



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO
FACULTAD DE QUÍMICA

“ESTIMACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN
PM_{2.5} EMPLEANDO MODELOS DE REGRESIÓN LINEAL MULTIVARIADA”

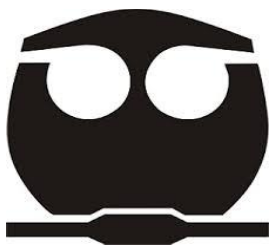
T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

QUÍMICO

P R E S E N T A

JULIO CÉSAR ALMANZA AGUIRRE



MÉXICO, D.F. 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO

PRESIDENTE: Prof: GAVILÁN GARCÍA IRMA CRUZ
VOCAL: Prof: HERNÁNDEZ TRUJILLO J. JESÚS
SECRETARIO Prof: AMADOR MUÑOZ OMAR
1er. SUPLENTE Prof: PORTILLA ROSSIER MARÍA ANTONIETA
2do. SUPLENTE Prof: CANO DÍAZ GEMA SUSANA

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

Centro de Ciencias de la Atmósfera.

ASESOR DEL TEMA:

DR. OMAR AMADOR MUÑOZ

REVISIÓN TÉCNICA:

DR. JOSÉ LUIS BRAVO CABRERA

SUSTENTANTE:

JULIO CÉSAR ALMANZA AGUIRRE

Agradecimientos Académicos

A la Universidad Nacional Autónoma de México en específico a la Facultad de Química por haber sido parte importante de mi formación integral.

A la Dra. Brenda Liz Valle Hernández, al M. en C. Alfonso Enrique Hernández López y a la M. en C. Graciela Lizett Santos Medina por el apoyo en el análisis por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas en ionización química negativa.

Al Dr. Rafael de Jesús Villalobos y Pietrini por permitir desarrollar mi tesis en su grupo de investigación.

Al Dr. Omar Amador Muñoz por la dirección de tesis y su paciencia.

Al Dr. José Luis Bravo Cabrera por revisión técnica y el asesoramiento en la parte estadística.

A los Ingenieros Wilfrido Gutiérrez López, Manuel García Espinoza y Alfredo Rodríguez Manjarrez por el apoyo en el mantenimiento de los instrumentos analíticos.

Al M. en C. Delibes Flores Román, al M. en C. Higel Domínguez Vargas, al Téc. Carlos Contreras González y Miguel Angel Galván Rodríguez por el soporte de la red de cómputo, la actualización del “software” y el mantenimiento del “hardware”.

Al jurado asignado por tomarse el tiempo de revisar esta tesis.

A mis Abuelos Justina y Miguel

ÍNDICE

Índice

Resumen	1
1.Introducción	2
1.1. Partículas atmosféricas	3
1.1.1. Propiedades físicas	3
1.1.2. Fuentes de emisión	5
1.1.3. Efectos en la salud humana	6
1.1.4. Composición Química	9
1.1.4.1. Fracción Inorgánica	10
1.1.4.2. Materia Orgánica	11
1.1.4.2.1. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	12
1.1.4.2.1.1. Toxicidad de los HAP	16
1.1.5.Composición Biótica	18
1.2. Regresión Lineal Multivariada	19
1.2.1. Consideraciones sobres los datos	19
1.2.2. Estadísticos de diagnóstico	19
2. Justificación	20
3. Hipótesis y Objetivos	21
3.1. Hipótesis	21
3.2. Objetivo General	21
3.3. Objetivos Particulares	21
4. Método	21
4.1. Muestreo y Análisis de HAP	21
4.1.2. Contaminantes criterio	22
4.2. Consideraciones sobre las variables explicativas	23
4.3. Aplicación de la Regresión Lineal Múltiple	24

Índice

4.3.1. Modelo	24
4.3.2. Estimación de los coeficientes de regresión	24
4.3.3. Verificación y Evaluación del modelo	25
4.3.3.1. Análisis de Varianza	26
4.3.3.2. Coeficientes de Determinación	26
4.3.3.3. Linealidad	26
4.3.3.4. Análisis de residuos	27
5. Resultados y Discusión	28
5.1. Construcción de modelos	29
5.2. Verificación y Evaluación de los modelos	29
6. Estimaciones y Comparaciones	39
7. Conclusiones	43
8. Perspectivas	44
9. Referencias	44

Índice de Tablas

Tabla	Descripción	Página
I	Diámetros, composición y fuentes de emisión de las partículas suspendidas en la atmósfera	5
II	Toxicidad de HAPs	17
III	Modelos regresión lineal multi/uni-variados para HAPs y n-alcanos en las PM _{2.5} del ZMCM. Coeficientes de regresión (b), prueba t de student (t), contraste de hipótesis (p value)	28
IV	Análisis de varianza (ANOVA) para cada modelo propuesto	29
V	Comparación de los coeficientes de determinación entre los modelos desestacionalizados (MD) y los modelos estacionalizados (ME)	31
VI	Mínimos, máximos y promedios de concentraciones observadas y estimadas para Tlalnepantla	40
VII	Mínimos, máximos y promedios de concentraciones observadas y estimadas para San Agustín	40
VIII	Mínimos, máximos y promedios de concentraciones observadas y estimadas en Tlalnepantla para el año 2008	41
IX	Mínimos, máximos y promedios de concentraciones observadas y estimadas en Tlalnepantla para el año 2011	42

Índice de Figuras

Figura	Descripción	Página
1	Aerosol urbano y el procesos que lo modifica	4
2	Deposición de las partículas en el tracto respiratorio humano según su tamaño	7
3	Ejemplos de compuestos aromáticos policíclicos	13
4	Estructuras de HAPs	14
5	Gráficas de dispersión, concentraciones estacionalizadas y desestacionalizadas HAPs	31
6	Histogramas de normalidad, gráficos de residuales tipificados y estadístico Shapiro-Wilks	36

RESUMEN

La contaminación atmosférica en las grandes urbes es un problema social ocasionado principalmente por las actividades humanas. El estudio de los diferentes contaminantes que integran la atmósfera de una región es clave para entender sus mecanismos de reacción y transporte, así como los efectos que éstos tienen sobre la salud humana y los organismos. Uno de los contaminantes de mayor relevancia por sus efectos en la salud humana y en el clima, es el material particulado, donde su composición juega un papel central para conocer dichos efectos. Una de las familias que ha mostrado tener efectos mutagénicos y cancerígenos son los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs). Estudios previos han mostrado su presencia en el Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), la cual cuenta con un Sistema de Monitoreo Atmosférico (SIMAT) sistematizado. En este estudio se desarrollaron modelos de regresión lineal multivariados para estimar la concentración de HAPs y algunos alcanos en las partículas $\leq 2.5 \mu\text{m}$ al noroeste de la Ciudad de México. Los modelos consideraron a los contaminantes criterios medidos por el SIMAT como las variables explicativas.

Los óxidos de nitrógeno fueron los regresores con la mayor varianza explicada. Todos los modelos propuestos fueron adecuados para estimar las concentraciones de los HAPs considerados como probables cancerígenos. Los resultados de este estudio pueden tomarse como una primera aproximación para recrear el comportamiento de los HAPs en otros sitios al noroeste de la ZMCM donde se cuenten con mediciones de contaminantes criterio y cuya micrometeorología y fuentes de emisión sean similares al sitio de nuestro estudio.

1. INTRODUCCIÓN

La atmósfera baja, conocida también como troposfera, está compuesta principalmente de nitrógeno y oxígeno, contiene aproximadamente el 90 % de la masa total de los compuestos en toda la atmósfera; en ella se llevan a cabo procesos naturales de intercambio de masa con la geósfera, la hidrósfera, la biósfera y la antrósfera. Cuando el contenido de masa que se transfiere entre las primeras cuatro esferas ambientales incluye especies ajenas a las generadas de manera natural (contaminantes atmosféricos) los procesos físicos, químicos, biológicos y energéticos se alteran.

Los contaminantes atmosféricos se dividen en primarios y secundarios, los primarios se generan directamente de las fuentes de emisión, los secundarios, se originan en la atmósfera por interacciones de los contaminantes primarios con otros constituyentes presentes en el aire de manera natural ó antrópica (Finlayson-Pitts y Pitts 1986). La atmósfera baja contiene compuestos en estado líquido, sólido y gaseoso formando un aerosol, que es una mezcla estable de partículas sólidas y líquidas suspendidas en un gas. El estudio de los aerosoles es importante por sus implicaciones sobre la visibilidad, el clima, la morbilidad y la mortalidad humana (Andreae y Rosenfeld 2008).

En nuestro país se realizan diversos estudios sobre la contaminación del aire que involucran las aeropartículas (Raga *et al.* 2001). Hoy en día se dispone de información sobre su concentración y composición química principalmente del Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), la que deriva de proyectos de investigación enfocados en la caracterización química tanto orgánica (Marr *et al.* 2004, Velasco *et al.* 2004, Jiang *et al.* 2005, Bravo *et al.* 2006, Dzepina *et al.* 2007, Alegria *et al.* 2008, Saldarriaga *et al.* 2008, Stone *et al.* 2008, Thornhill *et al.* 2007, 2008, Gilardoni *et al.* 2009, Guzman-Torres *et al.* 2009, Liu *et al.* 2009, Amador-Muñoz *et al.* 2010, Valle-Hernández *et al.* 2010), como inorgánica (Miranda *et al.* 2000, Chow *et al.* 2002, Jiménez *et al.* 2004, Johnson *et al.* 2006, Báez *et al.* 2007, Moya *et al.* 2003, Mugica *et al.* 2009, Saldarriaga-Noreña *et al.* 2009, Hernández-Mena *et al.* 2010), biológica (Rosas *et al.* 1993, Rosas *et al.* 1997a, Calderón *et al.* 1997, Rosas *et al.* 2001, Amábile-Cuevas *et al.* 2010), sus propiedades físicas (Baumgardner *et al.*

2000, 2007, Marley *et al.* 2008, Shinozuka *et al.* 2009), sus efectos sobre diversos sistemas biológicos de prueba (Bonner *et al.* 1998, Delgado-Rodriguez *et al.* 1999, Alfaro-Moreno *et al.* 2002, 2007a,b, 2008, Arrieta *et al.* 2003, Osornio-Vargas *et al.* 2003, Calderón-Segura *et al.* 2004, Gutiérrez-Castillo *et al.* 2006, De Vizcaya-Ruiz *et al.* 2006, Villalobos-Pietrini *et al.* 1995, 1998, 2006, 2007, 2008, 2011, Calderón-Garcidueñas *et al.* 2007, 2010, Rosas *et al.* 2007, Roubicek *et al.* 2007, Lauer *et al.* 2009, Sánchez-Pérez *et al.* 2009, Montiel-Dávalos *et al.* 2007, 2010), sobre la salud humana (Rosas *et al.* 1998, Santos-Burgoa *et al.* 1998, Holguín *et al.* 2003, Vallejo *et al.* 2004, Ruíz-Godoy *et al.* 2007, Díaz y Rosas 2009, Ramírez-Remboa *et al.* 2009), el clima (Castro *et al.* 2001a, Raga *et al.* 2001b) y la calidad del aire (Castro *et al.* 2001b).

1.1. PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS

1.1.1. Propiedades físicas

La morfología, la densidad y el tamaño de las partículas, son algunas propiedades físicas que determinan su grado de penetración en los pulmones, su tiempo de residencia en la atmósfera y sus fuentes de emisión o de formación. El diámetro es particularmente útil debido a que facilita la determinación del tiempo de residencia en la atmósfera y permite hacer consideraciones sobre sus fuentes, transporte, colecta y depositación en las diversas regiones del tracto respiratorio.

Por ejemplo, las partículas que provienen de la condensación de gases o de la condensación de vapores calientes sobresaturados emitidos en los procesos de combustión (humo de tabaco, emisión vehicular, generación de energía, etc.) y aquellos que se producen en los procesos fotoquímicos, tienen diámetros de 0.003 hasta 2 μm , mientras que los diámetros de las cenizas producidas por la combustión de carbón tienen tamaños de 0.1 hasta 50 μm o más.

El polen, los fragmentos de plantas, el polvo presente en invierno y el generado por la industria del cemento tienen diámetros $> 2 \mu\text{m}$ (Finlayson-Pitts y Pitts 1986).

Las partículas se pueden clasificar de acuerdo con su tamaño basado en su distribución modal (EPA 2004, Andreae y Rosenfeld 2008) en: *Moda de nucleación*: partículas entre 1 y 100 nm, formadas en los procesos de nucleación (heterogénea y homogénea) de emisión primaria, forman núcleos de condensación (nubes) y tienen tiempo de vida cortos (minutos a horas); *Moda de acumulación*: partículas entre 100 nm y 1-2.5 μm generadas por combustión, por reacciones fotoquímicas, por coagulación de partículas, provenientes de la moda de nucleación o por la condensación de vapores sobre las partículas preexistentes; y la *Moda gruesa* constituida por partículas mayores a 2.5 μm generadas principalmente por la corteza terrestre a través de los polvos resuspendidos, erosión, trituración, etc. (Figura 1).

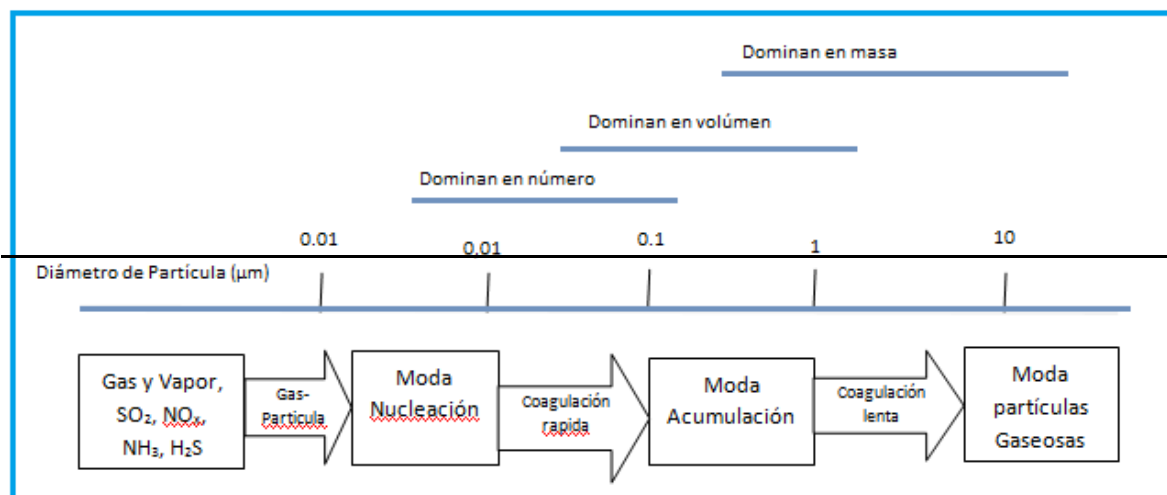


Figura 1. Aerosol urbano y procesos que lo modifican (Hinds 1999).

1.1.2. Fuentes de emisión

A diferencia de otros contaminantes normados (NOM-025-SSA1-1993), las partículas suspendidas son más complicadas, ya que se forman por cientos de componentes orgánicos e inorgánicos originados de una variedad de fuentes primarias y secundarias, generadas de manera antrópica y natural cuya composición depende del tipo de fuente y de las condiciones de emisión climáticas y geográficas en que se generan (Kubátová *et al.* 2000, Yassaa *et al.* 2001). Las partículas primarias se emiten a la atmósfera, mientras que las secundarias se forman por procesos de fisisorción y quimisorción (Lioy *et al.* 1990). Dependiendo de su origen, el tamaño de las partículas atmosféricas puede variar hasta 5 órdenes de magnitud en un rango de pocos nanómetros a cientos de micrómetros conteniendo una variedad de especies químicas (Horvath 2000, Seinfeld y Pankow 2003). La tabla I muestra algunos ejemplos de su composición.

Tabla I. Diámetros, composición y fuentes de emisión de las partículas suspendidas en la atmósfera (Horvath 2000).

Diámetro	Composición	Origen
Mayores a 50 μm	Caucho, material mineral, fragmento de insectos.	Erosión, llantas desgastadas, fragmentación biológica.
5 - 50 μm	Gotas de niebla, polen, bacterias, ceniza, suelo resuspendido.	Condensación de agua, origen biológico, combustión, polvo del pavimento.
0.5 - 5 μm	Sal de mar, "partículas húmedas" SO_4^{-2} , NO_3 y orgánicos.	Crecimiento de partículas con sulfato y nitrato en solución por absorción de agua. Procesos de combustión, productos finales de condensación sobre partículas existentes.
30nm-0.1 μm	Carbono elemental (hulla), alquitrán de cigarro, ceniza.	Máquinas de combustión interna, humo del cigarro.
10 - 30 nm	Humos y condensación de la metalúrgica.	Procesamiento de metal, partículas primarias en los motores de diesel.
3 - 10 nm	Conversión de gas a partícula	Reacciones de gases precursores.
0 - 3 nm	Condensación de precursores: SO_2 , NO_x , orgánicos volátiles, NH_3	Volcanes, procesos biológicos, actividades antrópicas.

1.1.3. Efectos en la salud humana

Estudios del Centro Nacional para la Evaluación Ambiental de los EUA (NCEA 2006) revelan los efectos a la salud del material particulado. Dichos estudios contemplan proyectos epidemiológicos relacionados con partículas $\leq 2.5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) y $\leq 10 \mu\text{m}$ (PM_{10}) en los EUA y Canadá, así como algunos otros que comprenden el ámbito toxicológico y comparan los efectos de las partículas según sea sus fuentes, composición y tamaño. Los estudios epidemiológicos en el NCEA continúan mostrando que la exposición prolongada a las $\text{PM}_{2.5}$ se encuentra asociada a la mortalidad y morbilidad humana, como lo estableció previamente el Documento sobre los criterios de Calidad del Aire para el Material Particulado (AQCD 2004).

La reducción general de $\text{PM}_{2.5}$ provocó disminución de riesgo de mortalidad ante una prolongada exposición. Algunos estudios sugieren que la densidad vehicular es un factor importante en este aspecto. También se demostró que la exposición a las $\text{PM}_{2.5}$, a sus componentes y a los gases, se asoció con la reducción en la función pulmonar de los niños, incrementando su susceptibilidad a edad temprana. Los resultados de recientes estudios epidemiológicos y toxicológicos han reportado nueva evidencia de asociaciones entre prolongados periodos de exposición a partículas finas con el desarrollo de aterosclerosis y exacerbaciones respiratorias. Así mismo, la exposición a estos contaminantes se ha asociado con la hospitalización por enfermedades respiratorias y cardiovasculares con cambios en el ritmo del corazón o incrementos en el monóxido de nitrógeno exhalado.

NCEA también describe la asociación entre las fuentes que generan partículas finas con la salud, entre ellas están la contaminación generada por el tráfico, el suelo suspendido, las fuentes de combustión y el polvo del pavimento. Los estudios toxicológicos continúan indicando que los metales, el carbono orgánico, el carbono elemental y los sulfatos, se encuentran vinculados con los efectos en la salud, aunque en altas concentraciones.

