para respirar (disnea), tos, respiración sibilante, etc., y cuyos brotes se producen con mayor frecuencia en los niños. Su origen se considera multifactorial.

Mohos

La presencia de muchos agentes biológicos en el ambiente interior se debe a la humedad y a una ventilación inadecuada (18). El exceso de humedad en casi todos los materiales de interior conduce al crecimiento de microbios, tales como moho, hongos y bacterias, que posteriormente emiten esporas, células, fragmentos y compuestos orgánicos volátiles en el aire interior. Los mohos se reproducen mediante esporas; las esporas son invisibles a simple vista y flotan en el aire exterior e interior. Las esporas de mohos se hallan normalmente presentes en el aire exterior e interior. El moho puede crecer al interior cuando las esporas caen sobre superficies mojadas y/o húmedas.

Los mohos producen alérgenos (sustancias que causan reacciones alérgicas), irritantes y, en ciertos casos, sustancias posiblemente tóxicas (micotoxinas). Además, la inhalación o tocar moho o esporas de moho puede causar reacciones alérgicas en personas sensibles, las que pueden incluir síntomas febriles, tales como los estornudos, goteo nasal, ojos rojos y la erupción cutánea (dermatitis). La exposición al moho puede irritar los ojos, la piel, la nariz, la garganta y los pulmones de personas alérgicas y no alérgicas. No obstante, lo anterior los agentes causantes de efectos adversos para la salud no han sido identificados de manera concluyente, pero un nivel excesivo de cualquiera de estos agentes en el ambiente interior es un riesgo potencial para la salud (19).

Varios estudios realizados en los Estados Unidos (20) estimaron que la prevalencia de humedad o moho en las casas era de aproximadamente el 50%.

Hay pocos estudios realizados en países en vías de desarrollo, pero la estimación de que la prevalencia de humedad o mohos puede exceder el 50% el crecimiento microbiano puede dar lugar a un mayor número de esporas, fragmentos celulares, alérgenos, micotoxinas, endotoxinas, ²-glucanos y compuestos orgánicos volátiles en el aire interior.

La humedad y el moho pueden ser particularmente frecuentes en viviendas mal mantenidas correspondientes a personas de bajos ingresos. Algunas especies de mohos intramuros producen MVOCs, más de 150 compuestos fueron determinados. En tal sentido se han encontrado asociaciones significativas entre exposición a MVOCs y disminución de la función pulmonar.

Acciones y estrategias de mitigación

- Incrementar el nivel de conciencia de todos los actores relevantes (sector público, privado y ciudadanía en general)
- Fomentar mayores estudios para caracterizar y mejorar la calidad del aire en ambientes interiores

- Mediciones sistemáticas y confiables de los contaminantes atmosféricos intramuros
- Introducir incentivos importantes a la reducción de emisiones
- Programa de mejoramiento y fiscalización de la calidad de combustibles utilizados en los hogares
- Generar políticas que eviten el uso de carbón y querosén como combustible en los hogares
- Políticas para el período de transición de las prácticas actuales al uso de combustibles y tecnologías energéticas no contaminantes en los hogares, en las que se reconoce la necesidad temporal de aplicar medidas intermedias adaptadas a los hogares rurales y de ingresos más bajos que dependen de los combustibles sólidos
- Mejora de los criterios en la construcción y diseño de viviendas, edificios y oficinas (eficiencia térmica, control de humedad, disminución de las emisiones de contaminantes)
- Requerimientos tecnológicos para equipos térmicos de calefacción, baño y cocina (sistemas de certificación)
- El control del humo del cigarrillo en espacios públicos intramuros
- Etiquetado de productos
- Considerar la contaminación intramuros en la legislación vigente

Bibliografía

1. Massolo L. (2004). "Exposición a contaminantes atmosféricos y factores de riesgo asociados a la calidad de aire en La Plata y alrededores". Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, UNLP. Publicada on line en <http://sedici.unlp.edu.ar/>
2. OMS, Organización Mundial de la Salud (2014). Directrices de la OMS sobre la calidad del aire de interiores: quema de combustibles en los hogares. <http://www.who.int/phe/publications/indoor-air-quality/es/>
3. WHO, World Health Organization, European Commission (2002) Guidelines for concentration and exposure-response measurement of fine and ultra fine particulate matter for use in epidemiological studies. Ed. Schwela D, Morawska L, Kotzias D.
4. WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. Bonn: Organización Mundial de la Salud; 2010 (http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0009/128169/e94535.pdf)
5. Soukup J, Ghio A, Becker S (2000) Soluble components of Utah Valley particulate pollution after alveolar function in vivo and in vitro. *Inhalatory Toxicology* 12:401-414
6. Peña E., Carter D., Ayala Fierro F (2001). Toxicología ambiental. Evaluación de riesgos y restauración ambiental. Southwest hazardous waste program, College of Pharmacy, University of Arizona. <http://superfund.pharmacy.arizona.edu/toxamb/>
7. WHO, World Health Organization (2000). Guidelines for Air Quality. Geneva. Disponible on line: <http://www.who.int/peh/>
8. Rehwagen, M; Müller, A; Massolo, L; Herbarth, O; Ronco, A. Polycyclic aromatic hydrocarbons associated to particles in ambient air from urban and industrial areas. *Science of the Total Environment*. 348, 199– 210. ISSN: 0048-9697. Editorial: Elsevier, 2005.

9. Casarett & Doull's. (1996) Toxicology, fifth edition. McGraw-Hill, International Edition. unit 6, chapter 28; unit 7, chapter 34.
10. Penning T (1993) Dihydról Dehydrogenase and its role in Polycyclic Aromatic Hydrocarbon metabolism. *Chemical and Biology Interactions* 89:1-34.
11. Colman Lerner JE, Kohajda T, Aguilar M, Massolo L, Sánchez EY, Porta A, Opitz P, Wichmann G, Herbarth O, Mueller A. "Improvement of health risk factors after reduction of VOC concentrations in industrial and urban areas". *Environmental Science and Pollution Research*. Publicado on line: <http://link.springer.com/article/10.1007/s11356-014-2904-x>. 2014.
12. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological profile for trichloroethylene. Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, 1997.
13. Draft guidance for evaluating the vapor intrusion to indoor air pathway from groundwater and soils (subsurface vapor intrusion guidance). Washington, DC, US Environmental Protection Agency, 2002.
14. Sources, emission and exposure for trichloroethylene (TCE) and related chemicals (2001). EPA/600/R-00/099 March 2001. National Center for Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency. <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=21006>
15. Bonvallot N., P.Harrison, M. Loh. (2010). Trichloroethylene. In: WHO Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants, Chap. 8. World Health Organization Regional Office for Europe. Denmark. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK138713/>
16. Health Canada 2005. Proposed residential indoor air quality guideline for formaldehyde. 31 p. <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/residential-indoor-air-quality-guideline-formaldehyde.html>
17. WHO (2009). "Who Handbook On Indoor Radon: A Public Health Perspective". Edited by H. Zeeb, and F. Shannoun. Switzerland (Geneve). http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44149/1/9789241547673_eng.pdf
18. WHO guidelines for indoor air quality: dampness and mould. Bonn: Organización Mundial de la Salud; 2009. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0017/43325/E92645.pdf
19. Indoor Air Pollution: An Introduction for Health Professionals (2015). American Lung Association, the American Medical Association, the U.S. Consumer Product Safety Commission, and the U.S. environmental Protection Agency.
20. Mudarri D., Fisk W. (2007). Public Health and Economic Impact of Dampness and Mold. *Indoor Air*, 17(3):226-35.

CAPÍTULO 7

Gestión y diagnóstico de la calidad de aire

G. Castagnasso, L. A. Massolo

Introducción

Se considera que el aire limpio es un requisito básico de salud y de bienestar humano. Sin embargo, su contaminación sigue representando la amenaza más importante para la salud en todo el mundo. En 2012 unas 7 millones de personas murieron, 3,7 millones relacionadas a exposición a la contaminación de aire de exteriores, (11,6% de todas las muertes mundiales) como consecuencia de la exposición a la contaminación atmosférica (OMS Ginebra 2016).

Las nuevas estimaciones no solo se deben a un conocimiento más amplio de las enfermedades provocadas por la contaminación atmosférica, sino también a una mejor evaluación de la exposición humana a los contaminantes gracias a más mediciones y mejora en las tecnologías. Ello ha permitido a los científicos analizar más pormenorizadamente los riesgos para la salud asociada con los contaminantes presentes en el aire.

Muertes debidas a la contaminación atmosférica, desglose por enfermedad:

40% cardiopatía isquémica;

40% accidente cerebro-vascular;

11% neumopatía obstructiva crónica;

6% cáncer de pulmón; y

3% infección aguda de las vías respiratorias inferiores en los niños.

En el año 2013 el Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer determinó que la contaminación del aire exterior es carcinógena para el ser humano, y que las partículas del aire contaminado están estrechamente relacionadas con la creciente incidencia del cáncer, especialmente el cáncer de pulmón, aunque también del cáncer de vías urinarias y vejiga.

La contaminación atmosférica es a menudo una consecuencia de políticas que no son sostenibles en sectores como el del transporte, la energía, la gestión de desechos y la industria pesada. Una adecuada gestión mejora la salud pública, ya que la contaminación está asociada con el incremento de pacientes ambulatorios, de ingresos a hospitales y de mortalidad debido a enfermedades respiratorias y cardiovasculares. Además a largo plazo es más económico aplicar estrategias que den prioridad a la salud debido al ahorro en los costos de la atención

sanitaria y los beneficios para el clima. (Dr. Carlos Dora, Coordinador de la OMS en el Departamento de Salud Pública, Medio Ambiente y Determinantes Sociales de la Salud)¹.

Los logros obtenidos en la gestión de la calidad del aire, en muchos países en desarrollo, respaldan su creciente bienestar económico y social. Por ello desde el punto de vista de la Gestión en Materia de Salud pública y Calidad de Aire, se establecen distintas estrategias de control hacia los generadores de emisiones gaseosas, Normas y Niveles guía para contaminantes en aire, además de articular medidas con múltiples entidades tanto públicas como privadas con el objetivo de salvaguardar la salud como así también el medio ambiente; entendiendo que sin aire limpio, el desarrollo económico adecuado se vuelve prácticamente imposible y los conflictos sociales, inevitables.

Normas y Niveles Guía

Las Normas son límites que deben cumplirse bajo apercibimiento de sanciones legales que corresponda por su incumplimiento.

Los Niveles Guía corresponden a valores de contaminantes a los cuales se debe procurar no sobrepasar para lo cual se deben hacer todas las acciones de adecuación y/o mitigación ya sea en emisión o en calidad de aire dependiendo del nivel guía en cuestión.

En ambos casos pueden corresponderse a concentraciones o caudales máxicos en caso de tratarse de emisiones canalizadas bajo conductos o valores en calidad de aire.

Norma de Calidad de Aire

Dispositivo legal que establece el límite máximo permisible de concentración de un contaminante del aire durante un tiempo promedio de muestreo determinado, definido con el propósito de proteger la salud y el ambiente.

A continuación (Figura 1) se presentan los contaminantes normados en la Provincia de Buenos Aires mediante el Decreto 3395/96 Reglamentario de la ley 5965 Tabla A Anexo III² :

¹ Centro de prensa OMS, comunicado de prensa del 24 de marzo de 2014 "7 millones de muertes cada año debidas a la contaminación atmosférica". <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/es/>
² <http://www.opds.gba.gov.ar/index.php/leyes/ver/228>. El Decreto 3395/96, fue sustituido en septiembre de 2018 por el Decreto 1074/18, con nuevos valores de referencia

Parámetros	Simbolo	Tiempo Promedio	Tabla A ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Material Particulado	MP10	24 horas	150
		1 año	50
Dióxido de Azufre	SO ₂	3 horas	1300
		24 horas	365
		1 año	80
Oxidos de Nitrogeno	NOx	1 hora	100
		1 año	367
Ozono	O ₃	1 hora	235
Monóxido de Carbono	CO	1 hora	40082
		8 horas	10000
Plomo	Pb	3 meses	1,5

Figura 1 Valores Norma vigentes en Provincia de Bs As, Decreto 3395/96 Reglamentario de la Ley 5965
Tabla A Anexo III

Niveles Guía en Calidad de Aire

Son concentraciones de contaminantes debajo de cuyos valores se estima, para el grado de conocimiento del que se dispone, que no existirán efectos adversos en los seres vivos. Es el estimado del nivel de concentración de un contaminante del aire al cual pueden estar expuestos los seres humanos durante un tiempo promedio determinado sin riesgos apreciables para la salud. Estos estimados son recomendaciones y no tienen respaldo legal.

A continuación (Figura 2) los contaminantes con Niveles Guía en la Provincia de Buenos Aires mediante el Decreto 3395/96 Reglamentario de la ley 5965 Tabla A Anexo III:

Parámetro	mg m^{-3}	Periodo de Tiempo
Acetona (67 - 64 - 1)	3.6 E+ 1	8 h
Ácido Acético (64 - 19 - 7)	2.47	8 h
Ácido Cianhídrido (74 - 90 - 8)	9.5 E - 2	15 m
Ácido Sulfúrico (7664 - 93 - 9)	2 E - 3	8 h
Acrilato de Metilo (96 - 33 - 3)	3.5	8 h
Amoníaco (7664 - 41 - 7)	1.8	8 h
Anhídrido Ftálico (85 - 44 - 9)	3 E - 1	8 h
Anhídrido Maleico (108 - 31 - 6)	2 E - 2	8 h
Benceno (71 - 43 - 2)	9.6 E - 5	1 año
Cadmio (7440 - 43 - 9)	1.1 E - 7	1 año
Cloruro de Hidrógeno (7647 - 01 - 0)	1.5 E - 1	24 h
Cromo (Hexavalente)	1.67 E - 8	1 año
1,2 – Dicloroetano (107 - 06 - 02)	3 E - 5	1 año
Dimetilamina (124 - 40 - 3)	2 E - 3	24 h
Estireno (100 - 42 - 5)	2.63 E - 2	1 año
Fenol (108 - 95 - 2)	9 E - 2	8 h
Dióxido de Manganeso (1313 - 13 - 9)	5.4 E - 5	24 h
Sulfato de Manganeso (7785 - 87 - 7)	1.2 E - 5	24 h

Mercurio vapor (Elemental)	9.5 E - 4	8 h
Mercurio Inorgánico	4.8 E - 4	8 h
Mercurio Orgánico	5 E - 5	8 h
Metacrilato de Metilo (80 - 62 - 6)	4 E - 1	24 h
Metanol (67 - 56 - 1)	3.1	8 h
Metiletilcetona (78 - 93 - 3)	3.9 E - 1	24 h
Naftaleno (91 - 20 - 3)	1.2 E - 1	8 h
Pentóxido de Vanadio (1314 - 62 - 1)	1 E - 3	8 h
Propileno	5.5	8 h
Disulfuro de Carbono (75 - 15 - 0)	1.5 E - 1	24 h
Tolueno (108 - 88 - 3)	1.4	8 h
Xilenos (1330 - 20 - 7)	5.2	8 h
Acroleína (107 - 02 - 8)	3.7 E - 5	24 h
Formaldehído (50 - 00 - 0)	6.2 E - 5	1 año

Figura 2 Niveles Guía utilizados en la Provincia de Buenos Aires mediante el Decreto 3395/96 Reglamentario de la ley 5965 Tabla B Anexo III:

Legislación en Argentina

Normativa nacional

A partir de la reforma de la Constitución Nacional en 1994 y de diversos tratados internacionales referidos a temas ambientales y desarrollo sostenible, Argentina comienza a sancionar leyes y reglamentaciones que contemplan estos aspectos. En tal sentido, la Nación establece las Normas de Presupuestos Mínimos en materia ambiental que luego serán complementadas por las normativas provinciales. Dentro de las mismas se encuentran las referidas a la contaminación atmosférica.

Cabe aclarar que además de la normativa ambiental específica, también se pueden encontrar dentro de otras normas la temática en cuestión.

- **Constitución de la República Argentina, Artículo 41.** Todos los habitantes gozan del derecho a un ambiente sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras; y tienen el deber de preservarlo. El daño ambiental generará prioritariamente la obligación de recomponer, según lo establezca la ley. Las autoridades proveerán a la protección de este derecho, a la utilización racional de los recursos naturales, a la preservación del patrimonio natural y cultural y de la diversidad biológica, y a la información y educación ambientales. Corresponde a la Nación dictar las normas que contengan los presupuestos mínimos de protección, y a las provincias, las necesarias para complementarlas, sin que aquellas alteren las jurisdicciones locales. Se prohíbe el ingreso al territorio nacional de residuos actual o potencialmente peligrosos, y de los radiactivos.
- **Ley N° 25.675 Ley General del Ambiente** que establece los presupuestos mínimos para el logro de una gestión sustentable y adecuada del ambiente, la preservación y protección de la diversidad biológica y la implementación del desarrollo sustentable. La política ambiental argentina está sujeta al cumplimiento de los siguientes principios: de

congruencia, de prevención, precautorio, de equidad intergeneracional, de progresividad, de responsabilidad, de subsidiariedad, de sustentabilidad, de solidaridad y de cooperación.

- **Ley N° 20.284** Higiene y Sanidad – Bienestar Social Protección Del Ambiente Humano-Contaminación Ambiental.
- **Ley 24.295.** Aprobación de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
- **Resolución N°528/01.** Adoptar para la extracción de muestras de gases y de la medición de su concentración en el aire ambiente.
- **Resolución N°638/01.** Programa de calidad de aire y salud - prevención de riesgos para la salud por exposición a contaminación atmosférica.
- **Resolución N° 731/05.** Bases para la certificación, de emisiones gaseosas en nuevos modelos de vehículos livianos alimentados con combustibles líquidos, su ensayo y cumplimiento de los límites de acuerdo con la Directiva Europea 1998/69/CE
- **Resolución N°40/07.** Modificación de la Resolución N° 1192/99, en relación con el Indicador de Protección Ambiental "Control de las Emisiones de Gases Contaminantes".

Normativa de la Provincia de Buenos Aires

La Provincia de Buenos Aires a partir de las Leyes de Presupuestos Mínimos y del Art. 28 de la Constitución Provincial genera su propia reglamentación en materia de contaminación atmosférica que en la actualidad es la más avanzada con respecto a otras provincias Argentinas

Constitución de la Provincia de Bs. As.

- **Artículo 28-** Los habitantes de la Provincia tienen el derecho a gozar de un ambiente sano y el deber de conservarlo y protegerlo en su provecho y en el de las generaciones futuras. La Provincia ejerce el dominio eminente sobre el ambiente y los recursos naturales de su territorio incluyendo el subsuelo y el espacio aéreo correspondiente, el mar territorial y su lecho, la plataforma continental y los recursos naturales de la zona económica exclusiva, con el fin de asegurar una gestión ambientalmente adecuada. Toda persona física o jurídica cuya acción u omisión pueda degradar el ambiente está obligada a tomar todas las precauciones para evitarlo.
- **LEY N° 5965.** Ley de protección a las fuentes de provisión y a los cursos y cuerpos receptores de agua y a la atmósfera.
- **Decreto N° 3395/96.** Reglamento de la Ley N° 5965. Ley de protección a las fuentes de provisión y a los cursos y cuerpos receptores de agua y a la atmósfera. Reemplazado desde septiembre 2018 por el Decreto 1074/18.
- **Resolución N° 242/97:** Los Generadores De Efluentes Gaseosos deben Solicitar Permiso De Descarga a la Autoridad De Aplicación.
- **Resolución N° 2145/01.** En relación al Monitoreo Continuo.

- **Resolución N° 937/02.** Modifica quienes se encontrarán obligados al cumplimiento encuadran dentro del esquema de monitoreo continuo según Resolución n° 2145/01.
- **Resolución N° 33/05.** Esquema de Convenio Tipo de Cooperación Sobre Monitoreo de Emisiones Gaseosas a celebrarse entre la Secretaría de Política Ambiental y los distintos Municipios de la Provincia de Buenos Aires.
- **Resolución N° 35/05.** Modificar el primer párrafo del Convenio Tipo de Pre categorización aprobado por Resolución Delegada 11106-8 N° 100/01
- **Resolución N° 513/07.** Excepción de presentación de monitoreos de calidad de aire a generadores que se encuentran en áreas que sean monitoreadas en forma continúa. (Previa aprobación por parte de la autoridad de aplicación).
- **Resolución 374/98.** Emisiones Gaseosas derivadas de la incineración de Residuos Industriales, Especiales y Patogénicos.

Ciudad Autónoma de Buenos Aires

- **Ley 1.356.** Preservación del recurso aire y la prevención y control de la contaminación atmosférica.
- **Decreto 198/2006.** Reglamenta la Ley N° 1.356.
- **Resolución N° 745/07.** Referente a la tramitación y otorgamiento de las Constancias de Inscripción, a las personas físicas y jurídicas titulares de fuentes fijas generadoras de contaminantes atmosféricos.
- **Resolución N° 960/07.** En relación a las centrales térmicas de generación de energía eléctrica ubicadas en la C.A.B.A. deberán presentar información en el Registro de Generadores de Efluentes Gaseosos.

Normativa Provincia de Mendoza

- **Ley 5.100.** Preservación de los recursos, niveles de emisión.
- **Decreto 2.404/90.** Reglamenta por la ley 5.100.
- **Resolución N° 828/06.** Emisión de gases tóxicos a la atmosfera por fuente de emisión móvil.

Normativa Provincia de Santa Fe

- **Resolución 201/2004:** Tiene por objeto prevenir, controlar y corregir las situaciones de contaminación del aire en el territorio de la Provincia de Santa Fe, cualesquiera que sean las causas que las produzcan.