El aparato respiratorio es la principal ruta de acceso al organismo humano. Para estudiar la depositación de las partículas en este sistema, se divide en tres regiones: 1) *La región de las vías superiores*, también llamada región extratorácica o nasofaríngea, que incluye a nariz, boca, faringe y laringe, y es donde el aire se calienta y se humidifica. 2) *La región de las vías aéreas pulmonares* o traqueobronquial, que abarca desde la tráquea hasta los bronquiolos terminales, y tiene forma de árbol invertido y por último. 3) *La región alveolar* donde toma lugar el intercambio de gases (Figura 2).

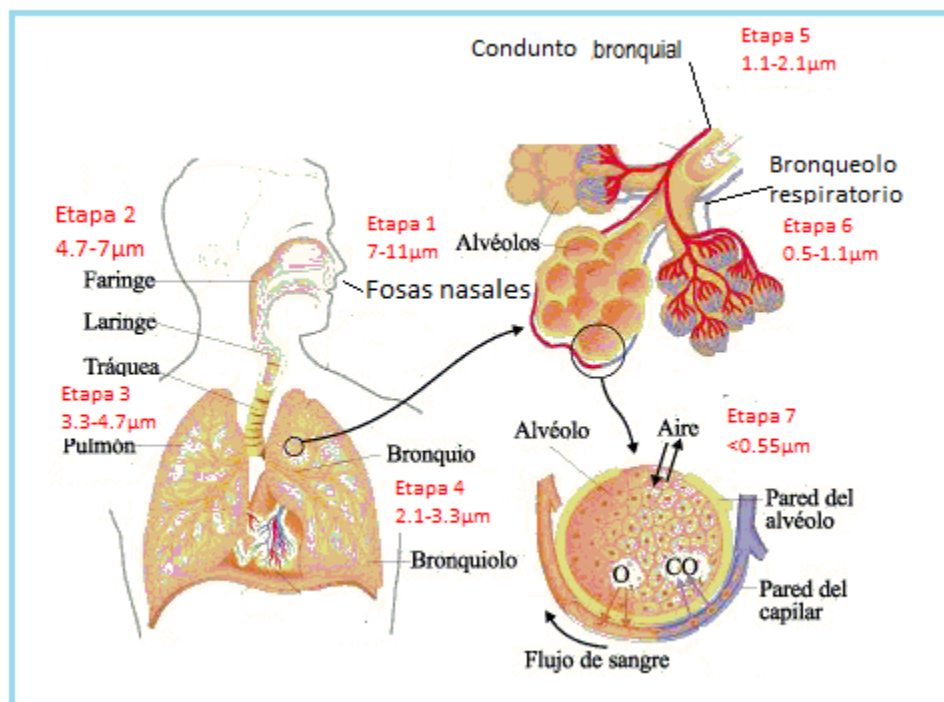


Figura 2. Depositación de las partículas en el tracto respiratorio humano según su tamaño (Hinds 1999).

El aparato respiratorio de un adulto normal inhala de 10 a 25 m³ (12 a 30 kg) de aire por día, respirando doce veces por minuto en reposo y el triple en movimiento. El tiempo de retención de las partículas en los pulmones depende muchas veces de la fisicoquímica de éstas, de su fuente de emisión y del proceso o procesos en que la partícula se vea involucrada en el organismo.

Algunos de estos procesos pueden ser por su importancia la sedimentación, la impactación y la difusión y algunos menos importantes pero que igual están involucrados son la depositación electrostática (Hinds 1999). La depositación depende del tamaño de la partícula, de la frecuencia de respiración y del volumen tidal¹, donde aquellas partículas con diámetro submicrométrico no se depositan directamente en la región alveolar debido a que la velocidad de sedimentación es muy baja y su difusión es varios órdenes de magnitud más lenta.

Partículas mayores de 10 μm no llegan a la región alveolar, mientras que aquellas entre 2 y 10 μm lo hacen en número atenuado. Aunque se conocen los efectos de las partículas asociadas con la salud humana, aún existe incertidumbre en los mecanismos de acción que se llevan a cabo. Si los efectos toxicológicos dependieran del número de partículas y no de su masa, entonces las partículas ultrafinas tendrían mayor impacto en los estudios de salud humana debido a la mayor penetración en el tracto respiratorio y su incorporación al torrente sanguíneo (Pope et al. 2002).

Sin embargo, no es contundente si la forma, la masa, la composición, el tamaño ó el área superficial sean los principal responsable del tamaño del daño pulmonar y de los efectos adversos en el hombre (Maynard y Kuempel 2005). Estudios realizados por la sociedad de Cáncer de América, han demostrado la asociación entre el material particulado y la morbilidad y la mortalidad humanas. Tasas de mortalidad por enfermedades respiratorias de entre el 17 y el 26 %, fueron observadas en personas que residen prolongados periodos de tiempo en zonas con elevados niveles de $\text{PM}_{2.5}$ (EPA 2004a). Además, se han observado efectos sinérgicos sobre la salud humana provocados por la exposición a la mezcla de partículas y gases. El estudio de morbilidad, mortalidad y contaminación ambiental de EUA llevado a cabo por el Instituto de efectos en la Salud (Samet *et al.* 2004), demostró un incremento del 0.5 % de mortalidad total no-accidental asociado con el aumento de 10 $\mu\text{g m}^{-3}$ de PM_{10} en las 90 ciudades más grandes de los EUA cuya concentración promedio diaria osciló entre 15 y 53 $\mu\text{g m}^{-3}$.

¹ El volumen tidal es la cantidad de aire inhalado y exhalado durante un ciclo respiratorio.

Debido a los efectos adversos de las partículas en la salud humana, se han establecido valores que limitan su concentración en el aire. El interés por limitar la concentración de las partículas cada vez de menor diámetro se debe a su correlación inversa entre morbilidad y mortalidad humanas (Tomatis 1993, Cohen 2000, Samet 2004). En septiembre del 2005 se hizo la última revisión a la norma oficial mexicana donde se optó por reducir los valores límite en 24 h a $210 \mu\text{g m}^{-3}$ para partículas suspendidas totales (PST) y a $120 \mu\text{g m}^{-3}$ para PM_{10} ($50 \mu\text{g m}^{-3}$ como media aritmética anual). Ese mismo año se introdujo a la norma las $\text{PM}_{2.5}$ estableciendo un valor en 24 horas de $65 \mu\text{g m}^{-3}$ con media aritmética anual de $15 \mu\text{g m}^{-3}$ (NOM-025-SSA1-1993). Actualmente, existe una propuesta de norma que reduce los valores en 24 h de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ a 75 y $45 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente y en promedio anual a 40 y $12 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente (PROY-NOM-025-SSA1-2014).

1.1.4 Composición química

Es bien conocido que el aerosol sirve como núcleo de condensación de nubes, pero su solubilidad en agua, higroscopicidad² y tensión superficial son aún poco entendidas. El reporte reciente del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC 2007) estimó que los aerosoles (principalmente sulfatos, carbono orgánico, nitratos y polvo) tienden a enfriar la atmósfera. Sin embargo, la incertidumbre para dicha estimación es enorme. Es por ello que se necesita profundizar en el estudio de su composición. El conocer más a detalle qué compuestos lo integran, genera conocimiento acerca de sus fuentes de emisión, y por lo tanto de sus tasas de emisión. Con esta información dicha incertidumbre se podría reducir.

En el 2001, el IPCC reconoció a los gases de efecto invernadero (GEI) (vapor de agua, CO_2 , CH_4 , N_2O , O_3 e hidrocarburos halogenados) y a los aerosoles como los principales responsables del cambio climático (Panner *et al.* 2001), sin embargo, el forzamiento climático de los GEI difiere sustancialmente de los aerosoles.

² La higroscopicidad es la capacidad de los materiales para absorber la humedad de la atmosfera

No obstante, (Andreae *et al.* 2005) discutieron que los aerosoles atmosféricos contrastan los efectos del calentamiento provocados por los GEI en una incierta pero gran cantidad. A diferencia de los GEI, los aerosoles tienen tiempos de vida media de una semana o menos, resultando en una heterogénea distribución temporal y espacial con altas concentraciones cerca de las fuentes de emisión (Ramanathan *et al.* 2001). Debido a los largos tiempos de vida media de los GEI, están bien mezclados en el globo terrestre y por lo tanto perturban el balance de energía global.

Los aerosoles por otro lado, tienen impactos locales y regionales sobre la energía total, llevando a un forzamiento espacial diferencial, con un calentamiento neto en unas áreas y un enfriamiento en otras. El forzamiento de los aerosoles es mayor durante el día en verano, mientras que el de los GEI actúa en los ciclos completos y estacionales. Adicionalmente, el efecto de los aerosoles no depende linealmente de su concentración, tamaño y composición, lo que complica su tratamiento respecto al de los GEI (Charlson *et al.* 1992).

Las partículas que contienen carbono grafitizado y alquitranado, absorben fuertemente la luz solar. Este tipo de aerosoles calienta la atmósfera y enfría la superficie, reduciendo el gradiente de temperatura vertical de la atmósfera. Con ello se genera un descenso en la evaporación y en la formación de nubes (Kaufman *et al.* 2002). Algunos estudios han mostrado que el carbono negro grafitizado, calienta la atmósfera en los primeros 2 a 4 km, mientras que reduce en 15 % la llegada de la luz solar a la superficie (Ramanathan *et al.* 2001).

1.1.4.1. Fracción inorgánica

Los metales, los iones y el carbono elemental (también conocido como carbono negro u hollín), son grupos que también integran a las partículas atmosféricas. Los metales, particularmente los de transición reactiva como vanadio, cobre, hierro y platino, tienen propiedades citotóxicas e inflamatorias por que confieren actividad oxidante a las partículas, generando así gran cantidad de radicales que ocasionan daño a nivel celular (Prahald *et al.* 1999). Generalmente las partículas finas contienen más metales pesados tóxicos emitidos durante la combustión que las partículas gruesas.

Los iones como sulfatos y nitratos generados principalmente de la oxidación de SO_2 y NO_x , respectivamente, provienen de las emisiones industriales y de la quema de combustibles fósiles. Estos gases acidifican la lluvia, provocando la alteración de la composición de los suelos, de los mantos acuíferos, así como el deterioro de los monumentos históricos, las estructuras y la vegetación (Cope *et al.* 2004, Báez *et al.* 2007).

El carbono orgánico y elemental representan una fracción importante de las $\text{PM}_{2.5}$. El carbono negro o elemental es un componente insoluble, no volátil y el principal responsable de la absorción de las energías infrarroja y visible, por lo que se le ha considerado como un factor importante en el estudio del calentamiento global. Debido a las propiedades específicas de su superficie, provee un buen sitio para la adsorción de compuestos orgánicos semivolátiles tales como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y sus derivados, además de participar en diversas reacciones atmosféricas y en la disminución de la visibilidad (Dachs y Eisenreich 2000, Cope *et al.* 2004).

El carbono elemental proviene de la combustión de combustibles fósiles y en las zonas urbanas se le considera como un trazador de emisiones vehiculares, especialmente de diesel (Kleeman *et al.* 2000).

1.1.4.2. Materia orgánica

El carbono orgánico proviene de fuentes naturales y de distintas actividades humanas, siendo estas últimas las que predominan en áreas urbanas. Se considera que la mayor cantidad de los compuestos orgánicos se encuentra en la fracción fina. Se han identificado y cuantificado más de 80 compuestos orgánicos diferentes en $\text{PM}_{2.5}$ que incluye n-alcenos, ácidos n-alcenoicos, n-alcenos, ácidos alifáticos dicarboxílicos, ácidos aromáticos policarboxílicos, hidrocarburos aromáticos policíclicos, cetonas y quinonas aromáticas policíclicas, ácidos diterpenoides y algunos compuestos nitrogenados (Rogge *et al.* 1993c).

Estos compuestos orgánicos, pero en diferentes proporciones y cantidades absolutas, han sido observados principalmente en las emisiones de vehículos a gasolina y a diesel, cocción de alimentos, humo de cigarro, emisiones pirogénicas, etc. (Rogge *et al.* 1993c). Por lo que se pueden usar en algunos casos como trazadores de dichas fuentes y de procesos de transformación en la atmósfera (Rogge *et al.* 1993a, Schauer *et al.* 1996). Un ejemplo de ello, es que tanto en atmósferas urbanas como rurales se han encontrado hidrocarburos de cadena larga que provienen de residuos de petróleo y plantas cerosas (Simoneit 1982, 1984, Mazurek *et al.* 1987, 1989, 1991, Simoneit *et al.* 1991, Rogge *et al.* 1993a, b).

Una de las principales familias orgánicas que integra a las partículas suspendidas en el aire es el material orgánico policíclico (MOP), considerado por el Acta de Aire Limpio de los EUA (Kelly *et al.* 1994, Kao 1994) como uno de los 189 contaminantes del aire más peligrosos. Entre estos contaminantes, los HAP y sus nitro-derivados (nitro-HAP), han probado tener elevado potencial mutagénico (Villalobos-Pietrini *et al.* 2007) y carcinogénico (IARC 1987).

1.1.4.2.1. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)

Los compuestos aromáticos policíclicos (CAP) comprenden HAP, oxi-HAP, nitro-HAP y compuestos heterocíclicos con nitrógeno, azufre y oxígeno (Finlayson-Pitts y Pitts 1997). Los CAP involucran compuestos con dos o más anillos fusionados, cada uno con cinco o seis átomos de carbono y puntos de ebullición mayores a 100 °C (EPA 1998). Algunos ejemplos se muestran en la figura 3.

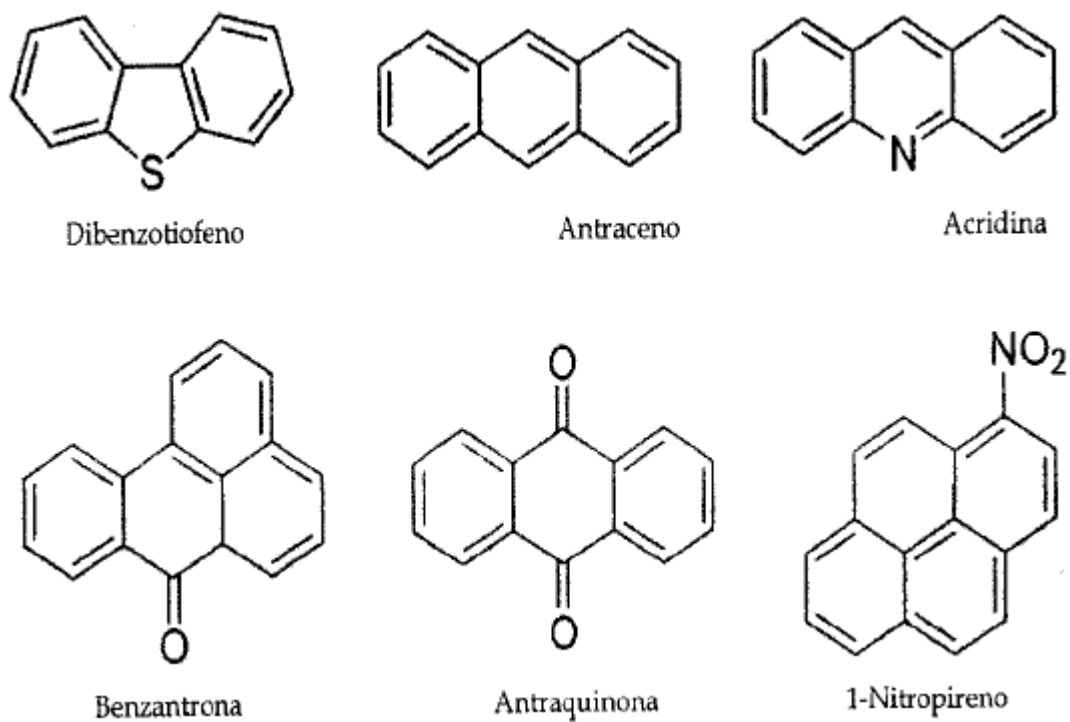


Figura 3. Ejemplos de compuestos aromáticos policíclicos.

Los HAP son compuestos orgánicos ubicuos con carbono e hidrógeno que han recibido especial interés debido a sus propiedades mutagénicas y biológicas (Neilson 1998a). Su arreglo puede ser lineal, angular o en cúmulo (figura 4).

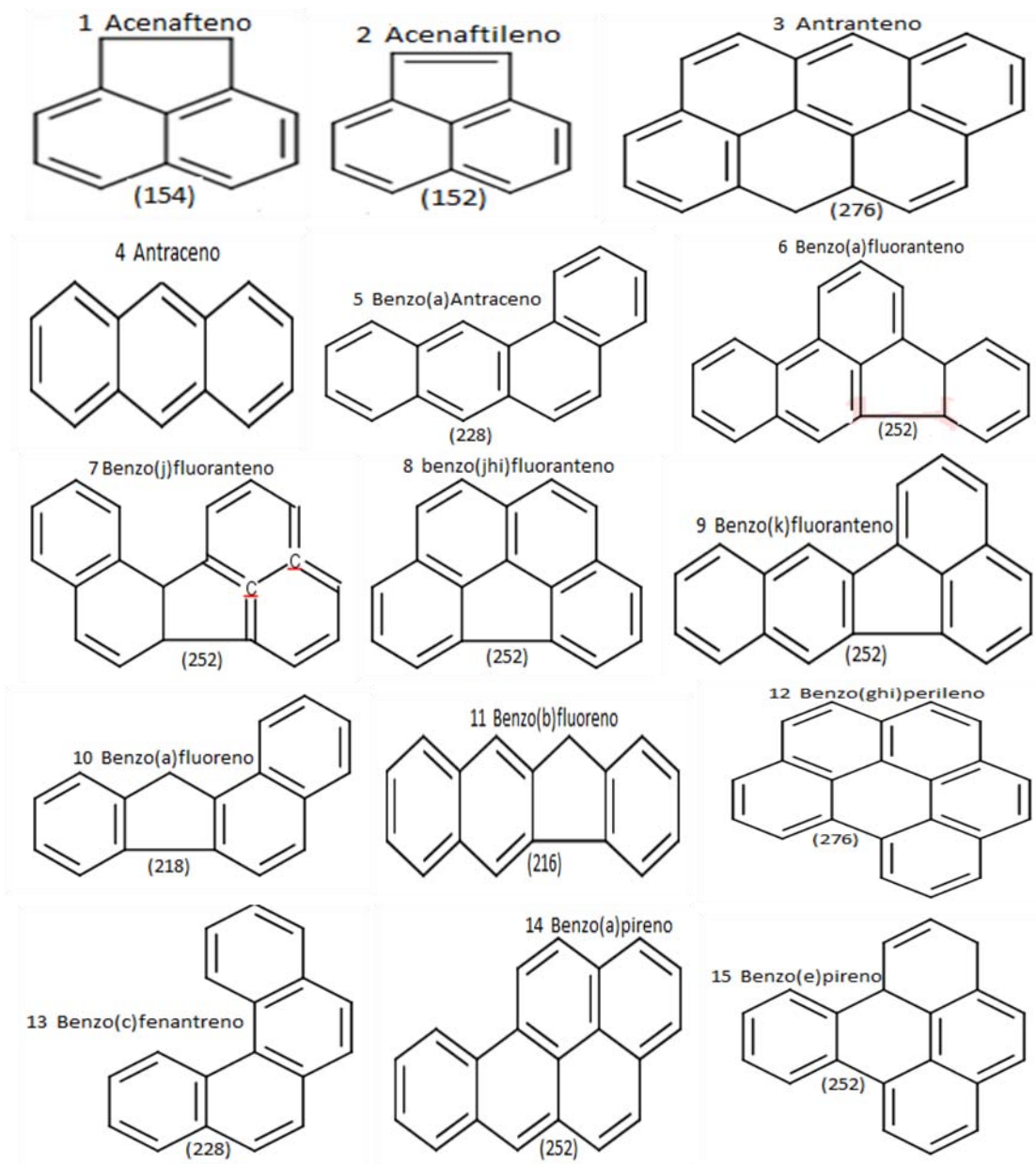


Figura 4. Estructuras de HAP, entre paréntesis se indica el peso molecular, g mol^{-1} .

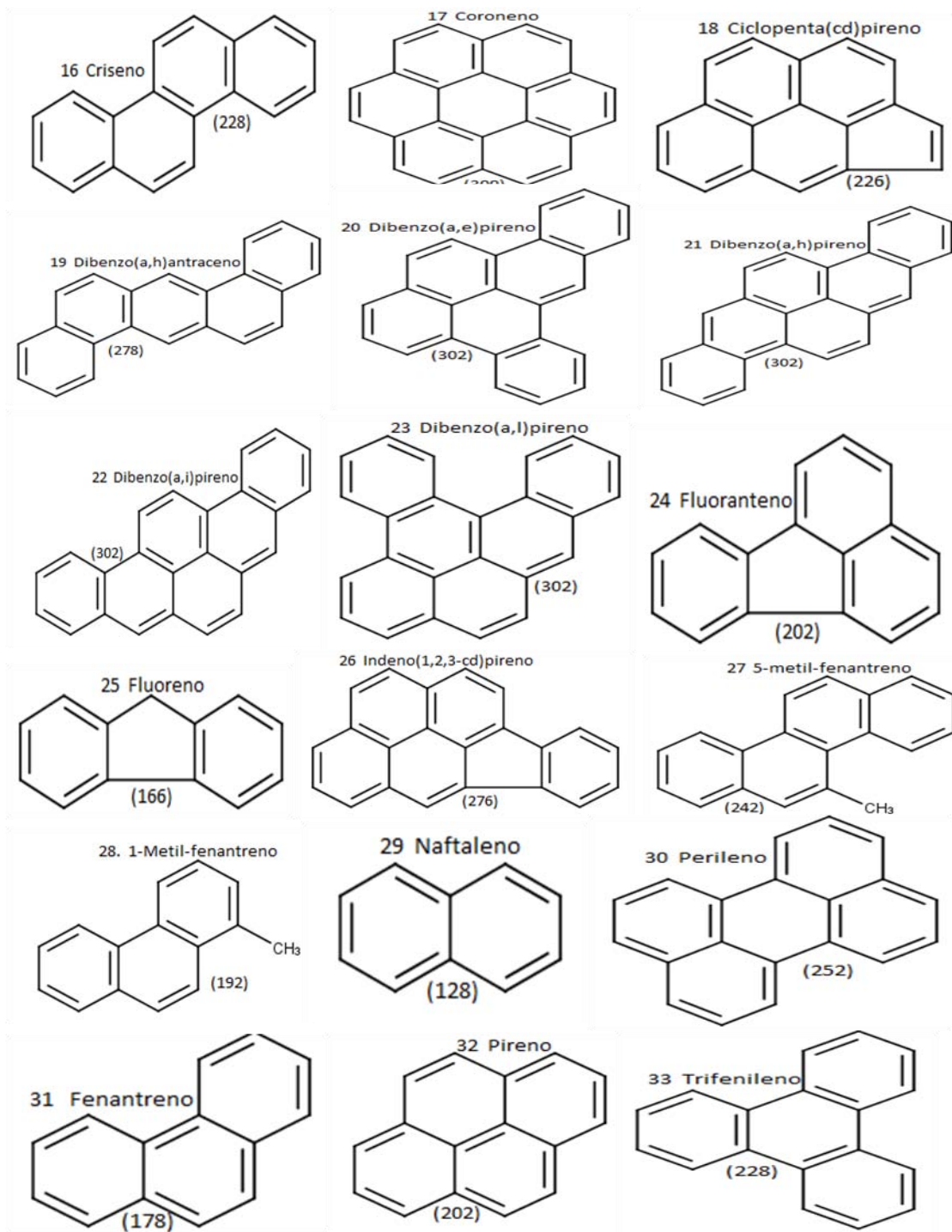


Figura 4. Estructuras de HAP, entre paréntesis se indica el peso molecular g mol^{-1} .

Los HAP se presentan como mezclas complejas y se originan principalmente por la pirólisis y la pirosíntesis de la combustión incompleta de la materia orgánica. Algunas de las principales fuentes de emisión antrópicas son los motores de los vehículos, la industria petroquímica, las casas habitación, el humo del tabaco, la combustión de biomasa, los hornos de coque e impermeabilizantes a base de hulla³.

Las fuentes naturales incluyen erupciones volcánicas, incendios forestales, procesos hidrotérmicos, pozos petroleros, carbonización, así como su presencia en el asfalto, en el alquitrán, en el aceite mineral. Se ha sugerido que los HAP presentes en estas mezclas son los principales responsables de sus efectos carcinógenos (Grimmer 1991, WHO 1998).

1.1.4.2.1.1. Toxicidad de los HAP

Los HAP de dos, tres y cuatro anillos son tóxicos agudos pero no cancerígenos, sin embargo, los de cinco o más anillos son tóxicos menos agudos, con mayor potencial cancerígeno (Kelly *et al.* 1994).

Ciertos HAP han demostrado ser mutagénicos, carcinógenos y disruptores endócrinos. El benzo[*a*]pireno ha sido el HAP más estudiado debido a que existe suficiente evidencia toxicológica para establecer lineamientos de control. La tabla II lista los HAP considerados como contaminantes prioritarios por algunas agencias ambientales debido a su potencial carcinógeno y/o sus efectos mutagénicos.

³ La hulla es una roca sedimentaria orgánica, un tipo de carbón mineral que contiene entre 45 y 85 % de carbono.

Tabla II. Toxicidad de HAP

#	OMS EHC ^a	GENO ^{a,b}	CARC ^{a,b}	US EPA ^c	US ATSDR ^d	IARC ^e	Borneff ^f	UNECE COPs ^f	ISO 17993 ^g
1	Acenafteno	(?)	(?)	X	X				X
2	Acenaftileno	(?)	no data	X	X				
3	Antantreno	(+)	+						
4	Antraceno	-	-	X	X				X
5	Benzo[a]antraceno	+	+	X	X	X(2A)			X
6	Benzo[a]fluoranteno	+	+	X	X	X(2B)	X	X	X
7	Benzo[j]fluoranteno	+	+		X	X(2B)			
8	Benzo[jhi]fluoranteno	(+)	(-)						X
9	Benzo[k]fluoranteno	+	+	X	X	X(2B)	X	X	X
10	Benzo[a]fluoreno	(?)	(?)						
11	Benzo[b]fluoreno	(?)	(?)						
12	Benzo[ghi]perileno	+	-	X	X		X		
13	Benzo[c]fenantreno	(+)	+						
14	Benzo[a]pireno	+	+	X	X	X(2A)X	X	X	X
15	Benzo[e]pireno	+	?	X*	X				
16	Criseno	+	+	X	X				X
17	Coroneno	(+)	(?)	X*					
18	Ciclopenta[cd]pireno	+	+						
19	Dibenzo[a,h]antraceno	+	+	X	X	X(2A)			X
20	Dibenzo[a,e]pireno	+	+			X(2B)			
21	Dibenzo[a,h]pireno	(+)	+			X(2B)			
22	Dibenzo[a,i]pireno	+	+			X(2B)			
23	Dibenzo[a,l]pireno	(+)	+			X(2B)			
24	Fluoranteno	+	(+)	X	X		X		X
25	Fluoreno	-	-	X	X				X
26	Indeno[1,2,3-cd]pireno	+	+	X	X		X	X	X
27	5-Metil-criseno	+	+						
28	1-Metil-fenantreno	+	(-)						
29	Naftaleno	-	(?)	X					X
30	Perileno	+	(-)						
31	Fenantreno	(?)	(?)	X	X				X
32	Pireno	(?)	(?)	X	X				X
33	Trifenileno	+	(-)						

^a Revisado por la organización mundial de la salud (WHO 1998). Environmental Health Criteria Monographs on PAHs.

^b GENO= genotoxicidad; CARC= carcinogenicidad; +, positivo; -, negativo;?, cuestionable; paréntesis (WHO 1998).

^c US Environmental Protection Agency (2005). Method 610-polynuclear aromatic hydrocarbons, PART 136 guidelines establishing test procedures for the analysis of pollutants; appendix A: methods for organic chemical analysis of municipal and industrial wastewater, 40CFR136.1 US Environmental Protection Agency, Washington D.C., <http://www.epa.gov/waterscience/methods/guide/610.pdf> Cited 7-28-0006.

^d Agency for Toxic substances and Disease Registry (1995). US Department of Health and Human Services, Atlanta, GA, p.458.

^e International Agency for Research on Cancer (IARC) identified as probable (2A) or possible (2B) human carcinogens (subset from review by Siemiatycki *et al.* (2004).

^f Wenborn *et al.* (1999).

^g International Organization for standardization (<http://www.iso.org>). Method 17993;2002 Water quality – Determination of 15 PAH in water by HPLC-FL after liquid-liquid extraction.

Diversos estudios han demostrado la relación entre la alta exposición ocupacional a mezclas con HAP y el subsecuente desarrollo de cáncer (Matthias-Meser 1998). Para evaluar la carcinogenicidad en humanos, la IARC (2010) ha considerado como relevantes tres tipos de estudios epidemiológicos: los de cohortes, los de casos-control y aquellos de correlación ó ecológicos. Los dos primeros relacionan la exposición con la presencia de cáncer en individuos y dan una estimación del riesgo relativo como primer medida de asociación (que es una relación de incidencia o de mortalidad en aquellos individuos expuestos entre la incidencia de mortalidad en aquellos no expuestos). En los estudios de correlación, las unidades de investigación son usualmente poblaciones completas (en áreas geográficas específicas o en un tiempo específico) y la frecuencia de cáncer relacionada con el grado de exposición de la población al agente, mezcla o circunstancia bajo estudio.

El nivel de la respuesta carcinogénica de los HAP y las mezclas varía ampliamente ante una dosis dada. Aunque el benzo[*a*]pireno es el marcador a su exposición, existe evidencia de que otros HAP, como el dibenzo[*a,l*]pireno, son más potentes en su capacidad para inducir cáncer de pulmón o de piel. Estos se eliminan del cuerpo principalmente como metabolitos conjugados presentes en las heces fecales, en las excreciones biliares y en la orina.

1.1.5. Composición biótica

Las partículas biológicas representan una fracción importante de la masa total. Dicha contribución oscila entre el 2 y el 3 % con respecto a la concentración total de las partículas. Este tipo de partículas provienen de fuentes primarias y secundarias, Las primeras incluyen a los organismos vivos, como virus (10 a 500 nm), bacterias (>400 nm), algas, esporas del musgo, helechos y hongos ($\geq 1 \mu\text{m}$), polen ($\geq 10 \mu\text{m}$), fragmentos de plantas y hojas, partes de insectos, células epiteliales de animales y de humanos (>2 μm) (Matthias-Meser 1998).

1.2. Regresión lineal multivariada

El análisis de regresión lineal puede emplearse para explorar y cuantificar la relación entre una variable llamada dependiente o criterio (Y) y una o más variables llamadas independientes o predictoras (X_1, X_2, \dots, X_k), así como para desarrollar una ecuación lineal con fines predictivos.

El análisis de regresión lleva asociados una serie de procedimientos de diagnóstico que informan sobre la estabilidad e idoneidad del análisis y proporciona pistas sobre cómo perfeccionarlo.

1.2.1 Consideraciones sobre los datos

En la regresión lineal, las variables dependiente e independientes deben ser cuantitativas. Todas las observaciones deben ser variables explicativas. La distribución de las variables respuesta deben ser normales. La varianza de las distribuciones para las variables respuesta deben ser constantes para todos los valores de las variables explicativas (homoscedástica) y debe haber una relación lineal entre las variables independientes y las dependientes.

1.2.2 Estadísticos de Diagnóstico

Para conocer el ajuste del modelo con los datos observados se debe hacer uso de los siguientes estadísticos de diagnóstico: coeficientes de regresión, coeficientes de correlación y de determinación (R cuadrado), R cuadrado corregida que es lo mismo que la R^2 solo que esta toma en cuenta el número de variables que se incluyen en el modelo, error típico de la estimación, tabla de análisis de la varianza, valores pronosticados y residuos. Los gráficos pueden ayudar a validar los supuestos de normalidad, linealidad e igualdad de las varianzas. También son útiles para detectar valores atípicos, observaciones poco usuales.

2. JUSTIFICACIÓN

Diversos estudios han demostrado el efecto negativo que la contaminación atmosférica tiene sobre la salud humana, el clima, la radiación, los materiales y los organismos, siendo el cáncer en humanos, uno de los de mayor impacto (Tomatis 1993, Cohen 2000, Samet 2004) y el de pulmón, el más recurrente ante la exposición atmosférica. No obstante efectos negativos sobre los sistemas respiratorio y cardiovascular, también se han demostrado (Pope *et al.* 2002, Okona-Mensah *et al.* 2005). Se ha observado que las mujeres embarazadas y los infantes son especialmente susceptibles a los efectos tóxicos de los contaminantes presentes en las partículas del aire debido a la inmadurez fisiológica antes y después de nacer, además, incrementan el riesgo de muerte intrauterina o postneonatal (Yang *et al.* 2006).

La exacerbación de dichos efectos aumenta conforme disminuye el diámetro de la partícula; por ello, las PM_{2.5}, también llamadas partículas finas, representan un riesgo más elevado que las de mayor diámetro (Oberdörser *et al.* 1992 Sugita *et al.* 2004). Los HAP y sus nitro derivados son potentes mutágenos de acción indirecta y directa, respectivamente. Por ello, se les ha considerado como los compuestos extraídos de la materia orgánica de mayor riesgo debido a sus propiedades carcinogénicas. Su principal ruta de entrada al organismo humano es el sistema respiratorio.

Existen normas de regulación federal que limitan la concentración de algunos gases considerados como criterio y de la masa de las partículas suspendidas publicadas por la secretaria de medio ambiente para la ZMCM (<http://www.sma.de.gob.mx/simat/>). Sin embargo no existe una normatividad que limite las concentraciones máximas permitidas de la masa de materia orgánica total adherida a las partículas, mucho menos de los HAP y ni remotamente del potencial genotóxico provocado por las aeropartículas que los contienen.

En este estudio se proponen modelos matemáticos para estimar concentraciones de HAP en $PM_{2.5}$ presentes en el norte del ZMCM.

3. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

3.1. Hipótesis

Se puede cuantificar la concentración de HAP mediante regresiones lineales múltivariadas utilizando como variables explicativas contaminantes criterio causados por efecto invernadero.

3.2. Objetivo General

Estimar las concentraciones de HAP en las $PM_{2.5}$ de la zona norte de la Ciudad de México mediante modelos de regresión lineal multivariado.

3.3. Objetivos Particulares

Evaluar los modelos de regresión mediante pruebas de distribución, de residuales, pruebas de bondad ajuste y la comparación de varianzas y medias y realizar pruebas de estimaciones para sitios distintos y años posteriores.

4. MÉTODO

4.1. Muestreo y análisis de HAPs

El procedimiento para la toma de las muestras, su tratamiento analítico y su análisis instrumental fue descrito en detalle por Amador-Muñoz *et al.* (2011). Brevemente, el muestreo de los HAP se realizó al coleccionar las $PM_{2.5}$ en muestreadores de alto volumen ($1.13 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$) empleando filtros de fibra de vidrio recubiertos con teflón. Los muestreos se hicieron cada seis días durante 2006 en cinco sitios del ZMCM.

Para el presente trabajo, sólo se consideró la zona noroeste (Estación Tlalnepantla). Cada colecta fue de 24 h.

El procedimiento anterior nos abastece una base de datos que contiene concentraciones de HAPs. Los valores son del año 2006; dada la complejidad del proceso es difícil llevarlo a cabo recurrentemente por lo cual no se cuenta con bases de datos más recientes.

Las muestras se extrajeron en ultrasonido empleando diclorometano como disolvente. Los análisis cualitativo y cuantitativo se realizaron por dilución isotópica. Se empleó un cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas (Agilent Technologies 6890/5973N) con cuadrupolo e ionización electrónica.

4.1.2. Contaminantes criterio

Se les llamó contaminantes criterio porque fueron objeto de evaluaciones publicadas en documentos 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 (<http://www.inecc.gob.mx/calair-indicadores>).

Los contaminantes criterio considerados para los modelos fueron O₃, CO₂, SO₂, NO, NO₂ y NO_x (ppm), los más abundantes en ZMCM. Sus concentraciones fueron tomadas de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) que reporta a cada hora su concentración, teniendo 24 observaciones por día (<http://www.aire.df.gob.mx/estadisticas>).

Los modelos que estamos proponiendo, consideran como variables dependientes a los HAP de mayor riesgo a la salud humana y como variables explicativas a seis contaminantes criterio. Las variables meteorológicas (dirección y velocidad del viento, humedad relativa y temperatura) también fueron evaluadas, pero ninguna fue retenida por los modelos.

4.2 Consideraciones sobre las variables explicativas

El modelo será consistente si las variables explicativas cumplen ciertos supuestos como independencia y no multicolinealidad. Se dice que dos sucesos aleatorios son independientes entre sí cuando la probabilidad de cada uno de ellos no está influida por que el otro suceso ocurra o no, es decir, cuando no están correlacionados.

La multicolinealidad es la situación en la que se presenta una fuerte correlación entre las variables explicativas del modelo. La correlación debe ser fuerte porque siempre existe correlación entre dos variables explicativas en un modelo, es decir, la no correlación de dos variables es un proceso teórico, que solo se podría encontrarse en condiciones ideales.

El coeficiente de Pearson, $\rho_{x,y}$, se utiliza para medir el grado de correlación entre variables aleatorias cuantitativas. Su valor varía entre 1 y -1. Si $\rho=1$, existe una correlación lineal positiva perfecta. El índice indica dependencia total entre las dos variables denominada relación directa: cuando una de ellas aumenta, la otra también lo hace en proporción constante. Si $0 < \rho < 1$, existe una correlación lineal positiva. Si $\rho=0$, no existe relación lineal. Si $-1 < \rho < 0$, existe correlación lineal negativa. Si $\rho=-1$, existe una correlación lineal negativa perfecta. El índice indica dependencia total entre las dos variables llamada relación inversa: cuando una de ellas aumenta, la otra disminuye en proporción constante.