Administración descentralizada: ACUMAR (Autoridad de Cuenta Matanza Riachuelo)

- **Ley 26.168:** Ley de la Cuenca Matanza Riachuelo, ente de derecho público interjurisdiccional en el ámbito de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.
- **Decreto N° 92/07:** Reglamentación de la Ley N° 26.168 de creación de la ACUMAR.

- **Resolución N° 02/07:** Establece la tabla de parámetros para medición de calidad de aire en el ámbito de la Cuenca Matanza Riachuelo.

Legislación Internacional

Unión Europea

- **DIRECTIVA 2008/50/CE.** Del Parlamento Europeo y del Consejo. Relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa.
- **DIRECTIVA 2000/69/CE.** Del Parlamento Europeo y del Consejo. Sobre los valores límite para el benceno y el monóxido de carbono en el aire ambiente.
- **DIRECTIVA 1999/30/CE DEL CONSEJO.** Relativa a los valores límite de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno, partículas y plomo en el aire ambiente.
- **DIRECTIVA 1996/62/CE.** del Consejo, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente sienta las bases de una estrategia común destinada a definir y fijar objetivos en cuanto a la calidad del aire ambiente.

E.E.U.U.

- **Ley de aire limpio 1970** (U.S. Clean Air): Regula las emisiones atmosféricas procedentes de fuentes estacionarias o móviles. La ley abarca una amplia gama de factores que afectan la calidad del aire: contaminantes químicos, ruido, partículas, precursores troposféricos del ozono y sustancias que dañan la capa de ozono estratosférico, combustibles limpios, etc.
- La **Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos EPA** es la agencia reguladora de dicha ley y está autorizada por el Congreso de EE.UU. a escribir normas y reglamentos que explican los detalles técnicos, operacionales y legales necesarios para implementar la misma.

Actualmente dichas normativas se encuentran descritas bajo el **Título 40 del Código Federal de Regulaciones** (CFR) específicamente en el **Subcapítulo C** - Programas de Aire (Partes 50 - 97) (Clean Air Act) *Estándares Nacionales de Calidad del Aire Ambiental (NAAQS) y Contaminantes atmosféricos de criterio*. Entre los principales temas se encuentran:

- Requisitos para la elaboración, adopción y presentación de planes de implementación.
- Monitoreo del aire y métodos equivalentes.
- Vigilancia de la calidad del aire ambiente.
- Compuestos orgánicos volátiles. Normas nacionales de emisión para los consumidores y los productos comerciales.
- Normas de funcionamiento para nuevas fuentes fijas (NSP)
- Normas nacionales de emisión de contaminantes atmosféricos peligrosos (NESHAP)
- Las excepciones especiales de los requisitos de la ley de aire limpio.

- Reglamento de permisos.
- Monitoreo continuo de emisiones.
- Protección de ozono estratosférico.
- El control de la contaminación atmosférica por fuentes móviles.

República de Chile

- **Ley 19.300:** Describe las bases generales del Medio Ambiente.
- **Decreto Supremo 93/95** fija el procedimiento para el dictado de las normas de calidad ambiental primarias y secundarias y el procedimiento y los criterios para la revisión de dichas normas.
- **Decreto Supremo 167/2000:** Establece Norma de emisión para olores molestos
- **Decreto Supremo 165/1999:** Establece Norma de emisión para Arsénico.
- **Decreto Supremo 45/2007:** Establece Norma de emisión para Incineración y Co-incineración
- **Decreto 12/2011:** Normas primaria de calidad de aire ambiental para el material particulado fino MP 2.5
- **Decreto 82/1993:** Establece normas de emisión para vehículos motores.
- **Decreto 59/1998.** Establece norma de calidad primaria para material particulado respirable MP10, en especial de los valores que definen situaciones de emergencia.
- **Decreto 136/2001, 115/2002, 114/2003 y 113/2003:** Establece norma en calidad para Plomo, Monóxido de Carbono, Dióxido de Nitrógeno, y Dióxido de Azufre respectivamente.

República de Colombia

- **Ley 99:** Crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental, SINA, y se dictan otras disposiciones.
- **Decreto 2.811/74:** Código nacional de recursos naturales renovables y de protección al medio ambiente. Regula el manejo de los recursos naturales tales como la atmósfera, las aguas, el suelo, la flora, la fauna, las fuentes primarias de energía no agotables, entre otros.
- **Decreto 948/95:** Reglamento de protección y control de la Calidad de Aire.
- **Decreto 1.351/95, Decreto 2.107/95 y el Decreto 979/06:** establece la regulación pertinente para prevenir la contaminación de la atmósfera; prohíbe, restringe y condiciona la descarga en la atmósfera de polvo, vapores, gases, humos, emanaciones y, en general, de sustancias de cualquier naturaleza que pueda causar enfermedad, daño o molestias a la comunidad o a sus integrantes, cuando sobrepasen los grados o niveles fijados.

Control de los efluentes gaseosos y permiso de descarga

Tomamos como ejemplo el control de los efluentes gaseosos y la calidad del aire en la Provincia de Buenos Aires ya que la misma posee una legislación específica que se ha aplicado desde el año 1996 adquiriendo por lo tanto una importante experiencia en la temática.

Dentro de esta legislación específica cabe mencionar el Decreto 3395/96 reglamentario de la Ley 5965/58, de protección a las fuentes de provisión y a los cursos y cuerpos receptores de agua y a la atmósfera y sus Resoluciones complementarias.

Este Decreto contiene en sus Anexos III y IV Normas y Niveles guía de Calidad de Aire respectivamente. Cabe aclarar que no especifica normas y niveles guía para emisión de contaminantes (solo contiene una tabla con variables de diseño para nuevas fuentes industriales de muy poco uso.)

Por lo tanto cuando se pretende controlar la excedencia o no de un determinado contaminante a las normas o niveles guía establecidos en el Decreto se deben obtener datos a partir de un muestreo en calidad de aire o en su defecto si los datos provienen de un muestreo en emisión se deberá aplicar un modelo de dispersión de contaminantes para evaluar el impacto potencial sobre la Calidad del Aire.

Por ejemplo para la evaluación del impacto que genera un establecimiento emisor de efluentes y/o emisiones gaseosas hacia la atmósfera en la provincia de Buenos Aires, se aplican una combinación de procedimientos técnicos/legales estipulados bajo el Decreto 3395/96 y sus resoluciones complementarias. Dichos procedimientos pueden resumirse en:

Estudios en emisión

Es la evaluación mediante estudios de laboratorio de las variables y parámetros de operación de las fuentes fijas en emisión de efluentes gaseosos; bien de forma continua, bien mediante un muestreo aleatorio. Las fuentes fijas pueden ser puntuales (conductos/chimeneas) o difusas, en todos los casos pertenecientes al establecimiento generador.

Los resultados de dichos análisis son utilizados para proceder a aplicar técnicas de modelización (Modelos matemáticos/estadísticos de dispersión y/o distribución de contaminantes en aire) para simular el comportamiento de los efluentes en la atmósfera y consecuentemente, predecir el impacto que generan la/las fuentes evaluadas en la Calidad de Aire. Los resultados de las simulaciones realizadas son comparados con los distintos valores Norma y Niveles Guía en calidad de aire para los distintos contaminantes y sus periodos temporales regulados, establecidos bajo el Decreto 3395/96 y Resoluciones complementarias.

Estudios en calidad de aire

Son estudios en inmisión o en aire externo en distintos puntos representativos técnicamente de la operación y/o funcionamiento de un establecimiento generador en relación con el impacto relativo de las emisiones en la calidad de aire ambiente. Dichos estudios pueden realizarse bien de forma continua o bien mediante un muestreo aleatorio en forma de campaña. Los resultados obtenidos son comparados con los distintos valores Norma y Niveles Guía en

calidad de aire para los distintos contaminantes y sus periodos temporales regulados establecidos bajo el Decreto 3395/96 y Resoluciones complementarias.

El Permiso de descarga de efluentes gaseosos a la atmósfera

El Decreto 3395/96 establece en su Art. 4° la creación del “Permiso de Descarga de Efluentes Gaseosos a la Atmósfera” especificando quienes deben solicitarlo.

¿Quiénes deben solicitarlo?

Todo generador de emisiones gaseosas que vierta las mismas a la atmósfera y se encuentre ubicado en el territorio de la Provincia de Buenos Aires, en especial los establecimientos industriales según la definición de la Ley 11.459 y su Decreto Reglamentario. Quedan excluidas las fuentes móviles

¿Dónde deben solicitarlo?

Se deberá solicitar ante el Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (Área Efluentes Gaseosos a la Atmósfera). Dicho Organismo es la Autoridad de Aplicación del Decreto 3395/96 por lo cual tiene entre sus funciones el control de los efluentes gaseosos en la Provincia de Buenos Aires.

¿Cómo deben solicitarlo?

Presentación de Declaración Jurada de Efluentes Gaseosos (DDJJ)

Duración del permiso de descarga

Posee una duración de 2 años o cuando se vence el Certificado de Aptitud Ambiental, siendo de carácter precario.

Otros Artículos

- **Art. 3°** del Decreto 3395/96 especifica la Creación de la Comisión Revisora Permanente que trabaja en la modificación del mismo teniendo en cuenta los avances científicos y tecnológicos como así también la experiencia adquirida y la nueva realidad de la Provincia en cuanto a densidad poblacional, industrial y crecimiento del parque automotor que contribuyen de manera significativa en la alteración de la calidad del aire. De hecho, existe un proyecto de modificación del Decreto que contempla lo descripto anteriormente que será elevado para su aprobación por las Autoridades competentes.
- **Art.10** establece las obligaciones de los generadores de respetar los valores de calidad de aire y el **Art.11** hace referencia al vínculo entre emisiones y calidad del aire mediante la aplicación de “modelos de dispersión”.
- **Art. 11,12 y 13** dan la facultad a la Autoridad de Aplicación para establecer límites más restrictivos.
- **Art. 14** da especificaciones respecto a los conductos de emisión estableciendo que los mismos deben encontrarse a una altura mayor que la edificación circundante a 100

metros a la redonda, que deben contar con orificios de toma de muestra y escaleras y plataforma de acceso seguras.

- **Art. 15** especifica que las situaciones anormales o de emergencias deben estar asentadas en un libro rubricado por la Autoridad de Aplicación para tal fin.
- **Art. 17** especifica que aquellos generadores con emisiones de constituyentes especiales deberán poseer un libro para asentar los monitoreos de dichos contaminantes.
- **Art. 20, 21, 22 y 23:** Establece mecanismos de sanción, medidas cautelares, juzgamiento y delegación de funciones sumariales.

Vínculo entre emisiones y calidad del aire mediante la aplicación de “modelos de dispersión” en la Provincia de Buenos Aires

En la Provincia de Bs As se aplican diversos Modelos de Dispersión de Contaminantes en Aire, con el objetivo de evaluar el impacto de los efluentes gaseosos en la calidad de aire. Se utilizan tres “categorías de modelos”, alcanzados y definidos dentro de las Etapas I, II y III de la Resolución 242/97 del Decreto 3395/96.

A continuación se detallan las consideraciones más importantes de cada etapa:

ETAPA I (SONDEO SIMPLE)

Es utilizado para determinar de manera aproximada las concentraciones de contaminantes en aire esperables en las condiciones más desfavorables. Se aplica para determinar si las emisiones procedentes de las fuentes en cuestión superan una fracción de los estándares de calidad del aire y niveles guía establecidos. Si las concentraciones totales en aire de los contaminantes en estudio no sobrepasan el 30% de los valores correspondientes establecidos en el Decreto N° 3395/96, la o las fuentes en estudio pueden considerarse ambientalmente adecuadas y no será necesario proseguir con las siguientes etapas. En caso contrario, corresponde aplicar el análisis por Sondeo Detallado indicado en la Etapa II.

ETAPA II (SONDEO DETALLADO)

Posee los mismos objetivos que la Etapa I pero su metodología de cálculo es más compleja para obtener mayor exactitud. Si las concentraciones ambientales totales de los contaminantes en estudio no sobrepasan el 50% de los valores correspondientes establecido por el Decreto N° 3395/96, la o las fuentes en estudio pueden considerarse ambientalmente adecuadas y no será necesario proseguir con las siguientes etapas. En caso contrario, corresponde aplicar el análisis por Modelación Detallada indicado en la Etapa III.

ETAPA III (MODELACION DETALLADA)

Excluye el uso de modelos de sondeo, y requiere la utilización de información meteorológica horaria como base de entrada de modelos detallados. Si bien a este nivel se debe acceder cuando los resultados del estudio de la Etapa II indican la existencia de un problema potencial

para la calidad del aire, es posible, a criterio del generador, realizar el estudio comenzando con la Etapa III, sin encarar los análisis de sondeos (Etapa I y II).

Cada etapa es aplicada siguiendo una serie de procedimientos y protocolos específicos, discriminados por tipo de generador, tipo de fuente, grado de complejidad, entorno, tipo de contaminante entre otras variables. También se realizan Modelaciones Integrales (MI), de las fuentes de generación de una zona determinada, con el objeto poder cuantificar el aporte relativo de dichas fuentes a la calidad de aire. Esto permite entre otras cosas, discriminar el aporte de índole industrial de otras fuentes de emisión por ejemplo el tránsito vehicular. Cabe mencionar que dado la complejidad utilizada en los cálculos, la provisión de datos representativos es de suma importancia para un correcto diagnóstico del impacto que genera una o varias fuentes específicas.

Bibliografía

1. Decreto 3395/96 Anexos I, II, III, IV y V Reglamentario de la Ley 5965 de la Provincia de Bs. As.
2. Resolución 242/97 Anexo I y Apéndice. Del Decreto 3395/96.
3. Resolución N° 279/96: Aprobación del Instructivo para la Confección de la Declaración Jurada de Efluentes Gaseosos Industriales.
4. Resolución N° 242/97: Los generadores de efluentes gaseosos deben solicitar permiso de descarga a la Autoridad de Aplicación.
5. Resolución N° 2145/01: En relación al Monitoreo Continuo.
6. Resolución N° 937/02: Modifica quienes se encontrarán obligados al cumplimiento encuadran dentro del esquema de monitoreo continuo según Resolución n° 2145/01.
7. Resolución N° 33/05: Esquema de Convenio Tipo de Cooperación Sobre Monitoreo de Emisiones Gaseosas a celebrarse entre la Secretaría de Política Ambiental y los distintos Municipios de la Provincia de Buenos Aires.
8. Resolución N° 35/05: Modificar el primer párrafo del Convenio tipo de pre categorización aprobado por Resolución Delegada 11106-8 N° 100/01.
9. Resolución N° 513/07: Excepción de presentación de monitoreos de calidad de aire a generadores que se encuentran en áreas que sean monitoreadas en forma continúa. (Previa aprobación por parte de la autoridad de aplicación).
10. Resolución 374/98: Emisiones Gaseosas derivadas de la incineración de Residuos Industriales, Especiales y Patogénicos.
11. Título 40 CFR Código de Reglamentos Federales del Gobierno de los Estados Unidos Subcapítulo C - Programas de Aire (Partes 50 - 97) pagina web consultada en octubre de 2016: US Environmental Protection Agency <https://www3.epa.gov/>
12. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación Argentina. Marco Normativo página web consultada en octubre de 2016 <https://www.argentina.gob.ar/ambiente>.
13. Ministerio de Ambiente de la República del Perú pagina web consultada en octubre de 2016: <http://www.minam.gob.pe/>

14. Ministerio de Ambiente de la República de Colombia pagina web consultada en octubre de 2016: <http://www.minambiente.gov.co/>
15. Ministerio del Medio Ambiente de la República de Chile pagina web consultada en octubre de 2016: <http://portal.mma.gob.cl/>
16. Unión Europea pagina web consultada en octubre de 2016:
<http://eur-lex.europa.eu/homepage.html>
17. Air quality guidelines - Global update 2005 WHO World Health Organization.

CAPÍTULO 8

Efectos en la salud de los contaminantes

M. Aguilar, D. Giuliani, M. Gutiérrez, S. Represa, A. Porta

La Organización Mundial para la Salud (OMS) informa que como consecuencia de la exposición a la contaminación atmosférica en 2012 murieron 7 millones de personas, duplicando las estimaciones anteriores y confirmando que la contaminación atmosférica constituye el riesgo ambiental para la salud más importante a nivel mundial, siendo las poblaciones más afectadas aquellas que habitan los países en desarrollo. Este informe sintetiza la abundante evidencia epidemiológica que correlaciona la exposición crónica a contaminantes de origen urbano e industrial, como el material particulado (incluyendo los metales y los hidrocarburos aromáticos policíclicos adsorbidos), los gases tóxicos e irritantes (óxidos de nitrógeno y azufre y el ozono), además de otras sustancias volátiles como el benceno y el percloroetileno. Todos ellos ejercen efectos adversos sobre el desarrollo y la función pulmonar, sobre el sistema cardiovascular, y generan un incremento de la mortalidad.

Efectos en la salud del aire contaminado

La contaminación del aire es considerado actualmente un factor determinante de salud. En efecto, numerosos estudios epidemiológicos han encontrado una asociación directa entre la contaminación del aire y una amplia gama de efectos adversos sobre la salud de la población expuesta. Estos se extienden desde sutiles efectos subclínicos a la muerte temprana. Algunos grupos sociales, como los adultos mayores, los niños, las mujeres embarazadas y las personas con una enfermedad subyacente (como asma o EPOC¹), suelen presentar mayor susceptibilidad, y desarrollan los efectos sobre la salud más rápidamente y con mayor gravedad al encontrarse expuestos al aire contaminado. Las poblaciones con mayor nivel de exposición incluyen quienes habitan en las inmediaciones de rutas de intenso tráfico vehicular, o de fuentes de emisión de contaminantes, o bien grupos ocupacionales (exposición laboral) e incluso aquellos grupos de alta vulnerabilidad debido a condiciones socioeconómicas específicas (1-5).

En general, la búsqueda de asociaciones y correlaciones entre exposición al aire contaminado y efectos adversos a la salud, se realiza mediante estudios epidemiológicos, examinando las variaciones temporales y espaciales de los niveles de los contaminantes principales, se trate de eventos agudos o crónicos, y la expresión de distintas alteraciones en la

1 EPOC: Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica

salud en poblaciones humanas, analizadas mediante distintas estrategias como estudios transversales o de cohorte.

Otras estrategias de gran utilidad son los estudios toxicológicos y los estudios humanos controlados. Entre los efectos fisiológicos agudos se incluyen la inducción de inflamación pulmonar y sistémica, la disfunción endotelial, la trombosis, la arritmia y la presión arterial, que también pueden contribuir a las consecuencias a largo plazo. La exposición crónica da lugar a otros indicadores de nivel subclínico, como la resistencia a la insulina, y distintos trastornos del sistema respiratorio y del sistema cardiovascular, y otros como diabetes, aterosclerosis y obesidad. Estas morbilidades en última instancia, conducen a una esperanza de vida más corta. La exposición crónica suele dar lugar a enfermedades de alto impacto como asma o EPOC, cáncer de pulmón e infarto de miocardio (2, 5-7).

Una situación de particular gravedad la constituye el uso de combustibles sólidos para uso domiciliario. Casi 3000 millones de personas entre las más pobres del mundo siguen dependiendo de este tipo de combustible (carbón vegetal o mineral, excrementos de animales y residuos agrícolas) que queman en cocinas y estufas de baja eficiencia y muy contaminantes para cocinar y calentar sus hogares, lo cual causa unas cuatro millones de defunciones prematuras de niños y adultos cada año por enfermedades respiratorias, cardiopatías y cáncer. Junto con el uso generalizado de cocinas, estufas y lámparas de querosén, estas prácticas de consumo de energía en los hogares causan muchas defunciones y graves lesiones por quemaduras e intoxicaciones. Actualmente, la contaminación del aire por quema de combustibles es el principal riesgo ambiental para la salud a nivel mundial (8).

Un cuadro general y cuantitativo de los resultados obtenidos lo brinda la Organización Mundial para la Salud (OMS)² cuando afirma que en 2012 la exposición a situaciones de aire contaminado condujo a la muerte de 7 millones de personas. Estos datos confirman que la contaminación atmosférica constituye el riesgo ambiental para la salud más importante del mundo. Más grave aún, más del 50% de esta carga de enfermedad recae en las poblaciones de los países en desarrollo.

Esta situación de riesgo es analizada también desde la perspectiva de la Agencia internacional de investigación sobre el cáncer (IARC), quienes en su informe de prensa 221/133 categorizan al aire extramuros contaminado como carcinogénico comprobado, categoría IA.

Análisis de correlaciones posibles

Los esfuerzos para comprender y mitigar los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud y el bienestar humanos tienen una historia rica e interesante. En los años setenta y ochenta, atribuidos en gran parte al aumento temprano bien documentado de morbilidad y mortalidad por episodios extremos de contaminación atmosférica, se aceptó la relación entre la enfermedad cardiopulmonar y las concentraciones muy elevadas de material particulado en suspensión (MP).