Los modelos propuestos en este trabajo consideraron los valores mínimos, máximos y promedios diarios de cada variable explicativa. Se llevó un análisis descriptivo para eliminar "outliers". Con los valores resultantes, se construyeron las matrices de correlación y las gráficas de dispersión.

El análisis descriptivo llevado a cabo por Amador-Muñoz *et al.* (2011), mostró comportamiento estacional de las variables a través del año. Este es un factor que puede incrementar la correlación entre las variables explicativas, enmascarando su dependencia. El componente de la variación estacional es la media de cada periodo.

Para eliminar la variación estacional, a cada observación tomada diariamente se restó a la media de su mes correspondiente. Se debe considerar que la suma de las estimaciones del periodo tiene que ser cero (Ecuación 1).

Siendo $a_1, a_2, a_3, a_4, a_5, a_6$ las observaciones de un periodo, la variación estacional debida a la primera observación a_1 será:

$$V.E_{a1} = a_1 - \left(\frac{a_1+a_2+a_3+a_4+a_5+a_6}{6} \right) \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde:

$$V.E_{a1} + V.E_{a2} + V.E_{a3} + V.E_{a4} + V.E_{a5} + V.E_{a6} = 0$$

4.3. Aplicación de la regresión lineal múltiple

4.3.1. Modelo

De acuerdo con la ecuación 2, la variable dependiente (Y_i) es una combinación lineal de un conjunto de K variables independientes (X_k). Cada una acompañada de un coeficiente (β_o) y un componente aleatorio (U_i), que tiene todo lo que las variables independientes no fueron capaces de explicar.

$$Y_i = \beta_{oi} + \beta_1 X_{1i} + \beta_2 X_{2i} + \dots + \beta_k X_{ki} + U_i \quad \text{Ecuación 2}$$

4.3.2 Estimación de los coeficientes de regresión

Una vez conocida la relación entre las variables, se procede a estimar los parámetros de la ecuación de regresión lineal. El criterio para obtener los coeficientes de regresión β_{oi} y $\beta_{1i}, \beta_{2i}, \dots, \beta_{ki}$, es el de mínimos cuadrados. Este consiste en minimizar la suma de los cuadrados de los residuos de tal manera que la recta de regresión que definamos es la que más se acerca a la nube de puntos observados y, en consecuencia, la que mejor los representa.

La estimación de los parámetros es mediante notación matricial y algunas derivadas parciales, un procedimiento por demás complicado, simplificado con el uso un software adecuado, en este caso, “statistica” v.10.0 (Statsoft Inc., USA).

Los estadísticos asociados a las variables independientes que pasan a formar parte del modelo de regresión son:

1.- Coeficiente de regresión B: este coeficiente nos indica el número de unidades que aumentará/disminuirá la variable dependiente o criterio por cada unidad que aumentan/disminuyen las variables independientes.

2.- Coeficiente Beta: es el coeficiente de regresión estandarizado. Expresa la pendiente de la línea de tendencia que mas ajusta a la nube de puntos del hiperplano en la regresión.

3.- Constante: el valor de la constante coincide con el punto en el que la línea de tendencia que más ajusta a la nube de puntos de la regresión corta el eje de las ordenadas.

4.- Valor t : este estadístico nos permite comprobar si la regresión entre una variable independiente y la dependiente es significativa. Si el *valor-p* asociado al estadístico t es mayor al nivel de significancia (normalmente 0.05), se rechaza que la regresión sea significativa entre las variables.

4.3.3. Verificación y evaluación del modelo

Antes de poder aplicar cualquier modelo de regresión para predecir valores de una variable independiente o criterio, debemos certificar que los datos a los que sometemos a dicho análisis se ajustan al modelo de regresión lineal; o lo que es lo mismo, debemos analizar el grado de asociación entre las variables independientes y la dependiente así como determinar la proporción de la variabilidad de la variable dependiente explicada por las independientes.

Los estadísticos y pruebas que nos permiten valorar la bondad de ajuste de los datos del modelo son los siguientes.

4.3.3.1. Análisis de varianza

El análisis de varianza (ANOVA) evalúa si un modelo es o no adecuado. El análisis considera las varianzas (normalizadas por sus grados de libertad) de aquella explicada por la regresión y la residual. Esta relación genera un estadístico “F” que al ser comparado con tablas, se rechaza o no la hipótesis nula (a un nivel de confianza especificado), siendo en este caso: El modelo no es adecuado.

4.3.3.2. Coeficiente de Determinación

El coeficiente de determinación R^2 , determina la calidad del modelo para replicar los resultados, este coeficiente es muy importante pues determina qué porcentaje de la varianza de la variable dependiente es explicada por el modelo de regresión.

En general, se pueden clasificar los valores de R^2 de la siguiente manera (Rojo-Abuín 2007):

Menor de 0.3	0.3 a 0.4	0.4 a 0.5	0.5 a 0.85	Mayor de 0.85
Muy malo	Malo	Regular	Bueno	Excelente/Sospechoso

4.3.3.3. Linealidad

La ecuación de la regresión adopta una forma particular. En concreto, la variable dependiente es la suma de un conjunto de elementos: el origen de la línea de tendencia que mas ajusta a la nube de puntos del hiperplano es una combinación lineal de variables independientes o predictivas y los residuos.

El incumplimiento del supuesto de linealidad suele denominarse error de especificación. Algunos ejemplos son: omisión de variables independientes importantes, inclusión de variables independientes irrelevantes, o no linealidad entre las variables independientes y la variable dependiente, parámetros cambiantes (los parámetros no permanecen constantes durante el tiempo que dura la medición de datos). La linealidad se evalúa mediante gráficas de valores observados contra valores estimados, observando la normalidad de los residuales y el coeficiente de Pearson.

4.3.3.4. Análisis de residuos

Llamamos residuos a las diferencias entre los valores observados y los estimados. Los residuos son muy importantes en el análisis de regresión, nos informan sobre el grado de exactitud de las estimaciones: entre más pequeño es el error típico de los residuos, se tienen mejores estimaciones.

Para contrastar la normalidad de los residuos se recurre a la gráfica de residuos tipificados, que ilustran su relación a la distribución normal, si la distribución de los mismos es normal los puntos se sitúan sobre la diagonal del gráfico.

De esta forma, los residuos deben ser: Normales, con media cero, varianza constante y sin observaciones atípicas. Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilk "W", son dos pruebas que evalúan la distribución. La gráfica de distribución normal tiene forma acampanada y es simétrica, una observación es normal cuando su comportamiento es frecuente de acuerdo a un modelo matemático teórico que diferencia lo frecuente de lo raro.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Construcción de Modelos

Los modelos se construyeron utilizando las variables desestacionalizadas independientes significativas, que correlacionaron con las variables dependientes desestacionalizadas. Todas las variables significativas se utilizaron para elaborar el modelo de regresión multivariado correspondiente. Sin embargo, los modelos solo retuvieron aquellas cuyos coeficientes fueron significativos. La tabla III muestra los modelos de regresión cuyos coeficientes fueron significativos para estimar a los hidrocarburos mostrados. El nivel de confianza para rechazar la hipótesis nula se estableció en 5 %.

Tabla III. Modelos regresión lineal multi/uni-variados para HAP y n-alcenos en las PM_{2.5} del ZMCM. Coeficientes de regresión (b), prueba t de student (t), contraste de hipótesis (p value).

Hidrocarburo estimado	Intercepto, Regresor(es)	b	t student	Valor P	Modelo
Benzo[a]antraceno [BaA]	Intercepto, NO _x *	-0.006 3.334	-0.598 5.335	0.553 0.000	[BaA] = 3.334*NO _x prom - 0.006
Criseno+trifenileno [Cris+Trif]	Intercepto, NO _x *	-0.012 8.585	0.574 6.734	0.568 0.000	[Cris+Tri] = 8.558* NO _x prom - 0.012
Nonacosano [C ₂₉ H ₆₀]	Intercepto, O ₃ prom *	-0.175 170.702	-0.649 4.268	0.520 0.003	[C ₂₉ H ₆₀] = 170,702*O ₃ prom - 0.175
Untriacontano [C ₃₁ H ₆₄]	Intercepto, O ₃ prom *, NO _x prom *	0.032 147.179 68.138	0.146 4.168 3.318	0.884 0.000 0.001	[C ₃₁ H ₆₄] = 7.179*O ₃ prom + 68.138*NO _x prom + 0.032
Benzo(b)Fluoranteno [B(b)F]	Intercepto, NO _x *	-0.002 7.168	-0.145 7.613	0.884 0.000	[B(b)F] = 7.168* NO _x prom - 0.002
Benzo(k+j)Fluoranteno [B(k+j)F]	Intercepto, NO _x *	-0.005 5.589	-0.401 6.242	0.689 0.000	[B(k+j)F] = 5.589* NO _x prom - 0.005
Benzo(e)Pireno [B(e)P]	Intercepto, NO _x *	-0.008 5.208	-0.525 5.112	0.601 0.000	[B(e)P] = 5.208* NO _x prom - 0.008
Benzo(a)Pireno [B(a)P]	Intercepto, NO _x *	-0.011 4.568	-0.732 4.558	0.467 0.000	[B(a)P] = 4.568* NO _x prom - 0.011
Perileno [Per]	Intercepto, NO _x *	0.001 1.178	0.325 4.159	0.745 0.001	Perileno = 1.178* NO _x prom + 0.001
Indeno(1,2,3-cd)Pireno [I(1,2,3-cdP)]	Intercepto, NO _x *	-0.004 5.314	-0.296 6.030	0.767 0.000	[I(1,2,3-cdP)] = 5.314*NO _x prom - 0.004

Benzo(ghi)Perileno [B(ghi)P]	Intercepto, NO _x *	0.003 14.565	0.115 7.660	0.908 0.000	[B(ghi)P] = 14.565* NO _x prom – 0.003
---------------------------------	----------------------------------	-----------------	----------------	----------------	--

* NO_x prom – NO_x promedio diario, O₃ prom – O₃ promedio diario.

5.2. Verificación y Evaluación de los modelos

La tabla IV muestra el análisis de varianza para cada modelo. El nivel de significancia para el estadístico F fue menor a 0.05, por lo que la hipótesis nula se puede rechazar, incrementando la probabilidad de que el modelo propuesto para cada hidrocarburo sea el adecuado. Se puede apreciar que el principal regresor con la mayor varianza explicada es el promedio diario de la concentración de los óxidos de nitrógeno (NO₂+NO), excepto para el caso del nonacosano cuya concentración estimada fue explicada por el promedio diario de la concentración de ozono y para el n-untriacontano donde los promedios diarios del O₃ y NO_x fueron los regresores.

Tabla IV. Análisis de varianza (ANOVA) para cada modelo propuesto.

Compuesto		Suma de Cuadrados	Df	Media Cuadrática	F	p-Value
Benzo[a]antraceno [BaA]	Regresión	0.153	1	0.153	28.459	0.000
	Residual	0.265	49	0.005		
	Total	0.419	50			
Criseno+trifenileno [Cris+Trif]	Regresión	1.023	1	1.023	45.348	0.000
	Residual	1.128	49	0.022		
	Total	2.151	50			
Nonacosano [C ₂₉ H ₆₀]	Regresión	51.887	1	51.887	18.219	0.000
	Residual	105.372	37	2.847		
	Total	157.259	38			
Untriacontano [C ₃₁ H ₆₄]	Regresión	66.640	2	33.320	12.791	0.000
	Residual	130.240	48	2.604		
	Total	196.881	50			

Benzo(b)Fluoranteno [B(b)F]	Regresión	0.709	1	0.709	57.962	0.000
	Residual	0.599	49	0.012		
	Total	1.308	50			
Benzo(k+j)Fluoranteno [B(k+j)F]	Regresión	0.433	1	0.433	38.970	0.000
	Residual	0.556	49	0.011		
	Total	0.990	50			
Benzo(e)Pireno [B(e)P]	Regresión	0.376	1	0.376	26.142	0.000
	Residual	0.720	49	0.014		
	Total	1.096	50			
Benzo(a)Pireno [B(a)P]	Regresión	0.265	1	0.265	20.777	0.000
	Residual	0.613	49	0.012		
	Total	0.879	50			
Perileno [Per]	Regresión	0.016	1	0.016	17.301	0.000
	Residual	0.044	49	0.000		
	Total	0.060	50			
Indeno(1,2,3- cd)Pireno [I(1,2,3-cd)P]	Regresión	0.392	1	0.392	36.364	0.000
	Residual	0.539	49	0.010		
	Total	0.931	50			
Benzo(ghi)Perileno [B(ghi)P]	Regresión	2.928	1	2.928	58.682	0.000
	Residual	2.445	49	0.049		
	Total	5.373	50			

La tabla V ilustra los coeficientes de determinación tanto para los modelos desestacionalizados como para los estacionalizados. Para la mayoría de los modelos desestacionalizados el ajuste fue de malo a regular, mientras que para los modelos estacionalizados, los coeficientes explicaron mayor varianza, siendo de regulares a buenos. Esto sugiere que la variable estacional explica alrededor del 50 % de la varianza total no explicada únicamente por los regresores. Esto concuerda con lo observado por Bravo et al. (2006) al estimar partículas $\leq 10 \mu\text{m}$ al suroeste de la Ciudad de México.

Tabla V. Comparación de los coeficientes de determinación entre los modelos desestacionalizados (MD) y los modelos estacionalizados (ME).

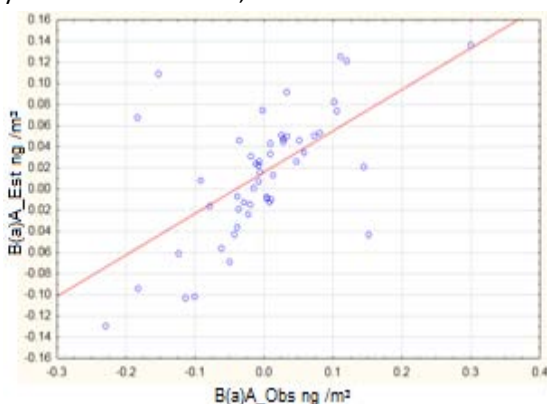
Compuesto	MD, R ²	ME, R ²
[B(a)A]	0.367	0.748
[Cris+Trif]	0.475	0.826
Nonacosano	0.330	0.652
Untriacontano	0.340	0.808
[B(b)F]	0.542	0.874
[B(k+j)F]	0.438	0.845
[B(e)P]	0.343	0.817
[B(a)P]	0.302	0.777
Perileno	0.277	0.671
[I(1,2,3-cdP]	0.421	0.814
[B(ghi)P]	0.544	0.804

La figura 5. Compara las gráficas de dispersión entre las variables observadas y las estimadas tanto desestacionalizadas como estacionalizadas para cada HAP. Los modelos estacionalizados mostraron coeficientes de determinación cuya varianza explicada fue igual o mayor al 80 % excepto para [B(a)A], nonacosano, [B(a)P] y perileno.

Compuesto: [B(a)A]

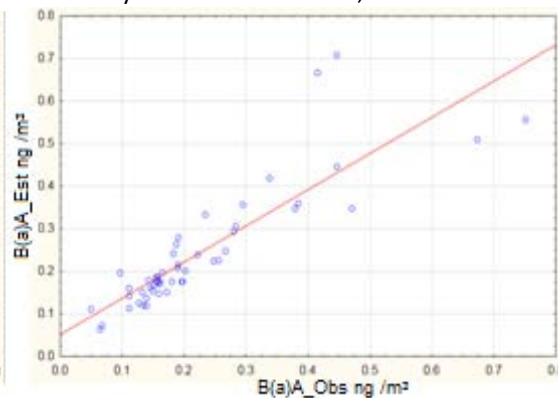
Desestacionalizado

$$y = 0.0158 + 0.3913 * x; r^2 = 0.367$$



Estacionalizado

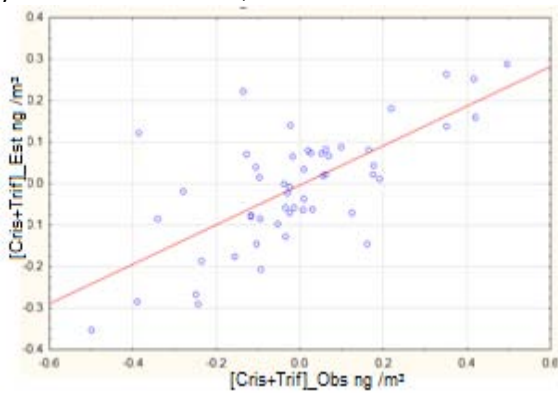
$$y = 0.0515 + 0.8502 * x; r^2 = 0.748$$



Compuesto: [Cris+Trif]

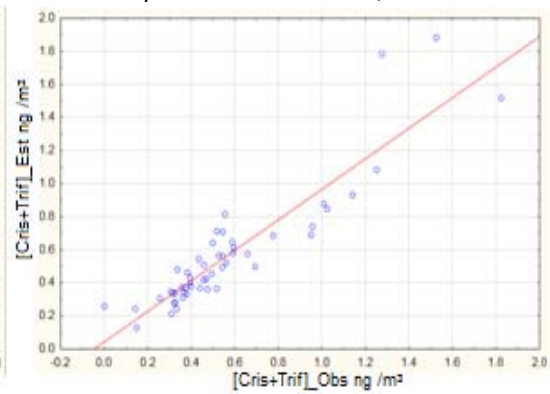
Desestacionalizado

$$y = 0.0037 + 0.4756*x; r^2 = 0.475$$



Estacionalizado

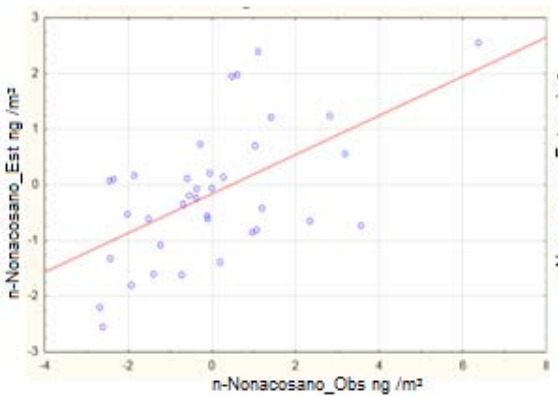
$$y = 0.0432 + 0.9235*x; r^2 = 0.826$$



Compuesto: n.Nonacosano

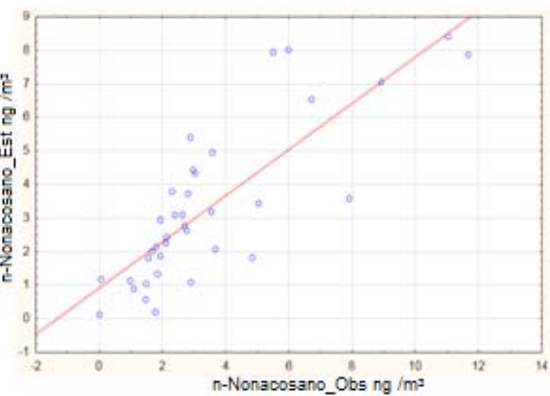
Desestacionalizado

$$y = -0.157 + 0.3518*x; r^2 = 0.330$$



Estacionalizado

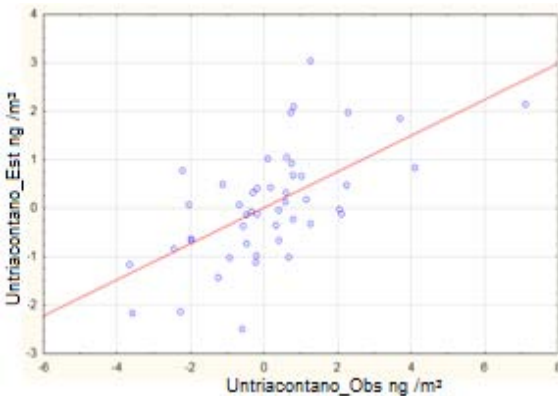
$$y = 0.9152 + 0.6885*x; r^2 = 0.652$$



Compuesto: Untriacontano

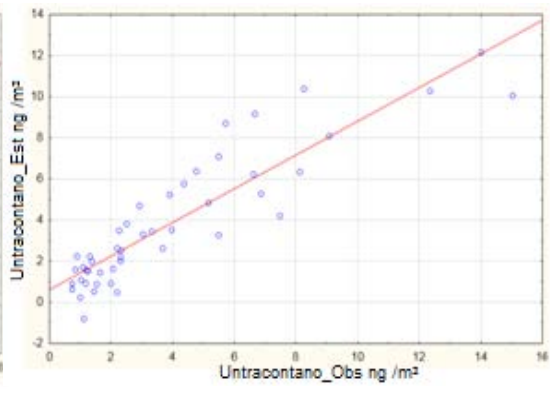
Desestacionalizado

$$y = 0.0123 + 0.372*x; r^2 = 0.340$$



Estacionalizado

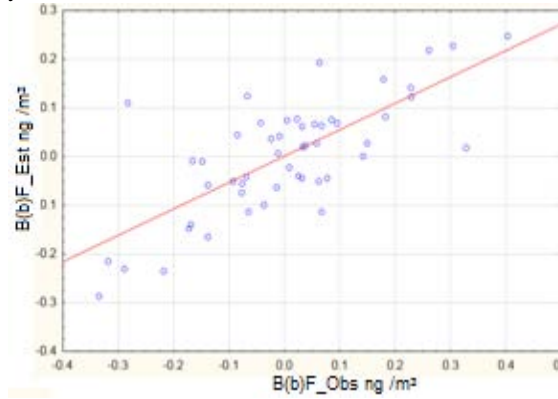
$$y = 0.6157 + 0.8191*x; r^2 = 0.808$$



Compuesto: [B(b)F]

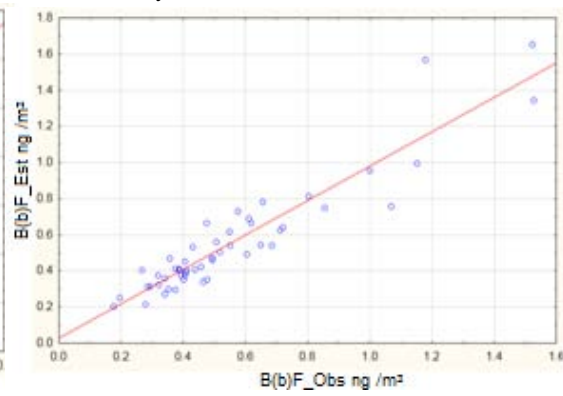
Desestacionalizado

$$y = 0.0014 + 0.5419 * x; r^2 = 0.542$$



Estacionalizado

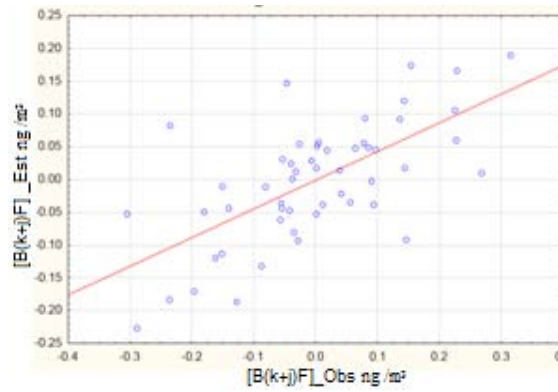
$$y = 0.0268 + 0.9515 * x; r^2 = 0.874$$



Compuesto: [B(k+j)F]

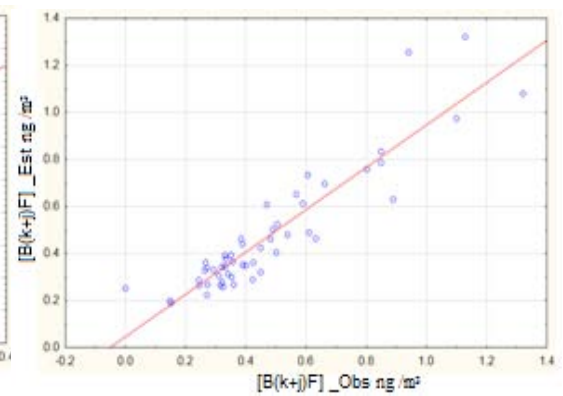
Desestacionalizado

$$y = -0.0015 + 0.438 * x; r^2 = 0.438$$



Estacionalizado

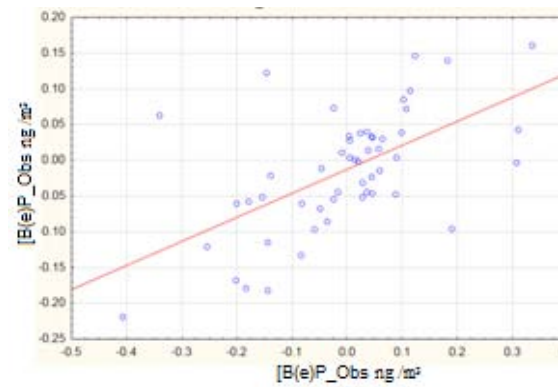
$$y = 0.0475 + 0.8995 * x; r^2 = 0.845$$



Compuesto: [B(e)P]

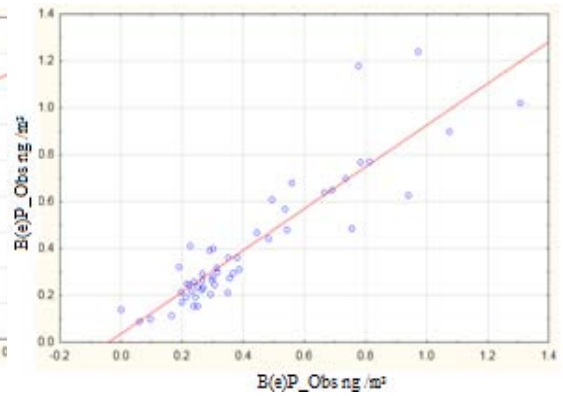
Desestacionalizado

$$y = -0.0124 + 0.3359 * x; r^2 = 0.343$$



Estacionalizado

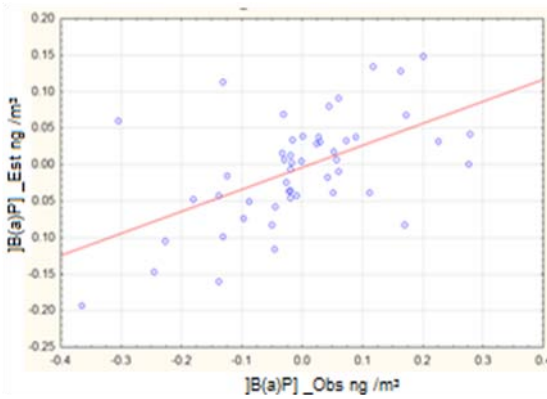
$$y = 0.0373 + 0.8886 * x; r^2 = 0.817$$



Compuesto: [B(a)P]

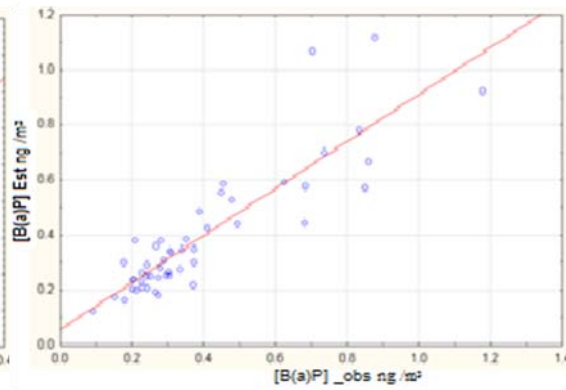
Desestacionalizado

$$y = -0.0037 + 0.3021 * x; r^2 = 0.302$$



Estacionalizado

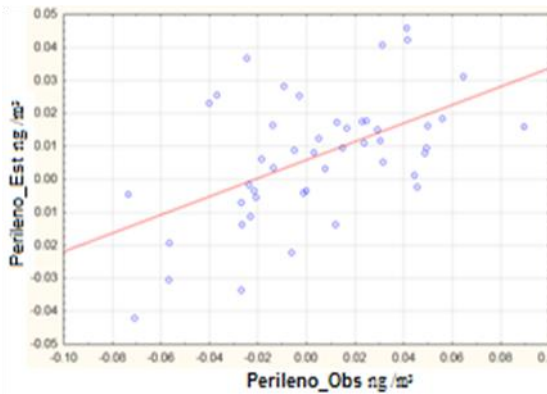
$$y = 0.0575 + 0.8526 * x; r^2 = 0.777$$



Compuesto: Perileno

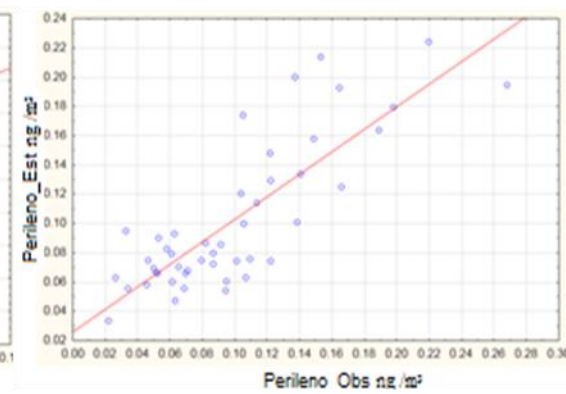
Desestacionalizado

$$y = 0.006 + 0.2777 * x; r^2 = 0.277$$



Estacionalizado

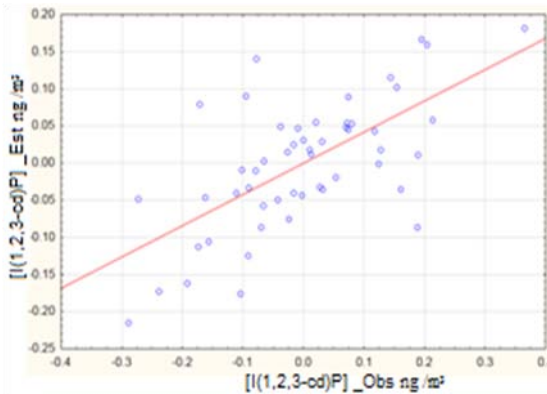
$$y = 0.0258 + 0.7692 * x; r^2 = 0.671$$



Compuesto: [(1,2,3-od)P]

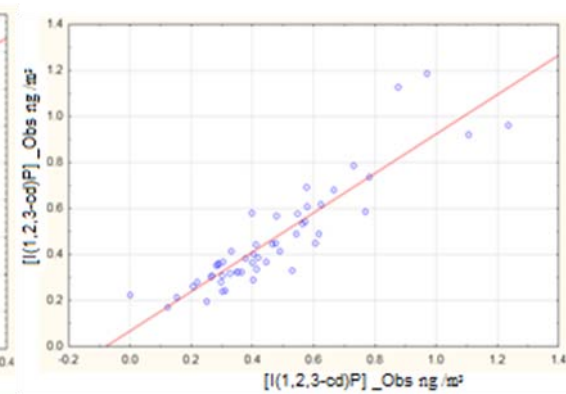
Desestacionalizado

$$y = -0.0007 + 0.4211 * x; r^2 = 0.421$$



Estacionalizado

$$y = 0.0666 + 0.8557 * x; r^2 = 0.814$$



Compuesto: [B(ghi)P]

Desestacionalizado

$$y = 0.0066 + 0.545 * x; r^2 = 0.544$$

Estacionalizado

$$y = 0.1821 + 0.8524 * x; r^2 = 0.804$$

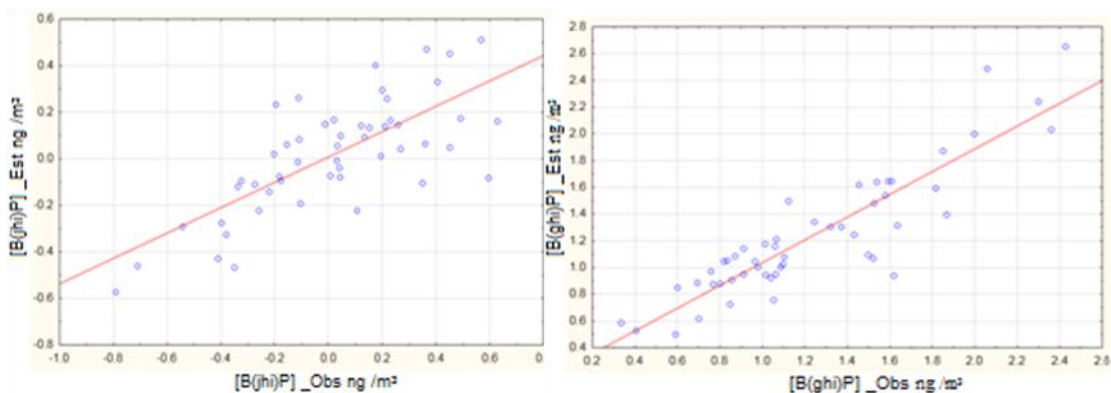


Figura 5. Gráficas de dispersión, concentraciones estacionalizadas y desestacionalizadas HAPs.

Los modelos fueron evaluados verificando la normalidad de los residuos con gráficas de residuos tipificados e histogramas de normalidad para cada uno. Los residuos atípicos observados son resultado de observaciones anormales por fechas festivas donde se usaron fuegos artificiales como el día de la independencia, celebración de la Virgen de Guadalupe y festividades por año nuevo.

La prueba de Shapiro-Wilk contrasta la normalidad entre datos, la hipótesis nula se rechaza si el valor del p -value es mayor que 0.05, las gráficas ilustran que los residuos de cada modelo siguieron una distribución normal, indicando que los modelos propuestos son adecuados.

La figura 6, muestra los histogramas de normalidad, los gráficos de residuales tipificados y el estadístico de la prueba de Shapiro-Wilks, para cada uno de los compuestos.

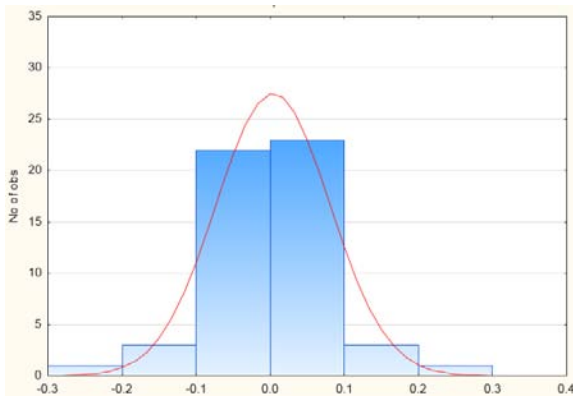
Compuesto: [B(a)A]

Shapiro-Wilks Test

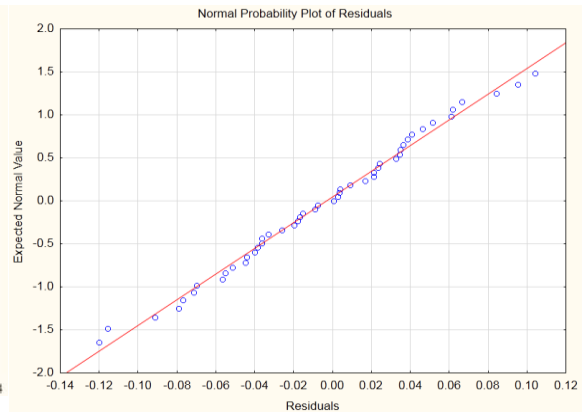
W= 0.945

p= 0.063

Histograma de Normalidad



Residuos Tipificados



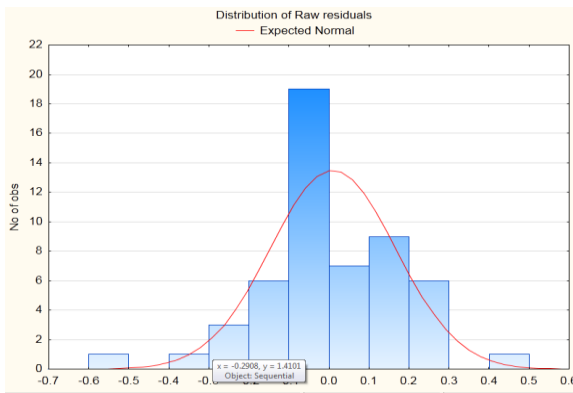
Compuesto: [Cris+Trif]