2 WHO (2014), <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/es/>

3 IARC (2013), http://www.iarc.fr/en/mediacentre/iarcnews/pdf/pr221_E.pdf

Sin embargo, persistía el desacuerdo sobre que niveles de exposición y qué tipo de MP afectaba a la salud humana. En la primera mitad de los años noventa varios esfuerzos de investigación epidemiológica informaron efectos en la salud asociados a concentraciones inesperadamente bajas de MP ambiental. Estos estudios incluyeron hallazgos relevantes entre los cambios diarios en la MP y la mortalidad diaria en varias ciudades de los EE.UU.; investigaciones prospectivas de cohortes de la Universidad de Harvard y la Sociedad Americana de Cáncer que informaron exposición a largo plazo de MP asociada con enfermedades respiratorias en niños y mortalidad cardiopulmonar en adultos; y una serie de estudios en el valle de Utah (EE.UU) que informaron que la contaminación de partículas estaba asociada con una amplia gama de puntos finales de salud, incluyendo hospitalizaciones respiratorias, función pulmonar y síntomas respiratorios, ausencias escolares y mortalidad. Resultados comparables también se informaron en otros estudios de Alemania, Canadá, Finlandia, y la República Checa. La convergencia de estos resultados reveló una masa crítica de pruebas que llevaron a reconsiderar los efectos del aire contaminado con MP en concentraciones entre bajas y moderadas, que motivó mucha más investigación que continúa en la actualidad, publicándose numerosos estudios críticos sobre la contaminación atmosférica y sus efectos en la salud pública que condujeron a su vez a la adopción de una serie de medidas conducentes a la disminución de la contaminación del aire (1, 2, 5-7).

Respecto a los estudios señalados, resulta interesante señalar las estrategias principales utilizadas en los estudios de exposición crónica, sus hallazgos y limitaciones. Se reconocen tres grupos principales (5)

- a) Estudios de diferentes grupos ocupacionales con exposiciones a contaminaciones específicos. Es el caso del desarrollo de cáncer de pulmón en policías de tránsito, en el cual se estima que el riesgo de cáncer en Bangkok (Tailandia) es de alrededor de 1,8 por 100000 por año (9), por encima de los niveles aceptados por la OMS acepta niveles máximos de 1 caso en una población de un millón de personas. Resultados equivalentes se encontraron para camioneros estadounidenses (10) y conductores de taxis brasileños (11).
- b) Estudios de tendencia o estudios de poblaciones fijas (cohortes) con cambios a largo plazo en la exposición a la contaminación del aire, antes y después de las diferencias en la contaminación y las diferencias en alteraciones en la salud. Estudios de este tipo son los señalados en el párrafo anterior desarrollados por la Universidad de Harvard y la Sociedad Americana de Cáncer, donde se demostró claramente que la reducción de la contaminación del aire en partículas finas se asocia con una mejoría de la mortalidad global.
- c) Estudios de diferentes poblaciones con diferentes niveles de exposición crónica a contaminantes atmosféricos. Tales estudios proporcionan información sobre la exposición de cada población y distintos puntos finales de salud relacionados. Son ejemplos los estudios de prevalencia de asma y síntomas respiratorios, tanto en niños en La Plata y alrededores vecinos a un polo petroquímico (12) y en Texas, EE.UU. (13).

Por otro lado se encontraron correlaciones firmes entre mortalidad de origen cardiovascular y respiratoria y tránsito vehicular en Holanda (14); y efectos sobre la salud

de la exposición a MP_{10} y $MP_{2,5}$ en China (15). Dos estudios adicionales, agregan la comparación de los resultados obtenidos entre poblaciones de distintas ciudades, tanto en América Latina (16), como en la India (17).

Todos los estudios de efectos a largo plazo sobre la salud de la contaminación atmosférica presentan limitaciones, entre las que podemos citar que las mediciones de la exposición a contaminantes se extrapolan a toda una población, que en general no se consideran las interacciones entre los distintos contaminantes en cuanto a los efectos (por ejemplo sinergia) ni con otros factores ambientales como temperatura y presión barométrica y precipitación; ni factores de confusión en la evaluación de efectos como condiciones diferentes en cuanto a condición socio-económica, aspectos formativos y culturales y enfermedades de base. Para considerar los componentes de este último grupo, se aplican cuestionarios epidemiológicos, generalmente estandarizados, que permiten su incorporación en el análisis (5, 12-17).

Efectos benéficos de la reducción de la contaminación del aire

Resultan relevantes los informes recientes respecto a las mejoras en la calidad del air y la disminución de los impactos en la salud pública a partir de la aplicación de políticas públicas específicas. En la Unión Europea, mediante la aplicación de medidas legislativas destinadas a mejorar la calidad del aire, abordando las emisiones procedentes de diversos sectores, se lograron para el tránsito vehicular reducciones significativas en las emisiones: monóxido de carbono (-80%), COVs (-68%), óxidos de nitrógeno (-40%) y $PM_{2,5}$ (-60%); sin embargo, en el mismo período el consumo de energía en ese sector aumentó en un 20%. Las reducciones en los niveles de partículas tuvieron un efecto beneficioso sobre los síntomas respiratorios en adultos con reducciones de tos regular (-2,6%), tos crónica o flema (-1,8%), sibilancias y disneas (1,4%). (2, 5, 18, 19).

En EEUU, las políticas nacionales de control de la contaminación atmosférica, y en particular La Ley de Aire Limpio, han brindado oportunidades para evaluar la eficacia de estos esfuerzos en relación con la mejora de la salud, indicando que las reducciones en la contaminación del aire dieron lugar a reducciones sustanciales en el riesgo de mortalidad. Por ejemplo, en la ciudad d Nueva York debido a las mejoras en la reducción del NO_x se obtuvo una disminución del 2-9% en los niveles de ozono, y consecuentemente menos hospitalizaciones por enfermedades respiratorias, hasta un 11% más bajo en algunos condados, incluyendo el área metropolitana de la ciudad de Nueva York (2, 5, 20). En Tokio, Japón, la aplicación de normas específicas para reducir las emisiones de diésel logró que las concentraciones de contaminantes atmosféricos disminuyeran gradualmente: el NO_2 en 11,5% mientras que $MP_{2,5}$ un 10,9%. Estos menores niveles de contaminantes se asociaron con la disminución de las tasas de mortalidad cerebrovascular. Algo similar se pudo observar en Delhi (India), donde se adoptaron medidas radicales para mejorar la calidad del aire, incluyendo la transformación de todos los vehículos comerciales en gas natural comprimido, encontrando una mejora significativa en la salud respiratoria (2, 5, 21, 22).

La reunificación de la antigua República Democrática Alemana (Alemania Oriental) y la Antigua República Federal de Alemania (Alemania Occidental) en 1990 fue acompañada por

cambios marcados en el entorno político y en las estructuras socioeconómicas. La calidad del aire se mejoró notablemente después de la reunificación, con una clara reducción de la contaminación tras la reunificación alemana, asociada fundamentalmente al cambio de combustible para calefacción domiciliar del carbón al gas natural en la ex Alemania oriental. Estas reducciones en los niveles de NO₂, el monóxido de carbono, MP_{2,5} y ozono, se correlacionan con una franca disminución de la mortalidad. Asimismo las diferencias en los parámetros de la función pulmonar en niños de ambos sectores (este y oeste) desaparecieron simultáneamente con la diferencia en MP (2, 23, 24).

Respuesta fisiológica pulmonar a la exposición a contaminantes

El sistema respiratorio es el principal portal de entrada de la contaminación del aire y se comporta básicamente como un tejido bioquímicamente activo que involucra mediadores que inducen efectos locales y sistémicos después de la exposición, afectando la función pulmonar en cuestión de horas o después de años de exposición, según la gravedad. Entre las enfermedades ocasionadas se incluyen asma, enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC), neumonía y posiblemente tuberculosis (3, 5, 25).

La función pulmonar es una medida importante de la inflamación crónica respiratoria y sistémica, así como la morbilidad prematura y la mortalidad cardiorrespiratoria. Existe una fuerte evidencia de efectos adversos de la contaminación del aire sobre el crecimiento de la función pulmonar, acelerando la disminución de la función pulmonar en adultos, aumentando el riesgo de enfermedades respiratorias crónicas y causando la muerte por enfermedad cardiovascular. Sin embargo, el número de informes que muestran la asociación entre la exposición a corto plazo a la contaminación del aire y la exacerbación de la enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC) y el asma aumentan, pero hay un número limitado de estudios que indican el impacto a largo plazo de la contaminación del aire en el desarrollo de estas enfermedades y los síntomas relacionados. Los desafíos actuales incluyen utilizar la evaluación individual de la exposición para aclarar el papel del tráfico y para excluir la confusión potencial a nivel de la comunidad. También se necesitan investigaciones adicionales para identificar las fuentes de contaminación específicas que son más peligrosas, y los grupos que son más susceptibles (3, 5-7, 12-14, 25-27).

Mecanismos fisiológicos asociados a la exposición a contaminantes del aire

El aire ambiente contiene diversos contaminantes que reaccionan con los tejidos, tales como gases oxidantes (O₃ o NO_x), COVs y MP.

Una acción adicional ocurre en las células en contacto con partículas inhaladas, portadoras de sustancias tóxicas como los metales e hidrocarburos policíclicos. Esto conduce a la lesión de los tejidos y la afluencia de células inflamatorias a los sitios de lesión, donde al activarse generan y liberan gran cantidad de radicales libres. En ausencia de antioxidantes, estos radicales libres atacan el tejido y componentes locales y causan lesión celular con el desarrollo de focos inflamatorios. Numerosos estudios experimentales han demostrado este mecanismo. Esta respuesta puede extenderse a otros tejidos, mediada por citoquinas y quimioquinas, resultado de la liberación indirecta de mediadores inflamatorios en la sangre, o bien como

resultado de la translocación de partículas o sus componentes químicos en la circulación sistémica con la acción directa en los sitios objetivo. La inflamación en los pulmones, causada por partículas depositadas, puede ser incluso como un proceso clave que podría mediar efectos adversos en el sistema cardiovascular. Estos hallazgos han sido apoyados por estudios de base poblacional (3, 5, 25, 28).

Respecto a por qué algunas personas sufren más de la exposición a la contaminación del aire que otras, la clave se encuentra en dos conceptos: vulnerabilidad y susceptibilidad. Si bien es necesario continuar los estudios en esta dirección, se cuenta con algunas certezas. Respecto a la vulnerabilidad, interviene tanto las situaciones de exposición específica (ambientes laborales, cercanía a fuentes relevantes como industria o alto tránsito) como las condiciones socio-económicas y de calidad de vida. En cuanto a la susceptibilidad, en primer lugar se refiere a grupos etarios como los niños, que respiran un mayor volumen de aire en relación con su peso corporal, y los ancianos, especialmente los sujetos con enfermedad cardíaca o pulmonar preexistente. Una característica clave, relacionada con el proceso inflamatorio, es la actividad oxidante-antioxidante, individuos con mayores defensas antioxidantes pulmonares son menos sensibles a la contaminación atmosférica (5, 25, 28).

Evidencias epidemiológicas y de estudios de casos

Los contaminantes del aire a menudo investigados en los estudios epidemiológicos y toxicológicos incluyen el MP_{10} y $MP_{2.5}$, el carbono negro⁴ (fracción no mineral del MP), el ozono (O_3), óxidos de nitrógeno (NO_x), dióxido de azufre (SO_2), los COVs. Sin embargo, los resultados obtenidos son particularmente relevantes en relación con el impacto en la salud asociado a la exposición a MP en el aire ambiente (2, 5, 29-30).

Exposición a Material Particulado (MP)

El material particulado se origina tanto a partir de emisiones primarias (combustión en fuentes fijas o móviles, aerosoles marinos, partículas de suelo resuspendidas por el viento), como por formación de partículas secundarias en la atmósfera. MP puede caracterizarse en términos de la concentración en masa o número de las partículas, y su composición química (fracción de carbono negro, compuestos aromáticos policíclicos, metales, aniones y cationes). La evidencia epidemiológica y toxicológica muestra que la masa de MP comprende fracciones con distintos tipos y grados de efectos sobre la salud. Es más, los diferentes tamaños de partícula y su composición, se relacionan con las fuentes específicas de emisión, permitiendo establecer las contribuciones específicas al total de MP determinado. En tal sentido, el carbono

4 El carbono negro (black carbon), se forma por la combustión incompleta de combustibles fósiles, madera y otros combustibles. El carbono negro y contaminantes co-emitidos contribuyen a la formación de material particulado fino ($MP_{2.5}$). Ha sido relacionado a un número de impactos en la salud que incluyen muerte prematura en adultos, enfermedades del corazón y pulmones, afectaciones cerebrales, ataques cardíacos, enfermedades respiratorias crónicas, como la bronquitis, agravamiento del asma y otros síntomas cardio-respiratorios. Por otro lado, es un agente de presión climática potente y se lo considera el segundo mayor contribuyente al calentamiento global después del dióxido de carbono (CO_2). Dado que el carbono negro se mantiene en la atmósfera por sólo algunas semanas, el reducir las emisiones de carbono negro podría ser una forma rápida de mitigar el cambio climático en el corto plazo (http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/climate-reducing-health-risks-faq/es/)

negro es un indicador particularmente sensible de las emisiones de procesos de combustión como las emisiones industriales y el tráfico vehicular (2-5, 29-30).

Los efectos adversos sobre la salud del MP están particularmente bien documentados. No hay evidencia de un nivel seguro de exposición o un umbral por debajo del cual no se producen efectos adversos para la salud. Así, por ejemplo, la contaminación de MP crea una carga sustancial de la enfermedad, que reduce la esperanza de vida en casi 9 meses promedio en Europa, con más del 80% de su población urbana expuesta a niveles superiores a las Directrices de Calidad del Aire. Dado que en concentraciones relativamente bajas la carga de la contaminación atmosférica sobre la salud es importante, resulta fundamental una gestión eficaz de la calidad del aire (3-5, 29-30).

El asma es una carga en los países en desarrollo y en los países desarrollados, con un impacto significativo en la salud pública y la economía. De acuerdo con la Encuesta Nacional de Datos de la Salud de 2011 de Estados Unidos, el asma se identifica como una de las enfermedades crónicas más prevalentes en la población infantil. Allí un total de 10,5 millones (14%) niños han sido diagnosticados con asma. El asma es una enfermedad respiratoria grave que afecta a casi 25 millones de estadounidenses y le cuesta al país \$ 56 mil millones por año. La prevalencia del asma en EEUU aumentó de 7,3% en 2001 al 8,4% en 2010. Los niños al ser más susceptibles a la contaminación del aire ambiente que los adultos, se ven desproporcionadamente afectadas por el asma, como lo muestra las tasas de hospitalización por asma más altas para las personas menores de 18 años (25, 29-32).

Otros estudios desarrollados en Latinoamérica y China señalan resultados equivalentes. En todos estos análisis se evidencia que $MP_{2.5}$ siempre mostró un efecto positivo en el desencadenamiento de la tasa de asma, es decir que la prevalencia del asma está dominando principalmente por las concentraciones de $MP_{2.5}$ en el área de estudio.

Este contaminante específico puede inducir inflamación e hiperreactividad de las vías respiratorias, dos rasgos característicos del asma, además de estrés oxidativo. La exposición a estos contaminantes se asocia, como era de esperar, con exacerbaciones e incluso la aparición de asma.

De todos modos, cuando los niveles de MP son muy elevados, tales como los encontrados en las grandes ciudades de la India y China, los contaminantes del aire pueden desencadenar efectos irritantes y efectos inflamatorios en neuroreceptores de las vías respiratorias y del epitelio. Estos niveles de exposición rara vez se encuentran en los países de América del Norte o Europa (15-17).

Muchos estudios epidemiológicos y toxicológicos demuestran que $MP_{2.5}$ es un sólido indicador de riesgo asociado con la exposición a MP de diversas fuentes y en diferentes entornos, señalando que la exposición a $MP_{2.5}$ se asocia con la inflamación sistémica, el estrés oxidativo, la alteración de los procesos eléctricos del corazón y la disfunción vascular. Los estudios epidemiológicos muestran variaciones en biomarcadores cardiovasculares de la inflamación, tales como la proteína C-reactiva y fibrinógeno, y se relacionan consistentemente con la enfermedad cardiovascular y la muerte posterior. La exposición a largo plazo también se ha asociado con marcadores preclínicos de aterosclerosis y con la progresión de esta patología, encontrando asociaciones entre diversos marcadores de la aterosclerosis,

incluyendo el grosor íntima-media y la calcificación arterial coronaria, y la concentración a largo plazo de $MP_{2.5}$ (10, 28, 33-35).

Otros estudios ponen en evidencia que los niveles de exposición a $MP_{2.5}$ determinan el tipo de mortalidad, siendo predominantes las de origen cardiovascular si los niveles son bajos, mientras que la exposición a niveles elevados dan lugar a la prevalencia de mortalidad por cáncer pulmonar. Respecto a la exposición a largo plazo a partículas finas se han descrito otras enfermedades distintas de las enfermedades cardiovasculares y respiratorias. La evidencia sugiere efectos sobre la diabetes, el poco desarrollo neurológico en los niños y trastornos neurológicos en los adultos (14, 27, 36-39).

Por otro lado, los estudios de cohorte de nacimientos han informado las asociaciones significativas entre la exposición a $MP_{2.5}$ y las infecciones respiratorias y el asma en los niños pequeños. Varios estudios han encontrado una asociación entre $MP_{2.5}$ y bronquiolitis infantil, con riesgo importante para la hospitalización. Una revisión sistemática informó asociaciones significativas entre la exposición a los resultados de $MP_{2.5}$ y efectos en recién nacidos, incluyendo parto prematuro, bajo peso al nacer y tamaño pequeño respecto a la edad gestacional (29, 40-42).

Respecto a la evidencia de los efectos a corto plazo de $MP_{2.5}$ y MP_{10} sobre la mortalidad, la morbilidad y los puntos finales fisiológicos, todos se ven incrementados significativamente desde 2005. Diversos estudios confirman un porcentaje medio de aumento de mortalidad para un incremento de 10 mgm^{-3} de $MP_{2.5}$ en la exposición a corto plazo es de 1,0%, con una variación regional considerable a nivel mundial, con incrementos correspondientes a mortalidad por enfermedades respiratorias (+ 1,5%) y cardiovasculares (+ 0,8%).

En otro se analizaron datos provenientes de diversas de ciudades de Europa, Estados Unidos y Canadá, se constató que un incremento de 10 mgm^{-3} en MP_{10} se corresponde con 0,2-0,6% de incremento en la mortalidad por todas las causas con efectos similares para EE.UU. y Europa y efectos mayores en Canadá (3-5, 30, 43-48).

Además en Europa se observan efectos más altos de MP_{10} sobre la mortalidad diaria en las ciudades con temperatura más alta y una mayor contribución de las emisiones del tráfico a MP. Otros estudios realizados en España, Francia, Italia, Suecia y Holanda evidencian una asociación significativa entre la mortalidad diaria MP_{10} y $MP_{2.5}$. También se demostró la incidencia de las características de cada MP según su fuente emisora, sin embargo estos estudios no proporcionan pruebas convincentes de que cualquier fuente específica, componente o una clase de tamaño de PM puede ser excluido como un posible factor contribuyente a la toxicidad MP. En el mismo sentido, un estudio a gran escala realizado en EE.UU. informó asociaciones significativas entre MP (ambas fracciones) y los ingresos hospitalarios para la enfermedad isquémica del corazón, la enfermedad cerebrovascular y la insuficiencia cardíaca (3-5, 30, 43-48).

Exposición a gases inorgánicos: O_3 , NO_x , SO_2

Existen graves riesgos para la salud no sólo por exposición a las partículas, sino también al ozono (O_3), el dióxido de nitrógeno (NO_2) y el dióxido de azufre (SO_2). Como en el caso de las partículas, las concentraciones más elevadas suelen encontrarse en las zonas urbanas de los

países de ingresos bajos y medianos. El ozono es un importante factor de mortalidad y morbilidad por asma, mientras que el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre pueden tener influencia en el asma, los síntomas bronquiales, las alveolitis y la insuficiencia respiratoria.

Ozono

El ozono, el ingrediente principal del smog, presenta un problema serio para la calidad del aire en muchas partes del mundo. El ozono se forma en la atmósfera mediante reacciones fotoquímicas en presencia de luz solar y contaminantes precursores, como los óxidos de nitrógeno (NO_x) y diversos compuestos orgánicos volátiles (COV). Se destruye en reacciones con el NO₂ y se deposita en el suelo (5, 49). Dichos contaminantes precursores son emitidos por los automóviles, las plantas de energía, las calderas industriales, las refinerías, las plantas químicas y otras fuentes. La contaminación ocurre durante los meses de verano cuando las condiciones del clima son propicias para formar el ozono al nivel del suelo: mucho sol y temperaturas altas.

Aún a niveles bajos, el ozono puede causar un número de problemas respiratorios. El exceso de ozono en el aire puede producir efectos adversos de consideración en la salud humana. Puede causar problemas respiratorios, provocar asma, reducir la función pulmonar y originar enfermedades pulmonares. Actualmente se trata de uno de los contaminantes atmosféricos que más preocupan en Europa. Diversos estudios europeos han revelado que la mortalidad diaria y mortalidad por cardiopatías aumentan un 0,3% y un 0,4% respectivamente con un aumento de 10 µg m⁻³ en la concentración de ozono.

En la actualización mundial de las guías de calidad de aire de la OMS del 2005 (50) se propuso un nuevo nivel guía para el ozono, 100 µg m⁻³ (media máxima diaria de ocho horas). Esta disminución del valor guía se fundamenta en lo siguiente. Desde la publicación de la segunda edición de las guías de calidad del aire de la OMS para Europa (49), en las que se estableció el valor guía de los niveles de ozono en 120 µg m⁻³ para un promedio diario de ocho horas, es poca la nueva información que se ha obtenido, a partir de estudios de laboratorio o de campo, acerca de los efectos del ozono en la salud. Sin embargo, en estudios epidemiológicos de series cronológicas se ha conseguido un volumen considerable de nuevas pruebas sobre los efectos en la salud. Estos estudios considerados en conjunto han puesto de manifiesto que hay asociaciones positivas, pequeñas pero convincentes, entre la mortalidad diaria y los niveles de ozono, que son independientes de los efectos del material particulado. Se han observado asociaciones análogas tanto en América del Norte como en Europa.