Shapiro- Wilks Test

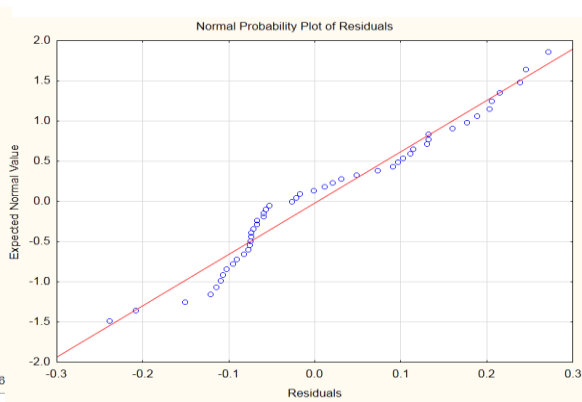
W=0.975

p=0.545

Histograma de Normalidad



Residuos Tipificados



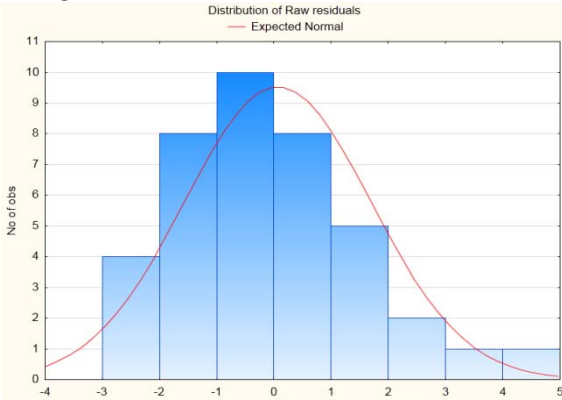
Compuesto: Nonacosano

Shapiro- Wilks Test

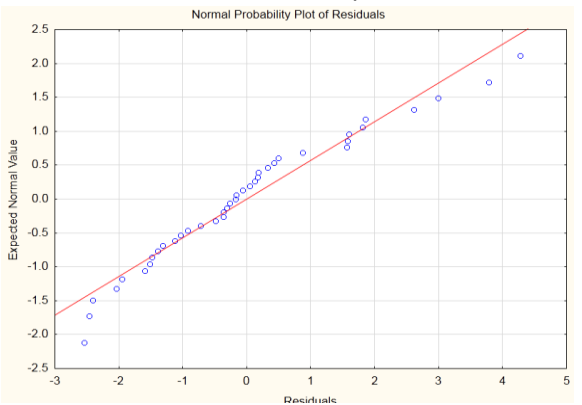
W=0.950

p=0.057

Histograma de Normalidad



Residuos Tipificados



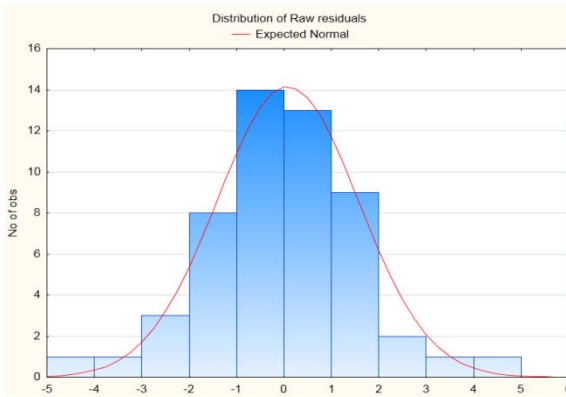
Compuesto: Untriacotano

Shapiro-Wilks Test

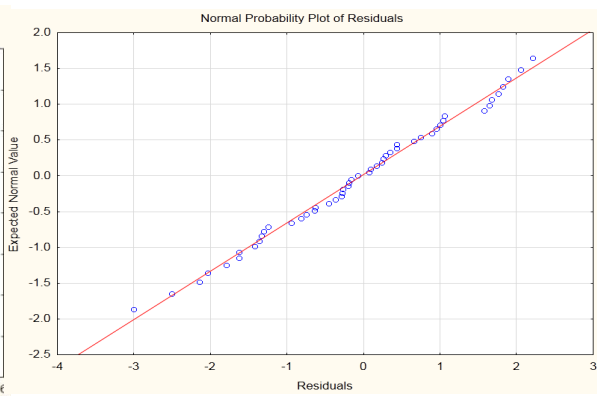
W=0.972

p=0.321

Histograma de Normalidad



Residuos Tipificados



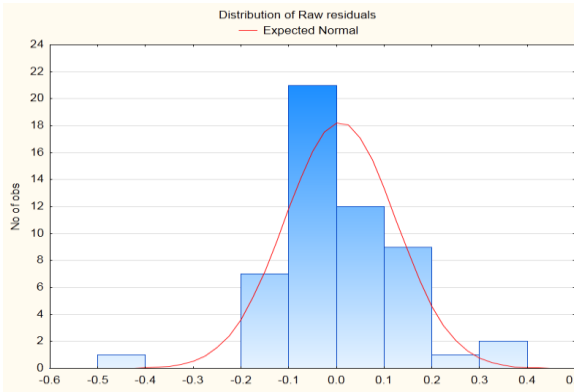
Compuesto: [B(b)F]

Shapiro-Wilks Test

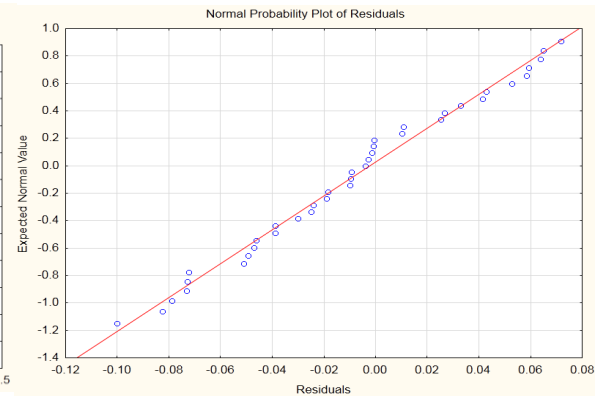
W=0.956

p=0.058

Histograma de Normalidad



Residuos Tipificados



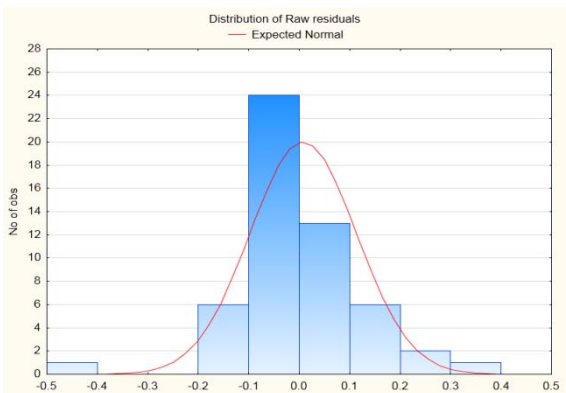
Compuesto: [B(k+)F]

Shapiro-Wilks Test

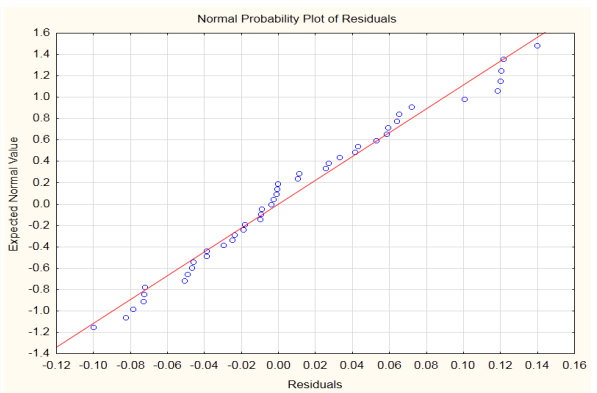
W=0.963

p=0.090

Histograma de Normalidad



Residuos Tipificados



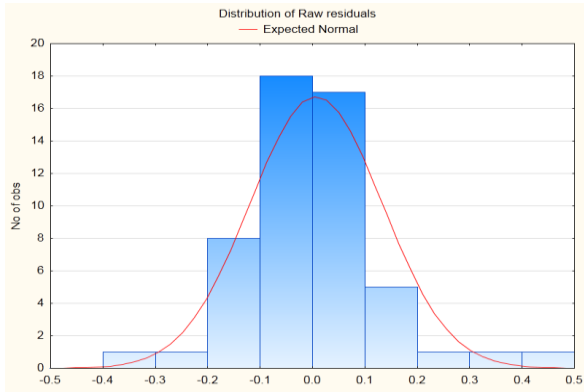
Compuesto: [B(e)P]

Shapiro-Wliks Test

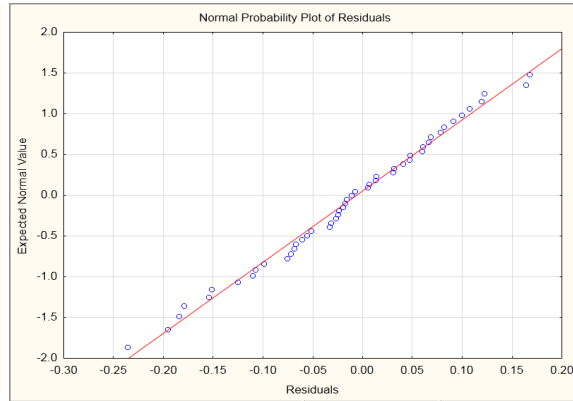
W=0.950

p=0.070

Histograma de Normalidad



Residuos Tipificados



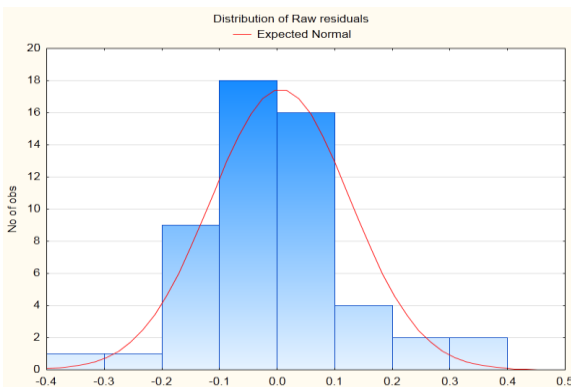
Compuesto: [B(a)P]

Shapiro-Wliks Test

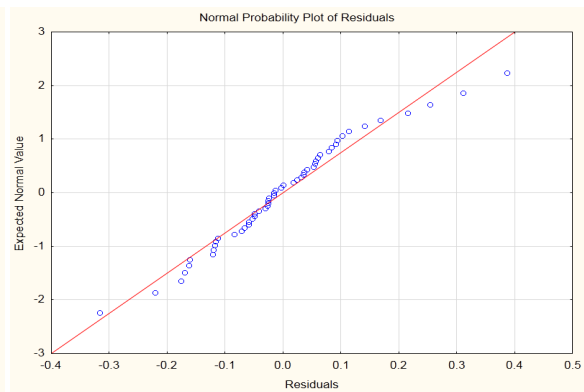
W=0.952

p=0.058

Histograma de Normalidad



Residuos Tipificados



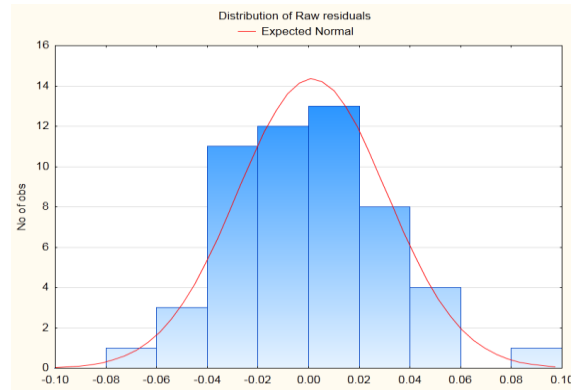
Compuesto: Perileno

Shapiro-Wliks Test

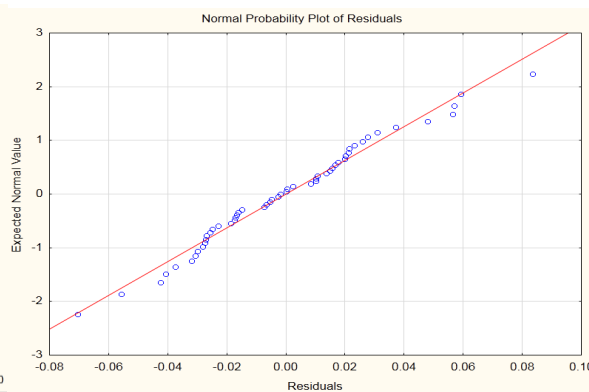
W=0.953

p=0.089

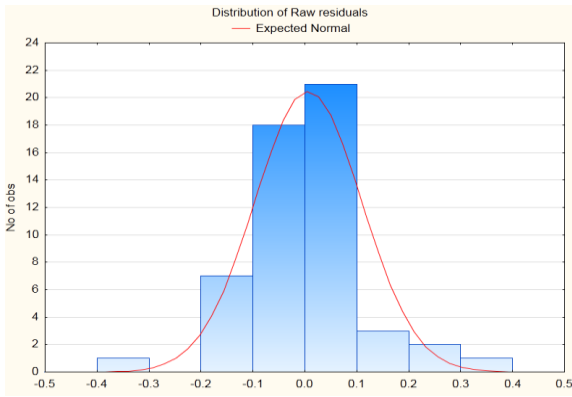
Histograma de Normalidad



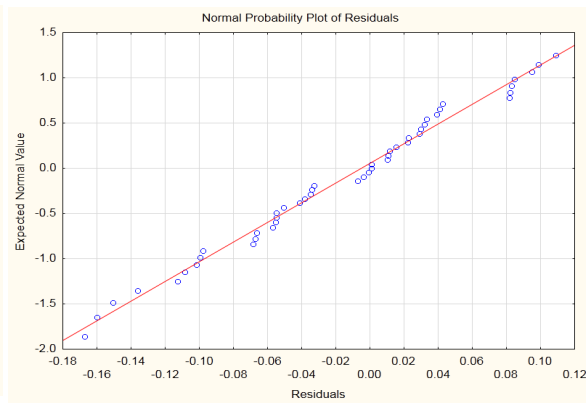
Residuos Tipificados



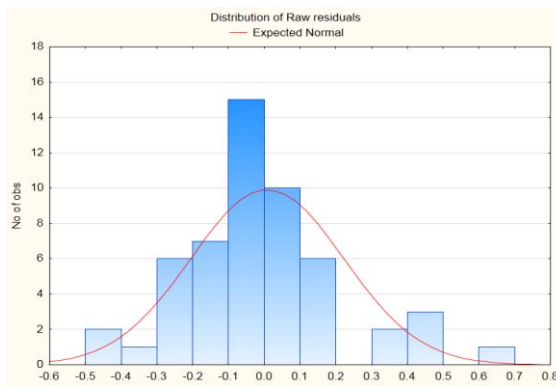
Compuesto: $[I(1,2,3-cd)P]$
 Shapiro-Wilks Test $W=0.973$ $p=0.134$
 Histograma de Normalidad



Residuos Tipificados



Compuesto: $[B(ghi)P]$
 Shapiro-Wilks Test $W=0.958$ $p=0.062$
 Histograma de Normalidad



Residuos Tipificados

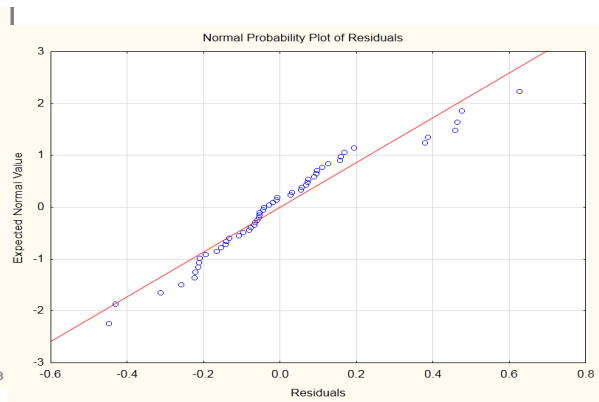


Figura 6. Histogramas de normalidad, gráficos de residuales tipificados y estadístico Shapiro-Wilks.

6.- ESTIMACIONES Y COMPARACIONES

La tabla VI muestra los mínimos, máximos y promedio de las observaciones y las estimaciones realizadas con los modelos propuestos para Tlalnepan-tla al noroeste de la ZMCM.

Tabla VI. Mínimos, máximos y promedios observados y estimados para Tlalnepantla.

HAP	Concentración Observados ng			Concentración Estimados ng		
	Min	Max	Prom	Min	Max	Prom
[BaA]	0.04	0.75	0.22	0.06	0.70	0.24
[Cris+Trif]	0.14	1.82	0.57	0.12	1.88	0.56
[C ₂₉ H ₆₀]	0.05	11.66	3.53	0.14	8.41	3.28
[C ₃₁ H ₆₄]	0.72	15.03	3.92	0.25	12.18	3.93
[B(b)F]	0.17	1.52	0.55	0.20	1.65	0.55
[B(k+j)F]	0.14	1.32	0.48	0.19	1.32	0.47
[B(e)P]	0.06	1.30	0.42	0.09	1.24	0.40
[B(a)P]	0.09	1.17	0.39	0.12	1.12	0.39
[Per]	0.02	0.26	0.09	0.03	0.22	0.10
[I(1,2,3-cdP)]	0.12	1.23	0.47	0.17	1,18	0.46
[B(ghi)P]	0.03	2.42	1.21	0.52	2.65	1.25

No se encontraron diferencias significativas entre los promedios observados y los estimados al compararlos con la prueba de “t” de student ($p < 0.05$). La hipótesis nula de promedios iguales no se rechazó. Esto sugiere que los modelos no sesgaron la media de las concentraciones observadas.

Los modelos propuestos fueron evaluados estimando las concentraciones de los HAP para un sitio diferente durante 2006 y para el mismo sitio en dos y cinco años posteriores al presente estudio. En el primer caso, se utilizaron las variables regresoras medidas al noroeste de la ZMCM denominado San Agustín sobre los modelos creados para Tlalnepantla. La Tabla VII ilustra esta comparación.

Tabla VII. Mínimos, máximos y promedios de concentraciones observadas y estimadas para San Agustín.

HAP	Concentración Observados ng			Concentración Estimados ng		
	Min	Max	Prom	Min	Max	Prom
[BaA]	0.07	3.37	0.37	0.13	1.31	0.36
[Cris+Trif]	0.24	6.71	0.98	0.42	3.19	0.96
[C ₂₉ H ₆₀]	0.22	14.72	3.08	0.12	5.06	1.92
[C ₃₁ H ₆₄]	0.88	17.22	4.87	0.05	2.35	0.96
[B(b)F]	0.12	6.08	0.66	0.22	2.38	0.64
[B(k+j)F]	0.08	6.43	0.63	0.18	2.38	0.60
[B(e)P]	0.10	5.51	0.57	0.12	2.20	0.53
[B(a)P]	0.11	4.89	0.54	0.11	1.96	0.50
[Per]	0.03	0.96	0.15	0.01	0.38	0.12
[I(1,2,3-cdP)]	0.13	5.33	0.58	0.21	2.10	0.55
[B(ghi)P]	0.38	7.85	1.33	0.58	3.96	1.29

La prueba de “t” de student indicó que los promedios no fueron significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre las concentraciones observadas y las estimadas, excepto para el untriacontano [C₃₁H₆₄]. Esto sugiere, que los modelos para el resto de hidrocarburos fueron adecuados para estimarlos en el noreste de la ZMCM, utilizando el NO_x y el O₃ medidos en dicho sitio.

En el segundo caso, se hizo una evaluación de los modelos sobre los regresores obtenidos para Tlalnepantla dos años después (2008) y cinco años después (2011). Las tablas VIII y IX, muestran la comparación de los valores estimados vs. observados. Las bases de datos de estos años no tienen a todos

los HAP de los cuales se obtuvieron modelos, por lo que sólo se estimarán aquellos con observaciones.

Tabla VIII. Mínimos, máximos y promedios de concentraciones observadas y estimadas en Tlalnepantla para el año 2008.

HAP	Concentración Observados ng			Concentración Estimados Ng		
	Min	Max	Prom	Min	Max	Prom
[BaA]	0.05	0.26	0.14	0.06	0.31	0.13
[Cris+Trif]	0.06	0.25	0.14	0.15	0.35	0.12
[B(b)F]	0.18	0.74	0.45	0.18	0.68	0.43
[B(k+j)F]	0.10	0.40	0.27	0.05	0.40	0.26
[B(a)P]	0.08	0.46	0.25	0.01	0.40	0.24
[I(1,2,3-cdP)]	0.12	0.34	0.23	0.69	1.84	0.49
[B(ghi)P]	0.33	1.93	0.97	0.24	0.97	0.97

Tabla IX. Mínimos, máximos y promedios de concentraciones observadas y estimadas en Tlalnepantla para el año 2011.