Estos últimos estudios de series cronológicas han demostrado que se producen efectos en la salud con concentraciones de ozono por debajo del valor guía anterior de 120 µg m⁻³, pero no se dispone de pruebas claras de un umbral. Estos resultados, junto con las pruebas obtenidas en estudios tanto de laboratorio como de campo que indican que hay una variación individual considerable en la respuesta al ozono, ilustran bien la reducción de los valores indicados en la guía de Calidad de Aire (GCA) de la OMS para el ozono, pasando del nivel de 120 µg m⁻³ a 100 µg m⁻³ (media máxima diaria de ocho horas).

Es posible que en algunas personas sensibles se registren efectos en la salud con

concentraciones por debajo del nuevo nivel guía, como los niños activos, los adultos físicamente activos que hacen ejercicios o trabajan arduamente al aire libre, personas con asma u otras enfermedades de las vías respiratorias. Tomando como base varios estudios de series cronológicas, se estima que el número de muertes que se le pueden atribuir aumenta un 1-2% en los días en los que la concentración media de ozono durante ocho horas llega a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, por encima del que se registra cuando los niveles de ozono están en un nivel de referencia de $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (nivel de fondo estimado de ozono). Hay algunos datos que parecen indicar que la exposición prolongada al ozono puede tener efectos crónicos, pero no son suficientes para recomendar un valor guía anual.

A medida que aumentan las concentraciones de ozono por encima del valor guía, los efectos en la salud de la población son cada vez más numerosos y graves. Dichos efectos se pueden presentar en lugares en los que las concentraciones ya son elevadas debido a actividades humanas o suben durante episodios de clima muy caluroso. Se considera que cuando las concentraciones durante ocho horas son superiores a $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ existe la probabilidad de efectos significativos en la salud. Esta conclusión se basa en los resultados de un gran número de estudios de inhalación clínica y en condiciones de campo.

Cabe suponer que tanto los adultos sanos como los asmáticos experimentan una reducción considerable de la función pulmonar, así como inflamación de las vías respiratorias, que provocaría síntomas y alteraría el rendimiento. Hay también otros motivos de preocupación por el aumento de la morbilidad respiratoria en los niños.

De acuerdo con las pruebas obtenidas en series cronológicas, la exposición a concentraciones de ozono de esta magnitud daría lugar a un aumento del número de muertes que se le pueden atribuir de un 5-9% con respecto a la exposición al nivel de fondo estimado (5, 49, 50).

Óxidos de nitrógeno

La denominación óxidos de nitrógeno (NO_x) engloba bajo la misma el monóxido de nitrógeno (NO) y el dióxido de nitrógeno (NO_2). Ambos gases tienen un origen fundamentalmente antropogénico, siendo las principales fuentes el transporte y cualquier otro tipo de proceso en que tengan lugar reacciones de combustión a altas temperaturas, como calefacción y generación de electricidad. La toxicidad de los NO_x es debida mayoritariamente al NO_2 , por lo que en este texto se describen los efectos sobre la salud respecto al NO_2 . La mayor parte del NO_2 atmosférico se emite en forma de NO , que se oxida rápidamente a NO_2 por acción del ozono. La última actualización de los niveles guía de calidad de aire de la OMS indica lo siguiente respecto al NO_2 , $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, media anual y $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, media de una hora (50).

Como contaminante del aire, el NO_2 tiene múltiples funciones, que a menudo resultan difíciles y en ocasiones imposibles de separar entre sí:

- a. Los estudios experimentales realizados con animales y con personas indican que el NO_2 , en concentraciones de corta duración superiores a $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es un gas tóxico con efectos importantes en la salud, causando una importante inflamación de las vías

respiratorias. Los estudios toxicológicos con animales también parecen indicar que la exposición prolongada al NO₂ en concentraciones por encima de las ahora presentes en el medio ambiente tiene efectos adversos.

- b. El NO₂ se ha utilizado en numerosos estudios epidemiológicos como representante de la mezcla de contaminantes relacionados con la combustión, en particular los emitidos por el tráfico vehicular, o fuentes de combustión en espacios cerrados. En estos estudios, los efectos observados en la salud podrían asociarse también con otros productos de la combustión, como MP, óxido nitroso (NO), o benceno. Aunque en varios estudios, se ha tratado de concentrar la atención en los riesgos del NO₂ para la salud, a menudo es difícil descartar la contribución de los efectos de estos otros contaminantes, estrechamente relacionados.

Con respecto a la exposición prolongada se ha comprobado en estudios epidemiológicos que los síntomas de bronquitis de los niños asmáticos aumentan en asociación con la concentración anual de NO₂, y que el menor aumento de la función pulmonar en los niños está vinculado a concentraciones elevadas de NO₂ en comunidades ya sometidas a los niveles actuales en el medio ambiente urbano de América del Norte y Europa.

Por otro lado en varios estudios experimentales de toxicología humana de corta duración se han notificado efectos agudos en la salud tras la exposición a concentraciones de más de 500 µg/m³ de NO₂ durante una hora.

Aunque el nivel más bajo de exposición al NO₂ que ha mostrado un efecto directo en la función pulmonar de los asmáticos en más de un laboratorio es de 560 µg/m³, los estudios realizados sobre la capacidad de respuesta bronquial en los asmáticos parecen indicar que aumenta con niveles superiores a 200 µg/m³ (46, 49-52).

Dióxido de azufre

Las posibles fuentes de SO₂ pueden ser tanto naturales como antropogénicas. Las fuentes naturales incluyen la oxidación del sulfuro de hidrógeno (H₂S) originado por la degradación anaerobia de la materia orgánica de pantanos, lodazales, océanos, fuentes biológicas terrestres. Luego las fuentes antropogénicas son fundamentalmente la combustión de carburantes que contienen azufre, como por ejemplo en plantas termoeléctricas, focos industriales de combustión y calefacciones domésticas (49).

La oxidación del SO₂, especialmente en la superficie de partículas y con la presencia de metales catalizadores, lleva a la formación de ácidos sulfuroso y sulfúrico. La inhalación es la única ruta de exposición al SO₂ que es de interés con respecto a sus efectos sobre la salud.

La última actualización de los niveles guía de calidad de aire de la OMS indica lo siguiente respecto al SO₂, 20 µg/m³, media de 24 horas y 500 µg/m³, media de 10 minutos (50).

En términos generales, el SO₂ puede afectar al sistema respiratorio y las funciones pulmonares, y causa irritación ocular. La inflamación del sistema respiratorio provoca tos, secreción mucosa y agravamiento del asma y la bronquitis crónica; asimismo, aumenta la propensión de las personas a contraer infecciones del sistema respiratorio. Los ingresos hospitalarios por cardiopatías y la mortalidad aumentan en los días en que los niveles de

SO₂ son más elevados. En combinación con el agua, el SO₂ se convierte en ácido sulfúrico, que es el principal componente de la lluvia ácida que causa la deforestación.

Durante exposiciones de corta duración los estudios controlados realizados con asmáticos que hacían ejercicio indican que algunos de ellos experimentaron cambios en la función pulmonar y los síntomas respiratorios tras periodos de exposición al SO₂ de apenas 10 minutos. Tomando como base estas pruebas, se recomienda que no se supere una concentración de SO₂ de 500 µg/m³ durante periodos con una duración media de 10 minutos.

Debido a que la exposición breve al SO₂ depende en gran medida de la naturaleza de las fuentes locales y las condiciones meteorológicas predominantes, no es posible aplicar un factor sencillo a este valor con el fin de estimar los valores guía correspondientes durante periodos de tiempo más prolongados, como por ejemplo una hora.

Durante exposiciones prolongadas (más de 24 horas) las estimaciones iniciales de los cambios cotidianos en la mortalidad, la morbilidad o la función pulmonar en relación con las concentraciones medias de SO₂ durante 24 horas se basaban necesariamente en estudios epidemiológicos en los que la población estaba normalmente expuesta a una mezcla de contaminantes.

Puesto que había poco fundamento para separar la contribución de los distintos contaminantes a los efectos observados en la salud, los valores guía para el SO₂ estaban vinculados antes de 1987 a los valores correspondientes para el MP. Este sistema llevó al establecimiento de un valor de la GCA para el SO₂ de 125 µg/m³ como promedio de 24 horas, después de aplicar un factor de incertidumbre de 2 a la concentración más baja con efectos adversos observados (49). En la segunda edición de las guías de calidad del aire para Europa (49) se señaló que los estudios epidemiológicos posteriores documentaban efectos adversos en la salud pública separados e independientes para el MP y el SO₂, como consecuencia de lo cual se estableció para el SO₂ una GCA de la OMS separada de 125 µg/m³ (media de 24 horas).

Entre las últimas pruebas de que se dispone figura un estudio realizado en Hong Kong, en el que se consiguió una reducción importante del contenido de azufre de los combustibles durante un periodo muy breve de tiempo. Este resultado se ha vinculado con una reducción sustancial de los efectos en la salud (por ejemplo, enfermedades respiratorias en la infancia y mortalidad en todas las edades). En estudios recientes de series cronológicas sobre hospitalizaciones por enfermedades cardíacas en Hong Kong y Londres no se obtuvo ninguna prueba de un umbral para los efectos en la salud con concentraciones de SO₂ durante 24 horas del orden de 5-40 µg/m³. En el caso de que hubiera un umbral para los efectos en cualquiera de estos estudios, tendría que ser muy bajo. Teniendo en cuenta la incertidumbre sobre la causalidad del SO₂; la dificultad práctica para obtener niveles que estén ciertamente asociados con la ausencia de efectos y la necesidad de conseguir un grado de protección superior al que proporciona la GCA actual, y suponiendo que con la reducción de las concentraciones de SO₂ se consiga una disminución de la exposición a una sustancia causal y correlacionada, tiene fundamento la revisión de la guía del SO₂ durante 24 horas a la baja, adoptando como enfoque precautorio prudente un valor de 20 µg/m³. No es necesaria una guía anual, puesto que si se

respetar el nivel de 24 horas se garantizan unos niveles medios anuales bajos. Estos valores guía recomendados para el SO₂ no están vinculados a los del MP (49, 50).

Evaluación de efectos asociados

Cuestionarios epidemiológicos

Con el objeto de recabar información referida a factores de exposición y socio-económicos normalmente se aplican cuestionarios desarrollados en base a las recomendaciones y criterios internacionales, y entre los que se destacan los desarrollados por ISSAC⁵ o GINA⁶. A partir de los mismos, se obtiene información sobre las características de la población, datos de los participantes, historia clínica (individual y familiar), características de la zona de residencia, de la vivienda, datos demográficos del grupo familiar y las autorizaciones correspondientes (consentimiento y asentimiento informado) para la realización de la encuesta, y de las diferentes pruebas, como ser, la espirometría, y el estudio de biomarcadores en lágrima contando con la aprobación de un Comité de Bioética (11, 53-57).

Pruebas de funcionalidad respiratoria

En referencia a las medidas de funcionalidad respiratoria, uno de los efectos descritos de la contaminación atmosférica consiste en patologías obstructivas pulmonares, entre ellas el asma y otras afecciones relacionadas con la inflamación e hiperreactividad del árbol respiratorio.

5 **ISAAC:** International Study of Asthma and Allergies in Childhood. <http://isaac.auckland.ac.nz/>

Estudio internacional del asma y de las alergias en niñez, es un programa único de la investigación epidemiológica mundial establecido en 1991 para investigar el asma, la rinitis y el eccema en niños debido a la preocupación considerable que estas condiciones estaban aumentando en países occidentales y en vías de desarrollo. ISAAC se ha convertido en el proyecto de investigación colaborativo más grande del mundo que se ha llevado a cabo, involucrando a más de 100 países y casi 2 millones de niños y su objetivo es desarrollar medidas ambientales y monitoreo de enfermedades para constituir la base de futuras intervenciones para reducir la carga de enfermedades alérgicas y no -alérgicas, especialmente en los niños de los países en desarrollo. Los resultados del ISAAC han demostrado que estas enfermedades están aumentando en los países en desarrollo y que tienen poco que ver con la alergia, especialmente en el mundo en desarrollo. Se necesitan urgentemente nuevos estudios poblacionales para descubrir más sobre los mecanismos subyacentes de las causas no alérgicas del asma, la rinitis y el eccema y la carga de estas enfermedades. El Programa ISAAC terminó formalmente en diciembre de 2012. La Red Global de Asma (<http://www.globalasthmanetwork.org/index.php>) fue fundada en 2012 como ampliación del trabajo de ISAAC en el campo del asma.

6 **GINA:** Global Initiative for Asthma. <http://ginasthma.org/>

Fue lanzado en 1993 en colaboración con el Instituto Nacional del Corazón, los Pulmones y la Sangre, los Institutos Nacionales de Salud de los Estados Unidos y la Organización Mundial de la Salud. El programa de GINA y sus estrategias están determinados para el cuidado del asma, de acuerdo con comités compuestos por expertos líderes en asma de todo el mundo. Trabaja con profesionales de la salud y funcionarios de salud pública en todo el mundo para reducir la prevalencia del asma, morbilidad y mortalidad. Mediante recursos como documentos de estrategia basados en evidencia para el manejo del asma y eventos como la celebración anual del Día Mundial del Asma, GINA trabaja para mejorar las vidas de las personas con asma en todos los rincones del mundo. ATS: American Thoracic Society (<http://www.thoracic.org>); ERS: European Respiratory Society (<http://dev.ersnet.org/>).

Para dicha medida se utiliza la prueba espirométrica, técnica que mide los flujos y volúmenes respiratorios útiles para el diagnóstico y seguimiento de patologías respiratorias, en un todo de acuerdo con las recomendaciones internacionales (ATS⁷, ERS⁸, SEPAR⁹).

Se reconocen dos tipos de espirometrías:

- Espirometría simple se solicita al paciente que, tras una inspiración máxima, expulse todo el aire de sus pulmones durante el tiempo que necesite para ello.
- Espirometría forzada: maniobra que registra el máximo volumen de aire que puede mover un sujeto desde una inspiración máxima hasta una exhalación completa. Simultáneamente se registra el máximo volumen espirado, que se relaciona con el tiempo que dura la maniobra, y se miden los distintos flujos.

Parámetros espirométricos considerados

- ✓ FVC (l): Capacidad Vital Forzada es la cantidad de aire que puede expulsar el paciente en una espiración máxima, luego de llenar sus pulmones a capacidad máxima
- ✓ FEV1 (l): Volumen Espiratorio Forzado que logra espirar de manera forzada el paciente en el primer segundo de la maniobra.
- ✓ FEV1/FVC (%): Relación entre los parámetros anteriores
- ✓ FEF25-75% (l/s): Flujo mesoespiratorio forzado entre el 25 y el 75% de la FVC
- ✓ FEF (l/s): flujo espiratorio forzado máximo (ó PEF): Es el máximo flujo alcanzado durante la maniobra de espiración forzada.

La espirometría se indica en la clínica médica para el diagnóstico de pacientes con síntomas respiratorios, en particular para valoración del riesgo pre-operatorio; valoración de la respuesta a determinados fármacos o bien de enfermedades que presentan afectación pulmonar. En el caso de sospecha de asma o EPOC, la espirometría forzada es el método básico tanto para el estudio de la función pulmonar en la edad pediátrica, como en adultos.

Previo a la interpretación de los resultados de una espirometría es necesario comprobar si la misma ha sido realizada correctamente, dado que, esta prueba presenta, entre otras dificultades operativas, el requerimiento de la colaboración activa del sujeto examinado. Otro

⁷ **ATS:** American Thoracic Society. <http://www.thoracic.org>

Fundada en 1905 para combatir la tuberculosis, la ATS ha crecido para abordar el asma, la EPOC, el cáncer de pulmón, la sepsis, la angustia respiratoria aguda y la apnea del sueño, entre otras enfermedades. Hoy en día, la ATS se ha convertido en una sociedad internacional con más de 15.000 miembros, dedicados a mejorar nuestra comprensión clínica y científica de las enfermedades pulmonares y los trastornos respiratorios relacionados con el sueño.

⁸ **ERS:** European Respiratory Society. <https://www.ersnet.org/#home>.

ERS es una organización internacional que reúne a médicos, profesionales de la salud, científicos y otros expertos que trabajan en medicina respiratoria, que representan más de 140 países. Nuestra misión es promover la salud pulmonar con el fin de aliviar el sufrimiento de la enfermedad y los estándares de conducción de la medicina respiratoria a nivel mundial. ERS participa en la promoción de la investigación científica y el acceso a recursos educativos de alta calidad. También desempeña un papel clave en la promoción de la sensibilización de la enfermedad pulmonar entre el público y los políticos.

⁹ **SEPAR:** Sociedad española de neumología y cirugía torácica. <http://separcontenidos.es/site/>

SEPAR es una Sociedad Científica que reúne a más de 4.000 profesionales de la salud respiratoria en España, es decir, la práctica totalidad de los neumólogos, cirujanos torácicos y enfermería y fisioterapia respiratoria, junto a otros especialistas nacionales y extranjeros, con intereses comunes. Su objetivo es trabajar en proyectos científicos que hagan avanzar la neumología y la cirugía torácica y llevar a cabo iniciativas sobre la salud respiratoria que repercutan positivamente en la sociedad.

requerimiento se origina en el modo de expresar los valores de los parámetros espirométricos. Lo habitual es la comparación de los valores obtenidos con valores de referencia establecidos mediante estudios epidemiológicos realizados por ATS o ERS en los países industrializados (11, 57-64).

Sin embargo debido a las condiciones y características de tipo étnico, etario, social, geográfico y climático de las distintas regiones, incluyendo además la contaminación del aire y la condición socio-sanitaria, se recomienda que cada población tenga sus propios valores de referencia, y de este modo lograr una mejor interpretación de los estudios que se realicen (57-64).

Requisitos para una correcta maniobra espirométrica

Para comprobar la correcta realización de la maniobra espirométrica se recurre a los criterios de aceptabilidad propuestos por la normativa para la espirometría forzada recomendada por SEPAR, ERS o ATS, realizando un mínimo de tres maniobras y un máximo de ocho cuando éstas no sean juzgadas adecuadas (60-62). Una espirometría será aceptable cuando presente:

- **Buen inicio:** el cual requiere un volumen de extrapolación retrógrada (VBE) inferior a 0,15 l o al 5% de la FVC (0,08 l). La forma de la curva volumen /tiempo (V/T) debe presentar ascenso brusco, mientras que en la curva Flujo/Volumen (FV) el flujo espiratorio forzado máximo (PEF ó FEF máximo) debe lograrse en menos de 120 ms o antes de espirar el 15% de la Capacidad Vital Forzada (FVC). Si es mayor, se debe indicar soplar más rápido al inicio.
- **Buen final:** caracterizado por presencia de curvas asintóticas y no perpendiculares ni bruscas, presentando una meseta final en la que apenas se aprecie variación del volumen de aire espirado (flujo menor a 30ml/s). El tiempo de duración de la maniobra en niños mayores a 10 años debe ser igual o superior a los 3 s. Ante una mala finalización, se incentiva a continuar con la maniobra.
- **Curvas libres de artefactos:** durante el transcurso, las curvas no deben presentar escalones que evidencien presencia de tos, maniobra de Valsalva (cierre de glotis); o fugas de aire entre la boquilla y los labios. En caso de no obtener un transcurso correcto de la maniobra, se pedirá al niño que la realice más relajado (sin dejar de soplar fuerte) y que no disminuya la fuerza generada hasta el final de la espiración.

Un criterio adicional de aceptación es la repetibilidad de la maniobra, para la cual, la diferencia entre las dos mejores FVC y el volumen espiratorio forzado en el primer segundo (FEV1) aceptables debe ser inferior a 0,15 l. Dos maniobras son repetibles si la diferencia en el FVC y FEV1 es menor a 0.15 litros o menor al 15%.

Como criterio indispensable las dos mejores espiraciones de las tres mejores curvas aceptables no deben variar entre sí más de 200 ml de la FVC o de la FEV1 (60-62).

Según los criterios de aceptabilidad y reproducibilidad de la maniobra espirométrica (mencionados anteriormente), se seleccionaran para cada individuo el mayor valor de FVC y FEV1 de todas las maniobras aceptables y sin artefactos, aunque sus valores no provengan de

la misma maniobra. El resto de los parámetros, se obtendrán de aquella curva aceptable donde la suma de los valores de FVC y FEV1 alcance su máximo valor.

Curvas normales y parámetros característicos

Los valores espirométricos se expresan de forma gráfica (curvas V/T y F/V), numérica y en por ciento respecto a valores teóricos de referencia. Los resultados numéricos son de tres tipos: valor de referencia de los parámetros (para la edad, sexo, peso y talla), el resultado obtenido de cada parámetro en el paciente, y el porcentaje de los valores medios obtenidos en la prueba en relación a los de referencia.

Una interpretación adecuada requiere de la observación de las lecturas de las mediciones obtenidas. En tal sentido, permite clasificar las alteraciones ventilatorias en: patrón obstructivo, patrón restrictivo, y patrón mixto.

Patrón Obstructivo: cualquier condición que afecte el lumen de las vías aéreas (ya sea por su producción excesiva de mucus, por inflamación o broncoconstricción, entre otras), aumentando la resistencia de las vías respiratorias o disminuyendo la presión de retroceso elástico (enfisema) produciendo, por tanto, reducción del flujo de aire máximo que puede ser expulsado por el pulmón en relación con el volumen máximo que puede expulsar. Se caracteriza por la afectación de las tasas de volumen-tiempo de los flujos espiratorios y de las relaciones volumen/flujo, encontrándose normales o escasamente alterados los volúmenes pulmonares, pudiéndose observar: FEV1 disminuido, FVC moderadamente reducida o conservada, FVC/FVC reducida, (por debajo del 70% o por debajo del percentil 5 del valor predicho). En la Figura 1b se presenta la curva F/V característica para alteraciones obstructivas, allí se pueden observar un pico normal o reducido y una caída brusca con curvatura de concavidad hacia arriba en su asa descendente (60-62).

Patrón Restrictivo. Es cualquier condición que afecte la capacidad de expansión de los pulmones para recibir una cantidad normal de aire limitando, por tanto, a la inspiración. Se caracteriza por la reducción de los volúmenes pulmonares, pudiéndose observar: FVC disminuida, FEV1 normal, aumentado, o ligeramente disminuido, FVC/FVC superior al 75% e incluso en torno al 90%. En la Figura 1c se presenta la morfología de la curva flujo/volumen con un pico prominente, mostrando una forma convexa (60-62)

Patrón Mixto En este caso se combinan la presencia de indicadores obstructivos y restrictivos, presentándose con una FVC disminuida, FEV1 disminuida y la relación FEV1/FVC también disminuida. La curva F/V (Figura 1d) parece una “miniatura”, pero no de la curva normal, sino de la obstructiva: la FVC es baja, aunque la morfología de la curva es obstructiva (60-62).

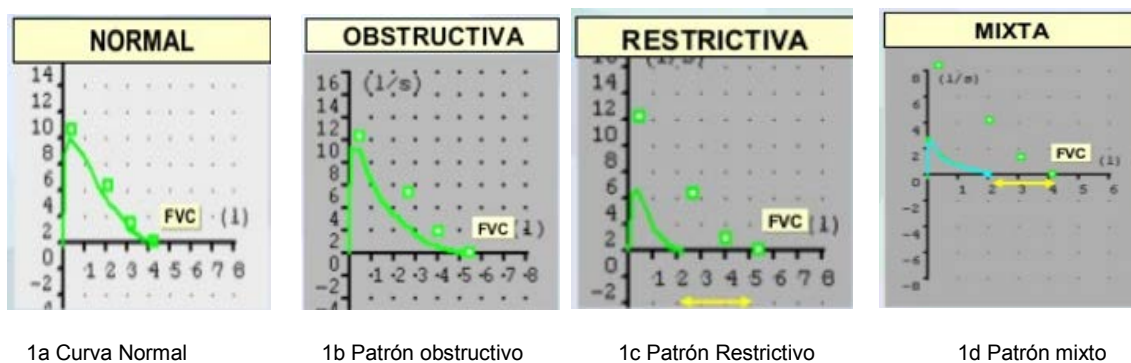


Figura 1. Curvas flujo/volumen características.

Finalmente, una espirometría será considerada “normal” cuando presente valores superiores al límite inferior del intervalo de confianza (LIN), es decir, alrededor del 80% del valor teórico del FEV1, FVC y de 0.7 para la relación FEV1/FVC, para personas de menores de 65 años y cuya talla no sea extrema. Así mismo, la SEPAR recomienda utilizar los propios límites calculados a partir de las ecuaciones de referencia de cada región (63, 64).

Metabolitos en sangre y orina (biomarcadores)

Los estudios epidemiológicos son extremadamente valiosos, pero su contribución puede ser respaldada y complementada por estudios sobre biomarcadores. Un biomarcador se define como la variación inducida por un contaminante a nivel de los componentes bioquímicos o celulares de un proceso, estructura o función, que puede medirse en un individuo. Se trata de un enfoque metodológico complementario, basado en la medición de las respuestas bioquímicas, celulares, fisiológicas, que pueden ser medidas en individuos o a nivel de población, y que expresan un peligro potencial por exposición a uno o más contaminantes. Cada una de estos biomarcadores representa una señal integrada del nivel de exposición en una determinada zona y, por consiguiente, constituye un indicador del nivel de riesgo toxicológico al que puede ser sometida una determinada población (65-74).

Su aporte específico radica en su capacidad para evitar las serias limitaciones de las aproximaciones clásicas de la toxicología ambiental, como es la medición de residuos químicos en los organismos o en el ambiente y relacionar los efectos agudos a través de pruebas de toxicidad. Los biomarcadores, especialmente fisiológicos y no específicos, han sido utilizados ampliamente en el laboratorio para documentar y cuantificar tanto la exposición como los efectos de los contaminantes ambientales sobre los organismos. Para el monitoreo de exposición, los biomarcadores tienen la ventaja de reaccionar rápidamente a la exposición y así poder cuantificar únicamente los contaminantes biológicamente disponibles, es decir evaluar la dosis interna o biológicamente efectiva. A su vez como monitores de efectos ellos son capaces de integrar los efectos de múltiples factores estresantes.

Los biomarcadores pueden mejorar la comprensión de los mecanismos potenciales de acción y vías fisiopatológicas, y potencialmente ayudar en la identificación de la susceptibilidad y variaciones en la respuesta. Sin embargo, son pocos los biomarcadores se han identificado como indicadores de exposiciones sustancias específicas, es el caso de los metabolitos

hidroxilados de benceno, toluenos y xilenos (que se ejemplifican luego en grupos ocupacionales). Para el caso de exposición a MP se dosan metabolitos de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), dada su relevancia toxicológica y que se encuentran frecuentemente adsorbidos al MP, en particular los OH-HAPs y amino-HAPs. Otros biomarcadores utilizados frecuentemente, pero de mayor inespecificidad, son aductos de ADN, aberraciones cromosómicas, micronúcleos, daño oxidativo a las bases nucleicas, y cambios en la metilación de ARN. Estos biomarcadores cubren todo el espectro de la aparición de la enfermedad y la progresión de la exposición externa a la formación de tumores y algunos también se han sugerido como indicadores de riesgo de cáncer en el futuro, lo que refuerza el razonamiento causal. En tal sentido son utilizados en muchos estudios realizados en trabajadores (exposición laboral) y poblaciones de distintas ciudades con elevados nivel de tráfico vehicular o cercanía de fuentes destacadas. Complementariamente, otros marcadores de exposición de gran utilidad derivan de las asociaciones entre la exposición a MP en el aire y la respuesta inflamatoria. En tal sentido, los marcadores en sangre de mayor relevancia son proteína C reactiva (CRP), interleukina-6 (IL-6) y fibrinógeno (65-75).

Biomarcadores de cáncer

Como se señaló anteriormente, los resultados de los distintos estudios epidemiológicos realizados ponen en evidencia una fuerte correlación entre la contaminación del aire y el incremento del riesgo de desarrollo del cáncer de pulmón, en particular por exposición a PM₁₀ o PM_{2.5}. (2, 5-7). Se han introducido diversos biomarcadores en los estudios epidemiológicos de las enfermedades crónicas, fundamentalmente biomarcadores de exposición, entre ellos aductos de ADN y de proteínas, modificaciones oxidativas como producto del procesos inflamatorio; así como marcadores de daño temprano, incluyendo mutagenicidad, otros efectos genotóxicos y biomarcadores moleculares de cáncer, considerando no sólo la evidencia directa relacionada con los biomarcadores relacionados con la contaminación del aire exterior, sino también la evidencia sobre otras fuentes de compuestos presentes en el aire contaminado. En particular, el humo del tabaco y las emisiones en el interior del uso del combustible (carbón fundamentalmente), fuentes de HAPs (65, 76-80).

Los metabolitos de PAH y, en menor medida, los aductos de HAP-ADN en linfocitos se correlacionaron bien a nivel de grupo con la exposición a benzo [a] pireno, incluso a niveles bajos de contaminación del aire, con valores mayores entre los sujetos más expuestos a los contaminantes del aire, incluyendo grupos ocupacionales, presentando diferencias significativas con los menos expuestos. Es interesante señalar que dentro de las 24 horas de exposición se expresan tanto los aductos de ADN como lípidos oxidados. Por su parte, los aductos HAPs-proteína, en particular benzo[a]pireno-hemoglobina, también mantiene concentraciones distintivas en los individuos expuestos respecto a los no expuestos. Por otro lado, numerosas publicaciones ponen en evidencia que los diversos HAPs presentes en prácticamente todas las mezclas complejas relacionadas con la combustión, y extraídos del MP, constituyen una fuente importante de genotoxicidad. En diversos estudios al ser evaluados con salmonella TA98 (ensayo microsomal), el ensayo cometas y el ensayo de micronúcleos los extractos suelen mostrar efectos genotóxicos aun cuando las concentraciones de PM_{2.5} fueron

inferiores a las recomendadas por los estándares de calidad del aire. También se sabe que otros factores, como el tamaño de las partículas y la reactividad química presente en la atmósfera, afectan a la genotoxicidad del aire ambiente (65, 76-80).

Grupos ocupacionales

Las exposiciones a la contaminación atmosférica ocupacional en la industria del transporte por carretera son relevantes para la población en general debido a la superposición con los niveles experimentados durante las actividades diarias como el desplazamiento. Hemos observado previamente un aumento del riesgo de mortalidad por cardiopatía isquémica en los trabajadores de la industria de camiones de los Estados Unidos con exposiciones regulares a los gases de escape y el combustible. Estudios previos han demostrado asociaciones entre este tipo de trabajo y los metabolitos de HAPs (1 hidroxipireno), los biomarcadores de la función endotelial y los marcadores generales de la inflamación, como las citoquinas IL-1², IL-6, IL-10, TNF- α , IFN- γ , y la proteína C reactiva (PCR), todos asociados con un mayor riesgo cardiovascular y predictores de eventos coronarios agudos. Además, la PCR se ha relacionado recientemente con la mortalidad por cáncer de pulmón. También se incrementan los aductos HAPs-ADN. Sin embargo, estos biomarcadores suelen encontrarse sólo en la última jornada laboral, siendo los más sensibles los aductos y los marcadores de inflamación (10, 11, 81, 82).

Los hallazgos de varios estudios, constituyeron la base que permitió a la IARC indicar que la contaminación del aire exterior es una causa de cáncer de pulmón (CP), y también a clasificar a la contaminación del aire exterior, y al MP, incluyendo el escape de diésel, como carcinógenos del Grupo 1. Se puso en evidencia la asociación positiva entre la exposición a MP, en particular MP_{2.5} o menor y la mortalidad por cáncer. Un grupo ocupacional de alta incidencia está constituido por los mineros. De hecho, la incidencia de CP llega a ser 5 veces mayor en estos casos (81-83).

En este contexto, resultan ilustrativos los resultados encontrados en estudios en poblaciones que trabajan en minas de carbón. El polvo de carbón está constituido principalmente por hidrocarburos y metales. Durante la extracción del carbón, se emiten grandes cantidades de partículas de polvo de carbón, lo que contribuye a la contaminación ambiental y los mineros están constantemente expuestos al polvo de carbón y sus derivados. En estos casos resulta de gran utilidad evaluar los potenciales efectos genotóxicos del carbón y el estrés oxidativo en quienes estuvieron expuestos al carbón como parte de su ocupación. El ensayo del cometa, el ensayo de micronúcleo (MN) y los biomarcadores de inflamación son buenos candidatos para evaluar estos efectos. Se encuentra que el grupo expuesto presenta efectos genotóxicos y mutagénicos, con un índice de daño y una frecuencia de daño significativamente incrementado, evaluado usando el ensayo de cometa, y un aumento de las frecuencias de puente MN y nucleoplásmico, en comparación con individuos no expuestos. Se observaron correlaciones significativas y positivas entre las frecuencias MN en los linfocitos y las células bucales de los individuos control y expuestos. La inflamación crónica conduce a la generación de citoquinas y otros marcadores de estrés oxidativo, todos ellos incrementados. La evidencia de que la exposición al carbón y sus derivados presenta un riesgo genético demuestra la necesidad de medidas de protección y programas educativos para los mineros del carbón (65, 69, 81-83).

Aplicación de biomarcadores en regulación laboral

En la República Argentina, la Superintendencia de Riesgos del Trabajo en su resolución 37/2010 establecen los exámenes médicos en salud que quedan incluidos en el sistema de riesgos del trabajo, incluyendo la vigilancia médica y la vigilancia biológica, que incluye biomarcadores característicos relacionados con la exposición a distintos compuestos de riesgo. Esta información ha sido compilada y publicada por el Dr. Nelson Albiano, Responsable del Centro de Información y Asesoramiento en Toxicología Laboral de la Superintendencia de Riesgos del trabajo, con el nombre de "Toxicología Laboral. Criterio para el monitoreo de la salud de los trabajadores expuestos a sustancias químicas peligrosas" (84). De esta publicación se presentan algunos de los casos más destacados:

- **Hexano** (depresor del sistema nervioso central): examen clínico anual con orientación neurológica (vigilancia médica, VM), y análisis semestral de 2,5-hexanodiona en orina (vigilancia biológica, VB), muestra recolectada al finalizar el turno del último día de la semana laboral, determinación por cromatografía de gases (CG). Índice biológico de exposición (IBE)¹⁰: 0,4 mgL⁻¹
- **Benceno** (carcinógeno grupo 1, IARC): análisis semestral de hemograma y recuento de plaquetas y examen anual clínico con orientación hematológica, neumonológica y neurológica (VM), análisis semestral de ácido t,t-mucónico en orina (VB), en muestra recolectada al finalizar turno laboral (HLPC). IB: 500 µg g⁻¹ de creatinina.
- **Tolueno** (depresor del sistema nervioso central): examen clínico anual con orientación neurológica, dermatológica y gastroenterológica (VM), y análisis semestral de o-cresol en orina (VB), en muestra recolectada al finalizar el turno laboral (CG). Índice biológico de exposición (IBE): 0,5 mgL⁻¹
- **Xilenos** (depresores del sistema nervioso central): examen clínico anual con orientación neurológica, dermatológica y gastroenterológica (VM), y análisis semestral de ácido metilhipúrico en orina (VB), en muestra recolectada al finalizar el turno laboral (CG). IB: 1,5 g g⁻¹ de creatinina.
- **Percloroetileno** (depresor del sistema nervioso central e irritante de ojos y vías respiratorias, probable carcinógeno, grupo 2A, IARC): examen clínico anual con orientación neurológica, cardiológica, hepatológica, nefrológica (VM), y análisis semestral de ácido tricloroacético en orina (VB), muestra recolectada al finalizar el turno del último día de la semana laboral (CG). IB: 3,5 mgL⁻¹
- **Gases crudos de fábricas de coque**, incluye numerosos HAPs (la producción de coque es grupo 1, IARC, cáncer de pulmón). examen clínico anual con orientación neumonológica, dermatológica y vías respiratorias (VM) y análisis semestral de 1-hidroxipireno en orina (VB), muestra recolectada al finalizar el turno del último día de semana laboral (HPLC). IB: 2 µg g⁻¹ de creatinina.

¹⁰ **IBE** (Índice biológico de exposición): concentración por debajo de la cual los trabajadores no presentan efectos adversos para la salud (I).

Estudios en alteraciones oculares

Los efectos perjudiciales de la contaminación del aire en los ojos no se encuentran bien documentados, y resulta de gran importancia, ya que los ojos podrían ser vulnerables debido a su constante exposición al aire.

Los síntomas de la sequedad de los ojos son comúnmente asociados a la contaminación aérea. Una causa común de la irritación ocular es la exposición al humo de cigarrillo, aunque también la sequedad e irritación ocular ha sido relacionada al aire interior o contaminación intramuros, más específicamente al síndrome de edificio enfermo, representando un cuarto de las enfermedades ocupacionales en los países desarrollados, así como también se han encontrado efectos generados por la contaminación fotoquímica. Algunas investigaciones muestran síntomas que aparecen debido a la exposición al aire contaminado, como dolor y picazón, irritación, visión reducida y una mayor sensibilidad a la luz. En el caso de los usuarios de lentes de contacto, se podría manifestar la intolerancia a las mismas (88-92).

Se considera que la sequedad ocular puede provocar la inestabilidad de la película lagrimal y las concentraciones de sus componentes se pueden ver comprometidas. La acidificación de pH por los altos niveles de oxidantes (NO, NO₂, y SO₂) en el aire podría generar estos efectos (93, 94).

Varios estudios demuestran las relaciones frente a exposiciones de CO, MP_{2,5} o de hidrocarburos totales de petróleo en aguas, y los síntomas y signos oculares que presenta la población que vive cerca de fuentes de contaminación, así como también los diferentes factores de riesgo en la prevalencia del ojo seco (95-98).

Estudios más recientes han determinado ciertas alteraciones en el segmento anterior del ojo atribuidas a la contaminación de aire, como ser altos niveles de alteraciones de la superficie ocular subclínica (BUTIN y Schirmer) fueron encontrados en las personas que viajan en zonas altamente contaminadas, así como efectos en la mucosa ocular, viéndose asociaciones positiva y significativas entre la exposición a la contaminación del aire (NO₂) y la hiperplasia de células caliciformes en la conjuntiva humana (99, 100). También se vieron disminución en la estabilidad de la película lagrimal y trastornos de la superficie ocular subclínicas (BUT y Schirmer) y en la incidencia de afecciones palpebrales como la blefaritis (101-105). Sugiriéndose que los síntomas de malestar ocular y el tiempo de ruptura lagrimal podrían ser utilizados como bioindicadores convenientes de los efectos adversos para la salud generados de la contaminación del aire derivados del tráfico (102).

Por otra parte, se ha descrito la presencia de diferentes tipos de mucinas en la superficie ocular: las secretadas por las células de Goblet (GC) (MUC5A, MUC19), las expresadas por las glándulas del acino lagrimal (MUC7), y las asociadas a los epitelios corneal y conjuntival (MUC1, MUC4, MUC16). La producción de algunas de ellas se ha visto alterada en ciertas afecciones oculares como el "ojo seco" (106, 107), pero hasta la fecha no existen reportes sobre efectos de la contaminación ambiental sobre la expresión de mucinas en la superficie ocular o en la secreción lagrimal.

Sin embargo, se han encontrado estudios que indican perfiles proteicos anormales, o más específicamente mucinas que se pueden utilizar como biomarcadores de algunas alteraciones oculares, como ser algún subtipo de ojo seco (108-112). No obstante, un estudio reciente encontró

que la exposición a largo plazo a contaminantes aéreos puede aumentar la densidad de GC y, en consecuencia, aumentar los niveles de ARNm de MUC5AC formadores de gel (104).

Por otra parte, se han visto aumentadas las concentraciones de proteína C-reactiva en poblaciones expuestas a alto tránsito vehicular, como así también una disminución de interleuquina (IL)-2, IL-8, IL-10 y TNF- \pm frente a la exposición a compuestos nitrogenados (113-114).

Los mecanismos exactos a través de los cuales los contaminantes del aire interfieren con la película lagrimal, córnea y conjuntiva no están bien claros a la fecha, por lo que se requiere de mayores estudios en la materia para poder determinar también cómo el organismo compensa los cambios inducidos por la exposición crónica a la contaminación del aire y cómo poder identificar individuos susceptibles que requieren de tratamiento temprano, con el fin de prevenir los trastornos crónicos, y promover una salud ocular.

Herramientas para la evaluación del riesgo a la salud. Índices y mapas

Como hemos visto anteriormente, numerosos estudios alertan sobre los efectos de los contaminantes atmosféricos en la salud de la población. Sin embargo, la percepción de encontrarse en una situación de riesgo no es un factor común para todos los grupos sociales. Bruno Latour propone que una parte del riesgo se construye en el discurso (115) y, si bien no nos detendremos a explorar los trabajos en sociología del riesgo, resulta interesante analizar los recursos con los que se cuenta para comunicar, concientizar y proponer políticas públicas que mejoren la calidad de vida de la población.

Las sociedades posmodernas mantienen un modelo de desarrollo económico que constantemente genera agentes nocivos para la salud (116). La gestión para la reducción de riesgo deberá velar por reducir los niveles existentes y fomentar procesos de construcción de nuevas oportunidades de producción y de asentamiento en el territorio, en condiciones de seguridad y sostenibilidad aceptables. Esta no es una tarea sencilla, ya que conlleva de un complejo proceso de control social que implica cambios económicos, políticos, culturales, en un contexto de conflicto de intereses.

Para enfrentar esto, los actores sociales (ciudadanos, políticos, movimientos sociales, científicos, etc.) deberán contar con metodologías descriptivas y predictivas que permitan un análisis detallado de la situación. A su vez, estas deberán mantener una alta calidad en la información, requerir un tiempo relativo de ejecución y poseer un costo razonable.

Como herramienta de síntesis, se utilizan los índices que tienen como objetivo obtener una síntesis de la información relevante la cual pueda ser usada como base para la toma de decisiones. Como ventaja, los índices facilitan la tarea de comunicar, resumiendo en un único número un largo proceso de construcción teórica. En contrapartida, se resigna la capacidad explicativa del fenómeno, dificultando la visualización de las causalidades.

Otra forma de presentar la información, es a través de los mapas de riesgo. Dado que el riesgo tiene una fuerte componente espacial, es posible generar cartografías que permitan analizar las áreas más afectadas para un evento de contaminación.

Modelos para la gestión de la reducción del riesgo

Dada la falta de un consenso general en los paradigmas científicos¹¹ de los estudios del riesgo, la terminología puede resultar un tanto confusa sin el estudio apropiado del tema. Un ejemplo, es la alternancia del uso entre riesgo natural y desastre natural. Era común en trabajos técnicos de mediados del siglo XX, denominar riesgo a la estimación de la probabilidad que un fenómeno se manifieste (ej. riesgo sísmico, riesgo de tormentas), omitiendo los efectos en la población o el ambiente que los mismos pudieran generar.

Cuando esto ocurre resultan de gran influencia las convenciones mundiales de expertos, donde exponen los equipos de trabajo más consagrados del ámbito académico. En este caso, definió una terminología la declaración de las Naciones Unidas de los '90 como el "Decenio Internacional para la Reducción de los Desastres Naturales".