HAP	Concentración Observados ng			Concentración Estimados Ng		
	Min	Max	Prom	Min	Max	Prom
[BaA]	0.09	0.36	0.18	0.10	0.35	0.17
[Cris+Trif]	0.17	0.57	0.31	0.21	0.62	0.35
[B(b)F]	0.24	1.11	0.52	0.33	0.84	0.48
[B(k+j)F]	0.20	1.04	0.48	0.31	0.79	0.44

[B(e)P]	0.27	2.19	0.74	0.43	1.07	0.58
[B(a)P]	0.15	1.58	0.57	0.34	0.74	0.44
[Per]	0.03	0.36	0.13	0.08	0.17	0.10
[I(1,2,3-cdP)]	0.23	1.66	0.58	0.67	0.81	0.75
[B(ghi)P]	0.55	6.98	1.95	0.93	2.45	1.30

Nuevamente al realizar la prueba de “t” de student para los valores anteriores, no se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$), no rechazando la hipótesis nula relacionada con promedios iguales y de esta forma podemos decir que los modelos pueden ser utilizados para estimar las concentraciones de los HAPs en los años posteriores evaluados para el mismo sitio.

7. CONCLUSIONES

En este estudio se logró estimar la concentración de HAPs y n-alcanos presentes en las $PM_{2.5}$ del noroeste del ZMCM. Diez de los modelos fueron univariados. Nueve modelos fueron para HAPs, siendo el promedio diario de la concentración de NO_x la variable más significativa y por lo tanto retenida en los modelos. Para los n-alcanos, el promedio diario de la concentración de O_3 fue el predictor para el n-nonacosano, mientras que la estimación del n-untriacontano se basó en los predictores de los promedios diarios de NO_x y O_3 .

El NO_x es un producto de la combustión incompleta de combustibles fósiles, al igual que los HAPs, tal vez por ello los modelos sólo retuvieron a esta variable. Sin embargo, no queda claro el O_3 en los modelos para los alcanos, ya que mientras el O_3 es de origen secundario, los alcanos son primarios.

Los modelos fueron creados con las variables desestacionalizadas, ya que más del 50 % de la varianza total se explica con la estacionalidad. Todos los modelos fueron evaluados y mostraron ser adecuados para predecir entre el 65 y el 87 % de la concentración de los hidrocarburos en cuestión.

Los modelos pueden ser considerados como una herramienta para predecir el riesgo en las personas expuestas a los HAPs contenidos en las $PM_{2.5}$.

Los modelos lograron estimar el promedio de los HAPs y alcanos del noreste de la ZMCM durante el 2006, así como del noroeste para el 2008 y el 2011.

8. PERSPECTIVAS

Comprobar si estos modelos funcionan para predecir concentraciones en otros sitios del Zona Metropolitana de la Ciudad de México.

Realizar estimaciones más recientes y comprobar si la tendencia de la estimación sigue siendo la misma para diferentes sitios de la ZMCM.

Aunque los modelos no retuvieron a las variables meteorológicas, se recomienda analizar los demás sitios de la ZMCM donde la micrometeorología es diferente y su efecto sobre el comportamiento de éstos contaminantes pudiera ser significativo.

9. REFERENCIAS

Alegria H.A., Wrong F., Jantunen L.M. Bidleman T.F., Figueroa M.S., Bouchot G.G., Moreno V.C., Waliszewski S.M e Infason R. (2008). Organochlorine

pesticidas and PCBs in air of sothern Mexico (2002-2004). *Atmos. Environ.* 42, 8810-8818.

Alfaro-Moreno E., Lopez-Marure R., Montiel.Davalos A., Symonds P., Osornio-Vargas A.R., Rosas I. y Clifford-Murray J. (2007a). E-selection expression in human endotelial cells exposed to PM₁₀: The role of endotoxin and insoluble fraction. *Environ. Res.* 103,221-228.

Alfaro-Moreno E., Martinez L., Garcia-Cuellar C., Bonner J.C., Murray J.C., Rosas I., Ponce de Leon S. y Osorio-Vargas A.R. (2002). Biologic effects induced in Vitro by PM₁₀ from three different zones of Mexico City. *Environ. Health Perspec.* 110,715-720.

Alfaro-Moreno E., Nawrot T.S., Vanaudenaerde B.M., Hoylaerts M.F., Vanoirbeek J.A., NemeryB. Y Hoet P.H.M. (2008). Co-cultures of multiple cell types mimic pulmonary cell communication in response to urban PM₁₀. *Eur. Respir. J.* 32,1184-1194.

Alfaro-Moreno E., Ponce de Leon S., Osorio-Vargas A.R., Garcia-Cuellar C., Martinez L. y Rosas I.(2007b). Potential toxic effects associated to metals and endotoxin presen in PM₁₀: An ancillary study using multivariate analysis. *Inhal. Toxicol.* 67, 1218-1228.

Amabile-Cuevas C.F., Arredondo-Garcia J.L., Cruz A. y Rosas I. (2010). Fluoroquinolone resistance in clinical and environmental isolates of *Escherichia coli* in Mexico City. *J. Aply. Microbiol.* 108, 158-162.

Amador-Muñoz O., Villalobos Pietrini R., Agapito-Madales M.C., Munive-Colin Z., Hernandez-Mena L., Sanchez Sandoval M., Gomez-Arroyo S., Bravo-Cabrera J.L. y Guzman-Rincon J. (2010). Solvent extrac organic matter and polycyclic aromatic hydrocarbons distributed in size-segregated airborne particles in a zone of Mexico City : Seasonal behavior and human exposure . *Atmos.Envirom.* 44, 122-130.

- Amador-Muñoz O., Villalobos –Pietrini R., Miranda J. y Vera-Avila L.E. (2011). Organic compounds of PM_{2.5} in Mexico Valley: spatial and temporal patterns, behavior and sources. *Sci. Tot. Environ.* 409, 1453-1465.
- Andreae M.O y Rosenfeld D. (2008). Aerosol-cloud-precipitation interactions. Part 1. The nature and sources of cloud-active aerosols. *Eaerh.Sci.Rev.*89, 13-41.
- Arrieta D.E., Ontiveros C.C., Li W-W., Garcia J.H., Denison M.S., McDonald J.D., Burchiel S.W. y Wahburn B.S. (2003). Aryl Hydrocarbon receptor-mediated activity of particulate organic matter from the Paso del Norte airshed along the US-Mexico Border. *Environ. Health Perspect.* 111, 1299-1305.
- Báez P. A., García M.R., Torres B.M. del C. Padilla H.G., Belmont R. D., Amador M.O. y Villalobos-Pietrini R. (2007). Origin of trace elements and inorganic ions in PM₁₀ aerosols to the south of *Mexico City*. *Atmos. Res.* 85, 52-63
- Baumgardner D., Kok G.L., Raga G.B. (2007) on the diurnal variability of particle properties related to light absorbing carbon in Mexico City. *Atmos. Chem. Pphys.* 7,2517-2526.
- Baumgardner D., Raga G.B., Kok G., Ogren J., Rosas I., Baez A., Novakov T, (2000). On the evolution of aerosol properties at a mountain site above Mexico City. *J. geophys. Res. D: Atmospheres* 105 (D17) 22243-22253.
- Boner J.C., Rice A.B., Lindroos P.M., O’Brien P.O., Dreher K.L., Rosas I., Alfaro-Moreno E., Osorio-Vargas A.R., (1998). Induction of the lung myofibroblast PDGF receptor system by urban ambient particles from Mexico City. *Am. J. respir. Cell Molec. Biol.* 19,672-680.
- Bravo J.L., Amador-Muñoz O., Villalobos Pietrini R. Y Muhlia A. (2006). Influence of some meteorological parameters and forest fires on PM₁₀ concentrations in a southwest zone of Mexico Valley. *Int. J. Environ. Pollut.* 26, 142-155.

Calderon C., Lacey L., McCartney A. y Rosas I. (1997). Escherichia Coli In settled-dust and air samples collected in residencial environments in Mexico City. *Int. J. biometeor.* 40, 71-80.

Calderon-Garcidueñas L., Franco-Lira M., Henriquez-Roldan C., Osnaya N., Gonzalez-Maciel A., Reynoso-Robles R., Villareal-Calderon R., Herritt Lou., Brooks D., Palacios-Moreno J., Torres-Jordan R., Medina Cortina H., Delgado-Chavez R., Aiello.Mora M., Marompot R.R. y Doty, R.L. (2010). Urban air pollution influences on olfactory function and pathology in exposed children and Young adults. *Exp. Toxicol. Phatol.* 62, 91-102.

Calderon-Garcidueñas L., Franco-Lira M., Torres-jardon R., Henriquez-Roldan C., barragan-Mejía G., valencia-Salazar G., Gonzalez-Maciel A., Reynoso-Robles R., Villareal-Calderon R. y Reed W. (2007). Pediatri respiratory and systematic effects of chronic air pollution exposure: nose, lung, heart, and brain pathology. *Toxicol. Pathol.* 35, 154-162.

Calderon-Segura M.E., Gomez-Arroyo., S., Villalobos-Pietrini R., Butterwoth F.M., Amador-Muñoz O. (2004). The effects of seasonal weather on the genotoxicity, cytopenetic, cytotoxicity and organochemical content of astracts of airborne particulates in Mexico City. *Mutat. Res. Genetic Toxicol. Environ. Mutag.* 558-, 7-17.

Castro T., Mandronich S., Rivale S., Muhlia A., Mar B. (2001b). The influence of aerosols on photochemical smog in Mexico City. *Atmos. Environ.* 35,1765-1772.

Castro T., Mar B., Longoria R., Ruiz-suarez G., Morale L. (2001a). Surface albedo measurements in Mexico City metropolitana rea. *Atmosera.* 14, 69-74.

Charlson R.J., Schwartz S.E., Hales J.M., Cess R.D., Coakley J.R., J.a., Hansen J.E. y Hofmann D.J. (1992). Climate forcing by anthropogenic aerosols. *Science.* 255, 423-430.

Chow J.C., Watson J.G., Edgerton S.A. y Vega E. (2002). Chemical composition of PM_{2.5} and PM₁₀ in Mexico City during winter 1997. *Sci. Tot. Environ.* 287,177-201.

Clark A.D. (1992). Atmospheric nuclei in the remote free-troposphere. *J. Atmos. Chem.* 14, 479-488.

Cohen A.J. (2000). Outdoor air pollution and lung cancer. *Environ. Health Perspect.* 108, 743-750.

Cope W.G., Leidy R.B. y Hodgson E. (2004). Classes of toxicants: Use Clases. En "A textbook of modern toxicology" Wiley-Interscience, Nueva Jersey.

Covert D. S., Kapustin V.N., Quinn P.K. y Bates T.S. (1992). New particle formation in the marine boundary layer. *J. Geophys. Res.* 97, 20581-20589.

Dachs J. y Eisenreich S.J., (2000). Adsorption onto aerosol soot carbón dominates gas-particle partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 34, 3690-3697.

De Vizcaya-Ruiz A., Gutierrez-Castillo M.E., Uribe-ramirez M., Cebrian M.A., Mujica-Alvares V., Sepulveda J., Rosas I., Salinas E., Garcia-Cuellar C., Martinez F., Alfaro. Moreno E., Torre-Flores V., Osorio-Vargas A., Sioutas C., Singh M., Geller C., Kuhn T., Miguel A.H., Eiguren-Fernandez A., Schiestl R.H., Re-liene R. y Froines J. (2006). Characterization and in vitro biological effects of concentrated particulate matter from Mexico City. *Atmod. Environ*, 40, S583-S592.

Delgado-Rodriguez A., Ortiz-Marttelo r., Villalobos –Pietrini R., Gomez-Arroyo S. y Graf U. (1999). Genotoxicity of organic extracts of iarbone particles in somatic cells of *Drosophila melanogaster*. *Chemosphere.* 39, 33-43.

Department of Environment, Trasport and the Regions (1999). National Assembly for Wales, Scottish Executive and the Department of the Environment Northern Ireland. Expert Panel on Air Quality Standars. Polycyclic aromatic hydrocarbons: The Stationary Office.

Diaz R.V. y Rosas.Dominguez E. (2009). Health risk by inhalation of PM_{2.5} in the metropolitan zone of the City of Mexico. *Ecotoxicol. Environment. Safety*. 72, 866-871.

Dzepina K., Arey J., Marr L.C., Worsnop D.R., Salcedo D.Zhang Q., Onasch T. B., Molina L.T., Molina M.J. y Jimenez J.L. (2007). Detection of particle-phase polycyclic aromatic hydrocarbons in Mexico City Using an aerosol mass spectrometer. *Int. J. Mass spectrometer. Int. J. Mass Spectrom.*, 263.152-170.

EPA (US Environmental Protection Agency) (2004a). Air quality criteria for particular matter. Reporte EPA//600/P-99/002aF and bF. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC,USA.

EPA (US Environmental Protection agency) (2004b). Air quality ccriteria for particulate matter. Reporte EPA/600/P-99/625/R-96/010b.

EPA (US Environmental Protection agency) (1998). Locating and estimating air emission from sources of polycyclic organic matter, EPA-454/R-98-014, office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC.

Filayson Pitts B.J. y Pitts J.N. Jr. (1997). Tropospheric air pollution: Ozone. Airbone toxics, polycyclic aromatic hydrcarbons, and particles. *Science*. 276. 1045-1052.

Finlayson Pitts B.J. y Pitts J.N. jr. (2000). Chemistry of the upper and lower atmosphere. Acedemic, Nueva york.

Finlayson-Pitts B.J y Pitts N.J.,Jr (1986). Atmospheric chemistry; fundamental and experimental techniques. Wiley, Nueva York.

Grimmer G. (1991). Relevance of polycyclic aromatic hydrocarbons as environmental carcinogens. *Fresenius J. Anal. Chem.* 339, 792-795.

Gilardoni S., Takahama S., Russell L.M., Allan J.D., Steinbrecher R., Jimenez J.L., De Carlo P.F., Dunlea E.J y Baumgardner D. (2009). Characterization of organic ambient aerosol during MIRAGE 2006 en three platforms. *Atmos. Chem. Phys.* 9,5417-5432.

Gutierrez-Castillo M.E., Roubicek D.A., Cebrian-Garcia M.E., De Vizcaya-Ruiz A., Sordo-Cedeño. y Ostrosky-Wegman P. (2006). Effects of chemical composition on the induction of DNA damage by urban airborne particulate matter. *Environ. Molec. Mutag.* 47, 199-211.

Guzman-Torres D., Eiguren-Fernandez A., Cicero-Fernandez P., Maubert-Franco M., Retana-Hernandez A., Villegas R.R. y Miguel A.H. (2009). Effects of meteorology on diurnal and nocturnal levels of priority polycyclic aromatic hydrocarbons and elemental and organic carbon in PM₁₀ at a source and a receptor area in Mexico city. *Atmos. Environ.* 43, 2693-2699.

Hernandez-Mena L., Saldarriaga-Noreña H., Carbajal-Romero P., Cosio-Ramirez R. y Ezequiel-Hernandez B., (2010). Ionic species associated with PM_{2.5} in the City of Guadalajara, Mexico during 2007. *Environ. Monitor. Assess.* 161, 281-293.

Hinds W.C. (1999). Aerosol technology, properties, behavior, and measurements of airborne particles. Wiley Interscience, Nueva York.

Holguin F., Tellez-Rojo M.M., Hernandez M., Cortez M., Chow J.C., Watson J.G., Mannino D. y Romieu I. (2003). Air pollution and heart rate variability among the elderly in Mexico City: *Epidemiology.* 14, 521-527.

Hopke P.K. (2003). Recent developments in receptor modeling. *J. Chemometr.* 17, 255-265.

Horvath H. (2000). Aerosols- An Introduction. *J. Environ. Radioactivity.* 51, 5-25.

<http://www.sma.de.gob.mx/simat>

IARC (International Agency for Research on Cancer) (1987). Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans: an updating of IARC monographs. Lyon: World Health Organization. Suplemento. 7, 252-254.

IPCC (2007). Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación). IPCC, Ginebra, Suiza, 104 p.

Jiang M., Marr L.C., Duenlea E.J., Herndon S.C., Jayne J.T., Kolb C.E., Knighton W.B., Rogers T.M., Zavala M., Molina L.T. y Molina, M.J. (2005). Vehicle fleet emissions of black carbon, polycyclic aromatic hydrocarbons, and other pollutants measured by a mobile laboratory in Mexico City. *Atmos. Chem. Phys.* 5, 3377-3387.

Jimenez J.C., Raga G.B., Baumgardner D., Castro T., Rosas I., Baez A. y Morton O. (2004). On the composition of airborne particles influenced by emissions of the volcán Popocatepetl in Mexico. *Natural Hazards.* 31, 21-37.

Johnson K.S., de Foy B., Zuberi B., Molina L.T., Molina M.J., Xie Y., Laskin A. y Shutthanandan V. (2006). Aerosol composition and source apportionment in the Mexico City Metropolitan Area with PIXE/PESA/STIM and multivariate analysis. *Atmos. Chem. Phys.* 6, 4591-4600.

Kao A.S. (1994). Formation and removal reactions of hazardous air pollutants. *J. Air Waste Manage. Assco.* 44, 683-696.

Kaufman Y.J., Tanre D. y Boucher O. (2002). A satellite view of aerosols in the climate system. *Nature.* 419, 215-223.

Kelly T.J., Mukund R., Spicer C.W., Pollack A.J. (1994). Concentration and transformations of hazardous air pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 28, 378A-387A.

Kleeman M.J., Schauer J.J., Cass G.R., (2000). Size and composition distribution of fine particles matter emitted from motor vehicles. *Environ. Sci. Technol.* 34, 1132-1142.

Kubatova A., Vermeylen R., Claeys M., Cafmeyer J., Maenhaut W., Roberts G. y Artaxo P. (2000). Carbonaceous aerosol characterization in the Amazon Basin, Brazil novel dicarboxylic acids and related compounds. *Atmos. Environ.* 34, 5037-5051.

Lauer F.T., Mitchell L.A., Bedrick E., McDonald J.D., Lee W.Y., Li W.W., Olvera H., Amaya M.A., Berwick M., Gonzalez M., Currey R., Pingirote N.E. y Burchiel S.W. (2009). Temporal spatial analysis of U.S-Mexico border environmental

fine and coarse PM air sample extract activity in human bronchial epithelial cells. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 238, 1-10.

Lin J-M., Fang G-C., Holsen T.M. y Noll K.E., (1993). A Comparison of dry deposition modeled from size distribution data and measured with a smooth surface for total particle mass, lead and calcium in Chicago. *Atmos. Environ.* 27A, 1131-1138.

Lioy P.J., Lippmann M. y Phalen R.F. (1984). Rationale for particle size-selective air sampling. *Ann. Am. Ind. Hyg.* 2, 27-34.

Lioy P.J., Waldman J.M., Buckley T., Butler J. y Pietarinen C. (1990). The personal, indoor and outdoor concentrations of PM₁₀ measured in an industrial community during the Winter. *Atmos. Environ.* 24B, 57-66.