Pero no todo es tan sencillo cuando no hay un paradigma dominante. Pocos años después, la UNISDR (Oficina de las Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo) publicó un libro donde especifica que los desastres no son naturales, sino que son el resultado de la omisión y la falta de prevención y planificación ante los fenómenos de la naturaleza (118).

Esta falta de acuerdo, donde prima el diálogo y la confrontación de marcos teóricos, es propio de una ciencia posnormal (119). Comprender su proceso de construcción requiere observar los aportes que han realizado las distintas disciplinas científicas.

Desde la perspectiva de la ecología humana, en 1945 se publicó el trabajo pionero de Gilbert White "*Human adjustment to floods*" (120) que sentó las bases de los aportes geográficos en los estudios de riesgos por amenazas de origen natural. Aquí, el riesgo se interpreta como un proceso que surge de la relación entre dos sistemas: natural y humano. A partir de este trabajo, se impulsaron una serie de políticas públicas como el *National Flood Insurance Program* (121).

Tras esto, White, R. Kates y I. Burton encabezaron un grupo internacional para explorar los conceptos y los métodos desarrollados al momento haciendo grandes aportes en su trabajo "*The environment as hazard*" (122). Este trabajo resume distintos trabajos sobre la temática y propone una metodología de análisis del riesgo. La principal crítica a este trabajo se centra en sus conclusiones, donde se afirmaba que la superación de los impactos a estos riesgos vendría cuando las sociedades tuvieran un crecimiento económico a partir de adoptar el modelo de desarrollo imperante.

En la década de los '80, y particularmente en los '90, la ecología política cobra auge, reforzando el carácter social de la vulnerabilidad en el análisis del riesgo. Desde este enfoque, los desastres no son sucesos extraordinarios que esporádicamente pueden afectar a las sociedades humanas, sino que se sustentan en la cotidianeidad socio ambiental. La reducción del riesgo, por tanto, solo se alcanzará con una mejora de las condiciones de vida de la población. A su vez, postula que las poblaciones expuestas no deben tratarse como agentes pasivos, sino que presentan capacidades para organizarse y responder a los riesgos (resiliencia). Es decir, un desastre ocurre sólo cuando las pérdidas producidas por un suceso

¹¹ Kuhn considera a los paradigmas como relaciones científicas universalmente reconocidas que, durante cierto tiempo, proporcionan modelos de problemas y soluciones a la comunidad científica (117).

superan la capacidad de la población a soportarlas o cuando los efectos impiden que pueda recuperarse fácilmente.

Dentro de la gran cantidad de marcos teóricos para el análisis de riesgo, vale la pena destacar dos trabajos por sus diferentes enfoques metodológicos en el análisis del riesgo: el *Marco de acción para la Reducción del riesgo de Desastres* (123) con un fuerte carácter sistémico y el *Modelo de Presión-Respuesta* (124) con un enfoque más descriptivo. El primer caso, esquematizado en la figura 1, está basado en la ecuación $Riesgo = Peligro \times Vulnerabilidad$.

La metodología muestra de una manera clara las fases de la gestión para la reducción del riesgo: análisis de la vulnerabilidad, análisis de los peligros, gestión del riesgo, alerta temprana y respuesta. Sin embargo, no aporta claridad para identificar cómo la reducción de la vulnerabilidad aporta a la reducción del riesgo.

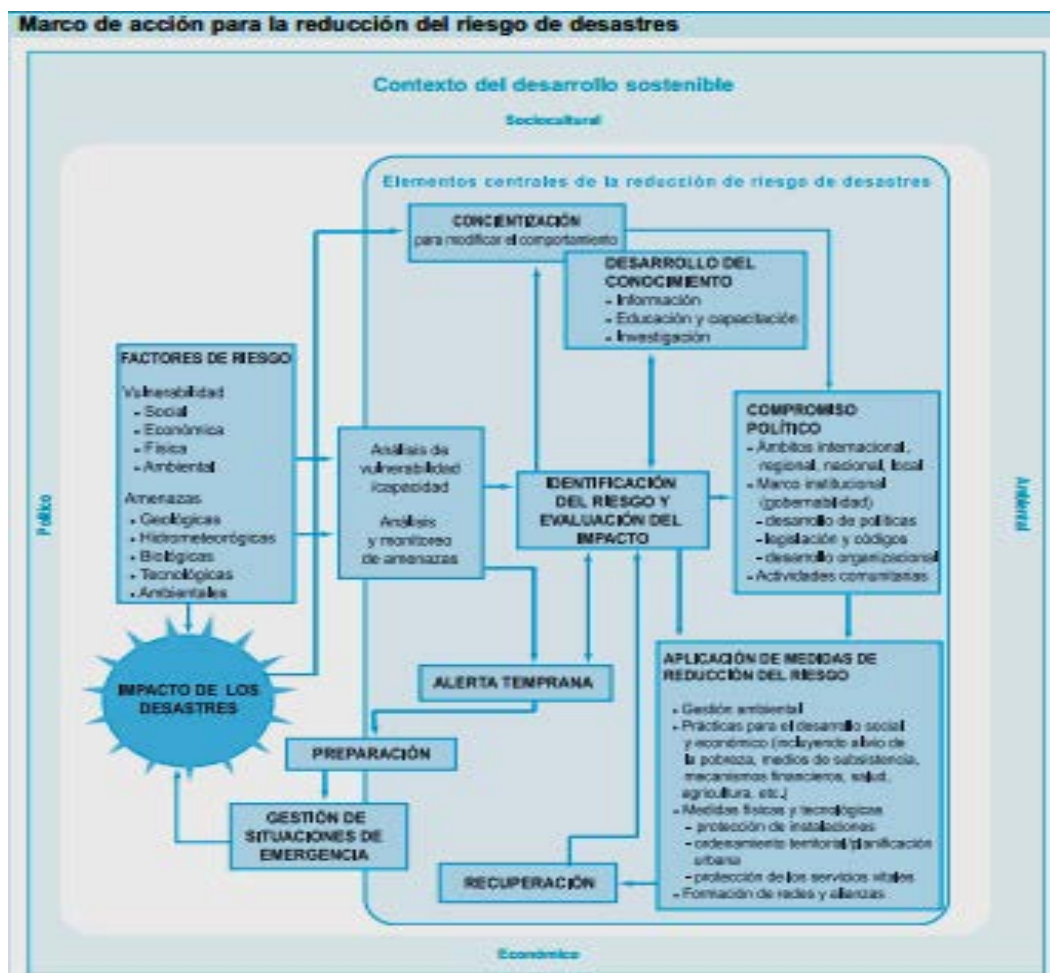


Figura 1. Esquema conceptual del modelo marco de acción para la reducción del riesgo de desastres

En la Figura 2 se presenta el *Modelo de Presión-Respuesta* (PAR, en inglés: *The Pressure and Release Model*) que hace foco en la vulnerabilidad, buscando en ella las causas de los desastres. Por tanto, propone analizar los desastres como la confluencia de un peligro con un proceso de vulnerabilidad, que tiene causas principales, ejerce presiones dinámicas y

genera condiciones ambientales de inseguridad. En otras palabras, avanza en cuestionar las causas de los desastres y no solo de sus efectos inmediatos (124).

Es importante recalcar que ningún modelo teórico es mejor que otro por sí mismo, sino que lo será en función de nuestros objetivos de trabajo.

A su vez, indistintamente del modelo teórico que planteemos, resulta fundamental considerar que toda simplificación que hagamos de un sistema complejo, facilita tanto su comprensión como pierde capacidad descriptiva.

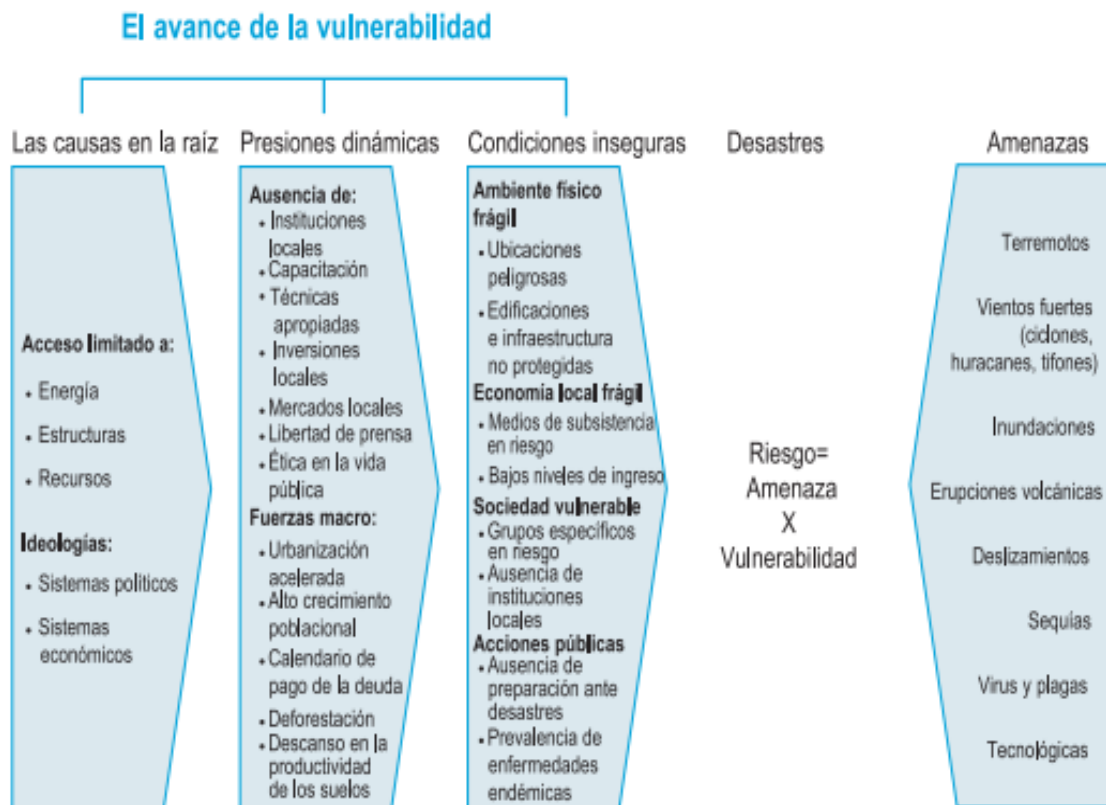


Figura 2. Esquema conceptual del modelo de presión-respuesta

Índices de riesgo

Para facilitar la gestión del riesgo, es posible generar indicadores del nivel de riesgo o índices que permitan un control temporal o espacial.

Podemos definir un indicador como un parámetro que proporciona información sobre el estado de un fenómeno, con una significación que se extiende más allá de la que está directamente asociada con el valor del parámetro. La concentración de ozono troposférico es un parámetro, mientras que la concentración de ozono respecto a un nivel base es un indicador de contaminación atmosférica. Los indicadores siempre son elementos sectoriales que suelen responder de manera lineal a los incrementos o decrementos de los parámetros que lo componen. Los indicadores pueden expresar tasas, razones o porcentajes, pero siempre son resultado de cálculos aritméticos sencillos y de respuestas lineales.

Los índices, en cambio, son una agregación de indicadores mediante algoritmos más o menos complejos. Suelen ser transversales, integran parámetros de distinta naturaleza y su

construcción responde a modelos matemáticos. Los índices son útiles para el monitoreo en el tiempo y la comparación entre distintos sitios.

La selección del indicador depende del factor de estrés estudiado, de la disponibilidad de los datos, de los recursos informáticos, de las aptitudes y del propósito del estudio. En la tabla a continuación se presentan un conjunto de índices de interés en la gestión de riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos (125).

Nombre	Descripción	Referencias
Exceso de riesgo de cáncer a lo largo de la vida (LCR)	Estima la probabilidad de incremento de cáncer en una población de individuos durante una vida específica a partir de la exposición proyectada para toda la vida y de datos de respuesta frente a la dosis específica del contaminante. La OMS considera como aceptable valores de LCR en el rango 1×10^{-5} y 1×10^{-6} , mientras que la US EPA recomienda LCR menores a 1×10^{-6}	57, 126-129
HQ (hazard quotient)	Se realiza el cociente entre el valor de concentración del compuesto en el ambiente (no cancerígenos) bajo análisis y el valor que se considera aceptable. $HQ > 1$ indica riesgo. Los valores obtenidos se comparan con los establecidos por la legislación (nacional o provincial), o bien con los valores de la OMS.	128-130
HR (health risk).	Relaciona la concentración de exposición y los niveles más bajos observados con efectos adversos para la salud (LOAEL).	129-131
Carga ambiental de la enfermedad (EBD)	Determina el incremento de mortalidad atribuible al ambiente a partir de establecer la contribución específica a la mortalidad por exposición a cada contaminante específico.	132-133
Índice de contaminación atmosférica (API)	Índice basado en el riesgo relativo de mortalidad diaria asociado a la exposición a corto plazo a PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , O_3 , NO_2 y CO .	134
Índice de riesgo agregado (IRA)	Se basa en el riesgo relativo de mortalidad o morbilidad diaria. Permite evaluar los efectos aditivos de la exposición a corto plazo a PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , O_3 , NO_2 y CO .	135

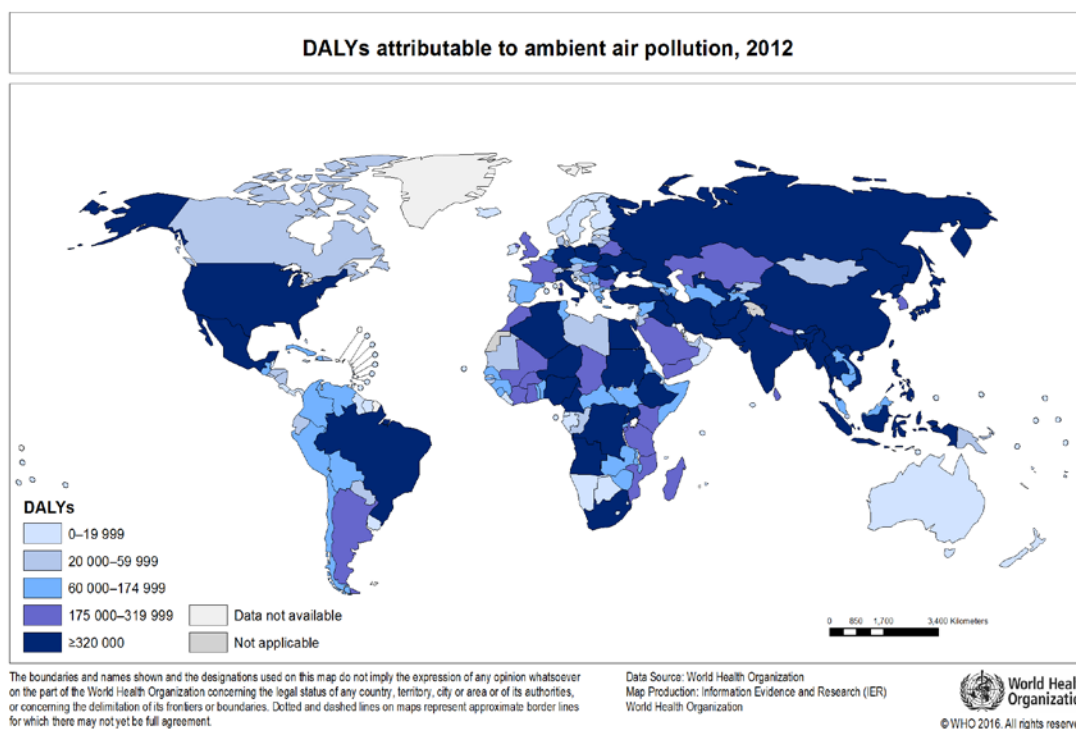
Podemos mencionar tres buenas razones por las cuales es conveniente el trabajo con índices. Por un lado porque al condensar datos complejos en información general facilita el desarrollo de políticas públicas y la comprobación del cumplimiento de las normas. En segundo lugar, porque permite su comunicación pública, generando conciencia del público y sensibilización con la problemática. Y por último, porque permite que la ciudadanía tome medidas correctivas y adapte su comportamiento en beneficio de su calidad de vida (136).

Un ejemplo de esto resultan las aplicaciones para celulares que informan el tipo de actividades recomendadas a realizar, acorde a los niveles de contaminación atmosférica presente, para evitar de esta forma padecer enfermedades cardiovasculares (ejemplo, “CALIOPE: Calidad del Aire” en Google Play).

Mapas de riesgo

Los mapas son productos cartográficos que permiten percibir con claridad y de forma rápida los niveles de exposición o de riesgo en el territorio. La visualización facilita la identificación de patrones espaciales, permitiendo delimitar las áreas que requieren una mayor atención.

En los mapas pueden visualizarse distintas variables que presenten un comportamiento espacial. Como ejemplo, la Organización Mundial para la Salud (WHO) ha confeccionado una serie de mapas donde se pueden ver las estimaciones del impacto de la contaminación atmosférica en los distintos países del mundo (Sitio oficial: <http://gamapserver.who.int/mapLibrary/>)



Para el cálculo espacial se cuenta con herramientas informáticas específicas que permiten realizar análisis estadísticos y determinísticos de las variables de interés, siendo los sistemas de información geográfica (usuario, software y hardware) centrales para la confección y visualización de los mapas finales.

Los mapas de riesgo permiten identificar grupos de vulnerabilidad o riesgo expuestos a contaminantes que requieran de mayor acción preventiva o de protección de la salud. Este

tipo de herramientas de apoyo para la gestión de la calidad del aire urbano son utilizados en otras ciudades, por ejemplo AirWare¹², AirQUIS¹³ y EnviMan¹⁴ (137-139).

Bibliografía

1. Karagulian F., CA. Belis, CFC. Dora, AM. Prüss-Ustün, S. Bonjour, H. Adair-Rohani, M. Amann, 2015. Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. *Atmospheric Environment* 120 (2015) 475-483
2. WHO, 2013. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project. WHO European Centre for Environment and Health, Bonn, WHO Regional Office for Europe, World Health Organization 2013. 309 pp.
www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf.
3. Pope 3rd, C.A., Dockery, D.W., 2006. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 56, 709–742.
4. Dockery D.W., 2009. Health Effects of Particulate Air Pollution. *Ann Epidemiol.*, 19(4): 257–263.
5. Khafaie MA, Yajnik CS, Salvi SS, Ojha A., 2016. Critical review of air pollution health effects with special concern on respiratory health. *Journal of Air Pollution and Health*, 1(2): 123-136.
6. Guarnieri M., MD and JR. Balmes, MD., 2014. Outdoor air pollution and asthma. *Lancet*, 383(9928): 1581–1592.
7. Newby DE., Mannucci PM., Tell GS., Baccarelli AA., Brook RD., Donaldson K., Forastiere F., Franchini M., Franco OH., Graham I., Hoek G., Hoffmann B., Hoylaerts MF., Künzli N., Mills N., Pekkanen J., Peters A., Piepoli MF., Rajagopalan S., Storey RF., 2015. Expert position paper on air pollution and cardiovascular disease. *Eur Heart J.* 2015 Jan 7; 36 (2):83-93.
8. OMS, 2014. Directrices de la OMS sobre la calidad del aire de interiores: quema de combustibles en los hogares. WHO Document Production Services, Geneva Switzerland
http://www.who.int/indoorair/guidelines/hhfc/ExecSumm_Sp.pdf
9. Wiwanitkit V., Suwansaksri J., Soogarun S., 2005. Cancer risk for Thai traffic police exposed to traffic benzene vapor. *Asian Pac J Cancer Prev.*, 6(2):219-20.
10. Neophytou AM., Hart JE., Cavallari JM., Smith TJ., Dockery DW., Coull BA., Garshick E., Laden F., 2013. Traffic-related exposures and biomarkers of systemic inflammation, endothelial activation and oxidative stress: a panel study in the US trucking industry. *Environ Health.* 2013, Dec 7; 12:105. doi: 10.1186/1476-069X-12-105.
11. Brucker N. AM. Moro, MF. Charão, J. Durgante, F. Freitas, M. Baierle, S. Nascimento, B. Gauer, RP. Bulcão, GB. Bubols, PD. Ferrari, FV. Thiesen, A. Gioda, MMMF. Duarte, I. de Castro, PH. Saldiva, SC. Garcia, 2013. Biomarkers of occupational exposure to air

12 AirWare: air quality management information system for urban and industrial applications (www.ess.co.at/AIRWARE)

13 AirQUIS: Air Quality Information System (www.airquis.com)

14 Opsi EnviMan: **Air Quality Management Solutions**. (www.opsis.se/Products/ProductsAQM/EnviManSoftware)

- pollution, inflammation and oxidative damage in taxi drivers. *Sci. Total Environment*, 463–464, 884–893.
12. Wichmann F., Busi L, Cianni NF, Massolo L, Müller A, Porta A., 2009. Increased asthma and respiratory symptoms in children exposed to petrochemical pollution. *J. All. Clin. Imm.*, 12: 632-38.
 13. Gorai AK., PB. Tchounwou, F. Tuluri, 2016. Association between Ambient Air Pollution and Asthma Prevalence in Different Population Groups Residing in Eastern Texas, USA. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2016, 13, 378: 1-17.
 14. Brunekreef B., R. Beelen, G. Hoek, L. Schouten, S. Bausch-Goldbohm, P. Fischer, B. Armstrong, E. Hughes, M. Jerrett, P. van den Brandt, 2009. Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution on Respiratory and Cardiovascular Mortality in the Netherlands: The NLCS-AIR Study. Health Effects Institute, Research Report 139, 1-93.
 15. Lu F., Xu D., Cheng Y., Dong S., Guo C., Jiang X., Zheng X., 2015. Systematic review and meta-analysis of the adverse health effects of ambient PM_{2.5} and PM₁₀ pollution in the Chinese population. *Environ Res.*, 136:196-204.
 16. Romieu I., Gouveia N., Cifuentes LA., de Leon AP., Junger W., Vera J., Strappa V., Hurtado-Díaz M., Miranda-Soberanis V., Rojas-Bracho L., Carbajal-Arroyo L., 2012. Multicity study of air pollution and mortality in Latin America (ESCALA study). *Res. Rep. Health Eff. Inst.*, 171: 1-120.
 17. Health Effects Institute, 2011. Public health and air pollution in Asia (PAPA): coordinated studies of short term exposure to air pollution and daily mortality in two Indian cities. Boston, Health Effects Institute, Research Report 157;<http://pubs.healtheffects.org/getfile.php?u=623>.
 18. Henschel S., Atkinson R., Zeka A., Le Tertre A., Analitis A., Katsouyanni K., Chanel O., Pascal M., Forsberg B., Medina S., Goodman PG., 2012. Air pollution interventions and their impact on public health. *International Journal of Public Health*, 57(5):757–768.
 19. EEA (2011). Impact of selected policy measures on Europe's air quality. Copenhagen, European Environment Agency (http://www.eea.europa.eu/publications/impact-of-selected-policy-measures/at_download/file).
 20. Lin S et al. (2013). Impact of NO(x) emissions reduction policy on hospitalizations for respiratory disease in New York State. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 23(1):73–80.
 21. Foster A, Kumar N (2011). Health effects of air quality regulations in Delhi, India. *Atmospheric Environment*, 45(9):1675–1683.
 22. Yorifuji T et al. (2011). Diesel vehicle emission and death rates in Tokyo, Japan: a natural experiment. *Science of the Total Environment*, 409(19):3620–3627.
 23. Breitner S et al. (2009). Short-term mortality rates during a decade of improved air quality in Erfurt, Germany. *Environmental Health Perspectives*, 117(3):448–454.
 24. Peters A et al. (2009). The influence of improved air quality on mortality risks in Erfurt, Germany. Boston, Health Effects Institute. <https://www.healtheffects.org/system/files/Peters137.pdf>.

25. Couto Gomes E., G. Florida-James, 2014. Lung Inflammation, Oxidative Stress and Air Pollution. In: "Lung Inflammation", Kian Chung Ong, Ed. Chap. 1. ISBN 978-953-51-1373-7. <http://www.intechopen.com/books/statistics/lung-inflammation/lung-inflammation-oxidative-stress-and-air-pollution>
26. Gauderman WJ., Avol E., Gilliland F., Vora H., Thomas D., Berhane K., McConnell R., Kuenzli N., Lurmann F., Rappaport E., Margolis H., Bates D., Peters J., 2004. The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age. *New England Journal of Medicine*, 351(11):1057-67.
27. Raaschou-Nielsen O., ZJ. Andersen, R. Beelen, E. Samoli, M. Stafoggia, G. Weinmayr, B. Hoffmann, P. Fischer, MJ. Nieuwenhuijsen, B. Brunekreef, WW. Xun, K. Katsouyanni, K. Dimakopoulou, J. Sommar, B. Forsberg, L. Modig, A. Oudin, B. Oftedal, PE. Schwarze, P. Nafstad, U. De Faire, NL. Pedersen, C. Östenson, L. Fratiglioni, J. Penell, M. Korek, G. Pershagen, KT. Eriksen, M. Sørensen, A. Tjønneland, T. Ellermann, M. Eeftens, PH. Peeters, K. Meliefste, M. Wang, B. Bueno-de-Mesquita, TJ. Key, K. de Hoogh, H. Concin, G. Nagel, A. Vilier, S. Grioni, V. Krogh, M. Tsai, F. Ricceri, C. Sacerdote, C. Galassi, E. Migliore, A. Ranzi, G. Cesaroni, Ch. Badaloni, F. Forastiere, I.Tamayo, P. Amiano, M. Dorronsoro, A. Trichopoulou, C. Bamia, P. Vineis, G. Hoek, 2013. Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Lancet Oncol.*, 14: 813–22
28. Ananya R., Gong J., Thomas DC., Zhang J., Kipen HM., Rich DQ., Zhu T., Huang W., Hu M., Wang G., Wang Y., Zhu P., Lu S., Ohman-Strickland P., Diehl SR., Eckel SP., 2014. The Cardiopulmonary Effects of Ambient Air Pollution and Mechanistic Pathways: A Comparative Hierarchical Pathway Analysis. *PLoS ONE* 9(12): e114913. doi:10.1371/journal.pone.0114913
29. Ruckerl R., A. Schneider, S. Breitner, J. Cyrys, A. Peters, 2011. Health effects of particulate air pollution: a review of epidemiological evidence. *Inhalation Toxicology*, 23(10):555–592.
30. Lippmann M., L. Chen, T. Gordon, K. Ito, GD. Thurston, 2013. National Particle Component Toxicity (NPACT) Initiative: Integrated Epidemiologic and Toxicologic Studies of the Health Effects of Particulate Matter Components. Boston, Health Effects Institute, Research Report 177, 1-332. <https://www.healtheffects.org/system/files/RR177-Lippmann.pdf>
31. Brook RD., Sanjay Rajagopalan MD., C. Arden Pope III, JR. Brook, A. Bhatnagar, AV. Diez-Roux, F. Holguin, Y. Hong, RV. Luepker, MA. Mittleman, A. Peters, D. Siscovick, SC. Smith Jr, L. Whitsel, JD. Kaufman, 2010. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: an update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation*, 121(21):2331–2378.
32. Anderson HR, Favarato G, Atkinson RW. Long-term exposure to outdoor air pollution and the prevalence of asthma: meta-analysis of multi-community prevalence studies. *Air Qual Atmos Health*. 2013; 6:57–68.
33. Liu L, Poon R, Chen L, R. Poon, L. Chen, AM. Frescura, P. Montuschi, G. Ciabattini, A.Wheeler, R. Dales, 2009. Acute effects of air pollution on pulmonary function, airway

- inflammation, and oxidative stress in asthmatic children. *Environ Health Perspect.* 2009; 117:668–74.
34. R ckerl R., R. Hampel, S. Breitner, J. Cyrys, U. Kraus, J. Carter, L. Dailey, RB. Devlin, D. Diaz-Sanchez, W. Koenig, R. Phipps, R. Silbajoris, J. Soentgen, J. Soukup, A. Peters, A. Schneider, 2014. Associations between ambient air pollution and blood markers of inflammation and coagulation/fibrinolysis in susceptible populations. *Environ. International* 70 (2014) 32–49.
 35. Grunig G., LM. Marsh, N. Esmail, K. Jackson, T. Gordon, J. Reibman, G. Kwapiszewska, Sung-Hyun Park, 2014. Perspective: ambient air pollution: inflammatory response and effects on the lung’s vasculature. *Pulm Circ* 2014;4 (1):25-35.
 36. Pope CA. 3rd, RT. Burnett, MC. Turner, A. Cohen, D. Krewski, M. Jerrett, SM. Gapstur, MJ. Thun, 2011. Lung cancer and cardiovascular disease mortality associated with ambient air pollution and cigarette smoke: shape of the exposure–response relationships. *Environmental Health Perspectives*, 119(11):1616–1621.
 37. Hamra GB., Guha N., Cohen A., Laden F., Raaschou-Nielsen O., Samet JM., Vineis P., Forastiere F., Saldiva P., Yorifuji T., Loomis D., 2014. Outdoor particulate matter exposure and lung cancer: a systematic review and meta-analysis. *Environ Health Perspect.*, 122(9):906-11.
 38. Genc S., Zadeoglulari, SH. Fuss, K. Gen, 2012. Review Article: The Adverse Effects of Air Pollution on the Nervous System. *J Toxicol.*; 2012:782462, 1-23. doi: 10.1155/2012/782462.
 39. Eze IC., LG. Hemkens, HC. Bucher, B. Hoffmann, C. Schindler, N. K nzli, T. Schikowski, NM. Probst-Hensch, 2015. Association between Ambient Air Pollution and Diabetes Mellitus in Europe and North America: Systematic Review and Meta-Analysis. *Environ. Health Perspect.*, 123(5): 381-389.
 40. Proietti E., R osli M, Frey U, Latzin P., 2013. Air pollution during pregnancy and neonatal outcome: a review. *J. Aerosol Medicine and Pulmonary Drug Delivery*, 26(1):9–23.
 41. Shah PS, Balkhair T., 2011. Air pollution and birth outcomes: a systematic review. *Environment International*, 37(2):498–516.
 42. Dirga Kumar Lamichhane, Jong-Han Leem, Ji-Young Lee, Hwan-Cheol Kim, 2015. A meta-analysis of exposure to particulate matter and adverse birth outcomes. *Environmental Health and Toxicology*, 30:e2015011, 1-19.
 43. Colais P et al., 2012. Particulate air pollution and hospital admissions for cardiac diseases in potentially sensitive subgroups. *Epidemiology*, 23(3):473–481.
 44. Ostro B., Tobias A., Querol X., Alastuey A., Amato F., Pey J., Pérez N., Sunyer J., 2011. The effects of particulate matter sources on daily mortality: a case crossover study of Barcelona, Spain. *Environmental Health Perspectives*, 119(12):1781–1787.
 45. Meister K, Johansson C, Forsberg B., 2012. Estimated short-term effects of coarse particles on daily mortality in Stockholm, Sweden. *Environmental Health Perspectives*, 120(3):431–436.
 46. Chiusolo M., E. Cadum, M. Stafoggia, C. Galassi, G. Berti, A. Faustini, L. Bisanti, MA. Vigotti, MP. Dess , A. Cernigliaro, S. Mallone, B. Pacelli, S. Minerba, L. Simonato, . F. Forastiere, 2011. Short-Term Effects of Nitrogen Dioxide on Mortality and Susceptibility

- Factors in 10 Italian Cities: The EpiAir Study. *Environmental Health Perspectives*, 119(9): 1233-1238.
47. Janssen NAH., P. Fischer, M. Marra, C. Ameling, F.R. Cassee, 2013. Short-term effects of PM_{2.5}, PM₁₀ and PM_{2.5-10} on daily mortality in the Netherlands. *Sci. Total Environment* 463-464: 20-26.
 48. Bentayeb M., V. Wagner, M. Stempfelet, M. Zins, M. Goldberg, M. Pascal, S. Larrieu, P. Beaudeau, S. Cassadou, D. Eilstein, L. Filleul, A. Le Tertre, S. Medina, L. Pascal, H. Prouvost, P. Quénel, A. Zeghnoun, A. Lefranc. 2015. Association between long-term exposure to air pollution and mortality in France: A 25-year follow-up study. *Environ. International* 85: 5-14.
 49. WHO regional publications (2000). Air quality guidelines for Europe. European series, N° 91, Copenhagen, second edition
 50. Organización Mundial de la Salud (2006). Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre Actualización mundial 2005. http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/69478/1/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_spa.pdf
 51. Chiusolo M., E. Cadum, M. Stafoggia, C. Galassi, G. Berti, A. Faustini, L. Bisanti, MA.Vigotti, MP. Dessì, A. Cernigliaro, S. Mallone, B. Pacelli, S. Minerba, L. Simonato, . F. Forastiere, 2011. Short-Term Effects of Nitrogen Dioxide on Mortality and Susceptibility Factors in 10 Italian Cities: The EpiAir Study. *Environmental Health Perspectives*, 119(9): 1233-1238.
 52. Roger, L.J. Donald H. Horstman , William Mcdonnell , Howard Kehrl , Philip J. Ives , Elston Seal , Robert Chapman , Edward Massaro (1990). Pulmonary function, airway responsiveness, and respiratory symptoms in asthmatics following exercise in NO₂. *Toxicology and industrial health*, 6: 155-171.
 53. ISAAC Steering Committee. ISAAC --- The International Study of Asthma and Allergies in Childhood. Last updated 13 May 2011. <http://isaac.auckland.ac.nz>
 54. Weiland SK., B. Bjorksten, B. Brunekreef, WOC. Cookson, E. von Mutius, DP. Strachan, 2004. Phase II of the International Study of Asthma and Allergies in Childhood (ISAAC II): rationale and methods. *Eur Respir J* 2004; 24: 406-412.
 55. Colman Lerner JE., A. Morales, M. Aguilar, D. Giuliani, J. Ditondo, V.I. Dodero, L. Massolo, E.Y. Sánchez y A. Porta (2012). Contaminación del Aire y Efectos Asociados sobre la Salud Infantil. Estudio Comparativo entre La Plata y Bahía Blanca, Provincia de Buenos Aires. En: *Ciencia y Tecnología Ambiental, un enfoque integrador*. Ed. Asociación Argentina para el Progreso de las Ciencias. ISBN 978-987-28123-1-7 p 149-154.
 56. Massolo L., A. Müller, O. Herbarth, A. Ronco, A. Porta (2008). "Contaminación atmosférica y salud infantil en áreas urbanas e industriales de La Plata, Argentina". *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana*, 42 (4): 567-574.
 57. Colman Lerner JE, Morales A, Aguilar M., Orte M., Giuliani D., Ditondo J., Dodero VI., Massolo L., Sánchez EY., Matamoros N., Porta A., 2014. The effect of Air Pollution on Children's Health: a Comparative Study between La Plata and Bahía Blanca, Buenos Aires Province, Argentina. In: *Environmental Impact II*, Vol 181, 659-670.

58. Chapman RS, WC. Hadden, and SA. Perlin, 2003. Influences of Asthma and Household Environment on Lung Function in Children and Adolescents The Third National Health and Nutrition Examination Survey. *Am. J. Epidemiol.*, 158:175–189
59. Díaz Vázquez CA. e I. Carvajal Urueña, 1999. Prevalencia de asma diagnosticada en la población infantil en Asturias. *Anales Españoles de Pediatría*, VOL. 51 N° 5, 1999, 479-484.
60. American Thoracic Society, 1995. Standardization of Spirometry, update. *Am. J. Respir. Crit Care Med.*, 152: 1107-36.
61. Miller MR., Hankinson J., Brusasco V., Burgos F., Casaburi R., Coates A., Crapo R., Enright P., van der Grinten CP, Gustafsson P., Jensen R., Johnson DC., MacIntyre N, McKay R, Navajas D., Pedersen OF., Pellegrino R., Viegi G., Wanger J., 2005. Standardization of spirometry. *Eur Respir. J.* 2005; 26: 319-338.
62. Normativa sobre la espirometría. Revisión 2013. SEPAR. ISBN 63: 978-84-940708-0-8 . https://issuu.com/separ/docs/normativa_1_espirometr__a__2013_
63. Quanjer PH, Stanojevic S, Cole TJ., 2012. Multi-ethnic reference values for spirometry for the 3–95 year age range: the global lung function 2012 equations. *Eur. Respir. J.*, 40(6): 1324-1343.
64. Gutiérrez M., G. Valdivia, L. Villarroel, G. Contreras, C. Cartagena, C. Lisboa. 2014. Proposición de nuevas ecuaciones para calcular valores espirométricos de referencia en población chilena adulta. *Rev. Med. Chile* 2014; 142: 143-152
65. Demetriou CA., O. Raaschou-Nielsen, S. Loft, P. Møller, R. Vermeulen, D. Palli, M. Chadeau-Hyam, W. Xun, P. Vineis, 2012. Biomarkers of ambient air pollution and lung cancer: a systematic review. *Occup. Environ. Med.* 69: 619–627.
66. Neophytou AM., JE. Hart, Y. Chang, J. Zhang, TJ. Smith, E. Garshick, Laden F., 2014. Short-term traffic-related exposures and biomarkers of nitro-PAH exposure and oxidative DNA damage. *Toxics* 2: 377-390.
67. Dadvand P., MJ. Nieuwenhuijsen, A. Agustí, J. de Batlle, M. Benet, R. Beelen, M. Cirach, D. Martinez, G. Hoek, X. Basagaña, A. Ferrer, J. Ferrer, R. Rodriguez-Roisin, J. Sauleda, S. Guerra, JM. Anto, J. Garcia-Aymerich (2014). Air pollution and biomarkers of systemic inflammation and tissue repair in COPD patients. *Eur Respir J.* 44: 603–613.
68. Ruckerl R, S. Greven, P. Ljungman, P. Aalto, C. Antoniadis, T. Bellander, N. Berglind, C. Chrysohoou, F. Forastiere, B. Jacquemin, S. von Klot, W. Koenig, H. Küchenhoff, T. Lanki, J. Pekkanen, CA. Perucci, A. Schneider, J. Sunyer, A. Peters, 2007. Air Pollution and Inflammation (Interleukin-6, C -Reactive Protein, Fibrinogen) in Myocardial Infarction Survivors. *Environ Health Perspect* 115:1072–1080.
69. Delfino RJ.,N. Staimer, T. Tjoa, M. Arhami, A. Polidori, DL. Gillen, MT. Kleinman, JJ. Schauer, C. Sioutas (2010). Association of Biomarkers of Systemic Inflammation with Organic Components and Source Tracers in Quasi-Ultrafine Particles. *Environ Health Perspect* 118:756–762.
70. Mostafavi N., J. Vlaanderen, M. Chadeau-Hyam, R. Beelen, L. Modig, D. Palli, IA. Bergdahl, P. Vineis, G. Hoek, S' . Kyrtopoulos, R. Vermeulen 2012. Inflammatory markers in relation to long-term air pollution. *Environment International*, 81: 1–7.

71. Gil Hernández Fernando, 1998. El papel de los biomarcadores en Toxicología Humana. Departamento de Medicina Legal y Toxicología Facultad de Medicina de la Universidad de Granada, España. <http://www.ugr.es/~fgil/biomarcadoresrevtoxicol.pdf>
72. Delfino RJ., Staimer N., Vaziri ND., 2011. Air pollution and circulating biomarkers of oxidative stress. *Air Qual. Atmos. Health*, 4: 37–52.
73. Faseeha Suhaimi N., J. Jalaludin, 2015. Review Article Biomarker as a Research Tool in Linking Exposure to Air Particles and Respiratory Health. *BioMed. Research International*, 2015, Article ID 962853, 1-10.
74. Thompson AMS., Zanobetti A., Silverman F., Schwartz J, Coull B., Urch B., Speck M., Brook JR., Manno M., Gold DR., 2010. Baseline Repeated Measures from Controlled Human Exposure Studies: Associations between Ambient Air Pollution Exposure and the Systemic Inflammatory Biomarkers IL-6 and Fibrinogen. *Environ. Health Perspect.*, 118: 120–124.
75. Torres Lemos A., Torres de Lemos C., Negreiros Flores A., Ozorio Pantoja E., Vaz Rocha JA., Ferrao Vargas VM., 2016. Genotoxicity biomarkers for airborne particulate matter (PM_{2.5}) in an area under petrochemical influence. *Chemosphere*, 159: 610-618.
76. Vineis P., Husgafvel-Pursiainen K., 2005. Air pollution and cancer: biomarker studies in human populations. *Carcinogenesis*, 26 (11): 1846–1855.
77. Castaño-Vinyals G., D'Errico A., Malats N., Kogevinas M., 2004. Biomarkers of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons from environmental air pollution. *Occupational and Environmental Medicine*, 61: e12.
78. Vineis Paolo, 2013. Biomarkers of air pollution: DNA and protein adducts. In *Air Pollution and Cancer*, IARC Scientific Publication No. 161, Editors: K. Straif, A. Cohen, J. Samet. Chapter 12. 149-164.
79. Møller P., Loft S., 2010. Oxidative Damage to DNA and Lipids as Biomarkers of Exposure to Air Pollution. Review. *Environ Health Perspect* 118:1126–1136 (2010).
80. Demetriou CA, Vineis P., 2015. Carcinogenicity of ambient air pollution: use of biomarkers, lessons learnt and future directions. *J. Thorac. Dis.*, 7(1): 67-95.
81. Rohr P., Kvitko K., da Silva FR., Menezes AP., Porto C., Sarmiento M., Decker N., Reyes JM., Allgayer Mda C., Furtado TC., Salvador M., Branco C., da Silva J., 2013. Genetic and oxidative damage of peripheral blood lymphocytes in workers with occupational exposure to coal. *Mutat Res.*, 758(1-2): 23-28.
82. Rainho CR., Corrêa SM., Aiub CAF., Felzenszwalb I., 2015. Biomonitoring of genotoxic risk of workers exposed to heavy air pollution. *Air Pollution XXIII*, 117-128. *WIT Transactions on Ecology and The Environment*, Vol 198. ISSN 1743-3541.
83. Gharibvand L., Shavlik D., Ghamsary M., Lawrence Beeson W., Soret S., Knutsen R., Knutsen SF., 2017. The Association between Ambient Fine Particulate Air Pollution and Lung Cancer Incidence: Results from the AHSMOG-2 Study. *Environ. Health Perspect.*, 125: 378–38.
84. Albiano N., 2011. "Toxicología Laboral. Criterio para el monitoreo de la salud de los trabajadores expuestos a sustancias químicas peligrosas". Superintendencia de Riesgos del Trabajo – Preventox. Buenos Aires.