Liu S., Takahama S., Russell L.M., Gilardoni S. y Baumgarner D. (2009). Oxygenated organic functional groups and their sources in single and submicron organic particles in MILAGRO 2006 campaign. *Atmos. Chem. Phys.* 9, 6849-6863.

Marley N.A., Gaffney J.S., Castro T., Salcido A. y Frederick J. (2008). Measurements of aerosol absorption and scattering in the Mexico City Metropolitan Area During the MILAGRO field campaign: A comparison of results from the T0 and T1 sites. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 8 12625-12663.

Marr L.C., Grogan L.A., Wöhrnschimmel H., Molina L.T. y Molina M.J. (2004). Vehicle traffic as a source of particulate polycyclic aromatic hydrocarbon exposure in the Mexico City Metropolitan Area. *Environ. Sci. Technol.* 38, 2584-2592.

Matthias-Maser S. (1998). Primary biological aerosol particles: their significance, sources, sampling methods and size distribution in the atmosphere. En: Harrison R.M. van Gieken R.E. (Eds.). *Atmospheric particles*. Wiley, Chichester.

Maynard A.D., Kuempel A.D. (2005). Airborne nanoparticles and occupational health. *J. Nanoparticle. Res.* 7, 587-614.

Mazurek M.A., Cass G.R., Simoneit B.R.T. (1989). Interpretation of high-resolution gas chromatography/mass spectrometry data acquired from atmospheric organic aerosol samples. *Aerosol. Sci. Technol.* 10, 408-420.

Mazurek M.A., Cass G.R., Simoneit B.R.T. (1991). Biological input to visibility-reducing aerosol particles in the remote arid southwestern United States. *Environ. Sci. Technol.* 25, 684-694.

Mazurek M.A., Simoneit B.R.T., Cass G.R., Gray H.A. (1987). Quantitative high-resolution gas chromatography and high-resolution gas chromatography/mass spectrometry analyses of carbonaceous fine aerosol particles. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 29, 119-139.

Miranda J. Barrera V.A., Espinosa A.A., Galindo O.S., Montesinos R.C., Leal-Castro A., meinguer J, (2004). PIXE analysis of atmospheric aerosols from three sites in Mexico City. *Nucl. Instr. and Meth. B*, 219-220, 157-160.

Miranda J. Crespo I. y Morales M.A. (2009). Absolute principal component análisis of atmospheric aerosols in Mexico city. *Environ Sci. Pollut. Res.* 7, 14-18.

Montel-Davalos A., Alfaro-Moreno e. y Lopez-Marure R. (2007). PM_{2.5} y PM₁₀ induce the expression of adhesión moléculas and the adhesión of monocytic cells to human umbilical vein endotelial cells. *Inhal. Toxicol.* 19, 49-53.

Montel-Davalos A., Ibarra-Sanchez M.d.J., ventura-Gallegos J.L., Alfaro-Moreno E. y Lopez-Marure R. (2010). Oxidative stress and apoptosis are induced in human endotelial cells exposed to urban particulate matter. *Toxicol. In vitro.* 24, 135-141.

Moya M., Castro T., Zepeda Y Baez A. (2003). Characterization of size-differential inorganic composition of aerosols in Mexico City. *Atmos. Environ.* 37, 3581-3591.

Moya M., Fountoukis C., Nenes A., Matias E., Grutter M. (2007). Predicting diurnal variability of fine inorganic aerosols and their gas-phase precursors near downtown Mexico City. *Atmos. Phys. Discuss.* 7, 11257-11294.

Mugica V., Ortiz E., Molina L., de Vizcaya-Ruiz A., Nebot A., Quintana R., Aguilar J. y Alcantara E. (2009). PM composition and source reconciliation in Mexico City . *Atmos. Environ.* 43,5068-5074.

Neilson A.H. (1998a). PAH and related compounds-biology, Springer, Berlin, Heidelberg, Nueva York.

NOM-025-SSA1-1993 (Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-1993, Salud Ambiental). Diario oficial Lunes 26 de Septiembre de 2005, México. Pp. 57-61.
<http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/025ssa193.html>. Fecha de consulta 2013.

Oberdörster G., Ferin R., Gelein J., Soderholm S.C. y Finkelstein J, (1992). Role of alveolar macrophage in lung injury studies with ultrafine particles. *Environ. Health Perspect.* 97, 193-199.

Okana-Mensah K.B., Battershill J., Boobis A. y Fielder R. (2005). An approach to investigating the importance of high potency polycyclic aromatic hydrocarbons (PHAs) in the induction of lung cancer by air pollution. *Food. Chem. Toxicol.* 43, 1103-1116.

Osorio-Vargas A.R., Bonner J.C., Alfaro-Moreno E., Martinez L., Garcia-Cuellar C., Ponce de Leon S., Rosales S., Miranda J. y Rosas I. (2003). Proinflammatory and cytotoxic effects of Mexico City air pollution particular matter in vitro are dependent on particle size and composition. *Environ. Health Perspect.* 111, 1289-1293.

Penner J.E., Andreae M., Annegarn H., Barrie L., Feitcher J. Hegg D., Jayaraman A., Leitch R., Murphy D., Nganga J. Y Pirati G. (2001). Aerosols, their direct and indirect effects. En: *Climate Change 2001: The scientific basis*.

Pitikopoulos P., Worthman H.M., Gomes L., Masclet-Beyne S., Bonguyen E., Masclet P.A. y Mouvier G. (1990). Mechanism of formation of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons in relation to the particle size distribution: effects on meso-scale transport. *Atmos. Environ.* 21, 2531-2547.

Pope III C.A., Burnett R.T., Thun M.J., Calle E.E., Krewski D., Kazuhiko I. y Thurston G.D., (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution, *J. Am. Med. Assoc.* 287, 1132-1141.

Prahalad A.K., Soukup J.M., Inmon J., Willis R., Ghio A.J., Becker S. y Gallagher J.E. (1999). Ambient air particles : effects on cellular oxidant radical generation in relation to particulate elemental chemistry. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 158, 81-91.

Raga G.B., Baumgardner D., Castro T., Martinez-Aroyo A. y Navarro-Gonzalez. (2001b). Mexico City air qualitative review of gas and aerosol measurements (1960-200). *Atmos. Environ.* 35, 4011-4058.

Raga G.B., Castro T. y Baumgardner, D. (2001a). The impact of megacity pollution on local climate and implications for the regional environment: Mexico City. *Atmos. Environ.* 35, 1805-1811.

Ramanathan V., Crutzen P.J., Kiehl J.T. y Rosenfeld D. (2001). Aerosols, climate and the hydrological cycle. *Science* 294, 2119-2124.

Ramanathan V., Crutzen P.J., Kiehl J.T. y Rosenfeld D. (2001). Aerosols, climate and the hydrological cycle. *Science* 294, 2119-2124.

Ramirez-Ramboa M., Rojas R.I. y Garcia-Cueto, (2009). Influence of atmospheric pollutants on acute respiratory infections in Mexicali-baja California, Mexico | [Influencia de los contaminantes atmosféricos en las infecciones respiratorias agudas en Mexicali-Baja México. *Información tecnológica.* 20, 89-100.

Reubicek D.A., Gutierrez-Castillo M.E., Sordo M., Cebrian-Garcia M.E., Ostrosky-Wegman P. (2007). Micronuclei induced by airborne particulate matter from Mexico City. *Mutat. Res.* 631,9-15.

Rogge W.F., Hildemann L.M., Mazurek M.A., Cass G.R. y Simoneit B.R.T., (1993c). Sources of fine organic aerosol. 2. Noncatalyst and catalyst-equipped automobiles and heavy-duty diesel trucks. *Environ. Sci. Technol.* 27,636-651.

Rogge. W.F., Hidemann L.M., Mazurek M.A., Cass G.R. y Simoneit B.R.T. (1993b). Sources of fine organic aerosol. 4. Particulate abrasión products from leaf surfaces of urban plants. *Environ. Sci. Technol.* 27, 2700-2711.

Rogge. W.F., Mazurek M.A., Hidemann L.M., Cass G.R., Simoneit B.R.T. (1993a). Quantification of urban organic aerosols at a molecular level: identification, abundance and seasonal variation. *Atmos. Environ.* 27A, 1309-1330.

Rosas I., Calderon C., Martinez L., Ullloa M. y Lacey J. (1997). indoor and outdoor airborne fungal propagule concentrations in Mexico City. *Aerobiologia.* 13, 23-30.

Rosas I., Calderon C., Salinas E., Martinez L., Alfaro.Moreno E., Milton D.K., Osorio-Vargas A.R. (2001). Animal and worker exposure to dust and biological particles in animal care houses. *Aerobiologia.* 17, 49-59.

Rosas I., Calderon C., Ullloa M. y Lacey J. (1993). Abundance of airborne Penicillium CFU in relation to urbanization in Mexico City. *Appl. Environ. Microbiol.* 59, 2648-2652).

Rosas I., McCartney H.A., Payne R.W., Calderon C., Lacey J., Chapela R. y Ruiz-Velasco S. (1998). Analysis of the relationships between environmental factors (aeroallergens, air pollution, and weather) and asthma emergency admissions to a hospital in Mexico city. *Allergy: Eur. J. Allergy Clin. Immunol.* 53, 394-401.

Rosas I., Salinas E., Yela A., Calva E., Eslava C. y Cravioto A. (1997a). Escherichia coli in settled-dust and air samples collected in residential environments in Mexico City. *Appl. Environ. Microbiol.* 63, 4093-4095.

Rosas P.I., Serrano J., Alfaro.Moreno E., Baumgarden D., Garcia-Cuellar C., Martin del Campo J.M., Raga G.B., Castillejos M., Colpin R.D. y Osorio_Vargas A.R. (2007). Relations between PM₁₀ composition and cell toxicity: A multivariate and graphical approach. *Chemosphere.* 67, 1218-1228.

Rosenkrantz H.S. y Mermelstein R. (1983). Mutagenicity and genotoxicity of nitroarenes, all nitro-containing chemicals were not createdd equal. *Mutat. Res.* 114, 217-267.

Ruiz-Godoy L., Rizo-Rios P., Sanchez-Cervantes F., Osorio-Vargas A., Garcia-Cuellar C. y Meneses A. (2007). Mortality due to lung cáncer in Mexico City. *Lung Cancer.* 58, 184-190.

Saldarriaga H., Villalobos R., Solano G., Amador O., Gaspariano R. Palma R. y Munive Z. (2008). Aliphatic, polycyclic aromatic hydrocarbons and nitrated-polycyclic aromatic hydrocarbons in PM₁₀ in Southwestern Mexico City. *Polycycl. Arom. Comp.* 28.578-597.

Saldarriaga-Noreña H., Hernandez-Mena L., Ramirez-Muñiz M., Carbajal-Romero P., Cosio-Ramirez R. y Ezquivel-Hernandez B. (2009). Characterization of trace metals of risk to human health in airborne particulate matter (PM_{2.5}) at two sites in Guadalajara, Mexico. *J. Environ. Monitor.* 11.887-894.

Samet J.M. (2004). Environmental cases of lung cáncer: what do we know in 2003? *Chest.* 125, 80S-83S.

Sanchez-Perez Y., chirino Y.I., Osornio-vargas A.R., Morales-Barcenas R., Gutierrez-Ruiz C., Vazquez-Lopez I. y Garcia-Cuellar C.M. (2009). DNA damage response of A549 cells treated with particulate matter PM₁₀ of urban air pollutants. *Cancer Letters.* 278, 192-200.

Santodonato J. (1997). Review of the estrogenic and antiestrogenic activity of polycyclic aromatic hydrocarbons relationship to carcinogenicity. *Chemosphere.* 34, 835-848.

Santos-Burgoa C., Rojas.Bracho L., Rosas-Perez I., Ramirez-Sanchez A., Sanchez-Rico G. y Mejia-Hernandez S. (1998). Particle exposure modeling in the general population and risk of respiratory disease | [Modelaje de exposición a partículas en población general y riesgo de enfermedad respiratoria.] *gaceta Medica de Mexico.* 134, 407-417.

Schauer J.J., Rogge W.F., Hildemann L.M., Mazurek M.A., Cass G.R., y Simoneit B.R.T. (1996). Source apportionment of airborne particulate matter using organic compounds as tracers. *Atmos. Environ.* 30, 3837-3855.

Seinfeld J.H. y Pankow J.F. (2003). Organic Atmospheric particulate material. *Annu. Rev. Phys. Chem.* 54, 121-140.

Shinozuka Y., Clarke A.D., Decarlo P.F., Jimenez J.L., Dunlea E.J., Roberts G.C., Tomlinson J.M., Collin D.R., Howell S.G., Kapustin V.N., McNaughton C.S. y Zhou J. (2009). Aerosol optical properties revealed to regional remote sensing of CCN activity and links to their organic mass fraction: Airborne observation over Central Mexico And the US West Coast during MILAGRO/INDEX-B. *Atmos.Chem. Phys.* 9, 6727-6742.

Siemiatycki J., Richardson L., Straif K. Latreille B., Lakhani R., Campbell S., Rousseau M. y Boffetta P. (2004). Listing occupational carcinogens. *Environ health Perspect.* 112,1447-1459.

Simoneit B.R.T. (1984) Organic matter of the Troposphere- III. Characterization and sources of petroleum and pyrogenic residuals in aerosols over the western United States. *Atmos. Environ.* 18, 51-67.

Simoneit B.R.T. y Mazurek M.A. (1982). Organic matter of the troposphere-II. Natural background of biogenetic lipid matter in aerosols over the rural western United States. *Atmos. Environ.* 16,2139-2159. Organic matter of the Troposphere- III. Characterizatio

Simoneit B.R.T., Sheng G., Chen X., Fu J. y Xu Y. (1991a). Molecular marker study of extractable organic matter in aerosols from urbana reas of China. *Atmos . Environ.* 25A, 2111-2129.

Stone E.A., Snyder D.C., Sheesley R.J., Sullivan A.P., Weber R.J., Schaurer J.J. (2008). Source apportionment of fine organic aerosol in Mexico City during the MILAGRO experiment 2006. *Atmos. Chem. Phys.* 8, 1249-1259.

Sugita K., Goto S., Endo O., Nakajima D., Yajima H. y Ishii T. (2004). Particle size effects on the deposition ratios of airborne particle in respiratory tracts. *J. Health Sci.* 50, 185-188.

Thornhill D.A., Herndon S.C., Onasch T.B., Wood E.C., Zavala M., Molina L.T., Gaffney J.S., Marley N.A y Marr L.C. (2007). Particulate polycyclic aromatic hydrocarbon spatial variability and age in Mexico City. *Atmos Chem. Phys. Discuss.* 7,15693-15721.

Thornhill D.A., Herndon S.C., Onasch T.B., Wood E.C., Zavala M., Molina L.T., Gaffney J.S., Marley N.A y Marr L.C. (2008). Spatial and temporal variability of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons in Mexico City. *Atmos Chem. Phys. Discuss.* 8, 3093-3205.

Tomatis I, (1993). Indoor and outdoor air pollution and human cancer, L. Tomatis (Ed.), European School of Oncology Monographs, Springer-Verlag, Nueva York. P. 162.

Valle-Hernandez B.L., Mugica-Alvarez V., Salina-Talavera E., Amador-Muñoz O., Murilo-Tovar M.A., Villalobos-Prietini R., y De Vizcaya-Ruiz A., (2010). Temporal Variation of nitro-polycyclic hydrocarbons in PM₁₀ and PM_{2.5} Collected in Northern Mexico City. *Sci.Tot. Environ.* 408.5429-5438.

Vallejo M., Lerma C., Infante O., Hermosillo A.G., Riojas-Rodriguez H. y Cardenas M. (2004). Personal exposure to particulate matter less than 2.5 µm in Mexico City. *Exo Anal. Environ. Epidemiol.* 14, 323-329.

Velasco E., Siegmann P. y Siegmann H.C. (2004). Exploratory study of particulate bound polycyclic aromatic hydrocarbons in different environments of Mexico of City. *Atmos. Environ.* 38, 4957-4968.

Villalobos-Pietrini R., Amador-Muñoz O., Flores-Marquez A.R., Guzman-Rincon J., Minive-Colin Z., Hernandez-Mena L., Murilli-Tovar M.A., Gomez-Aroyo S. y Waliszewski S. (2008). Materia organica extraida de las aeropartículas de la Ciudad de Mexico y sus efectos genotoxicos. TIP, *Revista especiali-*

zada en Ciencias Químico-Biológicas de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM 11, 105-109.

Villalobos-Pietrini R., Amador-Muñoz O., Valle-hernandez B.L., Gomez-Aroyo S., Waliszewski S. y Jazcilevich A.D., (2011). Organic compounds in airborne particles and their genotoxic effects in Mexico City. En: Air Quality/Book 2. (Nicolas Mazzeo Ed.). Intech Open Publisher. ISBN: 978-953-307-569-3. Vienna. En prensa.

Villalobos-Pietrini R., Amador-Muñoz O., Waliszewski S., Hernandez-Mena L., Munive-Colin Z., Gomez-Aroyo S., Bravo-Cabrera J.L. y Frias-Villegas A. (2006). Mutagenicity and polycyclic aromatic hydrocarbons associated with extractable organic matter from airborne particles $\leq 10 \mu\text{m}$ in southwest Mexico City. *Atmos. Environ.* 40, 5845-5857.

Villalobos-Pietrini R., Blanco-Jimenez S. y Gomez-Aroyo S., (1995). Mutagenicity of airborne particles in Mexico City. *Atmos. Environ.* 29, 517-524.

Villalobos-Pietrini R., Gomez-Aroyo S., Delgado Rodriguez A., Amador-Muñoz O. (1998). Mutagenicidad de las aeropartículas. *Vertientes, Revista Especializada en Ciencias de la Salud. Suplemento Especial 1*, 3-14.

Villalobos-Pietrini R., Hernandez-Mena L., Amador-Muñoz O., Munive-Colin Z., Bravo-cabrera J.L., Gomez-Aroyo S., Frias-Villegas A., Waliszewski S., Ramirez-Pulido J., Ortiz-Muñiz R. (2007). Biodirected mutagenic chemical assay of PM_{10} extractable organic matter in Southwest Mexico City. *Mutat. Res. Genet. Toxicol. Environ. Mutagen.* 634, 192-204.

Wenborn M.J., Coleman P.J., Passant N.R., Lymberidi E., Sully J. y Weir R.a.; (1999). Speciated PAH inventory for UK. Department of the Environment.

WHO (World Health Organization) (1998). Environmental health Criteria 202. Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons. IPCS, International Programme on Chemical Safety. World Health Organization. Geneva.

Yang H.H., Tsai S., Wu T. y Chiu H. (2006). Correlation between air pollution and postneonatal mortality in a subtropical city: Taipei, Taiwan. *Toxicol. Environ. Health.* 69, 2033-2040.

Yassaa N., youcef-Meklati B., Cecinato A. y Marino F. (2001). Particulate n-alkanes, n-alkanoic acids and polycyclic hydrocarbons in the atmosphere of Algiers City Area. *Atmos. Environ.* 35, 1843-1851.