<http://www.srt.gob.ar/adjuntos/toxicologia/libroalbiano.pdf>

85. Shephard RJ, Ponsford E, LaBarre R, Basu PK. (1979). Effect of cigarette smoke on the eyes and airway. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 43(2):135–44.
86. Franck C, Bach E, Skov P. (1993). Prevalence of objective eye manifestations in people working in office buildings with different prevalences of the sick building syndrome compared with the general population. *Internat. Archives Occup. Environmental Health*, 65(1): 65–9.
87. Thriene B, Sobottka A, Willer H, Weidhase J. (1996). Man-made mineral fibre boards in buildings - Health risks caused by quality deficiencies. *Toxicology Letters*, 88(1-3): 299–303.
88. Kok A., Yassi T., Kjellström T., Guidotti L. (2009). *Salud Ambiental Básica*. Organización Mundial de la Salud. México. pp. 56-63.
89. Altshuller A.P. (1977). Eye Irritation as an Effect of Photochemical Air Pollution. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 27(11):1125–6.
90. McMonnies C.W. (1986). Key questions in a dry eye history. *J.Am.Optom.Assoc.* 57(7):512–7.
91. Lemp M.A. (1995). Report of the National Eye Institute/Industry workshop on Clinical Trials in Dry Eye. *CLAO J.*, 21(4):221–32.
92. Korb D.R, Henriquez A.S. (1980). Meibomian gland dysfunction and contact lens intolerance. *J. Am. Optom. Assoc.*, 51(3): 243–51.
93. Holly F.J., Esquivel E.D. (1985). Colloid osmotic pressure of artificial tears. *Journal of ocular pharmacology*. 1(4):327–36.
94. Andrés S., García M.L., Espina M., Valero J., Valls O. (1988). Tear pH, air pollution, and contact lenses. *American J. Optometry Physiological Optics*, 65(8): 627–31.
95. Siddiqui A.R., Lee K., Gold E.B., Bhutta Z. (2005). Eye and respiratory symptoms among women exposed to wood smoke emitted from indoor cooking: a study from southern Pakistan. *Energy for Sustainable Development*, 9(3): 58–66.
96. Ellegård A. (1997). Tears while Cooking: An Indicator of Indoor Air Pollution and Related Health Effects in Developing Countries. *Environmental Research*, 75(1): 12–22.
97. San Sebastián M., Armstrong B., Stephens C. (2001). La salud de mujeres que viven cerca de pozos y estaciones de petróleo en la Amazonía ecuatoriana. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 9: 375–83.
98. Sahai A., Malik P. (2005). Dry eye: prevalence and attributable risk factors in a hospital-based population. *Indian Journal of Ophthalmology*, 53(2): 87–91.
99. Saxena R., Srivastava S., Trivedi D., Anand E., Joshi S., Gupta S.K. (2003). Impact of environmental pollution on the eye. *Acta Ophthalmologica Scandinavica*, 81(5): 491–4.
100. Novaes P., do Nascimento Saldiva P.H., Kara-Jose N., Macchione M., Matsuda M., Racca L. (2007). Ambient levels of air pollution induce goblet-cell hyperplasia in human conjunctival epithelium. *Environ. Health Perspect.* 115(12): 1753–6.

101. Gupta S.K., Gupta S.C., Agarwal R., Sushma S., Agrawal S.S., Saxena R.(2007). A multicentric case-control study on the impact of air pollution on eyes in a metropolitan city of India. *Indian Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 11: 37–40.
102. Novaes P, Hilário do Nascimento Saldiva P, Matsuda M, Macchione M, Peres Rangel M, Kara-José N, et al. The effects of chronic exposure to traffic derived air pollution on the ocular surface. *Environmental Research*. 2010;110(4):372–4.
103. Moen B.E., Norbäck D., Wieslander G., Bakke J.V., Magerøy N., Granslo J.T. (2011). Can air pollution affect tear film stability? A cross-sectional study in the aftermath of an explosion accident. *BMC public Health*, 11:235.
104. Torricelli A.A.M., Matsuda M., Novaes P., Braga A.L.F., Saldiva P.H.N., Alves M.R. (2014). Effects of ambient levels of traffic-derived air pollution on the ocular surface: Analysis of symptoms, conjunctival goblet cell count and mucin 5AC gene expression. *Environmental Research*, 131(2): 59–63.
105. Incidencia del ojo seco en poblaciones expuestas a diferentes calidades de aire. Gutiérrez M.A., Ruiz ME., Sedan D., Porta A., Andrinolo D. (2015). En: *Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina: Contribuciones del V Congreso PROIMCA y III Congreso PRODECA*, ES. Puliafito, D. Allende y MC. Panigatti, 1a ed., UTN, Buenos Aires, 241-250.
106. Gipson I.K., Hori Y., Argüeso P. (2004). Character of ocular surface mucins and their alteration in dry eye disease. *The Ocular Surface*, 2(2): 131–48.
107. Floyd A.M., Zhou X., Evans C., Rompala O.J., Zhu L., Wang M. (2012). Mucin deficiency causes functional and structural changes of the ocular surface. *PloS one*, 7(12):e50704.
108. Ohashi Y., Oka A., Rodrigues-Pousada R., Possenti M., Ruberti I., Morelli G. (2003). Modulation of phospholipid signaling by GLABRA2 in root-hair pattern formation. *Science* 300(5624): 1427–30.
109. Zhou L., Beuerman R.W., Chan C.M., Zhao S.Z., Li X.R., Yang H. (2009). Identification of Tear Fluid Biomarkers in Dry Eye Syndrome Using iTRAQ Quantitative Proteomics. *Journal of Proteome Research*, 8(11): 4889–905.
110. Albiets J.M. (2000). Prevalence of dry eye subtypes in clinical optometry practice. *Optom. Vis. Sci.*, 77(7): 357–63.
111. Gutiérrez M.A. (2016). Alteraciones oculares relacionadas con la contaminación del aire. Estudio comparativo en poblaciones de La Plata y Ensenada. Tesis de doctorado, Facultad de ciencias exactas, UNLP. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/52404>
112. Gutiérrez M.A., Sedan D., Serradell M.A., Delaplace L., Porta A. Andrinolo D. (2013). Changes in the Composition Tear Because of the Air Pollution by Material Particles in Plata and Around. *Proceedings of 4th Colombian Meeting and International Conference on Air Quality and Public Health*. JE. Pachon Editor, Universidad de La Salle, Bogotá, Colombia. ISBN 978-958-8572-90-1, 459-464.
113. Fuks K.B., Weinmayr G., Foraster M., Dratva J., Hampel R., Houthuijs D. (2014). Arterial Blood Pressure and Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution: An Analysis in the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Environmental Health Perspectives*, 122: 896–905.

114. Mostafavi N., Vlaanderen J., Chadeau-Hyam M., Beelen R., Modig L., Palli D. (2015). Inflammatory markers in relation to long-term air pollution. *Environment international*, 81:1–7.
115. García Díaz, P. (2011). Revisión crítica de la política ontológica latouriana. *Athenea digital: revista de pensamiento e investigación social*, 11(1), 0155-170.
116. Beck, U (1993). De la sociedad industrial a la sociedad del riesgo. *Revista Occidente*, 1993, pp- 19-40.
117. Kuhn, T. (1976). *La estructura de las revoluciones científicas*. México, Ed. Olimpia, SA.
118. UNISDR (2010) "Natural hazards, unnatural disasters: the economics of effective prevention" 2010, World Bank.
119. Funtowicz, S.O.; Ravetz, J.R. (1994). «The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science». *Ecological Economics*, 10, p. 197-207.
120. White G. F. (1945). *Human adjustment to floods*.
121. Anderson D. R. (1974). The national flood insurance program. Problems and potential. *Journal of Risk and Insurance*, 579-599.
122. Burton, I., Kates, R. W., & White, G. F. (1978). *The Environment as Hazard*.
123. UNISDR (2004). *Living with risk: a global review of disaster reduction initiatives*. ISBN/ISSN: 9211010640. 429 p. United Nations Office for Disaster Risk Reduction (UNISDR). <http://www.unisdr.org/we/inform/publications/657>
124. Blaikie, P., Cannon, T., Davis, I. & Wisner, B. (1994) *At Risk. Natural Hazards, People's Vulnerability, and Disasters* (London, New York: Routledge).
125. Ezzati, M., Lopez, A. D., Rodgers, A., & Murray, C. J. (2004). Comparative quantification of health risks. Global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors. Geneva: World Health Organization, 1987-1997.
126. Boström C.E., Gerde P., Hanberg A., Jernström B., Johansson C., Kyrklund T., Westerholm R. (2002). Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air. *Environ. Health Perspectives*, 110 (Suppl 3), 451-489.
127. Guo, H., Lee, S.C., Chan, L.Y., Li, W.M., 2004. Risk assessment of exposure to volatile organic compounds in different indoor environments. *Environ. Res.* 94: 57-66.
128. Colman Lerner JE., EY. Sánchez, J. Sambeth, Porta A., 2012. Volatile organic compounds (VOCs) and particulate matter (PM) in occupational environments. Characterization and health risk assessment. Lap Lambert Pub., Saarbrucken, Germany. ISBN: 978-3-659-17151-2. 65 pp.
129. Colman Lerner JE., Kohajda T., Aguilar M., Massolo L., Sánchez EY., Porta A., Opitz P., Wichmann G., Herbarth O. y Mueller A., 2014. Improvement of health risk factors after reduction of VOC concentrations in industrial and urban areas. *Environ. Sci. Poll. Res.* 21, 9676-9688.
130. Payne-Sturges, D.C., Burke, T.A., Breyse, P., Diener-West, M., Buckley, T.J., 2004. Personal exposure meets risk assessment: a comparison of measured and modeled exposures and risks in an urban community. *Environ. Health Perspect.* 112 (5): 589-98.
131. García Reynoso J., Grutter M., Cintora Juárez D. (2007). "Evaluación del riesgo por contaminantes criterio y formaldehído en la ciudad de México". *Revista internacional de contaminación ambiental*.

132. Ostro B. (2004). Outdoor air pollution. Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Environmental Burden of Diseases Series No 5. World Health Organization. Protection of the Human Environment. Geneva, 2004.
133. Prüss-Ustün A., J. Wolf, C. Corvalán, R. Bos and Neira M., 2016. Preventing disease through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks. WHO. [www.who.int/quantifying_ehimpacts/ publications/ preventing-disease/en/](http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/preventing-disease/en/)
134. Cairncross E K., Juanette John, Mark Zunckel (2007) "A novel air pollution index based on the relative risk of daily mortality associated with short-term exposure to common air pollutants", Atmospheric Environment, 41:38, p 8442-8454.
135. Sicard P., Lesne O., Alexandre N., Mangin A., Collomp R. (2011) Air quality trends and potential health effects. Development of an aggregate risk index, Atm. Environ., 45: 1145-1153.
136. Van den Elshout, S., Léger, K., & Heich, H. (2014). CAQI common air quality index—update with PM 2.5 and sensitivity analysis. Sci. Total Environment, 488: 461-46.
137. Represa S., Mellado D., Bali L., Colman Lerner, E., Sanchez Y., Porta A., 2016. Aplicación de tecnologías de sistemas de información geográfica (SIG) para la estimación del riesgo por exposición a compuestos orgánicos volátiles (COVs). Actas del III Congreso de la Sociedad de Análisis de Riesgos Latino Americana, S. Paulo, Brasil, Mayo 16. pp. 1-6
138. Joost Lahr, Lammert Kooistra, 2010. Environmental risk mapping of pollutants: State of the art and communication aspects. Science of the Total Environment 408: 3899–3907.
139. Karimi H., Soffianian A., Mirghaffari N., Soltani S., 2016. Determining Air Pollution Potential Using Geographic Information Systems and Multi-criteria Evaluation: A Case Study in Isfahan Province in Iran. Environ. Process, 3: 229–246.

Los autores

Andrés Porta

Licenciado en Ciencias Bioquímicas y Doctor en Ciencias Bioquímicas, FCE, UNLP. Profesor Titular ordinario de Química Analítica Aplicada, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP. Investigador Independiente en temas vinculados con la contaminación ambiental y los efectos en la salud, en la Comisión de Investigaciones Científicas, provincia de Buenos Aires, en el Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA), FCE, UNLP. Director del Centro de Investigaciones del Medio Ambiente. Director de proyectos de investigación y extensión, aprobados y financiados por UNLP, CIC PBA, MinCyT (Cooperación internacional) y FonCyT. Director de tesis de doctorado y de maestría, y de becas de CIC, PBA, CONICET y UNLP. Publicó 69 trabajos en revistas científicas internacionales, capítulos de libros y proceedings; y presentó unos 150 trabajos en eventos científicos nacionales e internacionales. Fue Profesor Adjunto de Química Analítica y Modelos de distribución de contaminantes ambientales, en FCE y Director del Laboratorio de Ingeniería Sanitaria, Facultad de Ingeniería, UNLP (2007-2013).

Yanina Sanchez

Doctora en Ciencias Exactas, Facultad de Ciencias Exactas (FCE, UNLP). Profesora Adjunta ordinaria de Química y Contaminación Atmosférica, Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas, UNLP. Profesora Adjunta interina de Modelos de distribución de contaminantes ambientales, en FCE. Investigadora asistente CONICET en temas vinculados con el desarrollo de modelos de distribución de contaminantes en la atmósfera, en el CIMA. Directora de proyectos de investigación y extensión, aprobados y financiados por UNLP. Directora de tesis de doctorado y maestría; y de becas de CONICET y UNLP. Publicó unos 25 trabajos en revistas científicas internacionales, capítulos de libros y proceedings; y presentó unos 45 trabajos en eventos científicos nacionales e internacionales.

Esteban Colman Lerner

Doctor en Ciencias Exactas, Facultad de Ciencias Exactas, (FCE, UNLP). Profesor Adjunto ordinario de Química Analítica en la UN Arturo Jauretche y JTP de Química Analítica en la Facultad de Ciencias Exactas, UNLP. Investigador Asistente CONICET en temas vinculados con el desarrollo de catalizadores para abatir contaminantes del aire en el CINDECA.

Director de proyectos de investigación y extensión, aprobados y financiados por UNLP.
Director de tesis de doctorado y maestría y de becas de CONICET y UNLP.
Publicó unos 35 trabajos en revistas científicas internacionales, capítulos de libros y proceedings y presentó unos 60 trabajos en eventos científicos nacionales e internacionales.

Laura Massolo

Doctora en Ciencias Exactas, Facultad de Ciencias Exactas (FCE, UNLP).
Profesora de “Gestión y Diagnóstico Ambiental”, de la Licenciatura en Química y Tecnología Ambiental.
Investigadora del CIMA, FCE, UNLP, en temas relacionados con la exposición a contaminantes atmosféricos y factores de riesgo asociados a la calidad de aire.
Jefa del Área de Efluentes Gaseosos, Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS) de la Provincia de Buenos Aires.
Miembro de la Comisión Revisora Permanente del Decreto Reglamentario 3395/96 en referencia a la calidad del aire de la provincia de Buenos Aires.
Fue JTP de “Modelos de Dispersión y Distribución de Contaminantes”, FCE, UNLP y representante por la provincia de Buenos Aires en la Comisión de Calidad de Aire del ente interjurisdiccional Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo (ACUMAR).
Participó en los talleres sobre “Actividades de Apoyo al Convenio de Estocolmo para la elaboración de un Plan Nacional de Aplicación”. Fue integrante de la Comisión de Calidad de Aire del Instituto Argentino de Normalización y Certificación (IRAM).
Publicó 23 trabajos en revistas científicas internacionales, capítulos de libros y proceedings y presentó 52 trabajos en eventos científicos nacionales e internacionales.
Realizó informes técnicos y anteproyectos legislativos referidos a calidad de aire y numerosas inspecciones y auditorías sobre efluentes gaseosos en empresas de distintos rubros.
Supervisó alrededor de 6500 informes de impacto sobre el recurso aire y Disposiciones de otorgamiento del permiso de descarga de efluentes gaseosos a la atmósfera en la Provincia de Buenos Aires.

María de los Ángeles Gutiérrez

Doctora en Ciencias Exactas, Facultad de Ciencias Exactas (FCE, UNLP).
JTP ordinario de Óptica Oftalmológica I y II, FCE.
Becaria posdoctorado CONICET en temas vinculados con los efectos de la contaminación del aire en salud ocular, en el CIMA.
Directora de proyectos de investigación y extensión, aprobados y financiados por UNLP.
Publicó unos 15 trabajos en revistas científicas internacionales, capítulos de libros y proceedings; y presentó unos 30 trabajos en eventos científicos nacionales e internacionales.

Marcos Orte

Licenciado en Tecnología Ambiental, UNICEN.

Becaria de doctorado del CONICET en temas vinculados con el monitoreo y análisis de contaminantes del aire, en el CIMA.

Doctorando de la Facultad de Ciencias Exactas, UNLP.

Publicó unos 20 trabajos en revistas científicas internacionales, capítulos de libros y proceedings; y presentó unos 45 trabajos en eventos científicos nacionales e internacionales.

Daniela Giuliani

Licenciada en Química y Tecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP.

Becaria de doctorado del CONICET en temas vinculados con el monitoreo y análisis de contaminantes del aire, en el CIMA.

Doctorando de la Facultad de Ciencias Exactas, UNLP.

Publicó unos 10 trabajos en revistas científicas internacionales, capítulos de libros y proceedings; y presentó unos 20 trabajos en eventos científicos nacionales e internacionales.

Soledad Represa

Licenciada en Química y Tecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP.

Becaria de doctorado del CONICET en temas vinculados con la evaluación de riesgo por exposición a contaminantes del aire, en el CIMA.

Doctorando de la Facultad de Ciencias Exactas, UNLP.

Publicó unos 10 trabajos en revistas científicas internacionales, capítulos de libros y proceedings y presentó unos 20 trabajos en eventos científicos nacionales e internacionales.

Daniela Mellado

Ingeniera Química, Facultad de Ingeniería, Universidad de Mar del Plata.

Becaria de doctorado del FONCyT en temas vinculados con el desarrollo de modelos de dispersión de contaminantes en el aire, en el CIMA.

Doctorando de la Facultad de Ciencias Exactas, UNLP.

Publicó 5 trabajos en revistas científicas internacionales, capítulos de libros y proceedings y presentó unos 10 trabajos en eventos científicos nacionales e internacionales.

Karina Balbi

Licenciada en Química y Tecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP y Licenciada en Bioquímica, UBA.

JTP de Modelos de distribución de contaminantes ambientales, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP.

Publicó unos 5 trabajos en revistas científicas internacionales, capítulos de libros y proceedings y presentó unos 10 trabajos en eventos científicos nacionales e internacionales.

Myriam Aguilar

Estudiante avanzada de Ciencias Farmacéuticas, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP.

Becaria del Ministerio de Salud, programa Carrillo – Oñativia, en temas vinculados con efectos de la exposición a contaminantes del aire, en el CIMA.

Publicó unos 20 trabajos en revistas científicas internacionales, capítulos de libros y proceedings; y presentó unos 40 trabajos en eventos científicos nacionales e internacionales.

Germán Castagnasso

Técnico en Industrias de Procesos, E.E.T. N6 Albert Thomas, La Plata. Estudiante avanzado de las carreras, Licenciatura en Química y Tecnología Ambiental Facultad de Ciencias Exactas UNLP y la Licenciatura en Ciencias de la Atmósfera y Meteorología de la Facultad de Astronomía y Geofísica de la UNLP.

Se desempeña como Técnico Inspector en el Área de Efluentes Gaseosos, Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS) de la Provincia de Bs As.

Fue integrante en los proyectos de Extensión Universitaria de la Facultad de Ciencias Exactas UNLP, Taller de Control de Potabilización de Aguas y Taller de Calidad de Aire.

Colaborador en la asignatura Modelos de Dispersión y Distribución de Contaminantes, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP (2011-2015)

Miembro titular de la Comisión Revisora Permanente del Decreto Reglamentario 3395/96 en referencia a la calidad del aire de la Provincia de Bs As.

Representante por la Provincia de Bs As en la Comisión de Calidad de Aire del ente interjurisdiccional Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo (ACUMAR).

Presentó numerosos trabajos en eventos científicos nacionales (conferencias, congresos, jornadas).

Dictó numerosos cursos de capacitación, diplomaturas y conferencias en materia de efluentes gaseosos industriales y calidad de aire, tanto a entes gubernamentales como privados.

Realizó informes técnicos y anteproyectos legislativos referidos a la calidad de aire en la Provincia de Bs. As.

Realizó alrededor de 160 inspecciones y auditorías sobre efluentes gaseosos en empresas de distintos rubros en la Provincia de Bs. As.

Elaboró alrededor de 1250 informes de impacto sobre el recurso aire y disposiciones de otorgamiento del permiso de descarga de efluentes gaseosos a la atmósfera en la Provincia de Bs. As.

Calidad del aire: monitoreo y modelado de contaminantes atmosféricos:
efectos en la salud pública / Porta, Andrés ... [et al.]; coordinación general de
Porta, Andrés; Yanina Sanchez; Esteban Colman Lerner. - 1a ed. - La Plata:
Universidad Nacional de La Plata; La Plata: EDULP, 2018.
Libro digital, PDF - (Libros de cátedra)

Archivo Digital: descarga y online
ISBN 978-950-34-1682-2

1. Contaminación Atmosférica. 2. Calidad del Aire. 3. Salud Pública. I. Porta, Andrés, II. Porta,
Andrés, coord. III. Sanchez, Yanina, coord. IV. Colman Lerner, Esteban, coord.
CDD 354.3735

Diseño de tapa: Dirección de Comunicación Visual de la UNLP

Universidad Nacional de La Plata – Editorial de la Universidad de La Plata
47 N.º 380 / La Plata B1900AJP / Buenos Aires, Argentina
+54 221 427 3992 / 427 4898
edulp.editorial@gmail.com
www.editorial.unlp.edu.ar

Eduulp integra la Red de Editoriales Universitarias Nacionales (REUN)

Primera edición, 2018
ISBN 978-950-34-1682-2
© 2018 - Eduulp

e
exactas



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA