



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE QUÍMICA**

**HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN  
LAS PM<sub>10</sub> DE LA ZONA METROPOLITANA DEL  
VALLE DE MÉXICO**

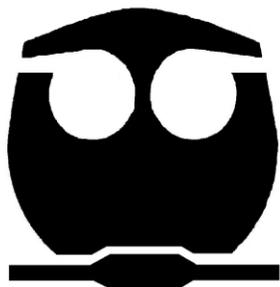
**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:**

**QUÍMICO FARMACÉUTICO BIÓLOGO**

**P R E S E N T A :**

**APOLINAR IBAÑEZ GARCÍA**



**MÉXICO, D.F.**

**2008**



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: SILVIA DE JESÚS MENDOZA ARELLANO**

**VOCAL: JUAN MANUEL RODRÍGUEZ**

**SECRETARIO: OMAR AMADOR MUÑOZ**

**1er. SUPLENTE: JUAN BONILLA ESCÁRZAGA**

**2º. SUPLENTE: ERNESTO SÁNCHEZ MENDOZA**

**SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:**

**LABORATORIO DE CROMATOGRFÍA DE GASES / GRUPO DE MUTAGÉNESIS  
AMBIENTAL, CENTRO DE CIENCIAS DE LA ATMÓSFERA, UNAM.**

**ASESOR DEL TEMA: \_\_\_\_\_**

**M. EN C. OMAR AMADOR MUÑOZ**

**SUPERVISOR TECNICO: \_\_\_\_\_**

**M. EN C. MARIO ALFONSO MURILLO TOVAR**

**SUSTENTANTE: \_\_\_\_\_**

**APOLINAR IBAÑEZ GARCÍA**



## ÍNDICE

|  | <b>Página</b> |
|--|---------------|
| <b>RESUMEN</b>   | i             |
| <b>JUSTIFICACIÓN</b>   | iii           |
| <b>OBJETIVOS</b>   | v             |
| <b>HIPÓTESIS</b>   | vi            |
| <b>1. ANTECEDENTES</b>   | 1             |
| 1.1.1. Clasificación y tipo de contaminantes atmosféricos                          | 1             |
| 1.1.2. Material particulado atmosférico  | 1             |
| 1.1.3. Tamaño de partículas  | 2             |
| 1.1.4. Composición de las partículas atmosféricas                                  | 6             |
| 1.1.5. Depositación de las partículas en el tracto respiratorio                    | 9             |
| 1.1.6. Efectos de las partículas suspendidas sobre el clima                        | 10            |
| 1.1.7. Morfología de las partículas atmosféricas                                   | 11            |
| 1.1.8. Muestreo de partículas  | 12            |
| 1.1.9. Tipos de muestreadores  | 13            |
| 1.1.10. Separación por impacto   | 13            |
| 1.1.11. Separación Ciclónica   | 14            |
| 1.1.12. Muestreador de grandes volúmenes   | 14            |
| 1.1.13. Muestreador de grandes volúmenes con entrada selectora de PM <sub>10</sub> | 16            |
| 1.1.14. Efectos en la salud humana del material particulado atmosférico            | 17            |
| <b>1.2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs)</b>                           | 18            |



|   |           |
|---|-----------|
| 1.2.1. Propiedades físicas y químicas   | 18        |
| 1.2.2. Fuentes de exposición humana y ambiental a los HAPs                                    | 23        |
| 1.2.3. Efectos en la salud debido a los HAPs  | 23        |
| <b>1.3. Características de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM)</b>               | <b>26</b> |
| <b>1.4. Sitios representativos de la ZMVM para el monitoreo de contaminantes atmosféricos</b> | <b>27</b> |
| 1.4.1. Zona noroeste (Tlalnepantla)   | 29        |
| 1.4.2. Zona Noreste (Xalostoc)  | 29        |
| 1.4.3. Zona centro (Merced)   | 30        |
| 1.4.4. Zona suroeste (Pedregal)   | 30        |
| 1.4.5. Zona sureste (Cerro de la Estrella)  | 31        |
| <b>2. MÉTODO</b>  | <b>32</b> |
| 2.1. Parámetros meteorológicos y contaminantes criterio                                       | 32        |
| 2.2. Muestreo de las PM <sub>10</sub>   | 32        |
| 2.3. Extracción de la materia orgánica y de los HAPs  | 32        |
| 2.4. Determinación de la materia orgánica extraída (MOE)                                      | 33        |
| 2.5. Análisis de HAPs por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas           | 34        |
| 2.6. Determinación de los HAPs en la PM <sub>10</sub>   | 36        |
| <b>3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>  | <b>37</b> |
| <b>3.1. Partículas <math>\leq 10 \mu\text{m}</math> y materia orgánica extraída</b>           | <b>37</b> |
| 3.1.1. Distribución espacial de las PM <sub>10</sub> de la MOE                                | 37        |
| 3.1.2. Distribución temporal de las PM <sub>10</sub> y de la MOE                              | 38        |



|  |           |
|--|-----------|
| 3.1.3. Distribución espacial de la relación MOE/PM <sub>10</sub>   | 40        |
| 3.1.4. Distribución temporal de la relación MOE /PM <sub>10</sub>  | 41        |
| 3.1.5. Asociación entre PM <sub>10</sub> , MOE, parámetros meteorológicos y contaminantes criterio             | 43        |
| <b>3.2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos</b>  | <b>44</b> |
| 3.2.1. Distribución espacial de la $\sum\text{HAPs} \geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ (excluyendo al reteno)        | 45        |
| 3.2.2. Distribución temporal de la $\sum\text{HAPs} \geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ (excluyendo al reteno)        | 46        |
| 3.2.3. Distribución espacial de la relación $\sum\text{HAPs}/\text{PM}_{10}$ y $\sum\text{HAPs}/\text{MOE}$    | 46        |
| 3.2.4. Distribución temporal de la relación $\sum\text{HAPs}/\text{PM}_{10}$ y $\sum\text{HAPs}/\text{MOE}$    | 47        |
| 3.2.5. Concentraciones en el aire de los hidrocarburos aromáticos policíclicos                                 | 50        |
| <b>3.3. Correlaciones entre PM<sub>10</sub>, MOE e HAPs</b>  | <b>58</b> |
| <b>3.4. Correlaciones entre HAPs, contaminantes criterio (máximos) y parámetros meteorológicos (promedios)</b> | <b>58</b> |
| <b>3.5. Fuentes de emisión de HAPs</b>   | <b>60</b> |
| <b>4. CONCLUSIONES</b>   | <b>64</b> |
| <b>5. RECOMENDACIONES</b>  | <b>66</b> |
| <b>6. BIBLIOGRAFÍA</b>   | <b>67</b> |
| <b>7. APÉNDICE A: VALIDACIÓN</b>   | <b>82</b> |
| <b>8. APÉNDICE B: PRODUCTOS ACADÉMICOS Y RECONOCIMIENTOS</b>   | <b>84</b> |



---

**ÍNDICE DE FIGURAS**

|  | <b>Página</b> |
|--|---------------|
| <b>Figura 1.</b> Distribución del número de partículas en función del diámetro aerodinámico  | 3             |
| <b>Figura 2.</b> Depositación de las partículas atmosféricas según su tamaño   | 10            |
| <b>Figura 3.</b> Algunas formas de las partículas en filtros de fibra de vidrio, colectadas en Ciudad Universitaria (UNAM)   | 11            |
| <b>Figura 4.</b> Idealización de la distribución de material particulado ambiental   | 12            |
| <b>Figura 5.</b> Sección transversal de la entrada selectora de tamaños de partículas $\leq 10 \mu\text{m}$ (cabezal), para el muestreador de grandes volúmenes  | 13            |
| <b>Figura 6.</b> Cabezal con separador ciclónico para la colecta de partículas con diámetros $\leq 10 \mu\text{m}$   | 14            |
| <b>Figura 7.</b> Muestreador de grandes volúmenes para partículas suspendidas totales  | 15            |
| <b>Figura 8. (a)</b> Muestreador de altos volúmenes para $\text{PM}_{10}$ (Graseby Andersen-General Metal Works)   | 16            |
| <b>Figura 9.</b> Mapa de la ZMVM, ubicación de las estaciones de monitoreo de RAMA   | 27            |
| <b>Figura 10.</b> Ubicación de las cinco estaciones de monitoreo en la ZMVM  | 28            |
| <b>Figura 11.</b> Tratamiento analítico para la determinación de la Materia Orgánica Extraída (MOE) y de los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas | 33            |
| <b>Figura 12: (a)</b> Medianas de $\text{PM}_{10}$ y <b>(b)</b> de MOE, $\mu\text{g m}^{-3}$ en los cinco sitios de muestreo de la ZMVM  | 37            |
| <b>Figura 13: (a)</b> Distribución anual del promedio de las $\text{PM}_{10}$ en $\mu\text{g m}^{-3}$ y <b>(b)</b> medianas de $\text{PM}_{10}$ en $\mu\text{g m}^{-3}$ de las temporadas de secas y lluvias     | 39            |



|  |    |
|--|----|
| <b>Figura 14: (a)</b> Distribución anual del promedio de MOE en $\mu\text{g m}^{-3}$ y <b>(b)</b> medianas de MOE en $\mu\text{g m}^{-3}$ de las temporadas de secas y lluvias   | 39 |
| <b>Figura 15: (a)</b> Distribución anual del promedio del porcentaje de humedad relativa y <b>(b)</b> medianas de % HR de las temporadas de secas y lluvias  | 40 |
| <b>Figura 16.</b> Medianas de MOE/PM <sub>10</sub> , %   | 40 |
| <b>Figura 17: (a)</b> Distribución anual del promedio de MOE/PM <sub>10</sub> , % y <b>(b)</b> medianas de MOE/PM <sub>10</sub> , % de las temporadas de secas y lluvias   | 41 |
| <b>Figura 18.</b> Medianas de la suma de HAPs $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ , (excluyendo al reteno), $\text{ng m}^{-3}$ en los cinco sitios de muestreo de la ZMVM  | 45 |
| <b>Figura 19: (a)</b> Distribución anual del promedio de la $\sum\text{HAPs} \geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ (excluyendo al reteno), $\text{ng m}^{-3}$ y <b>(b)</b> medianas de la $\sum\text{HAPs} \geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ (excluyendo al reteno), $\text{ng m}^{-3}$ de las temporadas de secas y lluvias | 46 |
| <b>Figura 20: (a)</b> Medianas de los HAPs $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}/\text{PM}_{10}$ , $\text{pg } \mu\text{g}^{-1}$ y <b>(b)</b> Medianas de los HAPs $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}/\text{MOE}$ , $\text{pg } \mu\text{g}^{-1}$ (Excluyendo al reteno) en los cinco sitios de muestreo de la ZMVM           | 47 |
| <b>Figura 21. (a)</b> Medianas de la $\sum\text{HAPs} \geq 228 \text{ g mol}^{-1} / \text{PM}_{10}$ , $\text{pg m}^{-3}$ y <b>(b)</b> medianas de la $\sum\text{HAPs} \geq 228 \text{ g mol}^{-1} / \text{MOE}$ , $\text{pg m}^{-3}$ de las temporadas de secas y lluvias                                      | 48 |
| <b>Figura 22.</b> Promedio anual de los HAPs $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ . <b>(a)</b> HAPs de 228 – 252 $\text{g mol}^{-1}$ y <b>(b)</b> HAPs de 276 – 300 $\text{g mol}^{-1}$   | 52 |
| <b>Figura 23.</b> Cromatogramas de los iones extraídos de los 13 HAPs $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ en la MOE de las PM <sub>10</sub> durante febrero de 2004 en cinco sitios de la ZMVM   | 55 |
| <b>Figura 24.</b> Cromatogramas de los iones extraídos de los 13 HAPs $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ en la MOE de las PM <sub>10</sub> durante julio de 2004 en cinco sitios de la ZMVM   | 57 |



---

**ÍNDICE DE TABLAS**

|   | <b>Página</b> |
|---|---------------|
| <b>Tabla I.</b> Composición y fuentes de emisión de las partículas atmosféricas   | 6             |
| <b>Tabla II.</b> Propiedades físicas y químicas de los HAPs analizados en este estudio  | 20            |
| <b>Tabla III.</b> Estructura de los hidrocarburos aromáticos policíclicos   | 22            |
| <b>Tabla IV.</b> Evidencia de carcinogenicidad para algunos HAPs en animales experimentales y en humanos señalados por algunas agencias reguladoras | 24            |
| <b>Tabla V.</b> Iones principales de cinco HAPs deuterados y 21 HAPs  | 35            |
| <b>Tabla VI.</b> Concentración promedio anual de PM <sub>10</sub> , (μg m <sup>-3</sup> ) en algunas ciudades en el mundo                           | 42            |
| <b>Tabla VII.</b> Correlación de Spearman entre PM <sub>10</sub> y MOE vs. parámetros meteorológicos  | 44            |
| <b>Tabla VIII.</b> Comparación de las concentraciones de los HAPs ≥ 228 g mol <sup>-1</sup> , ng m <sup>-3</sup> en algunas ciudades del mundo      | 49            |
| <b>Tabla IX.</b> Medianas y percentiles de los HAPs ≤ 202 g mol <sup>-1</sup> , en ng m <sup>-3</sup>   | 50            |
| <b>Tabla X.</b> Medianas y percentiles de los HAPs ≥ 228 g mol <sup>-1</sup> , en ng m <sup>-3</sup>  | 51            |
| <b>Tabla XI.</b> Comparación de la concentración de 13 HAPs ≥ 228 g mol <sup>-1</sup> entre los cinco sitios de la ZMVM                             | 53            |
| <b>Tabla XII.</b> Correlación de Spearman entre PM <sub>10</sub> , MOE e HAPs   | 58            |
| <b>Tabla XIII.</b> Correlación de Spearman entre los HAPs (ng m <sup>-3</sup> ), parámetros meteorológicos y contaminantes criterio (ppm)           | 59            |
| <b>Tabla XIV.</b> Algunos HAPs considerados como marcadores de fuentes de emisión   | 61            |
| <b>Tabla XV.</b> Cociente entre las medianas de los HAPs de cinco sitios de la ZMVM y fuentes de emisión  | 63            |
| <b>Tabla A1.</b> Porcentajes de recuperación del método para determinar HAPs en SRM 1649a   | 82            |
| <b>Tabla A2.</b> Límites de detección y de cuantificación instrumental, en pg μL <sup>-1</sup>  | 83            |
| <b>Tabla A3.</b> Límites de detección y de cuantificación del método, pg m <sup>-3</sup>  | 83            |



---

## AGRADECIMIENTOS

### Académicos

- Al Dr. Rafael Villalobos Pietrini por permitir llevar a cabo el desarrollo del trabajo en el Laboratorio de Cromatografía de Gases del Grupo de Mutagénesis Ambiental del Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM.
- A la Dirección General del Sistema de Monitoreo Atmosférico del Departamento del Distrito Federal por la coordinación de los muestreos, bajo la asesoría del Q. Armando Retama.
- Al la M. en C. Zenaida Munive Colín y al M. en B. Leonel Hernández Mena por el asesoramiento en el procesamiento analítico de las muestras.
- Al Químico Roberto Gaspariano Larino y a la Q.F.B. Gisela Solano Morán por el apoyo en la determinación de la materia orgánica extraída de las partículas.

### Institucionales

Este proyecto se llevó a cabo en las instalaciones del Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM, con el financiamiento del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) No. IN230307.



## AGRADECIMIENTOS PERSONALES

### A dios

*Por darme la perseverancia y salud para continuar estudiando y concluir con mi carrera, por la vida y familia que me ha dado. Gracias señor.*

### A mis padres

*Juan Ibañez Flores y Socorro García Pérez*

*Por su amor y confianza, en los momentos buenos y malos de mi vida, por el respecto que me tienen al tomar mis decisiones y el apoyo incondicional que siempre me han dado, por todo. Gracias.*

### A mis hermanos

*Miguel, Juan Carlos, Rosa Martha y María del Carmen*

*Quienes siempre creyeron en mí, me aconsejaron y apoyaron para seguir adelante y que siempre me han cuidado y defendido durante toda mi vida junto a ellos, por esto y todo su amor y cariño incondicional. Gracias.*

### A mi familia

*A todos mis tíos, primos y familia política que siempre me han dado una palabra de aliento para continuar hacia adelante, por las sonrisas y abrazos de mis sobrinos que me animan a seguir y ser un ejemplo para ellos, a todos. Gracias.*

### A mis amigos

*Que son las personas con las que convives y vives gran parte de tu vida, por estar conmigo en los momentos felices y tristes de mi carrera, siempre apoyándome y aconsejándome para ser una mejor persona y amigo a Víctor Vargas, Blanca Karen Torres, Miriam Guerrero, Anahí y Claudia Alejandri, Dra. Irma Jaramillo, Alejandro Gonzales, Claudia Suarez, Rocío Belmont, Lorena García, Judith Morales, Chabetty Vargas, Jesús Gamboa, Karina Calderón, Gisela Solano, Nancy García, Rosa Escamilla, Omar Amador, Ma. de la Luz Medina, Roberto Gaspariano, Mario Murillo, Martha E. Díaz, Brenda Loaliza y a todos aquellos que olvido mencionar. Gracias.*



## RESUMEN

En este trabajo se llevó a cabo la determinación de 21 hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) presentes en partículas menores o iguales a  $10 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) colectadas simultáneamente en cinco sitios de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) una vez al mes durante 2004 y ubicados al noroeste (Tlalnepantla), noreste (Xalostoc), centro (Merced), suroeste (Pedregal) y sureste (Cerro de la Estrella).

De las 60 colectas llevadas a cabo de  $\text{PM}_{10}$  en equipos de altos volúmenes, sólo el 14 de enero del 2004 registró una concentración de  $135 \mu\text{g m}^{-3}$  en Xalostoc, siendo el único día y sitio en que se rebasó la norma oficial mexicana (NOM-025-SSA1-1993) para  $\text{PM}_{10}$  establecida en  $120 \mu\text{g m}^{-3}$  en 24 h. El Pedregal fue la zona con la menor mediana anual (10 y 90 percentil) en  $30 \mu\text{g m}^{-3}$  (17 y  $39 \mu\text{g m}^{-3}$ ) y Xalostoc con la mayor en  $78 \mu\text{g m}^{-3}$  (58 y  $110 \mu\text{g m}^{-3}$ ). De cada muestra se obtuvo la materia orgánica extraída (MOE), con un comportamiento similar al de  $\text{PM}_{10}$ , siendo la menor concentración en Pedregal igual a  $2.7 \mu\text{g m}^{-3}$  (1.1 y  $4.9 \mu\text{g m}^{-3}$ ) y la mayor en Xalostoc con  $7.6 \mu\text{g m}^{-3}$  (4.7 y  $10.9 \mu\text{g m}^{-3}$ ). Para esta variable no hay norma que limite su concentración en el aire. De esta forma, la contribución anual de la MOE respecto a la masa de las  $\text{PM}_{10}$  osciló entre 7.7 % (3.3 y 12.1 %) (Cerro de la Estrella) y 10.7 % (6.4 y 15.4 %) (Merced). Mayores concentraciones de  $\text{PM}_{10}$  y de MOE se observaron en la primer temporada de secas (enero-abril) respecto a lluvias (mayo-octubre) y también respecto a la segunda temporada de secas (noviembre y diciembre). Probablemente debido a que la altura de la capa de mezcla disminuye en los meses invernales por las bajas temperaturas, incrementando la concentración de contaminantes emitidos a la atmósfera. Por el contrario, en los meses de la temporada de lluvias, la concentración de  $\text{PM}_{10}$  y de MOE fueron las menores debido al efecto depurador del agua de lluvia.

Los HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  presentaron mayores concentraciones respecto a aquellos  $< 228 \text{ g mol}^{-1}$ , debido a que los primeros se encuentran principalmente en la fase particulada del aerosol atmosférico. Los HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  no presentaron diferencias significativas entre las tres temporadas de este estudio. Xalostoc fue el sitio con la mayor concentración anual de HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  con mediana (10 y 90 percentil) de  $14 \text{ ng m}^{-3}$  (7.5 y  $18.3 \text{ ng m}^{-3}$ ), mientras que Pedregal tuvo las menores concentraciones con  $3.2 \text{ ng m}^{-3}$  (2.3 y  $6.6 \text{ ng m}^{-3}$ ). Coroneno, benzo[ghi]perileno, benzo[a]pireno, benzo[b]fluoranteno e indeno[1,2,3-cd]pireno fueron los HAPs de mayor concentración anual. Algunos de estos son considerados



marcadores de combustión incompleta de gasolina y de diesel. Mayor masa de HAPs por microgramo de  $PM_{10}$  fue observada en Merced y Xalostoc, mientras que menor cantidad fue observada en Cerro de la Estrella, contrario a la proporción de HAPs por microgramo de MOE, donde no hubo diferencias significativas entre los diferentes sitios. Esto sugiere que en Merced y Xalostoc hay más fuentes de combustión incompleta que producen HAPs que en Cerro de la Estrella y que las  $PM_{10}$  provienen de otras fuentes distintas a las que producen HAPs, además, la proporción uniforme entre HAPs/MOE en los cinco puntos sugiere que la MOE también se encuentra constituida por compuestos primarios emitidos directamente de la fuente de combustión y que probablemente sean de tipo hidrofóbico debido a la correlación no significativa con la humedad relativa.



## JUSTIFICACIÓN

Diversos estudios han demostrado el efecto negativo que la contaminación atmosférica tiene sobre la salud humana (Klemm *et al.* 2000, D'Amato *et al.* 2001, Fisher *et al.* 2004, Vineis *et al.* 2004). De acuerdo a la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, en su artículo 3º, párrafos VI y VII, se define a la contaminación como “la presencia en el ambiente de uno o más contaminantes o de cualquier combinación de ellos que cause desequilibrio ecológico, mientras que un contaminante es toda materia o energía en cualesquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento natural, altere o modifique su composición y condición natural” (DOF 2007).

Diversos estudios han asociado el aumento de la mortalidad cardiopulmonar y el incremento de asma, con las visitas a urgencias y hospitalizaciones después de días de exposición, a altos niveles de contaminación (Burnett *et al.* 2000, Barnett *et al.* 2005). Las partículas atmosféricas con diámetro aerodinámico  $\leq 10 \mu\text{m}$  (PM<sub>10</sub>) afectan al ambiente y a la salud humana. Datos experimentales y epidemiológicos han demostrado la asociación entre el aumento de la concentración de PM<sub>10</sub>, con el incremento de la morbilidad y la mortalidad humanas (Englert 2004, Neuberger *et al.* 2004), con las lesiones pulmonares y los síntomas respiratorios (MacNee y Donaldson 2003), e incluso con la disminución en el crecimiento pulmonar en niños (van-Vliet *et al.* 1997). Tanto la concentración como la composición de las partículas se han relacionado con los efectos negativos en el ser humano (Lanki *et al.* 2006, Pope y Dockery 2006). No obstante, sus propiedades físicas (número, área superficial, tamaño, morfología, etc.) y biológicas (estrés oxidativo, genotoxicidad, citotoxicidad, etc.), también influyen en dichos efectos (Künzli *et al.* 2005). Por otra parte, las propiedades físicas y químicas de dichas partículas influyen significativamente en muchos procesos atmosféricos: visibilidad, reacciones atmosféricas, balance radiativo, etc. (Friedlander 2000). Su concentración y composición en la atmósfera, dependen principalmente del sitio de la(s) fuente(s) y de los parámetros meteorológicos (Tandon *et al.* 2008). Se ha demostrado que las mujeres embarazadas y los recién nacidos son especialmente susceptibles a los efectos tóxicos de los contaminantes presentes en las partículas en el aire como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), debido a la inmadurez fisiológica antes y después de nacer (Lacasana *et al.* 2005) además, incrementan



el riesgo de muerte intrauterina o postneonatal (Yang *et al.* 2006), los defectos congénitos (Dolk y Vrijheid 2003, Hansen *et al.* 2006) y alteran el desarrollo del feto (Dejmek *et al.* 2000). Los HAPs son compuestos orgánicos "semi-volátiles" persistentes y omnipresentes en el ambiente provenientes principalmente de la combustión incompleta de material combustible, que tienen propiedades carcinogénicas (ATSDR 1995) y mutagénicas (Villalobos-Pietrini *et al.* 2007). En este estudio se llevó a cabo la determinación de HAPs presentes en las  $PM_{10}$ , para conocer su distribución espacio-temporal en cinco sitios de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) y evaluar a la población de mayor riesgo por la exposición de estos contaminantes.



## OBJETIVOS

### Objetivo general

Calificar y cuantificar a los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en la materia orgánica extraída de las partículas suspendidas atmosféricas  $\leq 10 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) en cinco sitios de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM).

### Objetivos particulares

1. Observar la distribución espacio-temporal de las  $\text{PM}_{10}$  y de la MOE en el período de estudio.
2. Determinar la calidad del aire mediante el análisis de la concentración en masa de las  $\text{PM}_{10}$ , con respecto a la NOM-025-SSA1-1993.
3. Observar el comportamiento espacio-temporal de los HAPs presentes en las  $\text{PM}_{10}$ .
4. Identificar las posibles fuentes de emisión que contribuyen a los niveles de  $\text{PM}_{10}$ , MOE y HAPs en la zona y periodo de estudio, en función de las correlaciones observadas con otros contaminantes y el empleo de índices ambientales.
5. Analizar la correlación entre  $\text{PM}_{10}$ , MOE y HAPs con diversos parámetros meteorológicos como la temperatura, la presión atmosférica, la humedad relativa, la dirección y la velocidad del viento en el período de muestreo.
6. Comparar las concentraciones de  $\text{PM}_{10}$  y HAPs de este estudio, con las halladas en otras ciudades del mundo.



## HIPÓTESIS

La contaminación atmosférica en la ZMVM es un problema actual que se agrava por las condiciones geográficas que dificultan la salida de contaminantes atmosféricos, aunado a las diversas fuentes de contaminación que los generan. Basado en las características geográficas, climáticas, sociodemográficas, actividades comerciales e industriales y a la densidad del parque vehicular, se espera que las concentraciones de  $PM_{10}$ , MOE y HAPs sean no homogéneas entre los diferentes sitios de estudio.

Debido a que el agua de lluvia es un depurador natural de contaminantes atmosféricos, se pretende encontrar concentraciones menores durante esta temporada (mayo-octubre), respecto al resto del año considerado como temporada de secas, donde en los meses invernales (noviembre-enero) se prevé un incremento de los contaminantes debido a que las bajas temperaturas disminuyen la altura de la capa de mezcla y dificulta su dispersión fuera de la ZMVM.

Por otro lado, se espera encontrar mayores concentraciones de aquellos HAPs con cuatro o más anillos con peso molecular  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  con respecto de aquellos  $< 228 \text{ g mol}^{-1}$ , ya que los primeros son no volátiles y se encuentran casi totalmente en fase particulada, a diferencia de los últimos que son más abundantes en la fase gaseosa. Tanto las correlaciones significativas como algunos índices entre diversos HAPs, nos darán guías para proponer fuentes de emisión.



## 1. ANTECEDENTES

### 1.1.1. Clasificación y tipo de contaminantes atmosféricos

Se clasifican por su origen en primarios y secundarios. Los primeros se emiten a la atmósfera por procesos naturales o por actividades del ser humano, algunos ejemplos son el monóxido de carbono (CO), el bióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y el bióxido de azufre (SO<sub>2</sub>). Los contaminantes secundarios son los que se forman en la atmósfera por reacciones químicas o fotoquímicas en las que intervienen contaminantes primarios; algunos ejemplos son el ozono (O<sub>3</sub>) y los sulfatos (Friedlander 2000, Munguía y Pérez 2003).

### 1.1.2. Material particulado atmosférico

El aerosol atmosférico se define como un conjunto de partículas sólidas y/o líquidas (a excepción del agua pura), suspendidas en un gas (Götz *et al.* 1991, Friedlander 2000). Las partículas atmosféricas pueden ser emitidas directamente por una gran variedad de fuentes de origen natural o antrópico. De acuerdo con sus mecanismos de formación, pueden ser generadas directamente a la atmósfera (primarias) o bien producidas por reacciones químicas y procesos físicos (partículas secundarias) como la interacción entre gases precursores en la atmósfera para formar una nueva por condensación, o entre un gas y una partícula para dar lugar a una nueva por adsorción o coagulación (Warneck 1988, Friedlander 2000).

Como resultado de esta variabilidad de fuentes y transformaciones, el material particulado atmosférico es una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos con diferentes distribuciones granulométricas y composición química, ambas condicionadas por el tipo de gases que las rodean. La concentración del material particulado atmosférico se expresa en términos de masa ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) o número de partículas (partículas  $\text{cm}^{-3}$ ) por unidad de volumen de aire (Molina 2002). La contaminación atmosférica, en términos del material particulado, se define como la alteración de la composición natural de la atmósfera por la entrada de partículas, ya sea por causas naturales o por la acción del hombre (Götz *et al.* 1991, Wiersma 2005).

La presencia de partículas en la atmósfera, así como su posterior depositación, puede generar efectos en el clima, en los ecosistemas y en los organismos (Dockery *et al.* 1993,



Dockery y Pope III 1994, Klemm *et al.* 2000, Arimoto 2001). El material particulado aerotransportado está compuesto de partículas sólidas y líquidas, suspendidas y dispersas en el aire. Las propiedades de estas partículas varían en términos de su composición química, parámetros ópticos (color/dispersión de la luz), características eléctricas (carga, resistencia) y morfología (tamaño/forma). Siendo el diámetro aerodinámico uno de los parámetros más importantes para clasificarlas por su tamaño y definido como el de una esfera con densidad de  $1 \text{ g cm}^{-3}$  (densidad unitaria), con la misma velocidad terminal que la partícula en cuestión, cuya depositación se debe a la fuerza gravitacional con el aire en calma, bajo las mismas condiciones de presión, temperatura y humedad relativa (Hinds 1982, Reist 1993, Friedlander 2000, Brauer *et al.* 2001).

### 1.1.3. Tamaño de partículas

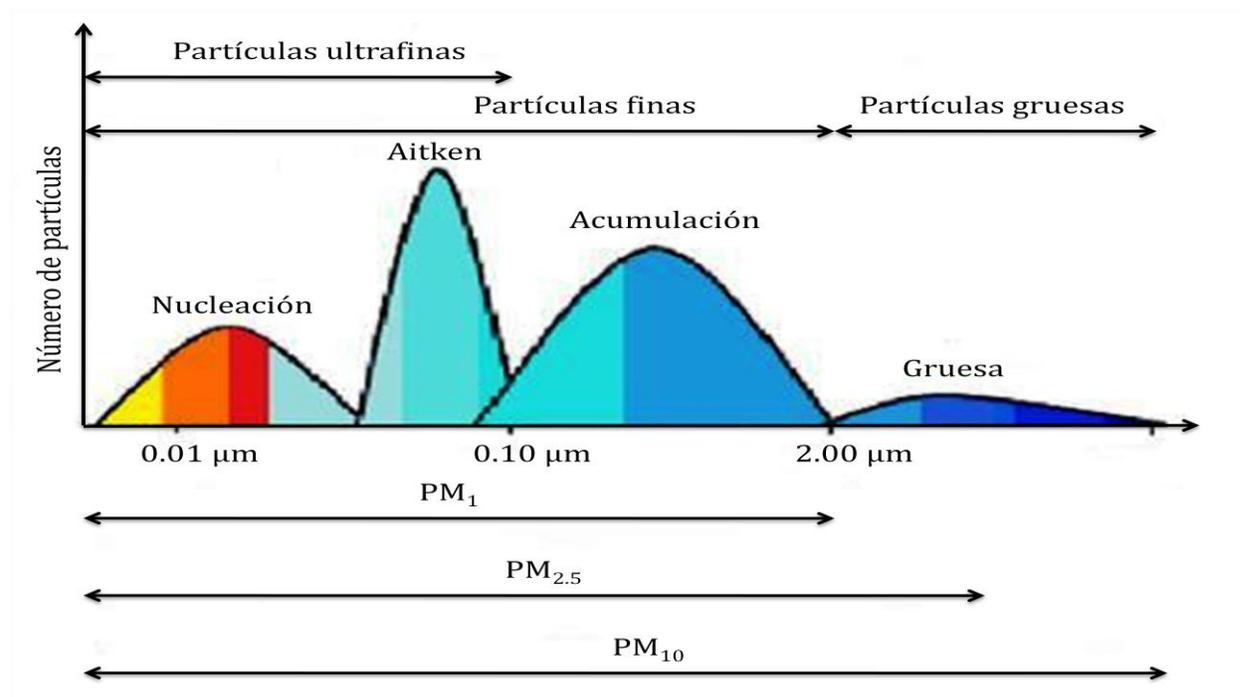
El tamaño de las partículas del aerosol atmosférico se encuentra en el intervalo de 0.001 a 100  $\mu\text{m}$ , aproximadamente. De acuerdo a su diámetro, se clasifican en finas y gruesas; en la primera categoría están aquellas menores a 2  $\mu\text{m}$  y en la segunda las mayores (**Tabla I**). Generalmente, se identifican diferentes tamaños denominados “modas”, que se encuentran relacionadas con el mecanismo de formación y conocidas como: nucleación, Aitken, acumulación y moda gruesa (**Figura 1**) (Warneck 1988, EPA 1996, Götz *et al.* 1991 y Seinfeld y Pandis 1998). Sin embargo, las distribuciones del tamaño del aerosol urbano son típicamente trimodales con un modo ultrafino o de nucleación, uno de acumulación (modo fino) y otro grueso con diámetros medios de 0.05, 0.2, y 5  $\mu\text{m}$  respectivamente. Las concentraciones de las partículas urbanas abarcan de  $10^5$ - $10^6$  partículas por  $\text{cm}^3$ , con el mayor número en el modo ultrafino. Diferentes elementos, iones inorgánicos y especies orgánicas se encuentran distribuidos en las partículas. Las especies orgánicas e iónicas predominan en el modo fino mientras, que las especies elementales prevalecen en el modo grueso (**Tabla I**).

La **moda de nucleación** abarca aquellas partículas con diámetros inferiores a 0.02  $\mu\text{m}$ . Proviene generalmente de las fuentes de combustión incompleta o del enfriamiento y condensación de gases inmediatamente después de su emisión, con un tiempo de vida media generalmente menor a una hora, debido al rápido proceso de coagulación con las partículas más grandes o bien, por la formación de las gotas de lluvia y neblina al actuar como núcleos



de condensación (Friedlander 2000). La coagulación se lleva a cabo cuando las partículas se unen o fusionan por colisión, provocando la disminución del número de partículas y el aumento de su tamaño. Entre menor sea el tamaño de una partícula, mayor será su difusividad y velocidad de coagulación. Partículas de radio menor que  $0.01 \mu\text{m}$  poseen coeficientes de difusión mayores que  $5 \times 10^{-4} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$  y coagulan con rapidez, mientras que en las de radio superior a  $0.3 \mu\text{m}$  los coeficientes de difusión son extremadamente pequeños, menores que  $2 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ , actuando como aceptores sobre las que coagulan rápidamente partículas más pequeñas de gran capacidad de difusión. Las partículas grandes formadas por este mecanismo se separan por sedimentación.

La teoría clásica de la nucleación define que esta depende de la concentración del gas precursor, la humedad relativa y la temperatura. Concretamente, la nucleación se favorece por descensos en esta última y/o incrementos en la humedad relativa (Friedlander 2000). Durante episodios de contaminación por la actividad del tráfico, se detecta con frecuencia la presencia de partículas en esta moda. Actualmente se desconoce si estas se emiten directamente como material particulado primario por los vehículos (por ejemplo, carbono elemental en motores diesel) o si se forman al entrar en contacto los gases de combustión con el aire ambiente a menor temperatura.



**Figura 1.** Distribución del número de partículas en función del diámetro aerodinámico.



Las partículas en la **moda Aitken** tienen diámetros entre 0.02 a 0.1  $\mu\text{m}$ . Estas pueden tener un origen primario (natural o antrópico) o secundario (a partir de la moda de nucleación). Aún se desconoce con detalle la composición química de éstas, es muy probable que las de origen secundario se formen por procesos de coagulación a partir de la moda de nucleación, por condensación y/o reacciones en fase líquida (compuestos inorgánicos). La influencia de las emisiones antrópicas en la moda Aitken no está bien definida. Un ejemplo, es el carbono primario (hollín) emitido por los procesos de combustión, principalmente por los motores diesel. Estas partículas de carbono presentan diámetros de aproximadamente 100 nm (generalmente  $> 30$  nm), alcanzando hasta 200 nm (Friedlander 2000).

El término “**partículas ultrafinas**” se utiliza en medicina para denominar a las  $< 0.1$   $\mu\text{m}$ , que por tanto incluyen la moda de nucleación y la mayor parte de las Aitken. Se forman durante la combustión, cuando el vapor caliente se condensa para formar partículas primarias que coagulan creando cadenas de agregados. En atmósferas urbanas las fuentes pueden incluir la combustión de gasolina, fuentes estacionarias como los sistemas de calefacción residenciales y los procesos industriales donde se queman combustibles fósiles. Las partículas en este modo pueden crecer por agregación y ser removidas de la atmósfera al ser interceptadas por partículas líquidas. Este modo contribuye únicamente con el 1-2 % de la masa de las partículas (Friedlander 2000, Kampa y Castanas 2008).

La **moda de acumulación** comprende partículas entre 0.1 y 2  $\mu\text{m}$ , son el resultado de la coagulación de pequeñas partículas emitidas por fuentes de combustión, de la condensación de especies volátiles, de la conversión de gas a partícula y de partículas finas provenientes de los suelos (Friedlander 2000). La mayor densidad de estas partículas se registra entre 150 y 250 nm. En la atmósfera, las partículas de la moda Aitken crecen hasta formar parte de la moda de acumulación por medio de reacciones en fase líquida que tienen lugar en las gotas de agua en las nubes. La transferencia de masa es máxima en la nube a pesar del escaso tiempo de reacción, debido al elevado volumen de agua y la velocidad de reacción en las nubes. Por ejemplo, aproximadamente el 90 % del sulfato que se forma en la atmósfera se origina por la oxidación en fase líquida del dióxido de azufre en las nubes (Götz *et al.* 1991).

Las **partículas finas** abarcan el intervalo de ultrafinas y de acumulación. Resultan de la condensación de aquellas en el modo de nucleación sobre contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos formados en la atmósfera por diversas reacciones así como por la acreción



de agua proveniente de diversos constituyentes higroscópicos. Cuando exceden un diámetro de 2  $\mu\text{m}$ , la remoción se lleva a cabo por sedimentación e impactación, lo que toma incluso varios días para su depuración de la atmósfera. Su contribución a la masa de las partículas urbanas representa el 40 % (Venkataraman *et al.* 1999). En este intervalo se encuentran las partículas primarias del carbono (hollín), los productos de la combustión incompleta y los contaminantes secundarios (la mayoría del ácido sulfúrico, bisulfato de amonio, nitrato de amonio, etc.) que resultan de las transformaciones químicas y de los procesos de condensación. En general, los episodios de alta contaminación como el “smog” de Los Ángeles y el de Londres se caracterizan por presentar elevadas concentraciones de partículas finas. Todas estas partículas se originan en su mayoría por actividades antrópicas (Götz *et al.* 1991).

Las partículas de diámetro mayor a 2  $\mu\text{m}$ , son conocidas como **partículas gruesas** “coarse particles”, y resultan principalmente de los procesos mecánicos como la resuspensión, abrasión o fricción. Son predominantemente de origen natural o geológico constituidas en su mayoría por óxidos de aluminio, silicio, calcio, titanio, hierro, esporas, polen, fragmentos de hojas, polvos generados por el tráfico o producto del desgaste de las llantas y partículas de emisiones industriales como fábricas de cemento y canteras. En la superficie de estas partículas pueden adsorberse otras especies contaminantes (Munguía y Pérez 2003).

El **modo grueso** constituye alrededor del 60 % de la masa total del aerosol atmosférico. Su remoción de la atmósfera es por sedimentación en varias horas, contribuyendo a la contaminación de áreas específicas (Venkataraman *et al.* 1999). Esta moda se caracteriza por presentar reducido número de partículas pero elevada masa, contiene partículas de origen primario y secundario, formadas por reacciones químicas entre las partículas primarias de origen crustáceo o marino y los gases presentes en la atmósfera, como ocurre en la reacción de ácido nítrico gaseoso con cloruro de sodio o carbonato de calcio, que resulta en la formación de nitrato de sodio o de calcio en el intervalo  $> 1 \mu\text{m}$  (Querol *et al.* 1998).

**Tabla I.** Composición y fuentes de emisión de las partículas atmosféricas

| Partículas                   | Finas ( $\leq 2.5 \mu\text{m}$ )  |  | Gruesas ( $> 2.5 \mu\text{m}$ )   |
|------------------------------|---|--|---|
|                              | Ultrafinas ( $< 0.1 \mu\text{m}$ )  | Acumulación ( $< 0.1 \mu\text{m}$ )  |   |
|                              | Nucleación ( $< 0.02 \mu\text{m}$ )   | Aitken ( $0.02-0.1 \mu\text{m}$ )  |   |
| <b>Procesos de formación</b> | Combustión, procesos a altas temperaturas y reacciones atmosféricas                                       |  | Ruptura de sólidos y/o líquidos   |
| <b>Fuentes</b>               | Combustión, transformación de $\text{SO}_2$ y algunos compuestos orgánicos, procesos de alta temperatura. | Combustión de carbón, aceite, gasolina, diesel y madera. Transformaciones de $\text{NO}_x$ , $\text{SO}_2$ y compuestos orgánicos, incluyendo biogénicos. Procesos a alta temperatura. | Resuspensión de polvo industrial, caminos pavimentados, no pavimentado, zonas mineras, agrícolas, etc. Construcción y demolición. Combustión incompleta de carbón y aceite. Brisa marina. Fuentes biológicas.   |
| <b>Vida media</b>            | Minutos a horas   | Días a semanas   | Minutos a horas   |
| <b>Composición</b>           | Sulfatos y carbono elemental.   | Sulfatos, nitratos, amonio, carbono elemental, compuestos orgánicos. Metales. Agua.  | Polvo resuspendido. Cenizas de la combustión de carbón, aceite y madera. Nitratos, cloruros y sulfatos de reacciones con $\text{HNO}_3$ , $\text{HCl}$ y $\text{SO}_2$ . Óxidos de Si, Al, Fe, etc. $\text{CaCO}_3$ , $\text{CaSO}_4$ , $\text{NaCl}$ y sal de mar. Polen, hongos y esporas. Fragmentos de plantas, animales y llantas. |

Warneck (1988), EPA (1996), Götz *et al.* (1991), Seinfeld y Pandis (1998), Querol *et al.* (1998), Venkataraman *et al.* 1999, Friedlander (2000), Munguía y Pérez (2003), Poschl (2005), Kampa y Castanas (2008).

#### 1.1.4. Composición de las partículas atmosféricas

Las partículas no son un contaminante sencillo, ya que están formadas por cientos de compuestos inorgánicos, radioactivos y orgánicos, que las hacen peligrosas para la salud humana (Tsai *et al.* 2001, Newman y Unger 2003, Neuberger *et al.* 2004).

Los metales, los iones, el carbono elemental (también conocido como carbono negro u hollín) y el orgánico, son grupos que integran a las partículas atmosféricas. Los metales, particularmente los de transición como vanadio, cobre, hierro y platino, tienen propiedades



citotóxicas e inflamatorias debido a que confieren actividad oxidante a las partículas, generando así mayor cantidad de radicales que ocasionan daño a nivel celular (Prahalad *et al.* 1999, de Kok *et al.* 2006). Generalmente las partículas finas contienen más metales pesados tóxicos emitidos durante la combustión que las partículas gruesas (Marley *et al.* 2000). La toxicidad y / o efectos cancerígenos de varios elementos en la atmósfera se han demostrado recientemente: Pb (EC 1997), As, Cd, Mn, Pt y V (OMS 2000), Zn y Ni (Burnett *et al.* 2000), Cr <sup>(VI)</sup> (Talebi 2003), y otros metales de transición (Soukup *et al.* 2000, Dye *et al.* 2001, Ghio y Devlin 2001). Por otra parte, iones como sulfatos y nitratos generados principalmente de la oxidación de SO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub>, respectivamente, provenientes de las emisiones industriales y de la quema de combustibles fósiles (Cope *et al.* 2004, Báez *et al.* 2007), generan especies que contribuyen a la acidificación del agua de lluvia, que altera la composición de los suelos y de los mantos acuíferos y deteriora los monumentos históricos, las estructuras y la vegetación (Cope *et al.* 2004). El término metales pesados se les adjudicó a algunos elementos como el mercurio, plomo y cadmio, debido a que tienen densidades mayores que el hierro. Esta clasificación ha sido aplicada desde entonces a otros elementos metálicos independientemente de que sus densidades no sean mayores a las del hierro. Los metales y metaloides son elementos naturales presentes en el ambiente y empiezan a considerarse contaminantes cuando su concentración es mayor a la que se encuentra normalmente en el ambiente, sus principales fuentes de emisión son la minería, la refinera, los efluentes industriales y las emisiones vehiculares (Newman y Unger 2003).

Los **compuestos carbonosos** comprenden una amplia variedad de especies naturales y antrópicas de diversa composición y estructura. Para su estudio, se distingue generalmente entre carbono elemental (CE) y carbono orgánico (CO), expresando la masa de carbono total (TC) como la suma de CO + CE. Con frecuencia y debido a su máxima capacidad de absorción de la radiación emitida por el sol (Sloane *et al.* 1991), el carbono elemental (grafito) puede ser denominado “carbono negro”. Esta fracción suele ser emitida directamente a la atmósfera (partículas primarias) por procesos de combustión incompleta (gas, carbón y/o aceite combustible). Según Novakov y Hansen (2004), los motores diesel constituyen la principal fuente de carbono elemental antrópico en la atmósfera, el que constituye entre el 50 y el 70 % del total de las emisiones de diesel, dependiendo de la antigüedad del motor, deterioro/desgaste, potencia, características del combustible y condiciones de la conducción.



Además, dicho carbono es inerte a la degradación y/o transformación atmosférica. Su mayor impacto en la salud radica en que el núcleo de carbono absorbe compuestos orgánicos que pueden llegar a los alvéolos pulmonares (Calcabrini *et al.* 2004).

Los compuestos de carbono orgánico, por otra parte, pueden ser emitidos directamente a la atmósfera (por fuentes naturales y antrópicas) o formarse por condensación de compuestos orgánicos volátiles (COVs), también de origen natural o antrópico. Es posible encontrar cantidades limitadas de carbono atmosférico en carbonatos como  $\text{CaCO}_3$  y  $\text{MgCO}_3$ , naturales y/o antrópicos. Los compuestos carbonosos representan aproximadamente del 2 al 5 % de las emisiones globales de las partículas a nivel terrestre (Körner 2000, Kovács-Kis *et al.* 2006).

La emisión de compuestos orgánicos de origen natural se produce esencialmente a través de la vegetación, la superficie de los océanos y de los suelos, y puede dar lugar a partículas tanto primarias como secundarias en la atmósfera. Las partículas primarias están constituidas principalmente por compuestos vegetales y edafológicos, tales como esporas, polen, ácidos húmicos y fúlvicos, microorganismos y hongos (Körner 2000, Osornio *et al.* 2003, Miranda *et al.* 2005). La formación de partículas secundarias, es consecuencia de la oxidación en la atmósfera de los gases orgánicos emitidos principalmente por la vegetación.

La composición de dichos gases, y de las partículas atmosféricas resultantes, es muy variable, tanto espacial como temporalmente debido a la estricta dependencia del tipo de vegetación y de las condiciones climáticas. El material particulado carbonoso primario de origen antrópico, por el contrario, tiene su principal fuente en los procesos de combustión. Siendo necesario considerar los aportes del tráfico. En las ciudades, es necesario destacar las emisiones de los vehículos de motores a diesel, cuya contribución a los niveles de materia carbonosa es cinco veces superior a los que emplean gasolina (Kim *et al.* 2003). No obstante la fabricación de pinturas y manipulación de disolventes, también contribuyen a los niveles de carbono orgánico. En cuanto a las partículas de carbono antrópico de origen secundario, aproximadamente el 50 % proviene de la evaporación de la gasolina, la gasolina líquida y de las emisiones de la combustión incompleta de los vehículos (Chow *et al.* 2002).

El **carbono orgánico** de origen antrópico está formado por una compleja mezcla de sustancias orgánicas. Generalmente, su concentración se expresa como el contenido de compuestos únicamente de carbono, aunque de esta forma se desprecia la contribución de



elementos como O, N e H. Con objeto de evitar esta pérdida de masa, la concentración de carbono orgánico se suele multiplicar por un factor de 1.5 (Wolff *et al.* 1991) o 1.4 (White y Macias 1987) para estimar la concentración de materia orgánica (carbono orgánico). La masa de materia orgánica puede llegar a representar entre 10 y 25 % de las PM<sub>10</sub>. La contribución de carbono orgánico emitido por los motores diesel oscila entre el 19 y el 43 % de la materia orgánica, dependiendo de la eficiencia en la combustión y se origina a partir de los procesos de pirólisis del combustible (Wolff *et al.* 1991).

En zonas urbanas o industriales, cuyas atmósferas contienen altas concentraciones de radicales oxidantes y nitrosantes así como con otros contaminantes no producidos por las emisiones de diesel, los compuestos orgánicos incrementan notablemente su toxicidad. En general, los compuestos envejecidos, al estar más oxidados, tienen mayor polaridad y solubilidad acuosa, factores que incrementan su toxicidad biológica. Los fenómenos de agregación y de coagulación también aumentan con el paso del tiempo (Götz *et al.* 1991, Waris y Ahsan 2006).

### **1.1.5. Depositación de las partículas en el tracto respiratorio**

El sistema respiratorio constituye la principal vía de entrada del material particulado en el organismo. La depositación de las partículas en diferentes partes del cuerpo humano depende del tamaño, de la forma y de la densidad de las partículas, así como de la respiración del individuo (nasal u oral). Los efectos que puede inducir el material particulado en el organismo dependen de la granulometría, la morfología y la composición química así como del tiempo de exposición y de la susceptibilidad de cada persona. Las partículas de diámetro < 10 µm (partículas torácicas) penetran en la región traqueobronquial (**Figura 2**), pero solo aquellas de diámetro < 2.5 µm (partículas alveolares) pueden alcanzar la cavidad alveolar y por tanto, provocar mayores afecciones (Brauer *et al.* 2001, Calcabrini *et al.* 2004).

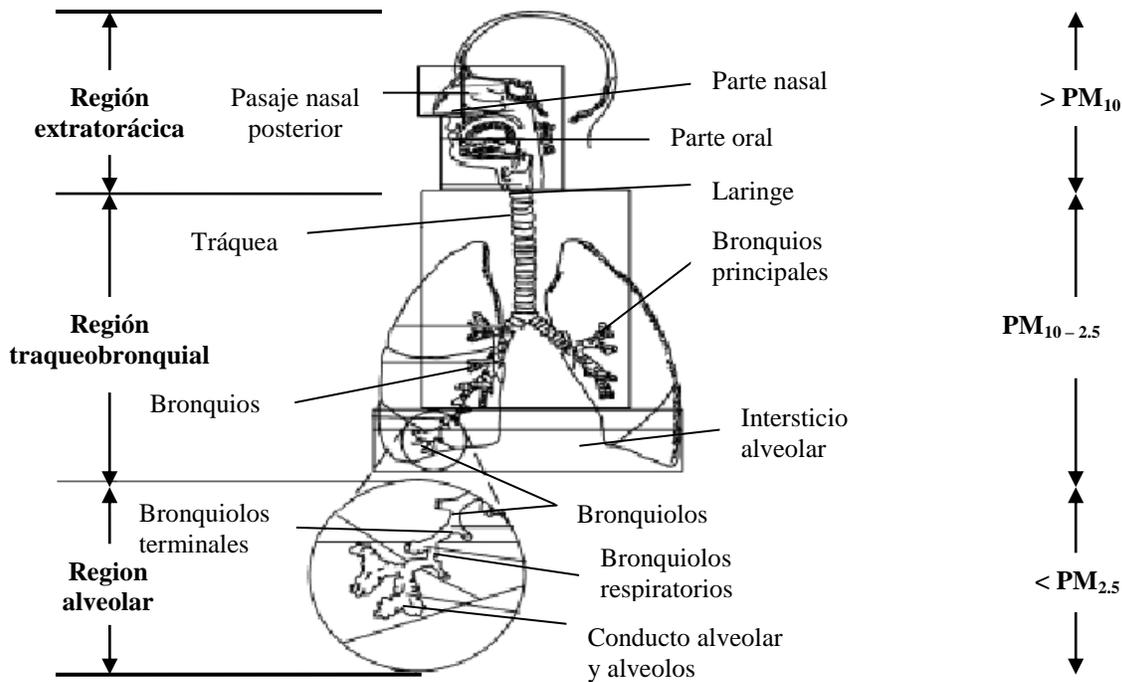


Figura 2. Deposición de las partículas atmosféricas según su tamaño.

### 1.1.6. Efectos de las partículas suspendidas sobre el clima

Diversos estudios evalúan la influencia de diversos procesos climáticos sobre la emisión y flujos del material particulado atmosférico a escala global. Sin embargo, es necesario considerar su influencia sobre el clima, ya que la retro-alimentación es un factor de gran importancia en el sistema Tierra-Atmósfera (Arimoto 2001). Las partículas atmosféricas juegan un papel fundamental en la regulación del clima del planeta, ya que tienen una acción importante en la formación de nubes y el balance radiativo global. También tienen la capacidad de interactuar directa o indirectamente sobre la radiación solar teniendo efectos significativos como la dispersión o absorción de las longitudes de onda corta (espectro visible), que tiene como consecuencia la modificación del balance radiativo global, la reducción de la visibilidad y la modificación del albedo (Friedlander 2000).

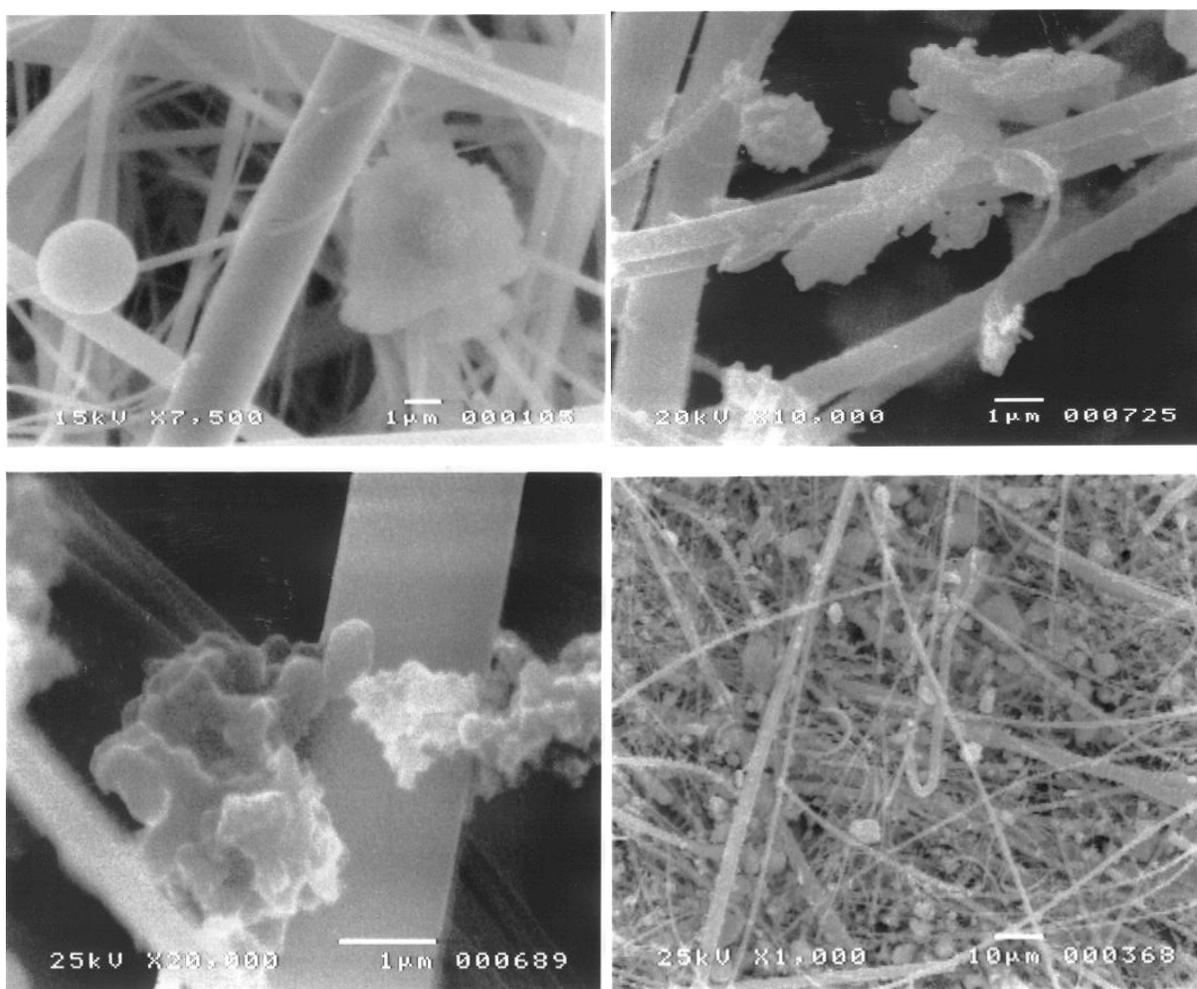
Las propiedades físicas y químicas de las partículas atmosféricas que se encuentran en el aire actúan como núcleos de condensación para la formación de nubes ya que la sobresaturación en éstas no es suficiente para iniciar la nucleación homogénea y junto con



los factores ambientales determinan la estructura, el tamaño y la concentración de las gotas de agua (Götz *et al.* 1991).

### 1.1.7. Morfología de las partículas atmosféricas

La forma de la partícula define la fase física que presentan. En la mayoría de los casos son esféricas cuando son líquidas y cuando sufren envejecimiento. Sin embargo, las partículas sólidas poseen formas muy variables, raramente esféricas (rectangular, astilladas, fibrilares, etc.) la **figura 3**, muestra algunos ejemplos.



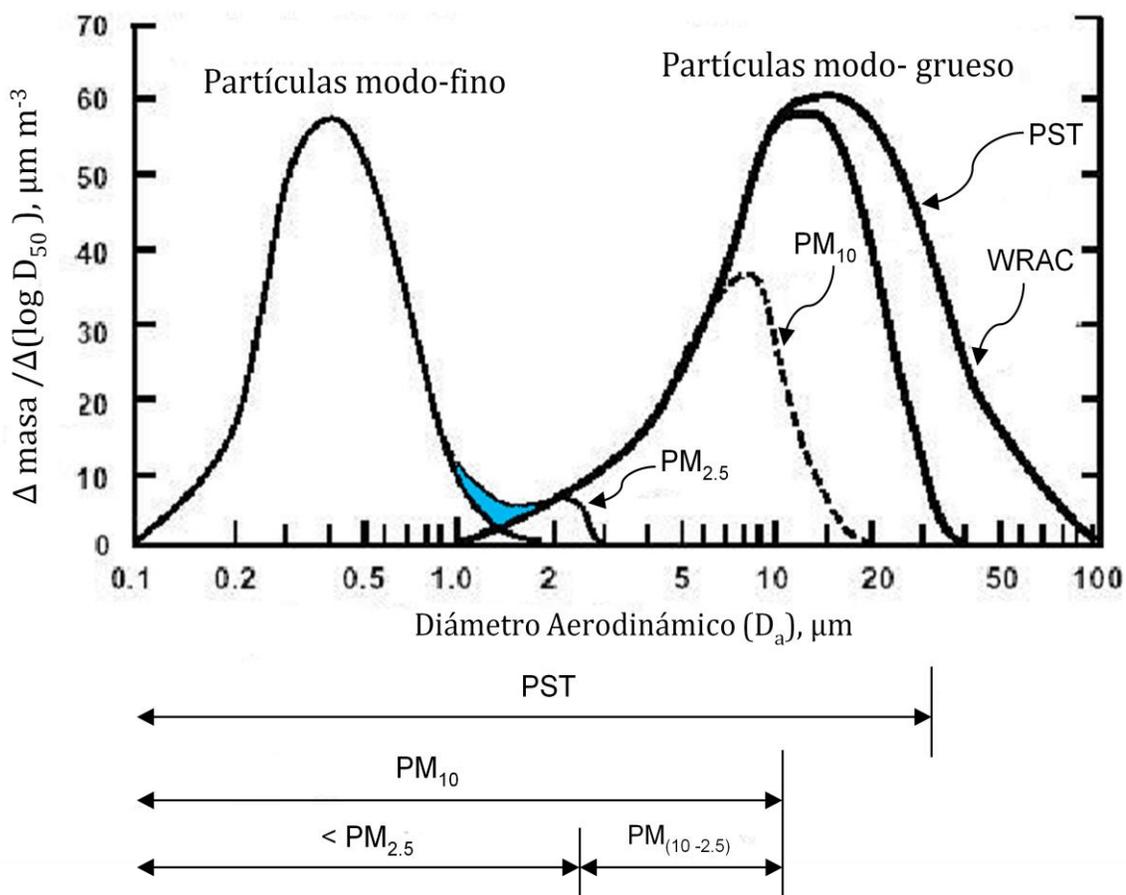
**Figura 3.** Algunas formas de las partículas en filtros de fibra de vidrio, colectadas en Ciudad Universitaria (UNAM) vistas a través del microscopio electrónico de barrido, del Instituto de Física de la UNAM.



### 1.1.8. Muestreo de partículas

Desde el punto de vista de la calidad del aire, las partículas se definen de acuerdo con el punto de corte de los equipos de muestreo en: Partículas Suspensas Totales (PST) con diámetros  $< 100 \mu\text{m}$ , partículas con diámetros  $\leq 10 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ), partículas con diámetros  $\leq 2.5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ ) y partículas con diámetros  $\leq 1 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_1$ ) (Figura 4).

El muestreo activo de partículas comprende la colecta de la muestra que se lleva a cabo generalmente por medio de un equipo en el que el aire se succiona por una bomba a través de un filtro (siendo éste el medio de colecta) colocado herméticamente en un portafiltros. Entre los equipos más utilizados para el muestreo de partículas están los muestreadores de: Altos Volúmenes (Hi-Vol, en inglés), Volúmenes Medios (MVS, en inglés), Bajos Volúmenes (LVS, en inglés) y el Clasificador de Aerosoles de Amplio Intervalo (WRAC, en inglés).



**Figura 4.** Idealización de la distribución de material particulado ambiental, mostrando partículas en modo-fino, en modo grueso y las fracciones colectadas según los muestreadores selectores del tamaño (Wilson y Suh 1996).

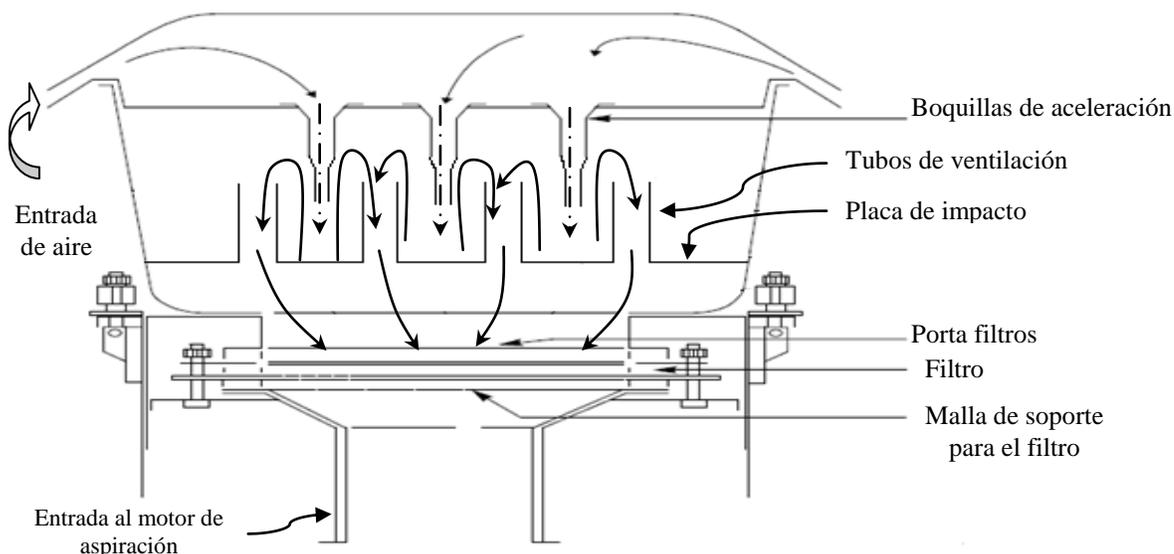


### 1.1.9. Tipos de muestreadores

Comercialmente existen muestreadores para PST, PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, cuyos flujos pueden variar de 1.1 a 1.7 m<sup>3</sup> min<sup>-1</sup> para volúmenes grandes y menores a 20 L min<sup>-1</sup> para volúmenes bajos (John *et al.* 1983 a, b) demostraron que la eficiencia y los mecanismos de colecta dependen de la velocidad del flujo de aire. Debido a que las partículas de mayor diámetro representan un menor riesgo para la salud humana, éstas son a menudo eliminadas mediante impactadores ó ciclones (Heard 2006).

### 1.1.10. Separación por impacto

La **figura 5**, presenta la sección transversal del seleccionador de tamaños de partículas  $\leq 10 \mu\text{m}$  y el diseño simétrico de la entrada separadora de éstas (cabezal), cuya colecta es independiente de la dirección del viento. El cabezal se compone principalmente de deflectores especialmente diseñados y organizados (conocidos como boquillas de aceleración). A medida que el polvo pasa a través de estas boquillas, las partículas con un diámetro aerodinámico superior a  $10 \mu\text{m}$  tienen un impulso suficiente para separarse de la corriente principal impactándose en la placa de impacto cubierta por un absorbente que evita el rebote de dichas partículas. El resto de las partículas ( $\leq 10 \mu\text{m}$ ) siguen el flujo de aire hasta que se colectan en el filtro (Howard *et al.* 1989).

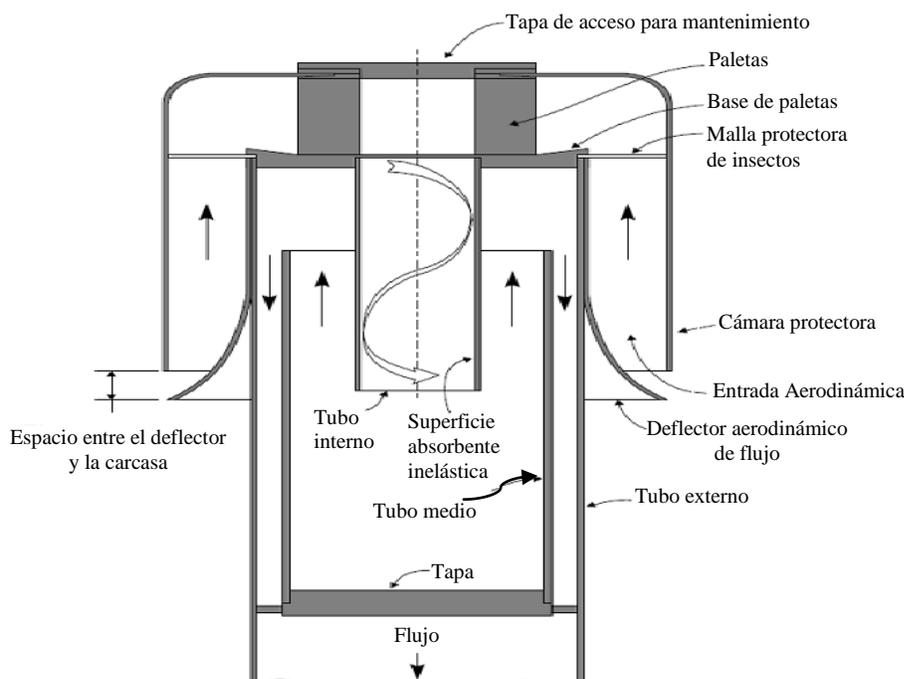


**Figura 5.** Sección transversal de la entrada selectora de tamaños de partículas  $\leq 10 \mu\text{m}$  (cabezal), para el muestreador de grandes volúmenes.



### 1.1.11. Separación Ciclónica

El diseño de este equipo imparte a las partículas una componente angular de la velocidad a través de deflectores aerodinámicos uniformemente espaciados. Al pasar la muestra por el tubo de colecta, las partículas más pesadas se expulsan hacia la pared de éste, donde se retienen en un absorbente que evita su rebote. Posteriormente la muestra pasa a un tubo intermedio donde la trayectoria se modifica en dirección ascendente y finalmente otro tubo modifica el sentido del flujo hacia abajo permitiendo que las partículas sean colectadas sobre un filtro (**Figura 6**). El control de la velocidad de las partículas es crítico para mantener el correcto punto de corte del tamaño de las mismas (Heard 2006).



**Figura 6.** Cabezal con separador ciclónico para la colecta de partículas con diámetros  $\leq 10 \mu\text{m}$ .

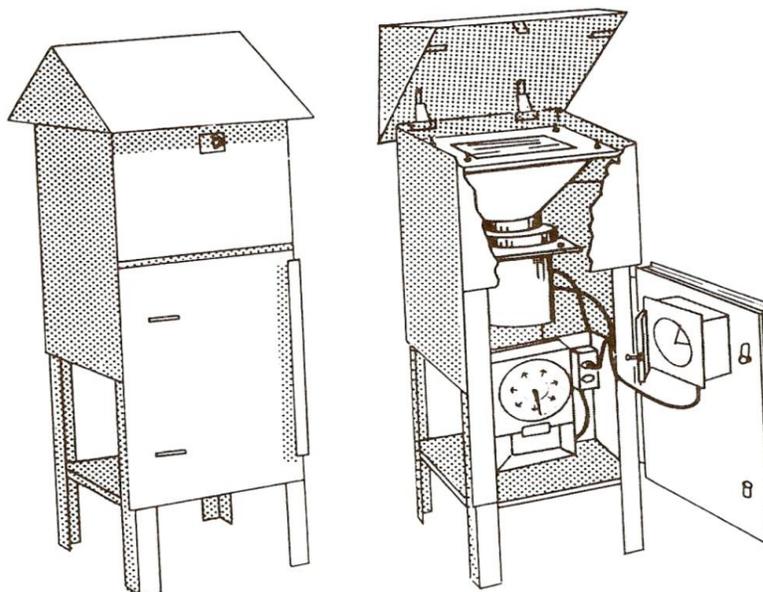
### 1.1.12. Muestreador de grandes volúmenes

El muestreador de grandes volúmenes se desarrolló en 1948 y puede coleccionar con precisión un volumen de aire durante 24 h. Utiliza un filtro previamente acondicionado y pesado para captar partículas atmosféricas con diámetros entre 0.3 y 100  $\mu\text{m}$ , cuya masa se conoce al pesar nuevamente el filtro con las partículas, bajo condiciones controladas de humedad relativa y de temperatura. Una vez conocida la masa y el volumen de aire filtrado



en el periodo de colecta, se obtiene la concentración de partículas generalmente reportadas en  $\mu\text{g m}^{-3}$  o  $\text{mg m}^{-3}$ .

Los muestreadores de grandes volúmenes (**Figura 7**) se han empleado para medir la concentración de PST por largos periodos de tiempo. Desde los años 40's se han hecho mejoras en los materiales de filtración y en el diseño de la entrada selectora del tamaño de partículas. Sin embargo, los conceptos fundamentales, el método de medición del flujo y las técnicas de control del flujo siguen siendo básicamente las mismas. Estos muestreadores utilizan un flujo de aire entre  $1.1$  y  $1.7 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$  con un máximo de  $2.55 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$  generado por una bomba de vacío. De esta forma, con un flujo de  $1.7 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$  durante 24 h se puede medir una concentración de  $1 \mu\text{g m}^{-3}$ . Uno de los principales problemas al emplear este tipo de equipos, es la obstrucción del paso del aire por el filtro, debido a la presencia de partículas aceitosas como humo de madera y altos porcentajes de humedad y niebla densa. Si bien los filtros de fibra de vidrio son relativamente insensibles a los cambios en la humedad relativa, la colecta de partículas puede ser llevada a cabo bajo condiciones higroscópicas. Por lo tanto, es necesario considerar cuidadosamente este fenómeno durante la operación (Howard *et al.* 1989).

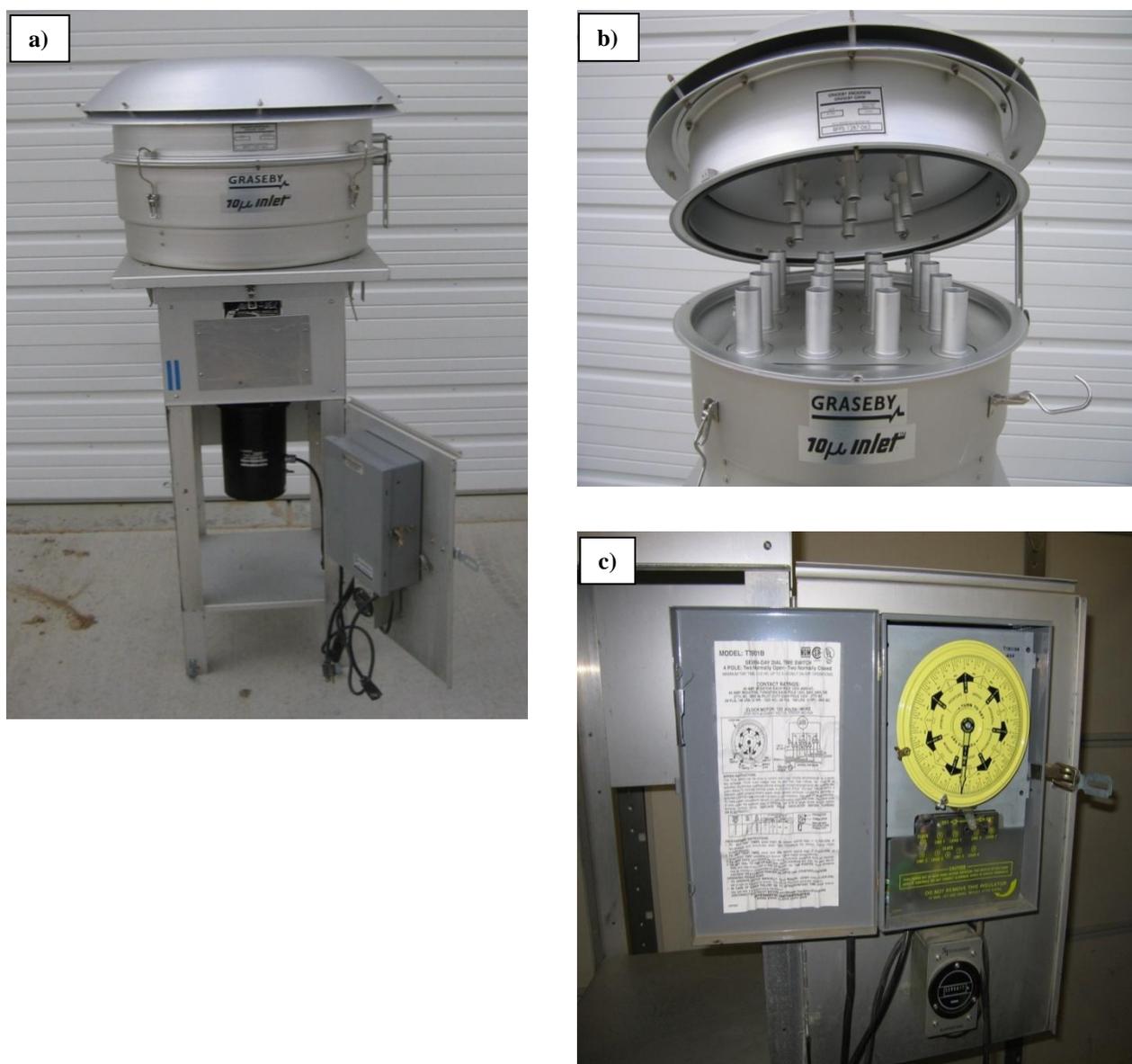


**Figura 7.** Muestreador de grandes volúmenes para partículas suspendidas totales.



### 1.1.13. Muestreador de grandes volúmenes con entrada selectora de PM<sub>10</sub>

El muestreador de grandes volúmenes con entrada selectora de tamaños de partículas (**Figura 8**), es un equipo convencional para PST con una sección de entrada para partículas con diámetro aerodinámico  $\leq 10 \mu\text{m}$  ó  $\leq 2.5 \mu\text{m}$ . El flujo de operación nominal es aproximadamente 20 % menor a la del muestreador de PST de grandes volúmenes sin selector de tamaño de partículas, (esto es  $1.13 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$  del muestreador con selector de partículas comparado con  $1.42 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$  sin éste).



**Figura 8.** (a) Muestreador de altos volúmenes para PM<sub>10</sub> (Graseby Andersen-General Metal Works), (b) Cabezal, placa de impacto y boquillas de aceleración y (c) controlador del tiempo de muestreo.



#### 1.1.14. Efectos en la salud humana del material particulado atmosférico

La exposición a altas concentraciones de partículas suspendidas por breves periodos en adultos mayores, en niños y en pacientes con enfermedades cardiorespiratorias y con asma, se han asociado con el aumento de la morbilidad por enfermedad obstructiva crónica y neumonía y de mortalidad por cardiopatía isquémica (Schwartz 2001). Estudios epidemiológicos recientes han demostrado la asociación entre las partículas finas atmosféricas con la mortalidad por cáncer de pulmón (Vineis *et al.* 2004).

Se ha reconocido que las PM<sub>10</sub> contienen compuestos carcinogénicos (Pope III y Dockery 2006) y genotóxicos (Villalobos–Pietrini *et al.* 2007). Por lo que la exposición crónica a PM<sub>10</sub>, altera los mecanismos de defensa del aparato respiratorio e incrementa la incidencia de enfermedades respiratorias como faringitis, sinusitis, bronquitis y asma. Los grupos más afectados son las personas con enfermedades cardiopulmonares, diabetes, obesidad, niños, ancianos y mujeres embarazadas. Así mismo, se han detectado diversas alteraciones en las funciones pulmonares, incremento de la reactividad bronquial, exacerbación en los ataques de asma y en la sintomatología respiratoria en personas con enfermedades pulmonares preexistentes y mortalidad prematura (Dolk y Vrijheid 2003, Yang *et al.* 2006, Hansen *et al.* 2006). Además de los efectos agudos, se han investigado los efectos crónicos de la contaminación atmosférica provocada por partículas (Dockery y Pope III 1999). Se han realizado tres grandes estudios de cohortes prospectivos en EUA sobre la supervivencia de poblaciones sanas de las que se obtuvo información sobre hábitos tóxicos, antecedentes laborales y factores de riesgo cardiovascular, que proporcionaron información destacable al respecto (Dockery *et al.* 1993, Abbey *et al.* 1999). El primero de ellos fue el estudio de las 6 ciudades que ha seguido una cohorte de 8,111 adultos de una muestra de la población general de 1974 a 1977 (Dockery *et al.* 1993), el de la Asociación Americana de Cáncer (American Cancer Society), a 552,138 adultos voluntarios de 151 ciudades de 1982 a 1998 y el estudio Adventista de “smog” y salud (Adventist health study of smog) en California, EUA, a 6,384 no fumadores desde 1977 a 1998 en 350 áreas con distinto grado de contaminación atmosférica (Abbey *et al.* 1999). Todos ellos señalan un aumento de la mortalidad en las zonas con concentraciones superiores de partículas respirables (sobre todo de partículas finas) por causas cardiorespiratorias, no explicable por el tabaco, el consumo de alcohol, la dieta, el índice de masa corporal, la educación o la actividad laboral. Dockery *et al.* (1993),



encontraron una asociación con mortalidad por cáncer pulmonar y enfermedades cardiopulmonares en ciudades donde la concentración de PST se encontró entre 34.1 y 81.9  $\mu\text{g m}^{-3}$ , de  $\text{PM}_{10}$  entre 18.2 y 46.5  $\mu\text{g m}^{-3}$  y de  $\text{PM}_{2.5}$  entre 11 y 29.6  $\mu\text{g m}^{-3}$ . La mortalidad presentó mayor correlación con la concentración de partículas finas y de sulfatos. Al aumento de 100  $\mu\text{g m}^{-3}$  de  $\text{PM}_{10}$  se le ha adjudicado el 13 % de la mortalidad total (Saldiva *et al.* 1995) y al de 10  $\mu\text{g m}^{-3}$  con el 1 % de la mortalidad prematura (Klemm *et al.* 2000) así como, con el 3.4 % de mortalidad debida a causas respiratorias y con el 1.8 % a fallas cardiovasculares (Pope III *et al.* 1992). El aumento del riesgo debido a la contaminación sería mayor en el grupo de sujetos fumadores. Esto coincide con la evidencia de que los sujetos afectados en los episodios de contaminación elevada, son portadores de una enfermedad respiratoria o cardiaca y con el hallazgo de que tanto los sujetos con enfermedad pulmonar obstructiva crónica así como aquellos con insuficiencia cardiaca, presentan un mayor riesgo de muerte ante los incrementos moderados de contaminación atmosférica (Dockery y Pope III 1999).

## **1.2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs)**

### **1.2.1. Propiedades físicas y químicas**

Como se mencionó anteriormente, las partículas atmosféricas se componen de compuestos tanto inorgánicos como orgánicos, en el que estos últimos, están formados de sustancias de alto peso molecular, como los HAPs que sufren reacciones complejas y heterogéneas que involucran procesos de fotooxidación, nitración y ozonólisis, generando isómeros y subproductos altamente tóxicos y mutagénicos (OMS 1987, ATSDR 1995, USEPA 1999, Miranda *et al.* 2000).

Los HAPs se forman por pirólisis seguida de la pirosíntesis bajo condiciones de combustión incompleta de la materia orgánica que contiene carbono e hidrógeno. A elevadas temperaturas, la pirólisis de compuestos orgánicos produce fragmentos de moléculas y radicales que se combinan para dar lugar a los HAPs. La composición de los productos de la pirosíntesis depende del combustible, de la temperatura y del tiempo de permanencia en la zona de combustión. Algunos combustibles que forman HAPs son metano, otros hidrocarburos, ligninas y péptidos. Sin embargo, los compuestos que contienen



ramificaciones, los compuestos insaturados y las estructuras cíclicas suelen favorecer la formación de HAPs (Neilson 1998).

Los HAPs se liberan de la zona de combustión en forma de vapor y debido a sus bajas presiones de vapor ( $10^{-6}$  –  $10^{-10}$  mm Hg), la mayoría se condensa inmediatamente sobre partículas de hollín o bien, forman ellos mismos partículas muy pequeñas que pueden ser transportadas grandes distancias por los vientos (Miranda *et al.* 2000).

Los sistemas conjugados  $\pi$  de los HAPs son los responsables de su estabilidad química y dependiendo de su carácter aromático, pueden absorber luz ultravioleta y producir un espectro fluorescente característico. Son solubles en muchos disolventes orgánicos, pero prácticamente insolubles en agua, tanto menos, cuanto mayor es su peso molecular (Finlayson-Pitts y Pitts Jr. 1986). La **tabla II** ilustra algunas propiedades físicas y químicas de estos compuestos y la **tabla III**, su estructura y peso molecular.

Los HAPs reaccionan por sustitución de hidrógeno o por adición, conservando el sistema de anillos aromáticos. La mayoría de los HAPs se fotooxidan formando endoperóxidos y su posterior oxidación a quinonas, siendo un mecanismo de depuración de la atmósfera (Finlayson-Pitts y Pitts Jr. 1986). Los HAPs reaccionan rápidamente con óxidos de nitrógeno ó  $\text{HNO}_3$ . Por ejemplo, el antraceno puede oxidarse a antraquinona por acción del  $\text{HNO}_3$  ó dar un derivado nitrado mediante una reacción de sustitución con  $\text{NO}_2$ . El hecho de que los HAPs cancerígenos reaccionen con otras sustancias no significa necesariamente que se inactiven como tales; por el contrario, muchos derivados de los HAPs son carcinógenos más potentes que el correspondiente compuesto progenitor (Finlayson-Pitts y Pitts Jr. 1986, Miranda *et al.* 2000, Waris y Ahsan 2006).

**Tabla II.** Propiedades físicas y químicas de los HAPs analizados en este estudio

| HAPs              | Punto de fusión (°C) <sup>a</sup> | Punto de ebullición (°C) <sup>a</sup> | Presión de Vapor (mm de Hg) <sup>a</sup> | Densidad (g cm <sup>-3</sup> ) <sup>a</sup> | Coefficiente de partición (Log K <sub>ow</sub> /Log K <sub>oc</sub> ) <sup>a</sup> | Solubilidad en agua a 25 °C (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup> | Constante de Henry (atm m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> ) <sup>a,*</sup> | Solubilidad en disolventes orgánicos <sup>a</sup>  |
|-------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|--|---|--|--|---|--|
| Naftaleno         | 80-82                             | 217.7                                 | 7.8 x10 <sup>-2</sup> (3)                | 1.15 (3)                                    | 3.4  | 30   | 4.82 x10 <sup>-4</sup> d  | Dietiléter, etanol,benceno, tolueno,disulfuro de carbono, tetracloruro de carbono.                                       |
| Acenaftileno      | 92-93                             | 265-275                               | 2.9 x10 <sup>-2</sup> (3)                | 0.899 b,(3)                                 | 4.07   | 3.93   | 1.45 x 10 <sup>-3</sup>   | Etanol, dietiléter, benceno.   |
| Acenafteno        | 95                                | 277.5                                 | 4.4 x 10 <sup>-3</sup> (3)               | 1.225(1)                                    | 3.98   | 1.93   | 7.91 x 10 <sup>-5</sup>   | Etanol, metanol, propanol, cloroformo, benceno, ácido acético glacial  |
| Fluoreno          | 116-117                           | 295                                   | 3.2 x 10 <sup>-4</sup> (3)               | 1.203b,(3)                                  | 4.18   | 1.98   | 1.0 x 10 <sup>-4</sup>  | Ácido acético, acetona, benceno, disulfuro de carbono, tetracloruro de carbono, dietiléter, etanol, pirimidina, tolueno. |
| Fenantreno        | 100                               | 340                                   | 6.8 x 10 <sup>-4</sup> (5)               | 0.980(2)                                    | 4.45   | 1.20   | 2.56 x 10 <sup>-5</sup>   | Ácido acético glacial, benceno, disulfuro de carbono, tetracloruro de carbono, dietiléter anhidro, etanol, tolueno.      |
| Antraceno         | 216                               | 340                                   | 1.7 x 10 <sup>-5</sup> (5)               | 1.283b,(3)                                  | 4.54   | 0.076  | 1.77 x 10 <sup>-5</sup>   | Acetona, benceno, disulfuro de carbono, tetracloruro de carbono, cloroformo, dietiléter, etanol, metanol, tolueno.       |
| Fluoranteno       | 107-111                           | 375                                   | 5.0 x 10 <sup>-6</sup> (5)               | 1.25 b,(3)                                  | 4.90   | 0.26   | 6.5 x 10 <sup>-6</sup>  | Etanol, dietiléter , benceno, ácido acético.   |
| Pireno            | 156                               | 360                                   | 2.5 x 10 <sup>-6</sup> (5)               | 1.27 (4)                                    | 4.88   | 0.077  | 1.14 x 10 <sup>-5</sup>   | Acido acético glacial, benceno, disulfuro de carbono, dietiléter, etanol, éter de petróleo, tolueno.                     |
| Benzo[a]antraceno | 158-159                           | 400- 435 sublima                      | 2.2 x 10 <sup>-8</sup> (3)               | 1.27 (3)                                    | 5.61   | 0.010  | 1 x 10 <sup>-6</sup>  | Ligeramente soluble en ácido acético y etanol caliente, acetona, dietiléter, benceno.                                    |



**Tabla II.** Propiedades físicas y químicas de los HAPs analizados en este estudio (Continuación)

| HAPs                  | Punto de fusión (°C) <sup>a</sup> | Punto de ebullición (°C) <sup>a</sup> | Presión de Vapor (mm de Hg) <sup>a</sup> | Densidad (g cm <sup>-3</sup> ) <sup>a</sup> | Coefficiente de partición (Log K <sub>ow</sub> /Log K <sub>oc</sub> ) <sup>a</sup> | Solubilidad en agua a 25 °C (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup> | Constante de Henry (atm m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> ) <sup>a,*</sup> | Solubilidad en disolventes orgánicos <sup>a</sup>   |
|-----------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|--|---|--|--|---|---|
| Criseno               | 255-256                           | 448                                   | 6.3 x 10 <sup>-7</sup> (5)               | 1.274                                       | 5.30   | 2.8 x 10 <sup>-3</sup>   | 1.05x10 <sup>-6</sup>   | Acetona, disulfuro de carbono, dietiléter, etanol, ácido acético glacial, tolueno, xileno, benceno. |
| Benzo[b]fluoranteno   | 168                               | 481 <sup>c</sup>                      | 5.07 x 10 <sup>-7</sup> (5)              | n.d.  | 6.04   | 1.2 x 10 <sup>-3</sup>   | 1.22 x 10 <sup>-5</sup>   | Benceno, acetona.   |
| Benzo[k]fluoranteno   | 215                               | 480                                   | 5.2 x 10 <sup>-8</sup> (3)               | n.d.  | 5.74   | 7.6 x 10 <sup>-4</sup>   | 3.87 x 10 <sup>-5</sup>   | Benceno, ácido acético, etanol.   |
| Benzo[e]pireno        | 178-179                           | 310-312                               | 5.7 x 10 <sup>-9</sup> (5)               | n.d.  | 6.44   | 6.3 x 10 <sup>-3</sup>   | n.d.  | Acetona.  |
| Benzo[a]pireno        | 179                               | 495                                   | 5.6 x 10 <sup>-9</sup> (3)               | 1.351                                       | 6.06   | 2.3 x 10 <sup>-3</sup>   | 4.9 x 10 <sup>-7</sup>  | Etanol, metanol, benceno, tolueno, xileno y dietiléter  |
| Perileno              | 273-278 <sup>c</sup>              | 500-503 <sup>c</sup>                  | n.d.                                     | n.d.  | n.d.   | insoluble  | n.d.  | n.d.  |
| Indeno[123-cd]pireno  | 163                               | 530                                   | 7.9 x10 <sup>-11</sup> (3)               | n.d.  | 6.58   | 5.3x10 <sup>-4</sup>   | 6.95 x 10 <sup>-8</sup>   | Soluble en disolventes Orgánicos.   |
| Dibenzo[a,h]antraceno | 262                               | 524 <sup>c</sup>                      | 3.7 x 10 <sup>-10</sup> (3)              | 1.282                                       | 6.84   | 5 x 10 <sup>-4</sup>   | 7.3 x 10 <sup>-8</sup>  | Etanol, acetona, ácido acético, benceno, tolueno, xileno.   |
| Benzo[ghi]perileno    | 273                               | 525                                   | 1 x 10 <sup>-10</sup> (5)                | n.d.  | 6.50   | 2.6 x 10 <sup>-4</sup>   | 1.44 x 10 <sup>-7</sup>   | Benceno, cloruro de metileno, acetona.  |
| Coroneno              | 438-440 <sup>e</sup>              | 525 <sup>e</sup>                      | n.d.                                     | n.d.  | n.d.   | n.d.   | n.d.  | n.d.  |

(1).-0 °C, (2). 4 °C, (3). 20 °C, (4). 23 °C, (5). 25 °C,

<sup>a</sup>.- ATSDR (1995).

<sup>b</sup>.- Lide DR ed.. (1991). CRC handbook of chemistry and physics., 72<sup>nd</sup> ed., Boca Raton, Florida, CRC Press., pp. 22-35.

<sup>c</sup>.-Manual Aldrich (2002).

<sup>d</sup>.- Mackay D., Shiu W.Y.y Sutherland R.P. (1979). Determination of air-water Henry's law constants for hydrophobic pollutants. Environment Science Technology 13, 333-337.

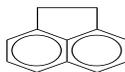
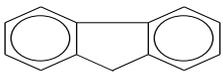
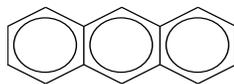
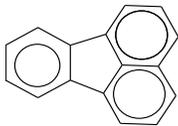
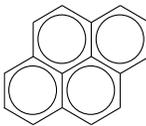
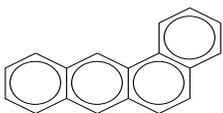
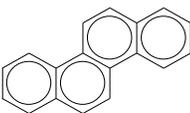
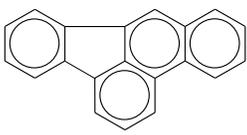
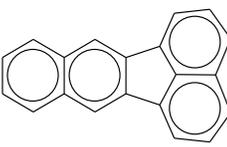
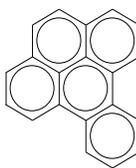
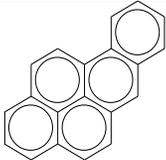
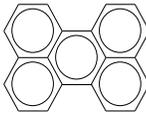
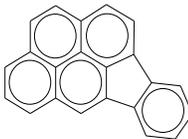
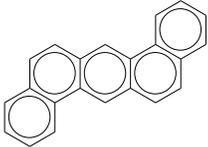
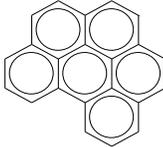
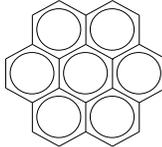
<sup>e</sup>.- [http://www.chem007.com/specification\\_d/chemicals/supplier/cas/Retene.asp](http://www.chem007.com/specification_d/chemicals/supplier/cas/Retene.asp) (20-Enero-06)

n.d.- No disponible

\*-Constante de Henry (H<sub>c</sub>) , coeficiente de partición aire-agua, H<sub>c</sub> = p/c; donde : p = presión de vapor del HAP y c = solubilidad en agua.




**Tabla III.** Estructura de los hidrocarburos aromáticos policíclicos

|   |  |   |
|---|--|---|
| 1. Naftaleno, $C_{10}H_8$<br><br>PM 128.171<br>CAS 91-20-3                   | 2. Acenaftileno, $C_{12}H_8$<br><br>PM 152.192<br>CAS 208-96-8              | 3. Acenafteno, $C_{12}H_8$<br><br>PM 154.208<br>CAS 83-32-9                    |
| 4. Fluoreno, $C_{13}H_{10}$<br><br>PM 166.219<br>CAS 86-73-7                 | 5. Fenantreno, $C_{14}H_{10}$<br><br>PM 178.229<br>CAS 85-01-8              | 6. Antraceno, $C_{14}H_{10}$<br><br>PM 178.229<br>CAS 120-12-7                 |
| 7. Fluoranteno, $C_{16}H_{10}$<br><br>PM 202.251<br>CAS 206-44-0             | 8. Pireno, $C_{16}H_{10}$<br><br>PM 202.251<br>CAS 129-00-0                 | 9. Reteno, $C_{18}H_{18}$<br><br>PM 234.336<br>CAS 483-65-8                    |
| 10. Benzo[a]antraceno, $C_{18}H_{12}$<br><br>PM 228.228<br>CAS 56-55-3      | 11. Criseno, $C_{18}H_{12}$<br><br>PM 228.228<br>CAS 218-01-9              | 12. Trifenileno, $C_{18}H_{12}$<br><br>PM 228.278<br>CAS 217-59-4             |
| 13. Benzo[b]fluoranteno, $C_{20}H_{12}$<br><br>PM 252.309<br>CAS 205-99-2  | 14. Benzo[k]fluoranteno, $C_{20}H_{12}$<br><br>PM 252.309<br>CAS 207-08-9 | 15. Benzo[e]pireno, $C_{20}H_{12}$<br><br>PM 252.309<br>CAS 192-97-2         |
| 16. Benzo[a]pireno, $C_{20}H_{12}$<br><br>PM 252.309<br>CAS 50-32-8        | 17. Perileno, $C_{20}H_{12}$<br><br>PM 252.309<br>CAS 198-55-0            | 18. Indeno[1,2,3-cd]pireno, $C_{22}H_{12}$<br><br>PM 276.331<br>CAS 193-39-5 |
| 19. Dibenzo[a,h]antraceno, $C_{22}H_{14}$<br><br>PM 278.347<br>CAS 53-70-3 | 20. Benzo[ghi]perileno, $C_{22}H_{12}$<br><br>PM 276.331<br>CAS 191-24-2  | 21. Coroneno, $C_{24}H_{12}$<br><br>PM 300.352<br>CAS 191-07-1               |

CAS – "Chemical Abstrac Service", PM – Peso molecular.



### 1.2.2. Fuentes de exposición humana y ambiental a los HAPs

Las principales fuentes de HAPs en el ambiente son la combustión incompleta de combustibles fósiles y de la materia orgánica de origen antrópico, provenientes de vehículos con motor, de la industria, de la calefacción doméstica, del humo de tabaco y de fuentes naturales como los volcanes y los incendios forestales (Korenaga *et al.* 2001, Liu *et al.* 2001, EC 2004, Ohura *et al.* 2004, Lu y Zhu 2007). Debido a sus conocidas propiedades mutagénicas y cancerígenas para los seres humanos (Amagai *et al.* 1999, Ohura *et al.* 2004), han sido ampliamente estudiados (Li *et al.* 2006, Tran *et al.* 2008).

Las concentraciones de los HAPs en la atmósfera varían con la temporada del año y las condiciones meteorológicas. Se componen de dos o más anillos aromáticos fusionados en que se ha observado que los HAPs con dos o tres anillos se encuentran en la fase vapor, los de cuatro anillos en fase vapor y particulada y con más de cinco anillos únicamente en la fase particulada, además, la mayoría están asociados con partículas finas  $< 1 \mu\text{m}$  suspendidas en el aire (Sheu *et al.* 1997). Más de 500 HAPs han sido identificados en el aire, siendo el más común el benzo[*a*]pireno, empleado como indicador de la carcinogenicidad en entornos contaminados, su concentración natural en el aire se ha encontrado entre  $0.01$  y  $1 \text{ ng m}^{-3}$ , en las zonas urbanas entre  $1$  y  $10 \text{ ng m}^{-3}$  y en el entorno de algunas industrias hasta  $40 \text{ ng m}^{-3}$  (OMS 2000).

La asociación del cáncer humano relacionado con la exposición a HAPs se remonta a 1775 por cáncer en deshollinadores de chimeneas. Pott (1714-1788) describió la aparición de cáncer escrotal por el contacto de la piel con el hollín; 100 años después, Volkmann (1874) y Bell (1876) confirmaron las observaciones hechas por Pott y describieron severos casos de tumores en la piel del escroto entre trabajadores deshollinadores en Alemania y de la industria de la parafina en Escocia.

### 1.2.3. Efectos en la salud debido a los HAPs

Los efectos tóxicos de algunos HAPs sobre la piel están asociados con dermatitis aguda y crónica con síntomas de quemazón, picor y edema, que son más pronunciados en las regiones de la piel expuesta, causando pigmentación con cornificación (pérdida irreversible de la capacidad de absorción de agua e hinchazón) de las capas superficiales y telangiectasis (“arañas vasculares” son lesiones de color rojo brillante de  $1-4 \text{ mm}$  de



diámetro). También se puede observar irritación de las vías aéreas superiores con bronquitis y tos crónica. En los ojos, producen lagrimeo, fotofobia, edema de párpados e hiperemia conjuntival (ojo rojo). Los HAPs producen tumores, tanto en el lugar de contacto como en órganos lejanos al sitio de entrada al organismo. Su actividad carcinogénica puede variar en función de la vía de exposición (Li *et al.* 2006). Ciertos HAPs (**Tabla IV**), tienen fuerte actividad carcinogénica, particularmente los benzoantracenos en animales y el benzo[*a*]pireno en humanos. Sin embargo, con otros HAPs no existe tal evidencia y por ello no han sido clasificados como cancerígenos, sino como posibles cancerígenos (Amagai *et al.* 1999, Ohura *et al.* 2004). Los compuestos orgánicos extraídos del polvo casero contienen HAPs (Lewis *et al.* 1995, Lioy *et al.* 2002), estos extractos han mostrado ser mutagénicos en algunos estudios llevados a cabo en Ottawa, Canada y Washington, USA (Maertens *et al.* 2004).

**Tabla IV.** Evidencia de carcinogenicidad para algunos HAPs en animales experimentales y en humanos señalados por algunas agencias reguladoras.

| HAP                             | Número de anillos aromáticos | IARC <sup>I</sup> | USEPA <sup>II</sup> | OMS <sup>III</sup> |
|---------------------------------|------------------------------|-------------------|---------------------|--------------------|
| Naftaleno                       | 2                            | 2B                | D                   | n.d                |
| Acenaftileno                    | 2                            | n.d               | D                   | n.d                |
| Acenafteno                      | 2                            | n.d               | n.d                 | n.d                |
| Fluoreno                        | 2                            | 3                 | D                   | n.d                |
| Fenantreno                      | 3                            | 3                 | D                   | (±)                |
| Antraceno                       | 3                            | 3                 | D                   | -                  |
| Reteno                          | 3                            | n.d               | n.d                 | n.d                |
| Fluoranteno                     | 4                            | 3                 | D                   | (±)                |
| Pireno                          | 4                            | 3                 | D                   | +                  |
| Benzo[ <i>a</i> ]antraceno      | 4                            | 2A                | B2                  | +                  |
| Criseno                         | 4                            | 3                 | n.d                 | +                  |
| Benzo[ <i>b</i> ]fluoranteno    | 5                            | 2B                | n.d                 | +                  |
| Benzo[ <i>k</i> ]fluoranteno    | 5                            | 2B                | n.d                 | +                  |
| Benzo[ <i>e</i> ]pireno         | 5                            | 3                 | n.d                 | (±)                |
| Benzo[ <i>a</i> ]pireno         | 5                            | 2A                | B2                  | +                  |
| Perileno                        | 5                            | 3                 | 3                   | (±)                |
| Indeno[1,2,3- <i>cd</i> ]pireno | 6                            | 2B                | B2                  | +                  |
| Dibenzo[ <i>a,h</i> ]antraceno  | 5                            | 2A                | 3                   | +                  |
| Benzo[ <i>ghi</i> ]perileno     | 6                            | 3                 | 3                   | -                  |
| Coroneno                        | 7                            | 3                 | 3                   | (±)                |

<sup>I</sup>- IARC (1983), <sup>II</sup>- USEPA (1993), <sup>III</sup>- OMS (1998). 2A, probable carcinógeno para humanos; 2B, posible carcinógeno para humanos; B2, datos inadecuados en humanos pero suficiente evidencia de carcinogenicidad en animales; 3, no clasificable como carcinógeno en humanos; D, no clasificados, (inadecuada evidencia en humanos y animales); estudios en animales: -, negativos; +, positivos; (±), cuestionables por el número de estudios limitados en animales, n.d- no documentados.



En el aire, se han medido concentraciones de benzo[a]pireno de  $0.1 \text{ ng m}^{-3}$  o menores en zonas no contaminadas y valores hasta varios miles de veces superiores en atmósferas urbanas contaminadas. El benzo[a]pireno se encuentra en asfaltos, alquitrán de hulla, alquitrán de madera, gases de escape de los automóviles, humo del tabaco, aceites minerales, aceites usados de motores de combustión y de equipos eléctricos (EC 2004).

Los HAPs se absorben por las vías respiratorias, el aparato digestivo y la piel. La tasa de absorción por los pulmones depende del tipo de HAP, del tamaño de las partículas sobre los que están adheridos y de la composición del absorbente. Debido a su baja solubilidad en agua y elevada en sustancias de naturaleza lipídica, se acumulan en los tejidos adiposos de los organismos y en la materia orgánica de las partículas, permaneciendo largos periodos de tiempo y garantizando su biodisponibilidad (Miranda *et al.* 2000, Waris y Ahsan 2006). En general, la persistencia del compuesto aumenta al aumentar el tamaño de la molécula. Por ejemplo, el naftaleno y otros HAPs de peso molecular menor tienen escasa capacidad de bioacumulación.

Los HAPs se distribuyen ampliamente en todo el organismo tras la administración por cualquier vía y se encuentran en casi todos los órganos internos, particularmente aquellos con gran cantidad de lípidos, como la fracción lipoproteíca de las células de los mamíferos, se absorben por el intestino cuando son ingeridos y a través de los pulmones cuando son inhalados (IARC 1989).

De la información disponible, los HAPs no persisten en el organismo y su ciclo metabólico es rápido. De lo anterior están excluidos los grupos de HAPs que se unen por enlaces covalentes a elementos constitutivos de los tejidos, en particular a los ácidos nucleicos y que no se eliminan por reparación. De esta manera, los HAPs se unen a zonas específicas de algunas moléculas como el ADN o a la hemoglobina para formar tumores (IARC 1994). Las reacciones metabólicas para la formación del epóxido y la adición de  $\text{H}_2\text{O}$ , son un intento del cuerpo por introducir grupos  $-\text{OH}$  en estas moléculas hidrofóbicas para hacerlas más solubles y lograr su eliminación (Hall *et al.* 1989, ATSDR 1995).

Los epóxidos son los principales intermediarios en el metabolismo oxidativo de los dobles enlaces aromáticos. Los epóxidos reactivos se metabolizan a otros compuestos, como dihidrodioles y fenoles (Glatt y Oesch 1987), que se distribuyen ampliamente en las células y en los tejidos. La más alta capacidad para metabolizar HAPs ocurre en el hígado, pulmón,



mucosa intestinal, piel y riñones, aunque también tiene lugar en tejidos nasales, glándulas mamarias, bazo, cerebro, folículos pilosos, eritrocitos, plaquetas, leucocitos, útero y placenta. Además los tejidos y los órganos de fetos humanos y animales tienen la capacidad de metabolizar HAPs, pero en menor proporción comparada con los adultos (IARC 1989).

Diversos estudios (Burnett *et al.* 2000, Barnett *et al.* 2005) han asociado el aumento de la mortalidad cardiopulmonar y el incremento de asma, con las visitas a urgencias y hospitalizaciones después de días de exposición, a altos niveles de contaminación. Además, se ha demostrado que las mujeres embarazadas y los recién nacidos son especialmente susceptibles a los efectos tóxicos de los contaminantes presentes en las partículas en el aire como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), debido a la inmadurez fisiológica antes y después de nacer (Lacasana *et al.* 2005) además, incrementan el riesgo de muerte intrauterina o postneonatal (Yang *et al.* 2006), los defectos congénitos (Dolk y Vrijheid 2003, Hansen *et al.* 2006) y altera el desarrollo del feto (Dejmek *et al.* 2000).

### **1.3. Características de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM)**

La contaminación del aire urbano es el resultado principal de las actividades antrópicas que se llevan a cabo. La ZMVM tiene aproximadamente 3,500 Km<sup>2</sup> de superficie, entre los paralelos 19° 03' 36" y 20° 11' 24" de latitud norte y entre los meridianos 98° 12' 00" y 99° 31' 12" de longitud oeste de los que 1,500 Km<sup>2</sup> están completamente urbanizados (Lafragua *et al.* 2003). El área urbana se extiende en una cuenca semicerrada a una altura promedio de 2,240 msnm rodeada por un entorno montañoso que constituye una barrera natural que dificulta la libre circulación del viento y dispersión de los contaminantes (Calderón 2004).

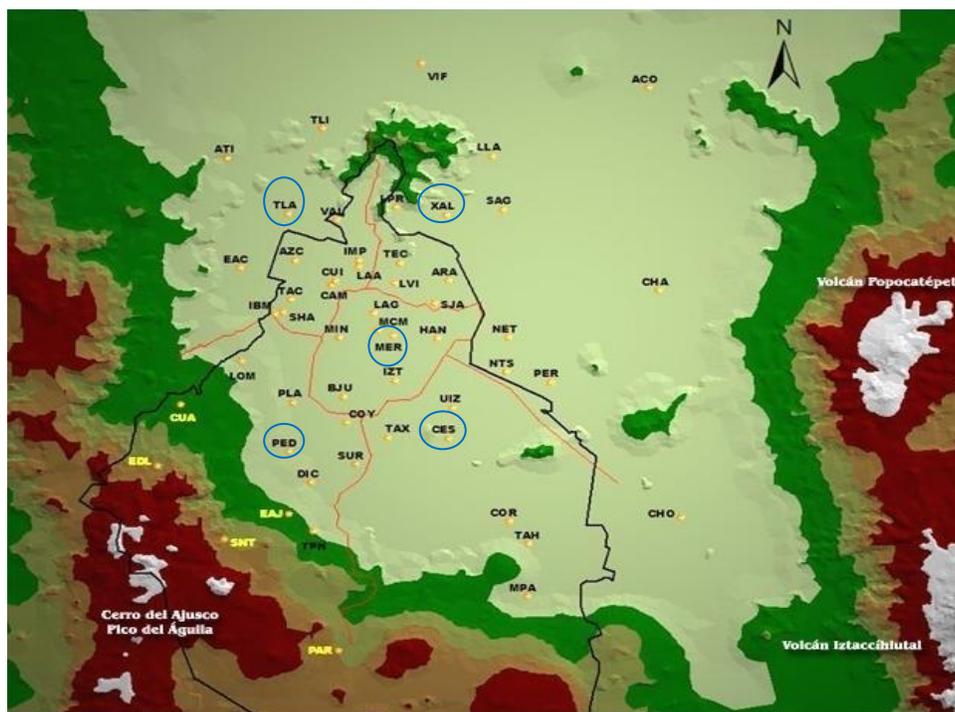
La ZMVM tiene alrededor de 20 millones de habitantes y 54,326 industrias. Hay más de 3,3 millones de vehículos matriculados, el 95% de ellos usan gasolina, el 4 % diesel y un 1 % usan gas como combustible derivado (Sánchez 2007). La contaminación se agrava debido a que los procesos de combustión son menos eficientes a esta altura porque ahí el contenido de oxígeno es 23 % menor que a nivel del mar, por lo que las personas tienen que respirar mayor cantidad de aire para obtener la misma cantidad de oxígeno y por lo tanto respiran más contaminantes. Además el hecho de recibir intensa radiación solar, facilita las reacciones fotoquímicas en la atmósfera, con la subsecuente formación de contaminantes tóxicos como el ozono (Bascom 1996, Doran *et al.* 1998).



#### 1.4. Sitios representativos de la ZMVM para el monitoreo de contaminantes atmosféricos

El Plan Nacional de Desarrollo estableció la necesidad de contar con sistemas de monitoreo de contaminación atmosférica, por lo que en 1984 entró en operación un sistema de monitoreo denominado Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) con 25 estaciones, 19 en el Distrito Federal y 6 en el Estado de México. Los contaminantes que registra en las estaciones de monitoreo son: CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, PM<sub>10</sub>, PST y Pb (<http://www.sma.df.gob.mx/simat/pnhistoria.htm>).

Actualmente la RAMA cuenta con 36 estaciones de monitoreo ubicadas en puntos estratégicos de la Ciudad de México (**Figura 9**), 24 están localizadas en el Distrito Federal y 12 en el Estado de México (<http://www.sma.df.gob.mx/simat/pnrama2.htm>). Para su ubicación, se tomaron en cuenta criterios técnicos, densidad de población, distribución de fuentes de emisión y topografía.



**Figura 9.** Mapa de la ZMVM, ubicación de las estaciones de monitoreo de RAMA. Las siglas en círculos fueron los sitios seleccionados para este estudio: (TLA) Tlalnepantla, (XAL) Xalostoc, (MER) Merced, (PED) Pedregal y (CES) Cerro de la Estrella; tomado de la página del SIMAT-SMA (2008).



Las características del entorno de las estaciones de monitoreo de este estudio se ilustran en la **figura 10** y que históricamente han sido los sitios de medición representativos en la ZMVM: TLA (noroeste), XAL (noreste), MER (centro), PED (suroeste) y CES (sureste).



**Figura 10.** Ubicación de las cinco estaciones de monitoreo en la ZMVM: **a. TLA** (Tlalnepantla), **b. XAL** (Xalostoc), **c. MER** (Merced), **d. PED** (Pedregal) y **e. CES** (Cerro de la Estrella); tomadas de la página del SIMAT-SMA (2008). Los recuadros indican los equipos de muestreo para PM<sub>10</sub>.



#### 1.4.1. Zona noroeste (Tlalnepantla)

Tlalnepantla es una zona de tipo industrial urbana y residencial. Cuenta con una superficie de 41,1 km<sup>2</sup> y se ubica, en latitud 19° 32' 20" y longitud 99° 13' 39" a una altitud de 2,250 msnm. Tiene una población de 721,415 habitantes. Existen 3 ríos (el de los Remedios, el de San Javier, y el de Tlalnepantla), que en su caudal llevan una enorme cantidad de desechos tanto industriales como domésticos ya que forman parte del drenaje del norte de la ZMVM. Su temperatura media es de 10.3 °C con una máxima es 27.3 °C, la precipitación pluvial anual es 682.6 mm. Su superficie abarca la Sierra de Monte Alto, por lo que en el municipio se pueden encontrar varios cerros, como el del Tenayo, el Cerro Grande y el de la Cruz (INEGI 2005). En esta zona se encuentra una de las estaciones de monitoreo del Sistema de Monitoreo Atmosférico (SIMAT), que se localiza dentro de las instalaciones de la Comisión Nacional del Agua (CNA) **figura 10 (a)**. Esta se ubica sobre la Avenida Toluca y Atlacomulco en el Estado de México que presenta flujo vehicular moderado de autos particulares, taxis, colectivos (combis), microbuses, camiones de carga y pick-up. Cerca de esta estación se fabrican equipos electrónicos y de metal, también existe otra empresa donde se hace la molienda de maíz, al sureste se tiene 2 tanques de almacenamiento de combustible (Vega *et al.* 2002, SIMAT-SMA 2008, Tlalnepantla 2008).

#### 1.4.2. Zona noreste (Xalostoc)

Xalostoc tiene una extensión territorial de 70 Km<sup>2</sup>, altamente industrializado y urbanizado localizado en el municipio de Ecatepec de Morelos del Estado de México con una superficie de 186.9 Km<sup>2</sup> y una población de 1, 620,000 habitantes. Se localiza a una altura de 2,250 msnm, latitud 19° 36' 03" norte longitud 99° 03' 09" oeste. El clima en esta zona es semiseco y con lluvias durante el verano (INEGI 2005). La estación de monitoreo se encuentra en un centro de servicio vehicular en el km 14.5 de la autopista México-Pachuca y la calle Hierro en Ecatepec, Estado de México **figura 10 (b)**, ubicada a 4.3 m de altura, cerca de carreteras pavimentadas y sin pavimentar con alto flujo de vehículos viejos y nuevos, a gasolina y diesel. En su entorno se encuentran algunas industrias químicas, del vestido, de consumo alimenticio y de productos metálicos y de madera (Vega *et al.* 2002, SIMAT-SMA 2008, Xalostoc 2008).



### 1.4.3. Zona centro (Merced)

La zona de la Merced es de tipo urbano y está ubicada en la delegación Cuauhtémoc a 99° 08' 40" longitud 19° 26' 35" de latitud a 2,230 msnm con una superficie de 32.4 Km<sup>2</sup> y una población de 521,348 habitantes (INEGI 2005). La estación de monitoreo localizada a 8 m de altura en la azotea del centro de salud "Luis E. Ruiz" en la avenida Congreso de la Unión **figura 10 (c)**, Rodeada por áreas residenciales, comerciales y de servicio. El transporte lo conforman vehículos ligeros y pesados a diesel, además del lento transito de los mismos, que influyen fuertemente en la emisión de contaminantes (Vega *et al.* 2002, SIMAT-SMA 2008).

### 1.4.4. La zona suroeste (Pedregal)

La estación del Pedregal de San Ángel se encuentra en una escuela primaria de un área urbana, principalmente habitacional que cuenta con áreas verdes **figura 10 (d)**. Se ubica en la esquina de la calle Cañada y Avenida Cráter. Éstas vialidades presentan flujo vehicular bajo de autos particulares y autobuses escolares. La zona del pedregal se ubica al sur del Valle de México y se trata de un ecosistema endémico formado por el derrame de lava del volcán Xitle (aproximadamente hacia el año 5000 AC). Se ubica a 19° 14' 01" latitud y 99° 12' 29" longitud y a 2,900 msnm, dentro de la delegación Tlalpan. Esta delegación cuenta con una superficie de 340,071 Km<sup>2</sup>, por lo que la hace la más extensa del D.F., aunque el 80% de su territorio es rural, con una población de 607, 545 habitantes (INEGI 2005). En la parte sur de la delegación se encuentran las sierras de Chichinautzin y Ajusco, donde se conservan las principales áreas boscosas del Distrito Federal, así como quince montañas mayores a 3,000 m de altura, incluyendo los dos puntos más altos de la entidad: el cerro de la Cruz del Marqués con 3,930 m y el Cerro Pico del Águila con 3,880 m. Esta zona abarca a la Ciudad Universitaria, que ha sufrido una significativa reducción de su área, como parte de la incontrolada expansión urbana de la Ciudad de México, quedando en la actualidad menos del 5 % del área original. En los terrenos del campus principal de la UNAM, se encuentra la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel que es una zona protegida (Rojo y Rodríguez 2002). El lecho de roca basáltica de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, posee un alto valor biológico, ecológico y geomorfológico ya que recarga los mantos acuíferos, mantiene la humedad y la calidad del aire que contribuye a amortiguar los cambios de temperatura en el microclima. El 2 de junio de 2005, dicha reserva fue reestructurada y



actualmente cuenta con una extensión de 237 hectáreas, 3,323 m<sup>2</sup> que comprenden 3 zonas núcleo y 13 zonas de amortiguamiento (UNAM 2005).

#### 1.4.5. Zona sureste (Cerro de la Estrella)

Iztapalapa tiene una superficie de 117 km<sup>2</sup> y se ubica a 19° 21' 30" latitud norte y 99° 05' 35" longitud oeste a una altitud de 2,247 msnm. Cuenta con una población de 1,820,888 habitantes. El 82.4 % de Iztapalapa (sur) se ubica en una zona de clima templado subhúmedo, con lluvias en verano. El resto, tiene un clima semiseco templado. La precipitación anual promedio es de 616.8 mm. En esta delegación se encuentra El Cerro de la Estrella ubicado a una altura 2,450 msnm en el centro-oeste de la delegación, fue declarado en 1936 parque nacional por el presidente Lázaro Cárdenas. En la actualidad, se encuentra rodeado por un centenar de colonias urbanas. Debido a su avanzado estado de deterioro ambiental, está a punto de perder la declaratoria de parque nacional, aunque el gobierno del Distrito Federal ha decidido declararlo área de conservación ecológica. En esta zona se encuentra la estación de monitoreo atmosférico **figura 10 (e)**, que se localiza en la planta de tratamiento de aguas negras "Cerro de la Estrella" del Gobierno del Distrito Federal (GDF). Se ubica sobre la calzada San Lorenzo, con alto tránsito de vehículos pesados nuevos viejos, además de carreteras pavimentadas y sin pavimentar altamente transitadas. Es un área residencial, comercial y de servicios. También en esta zona se realiza quiebra de piedra (grava). A unos metros al sur de la estación de monitoreo se localiza un estacionamiento perteneciente al sistema para el Desarrollo Integral de la Familia (DIF) con capacidad para más de 50 camiones (Vega *et al.* 2002).

Al oriente del cerro de la Estrella se localiza la sierra de Santa Catarina, una cadena de pequeños volcanes extintos, que fue declarada área de conservación ecológica en la década de los noventa siendo de importancia estratégica para la ciudad, pues permite la recarga de los mantos freáticos que abastecen de agua a los capitalinos. Debido a que la mayor parte de su territorio fue ocupado por colonias populares que carecieron de planificación urbana, Iztapalapa enfrenta graves problemas de vialidad, en especial en la zona de la sierra de Santa Catarina y San Lorenzo y sólo el poniente de la delegación, cuya urbanización es más temprana que en el centro y el oriente, posee una red vial primaria (Iztapalapa 2008).



## 2. MÉTODO

### 2.1. Parámetros meteorológicos y contaminantes criterio

Los valores promedio para la temperatura ambiente ( $^{\circ}\text{C}$ ), humedad relativa (%), velocidad del viento ( $\text{m s}^{-1}$ ), la suma de lluvia (mm) y los valores máximos para  $\text{O}_3$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$  y CO fueron obtenidos de cada estación de monitoreo de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico del D.F. ([http://148.243.232.103/imecaweb/base\\_datos.htm](http://148.243.232.103/imecaweb/base_datos.htm)).

### 2.2. Muestreo de las $\text{PM}_{10}$

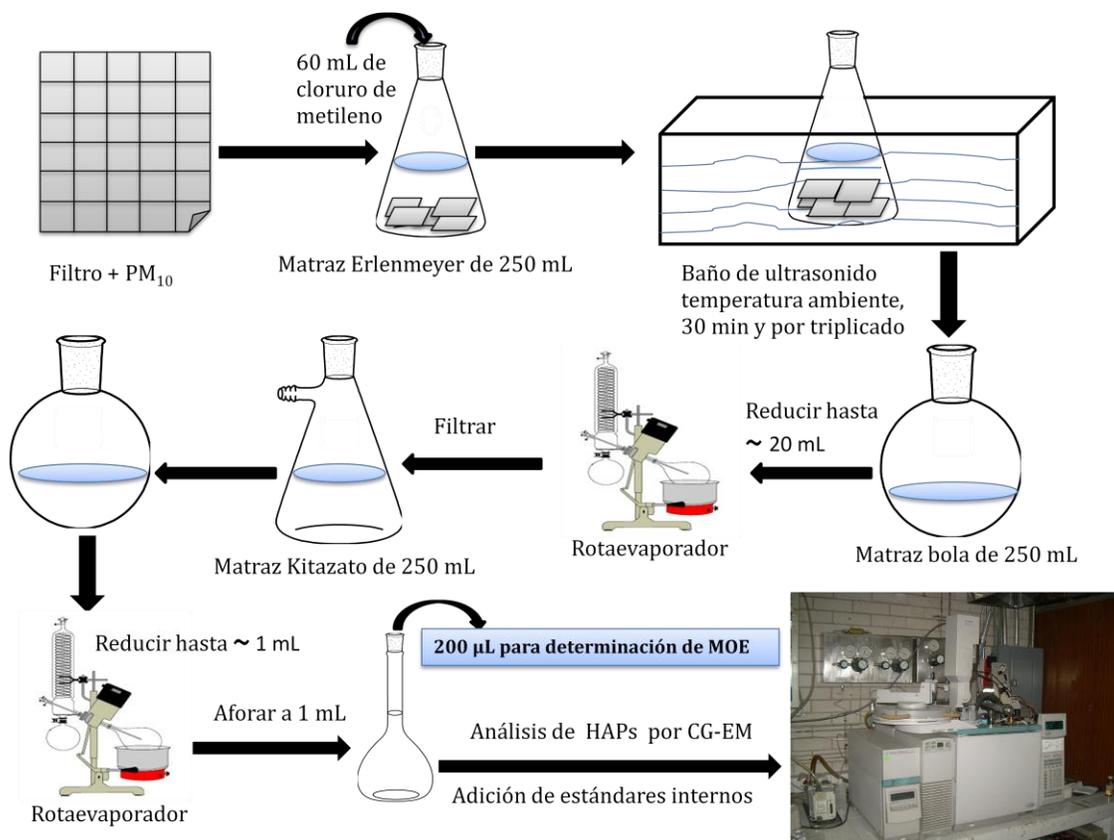
El muestreo de  $\text{PM}_{10}$  se llevó a cabo en cinco sitios de la Zona Metropolitana del Valle de México: Tlalnepantla (noreste), Xalostoc (noroeste), Merced (centro), Pedregal (suroeste) y Cerro de la Estrella (sureste) durante 24 h, una vez al mes (aproximadamente a mitad de cada mes), más sus respectivos blancos de campo. Para el muestreo de partículas se utilizaron colectores de altos volúmenes marca (Andersen y Tisch) equipados con un controlador de flujo volumétrico (Venturi) a  $1.13 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1} \pm 10 \%$ . Las partículas de aire fueron colectadas en filtros de fibra de vidrio (20 cm x 25 cm, Gelman Sciences), previamente horneados en mufla a  $180 \text{ }^{\circ}\text{C}$  por 24 h y posteriormente estabilizados en cámara con humedad relativa y temperatura controlada para llevarlos a peso constante. Los filtros con partículas fueron nuevamente acondicionados en la cámara por 24 h adicionales. La concentración de la masa de las partículas ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) fue determinada por la diferencia de los pesos entre los filtros (antes y después del muestreo) y dividida entre el volumen de aire filtrado a condiciones ambientales.

### 2.3. Extracción de la materia orgánica y de los HAPs

La extracción del material orgánico de las  $\text{PM}_{10}$ , se llevó a cabo cortando el filtro en secciones lo suficientemente pequeñas para que pudieran acomodarse en un matraz Erlenmeyer de 250 mL. La extracción se hizo en baño de ultrasonido (Branson 3210) con 60 mL de cloruro de metileno (grado HPLC, cromatográfico) a temperatura ambiente, durante 30 min por triplicado. Los 3 extractos se unieron en un matraz bola de 250 mL y se redujo en rotaevaporador (Buchi) hasta un volumen aproximado de 20 mL, se filtró empleando un sistema Kitasato de 125 mL con un filtro de teflón (25 mm de diámetro x  $0.22 \mu\text{m}$  de poro),



se transfirió nuevamente al matraz bola con sus respectivos enjuagues, se redujo hasta un volumen aproximado de 1 mL y se trasvasó a un matraz aforado de 1 mL (**Figura 11**).



**Figura 11.** Tratamiento analítico para la determinación de la Materia Orgánica Extraída (MOE) y de los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas.

## 2.4. Determinación de la materia orgánica extraída (MOE)

Del volumen final a 1 mL, se tomaron 200 µL y se colocaron en un vial tarado y transparente de 2 mL, el exceso de disolvente se secó bajo una corriente suave de nitrógeno, el vial se volvió a pesar en una balanza (Sartorius) cuya sensibilidad es de 0.01 mg. La materia orgánica extraída, se obtuvo al considerar el aforo a 1 mL para conocer la masa total de la MOE en µg, que al dividirse entre el volumen de aire filtrado, se obtuvo su concentración en el aire en µg m<sup>-3</sup>. Este cálculo consideró el factor de recuperación de la MOE de 90 ± 12.2 % y el 5 % por la pérdida en el proceso de determinación de la MOE determinado en un estudio previo por Amador-Muñoz (2003).



## 2.5. Análisis de HAPs por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas

La determinación de 21 HAPs (**Tabla V**) se llevó a cabo en un cromatógrafo de gases 6890 plus acoplado a un espectrómetro de masas (CG-EM) (5973N) Agilent Technologies, con filtro cuadrupolar e inyector automático (7683). Las temperaturas del inyector, de la línea de transferencia, de la fuente de iones y del cuadrupolo fueron 300, 280, 230 y 150 °C respectivamente. El gas acarreador fue helio (pureza 99.999 %, Infra) a un flujo constante de 1.2 mL min<sup>-1</sup>. Las inyecciones de 1 µL se realizaron en modo “splitless”, durante 1 min. La ionización fue por impacto electrónico, en modo de “scan completo” de 35 a 500 u. La columna capilar fue DB35ms de 30 m de largo x 0.25 mm de diámetro interno x 0.25 µm de grosor de fase estacionaria.

La curva de calibración fue construida por nueve diluciones corregidas por pureza: 2500, 1200, 600, 300, 150, 70, 20, 10 y 5 pg µL<sup>-1</sup>. Las primeras tres diluciones se prepararon de una solución de trabajo de 14000-18000 pg µL<sup>-1</sup>. De la cuarta a la sexta dilución, se prepararon de la tercera y de la séptima a la novena dilución, se prepararon de la sexta dilución. Se utilizó el método de estándar interno, empleando para la cuantificación una solución con 5 HAPs deuterados (**Tabla V**) a concentración constante de 2475 pg µL<sup>-1</sup> cada uno y preparada de una solución de trabajo corregida por pureza a 49500 pg µL<sup>-1</sup>. Las curvas se construyeron con los promedios de las áreas relativas en el eje de las ordenadas y las concentraciones relativas de los HAPs entre los HAPs-d inmediatos superiores a los indicados en la **tabla V** en el eje de las abscisas. Se determinó la linealidad del detector obtenida con los coeficientes de Pearson y de determinación, evaluando el modelo lineal de regresión ponderada con el análisis de varianza (Amador-Muñoz 2003).



**Tabla V.** Iones principales de cinco HAPs deuterados y 21 HAPs. Coeficientes de correlación de Pearson ( $r$ ), de determinación ( $r^2$ ), la pendiente ( $m$ ) y la ordenada al origen ( $b$ ) de la curva de calibración para cada HAP.

| No  | HAPs y HAPs-d              | Ion principal | Ion secundario | Ion terciario | r     | r <sup>2</sup> | m    | b                      |
|-----|----------------------------|---------------|----------------|---------------|-------|----------------|------|------------------------|
| I   | Naftaleno-d <sub>8</sub>   | 136           | 137            | 68            | ---   | ---            | ---  | ---                    |
| 1   | Naftaleno*                 | 128           | 129            | 51            | 0.998 | 0.996          | 0.98 | 4.74x10 <sup>-3</sup>  |
| II  | Acenafteno-d <sub>10</sub> | 164           | 165            | 82            | ---   | ---            | ---  | ---                    |
| 2   | Acenaftileno*              | 152           | 153            | 76            | 0.995 | 0.990          | 1.49 | -1.44x10 <sup>-3</sup> |
| 3   | Acenafteno*                | 154           | 155            | 77            | 0.998 | 0.996          | 1.04 | -7.02x10 <sup>-4</sup> |
| 4   | Fluoreno*                  | 166           | 167            | 83            | 0.997 | 0.994          | 0.99 | -1.01x10 <sup>-3</sup> |
| III | Fenantreno-d <sub>10</sub> | 188           | 189            | 94            | ---   | ---            | ---  | ---                    |
| 5   | Fenantreno*                | 178           | 179            | 89            | 0.999 | 0.998          | 1.06 | 9.48x10 <sup>-8</sup>  |
| 6   | Antraceno*                 | 178           | 179            | 89            | 0.995 | 0.991          | 0.90 | -1.29x10 <sup>-3</sup> |
| 7   | Reteno                     | 219           | 234            | 189           | 0.990 | 0.980          | 0.31 | 2.08x10 <sup>-4</sup>  |
| IV  | Criseno-d <sub>12</sub>    | 240           | 241            | 120           | ---   | ---            | ---  | ---                    |
| 8   | Fluoranteno*               | 202           | 203            | 101           | 0.996 | 0.992          | 1.06 | -1.38x10 <sup>-3</sup> |
| 9   | Pireno*                    | 202           | 203            | 101           | 0.997 | 0.995          | 1.20 | 5.33x10 <sup>-4</sup>  |
| 10  | Benzo[a]antraceno*         | 228           | 229            | 114           | 0.991 | 0.982          | 0.88 | -1.12x10 <sup>-3</sup> |
| 11  | Criseno*                   | 228           | 229            | 114           | 0.998 | 0.996          | 1.06 | 1.14x10 <sup>-3</sup>  |
| 12  | Trifenileno                | 228           | 229            | 114           | 0.998 | 0.996          | 1.06 | 1.14x10 <sup>-3</sup>  |
| V   | Perileno-d <sub>12</sub>   | 264           | 265            | 132           | ---   | ---            | ---  | ---                    |
| 13  | Benzo[b]fluoranteno*       | 252           | 253            | 126           | 0.992 | 0.985          | 1.39 | -9.37x10 <sup>-4</sup> |
| 14  | Benzo[j+ k]fluorantenos*   | 252           | 253            | 126           | 0.992 | 0.985          | 1.49 | -1.94x10 <sup>-3</sup> |
| 15  | Benzo[e]pireno*            | 252           | 253            | 125           | 0.996 | 0.992          | 1.42 | -1.77x10 <sup>-3</sup> |
| 16  | Benzo[a]pireno*            | 252           | 253            | 126           | 0.991 | 0.983          | 1.24 | -2.46x10 <sup>-3</sup> |
| 17  | Perileno*                  | 252           | 253            | 125           | 0.997 | 0.994          | 0.90 | -1.21x10 <sup>-3</sup> |
| 17  | Indeno[1,2,3-cd]pireno*    | 276           | 277            | 138           | 0.995 | 0.990          | 1.33 | -1.30x10 <sup>-3</sup> |
| 19  | Dibenzo[a,h]antraceno*     | 278           | 279            | 139           | 0.996 | 0.993          | 1.08 | -1.20x10 <sup>-3</sup> |
| 20  | Benzo[ghi]perileno*        | 276           | 277            | 138           | 0.999 | 0.998          | 1.16 | 1.07x10 <sup>-3</sup>  |
| 21  | Coroneno*                  | 300           | 150            | 149           | 0.998 | 0.997          | 0.59 | -2.83x10 <sup>-4</sup> |

\*- HAPs señalados por la EPA (1999) como contaminantes prioritarios en su tipo; I, II, III, IV y V- HAPs deuterados



## 2.6. Determinación de los HAPs en la PM<sub>10</sub>

La determinación de los HAPs en las PM<sub>10</sub> se llevó a cabo empleando un método previamente validado en el Laboratorio de Cromatografía de Gases del Grupo de Mutagénesis Ambiental del Centro de Ciencias de la Atmósfera por Amador-Muñoz (2003). La eficiencia del método analítico se llevó a cabo empleando el material de referencia estándar certificado de polvo urbano SRM 1649a del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología de los EUA (NIST, en inglés). La **tabla A1** del **apéndice A**, muestra los porcentajes de recuperación empleando las condiciones de extracción y el sistema de CG-EM antes descrito. La **tabla A2** muestra los límites de detección y de cuantificación del CG-EM y la **tabla A3** muestra aquellos del método analítico.

La concentración de cada uno de los HAPs en el aire se llevó a cabo empleando la **ecuación 1**.

$$C_{\text{HAP aire}} = [(C_{\text{HAP (CG-EM)}} \times V_{\text{Aforo}}) - \text{Blanco}] \times \frac{1}{\text{Rec}} \times \frac{1}{V_{\text{Aire}}} \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde:

$C_{\text{HAP aire}}$  = Concentración del HAP en el aire, ng m<sup>-3</sup>

$C_{\text{HAP(CG-EM)}}$  = Concentración del HAP determinado en el CG-EM, ng mL<sup>-1</sup>

$V_{\text{Aforo}}$  = mL

Blanco = ng

Rec = Recobro, %

$V_{\text{Aire}}$  = Volumen del aire muestreado, m<sup>3</sup>

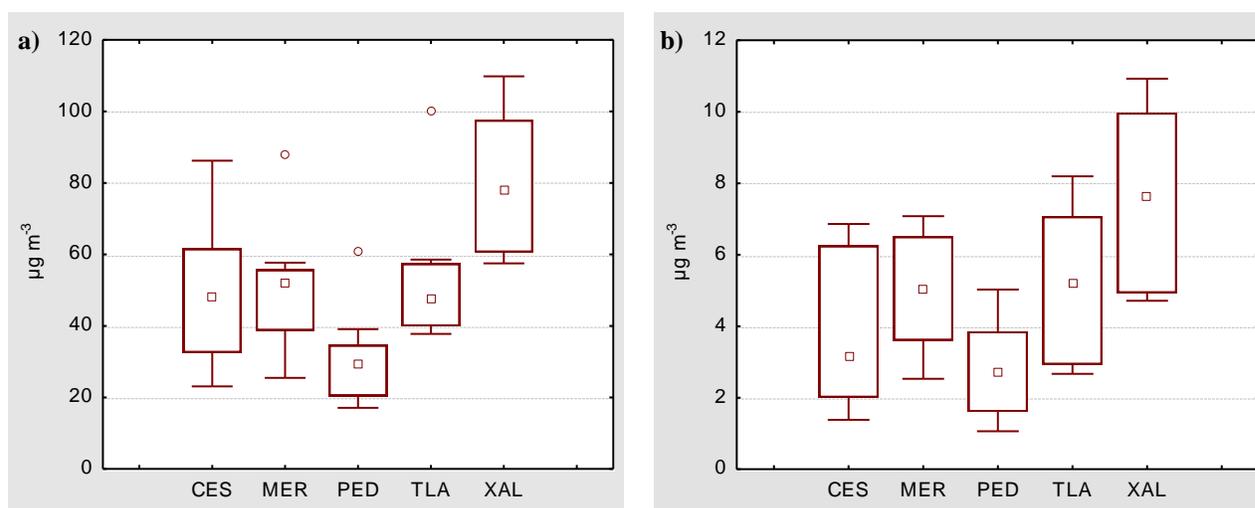


### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1. Partículas $\leq 10 \mu\text{m}$ y materia orgánica extraída

##### 3.1.1. Distribución espacial de las $\text{PM}_{10}$ y de la MOE

Se llevaron a cabo 60 colectas de  $\text{PM}_{10}$ , en las que sólo el 14 de enero del 2004 se registró una concentración de  $135 \mu\text{g m}^{-3}$  en XAL, siendo el único día y sitio en que se rebasó la norma oficial mexicana para  $\text{PM}_{10}$  establecida en  $120 \mu\text{g m}^{-3}$  en 24 h (NOM-025-SSA1-1993). El PED fue la zona con la menor mediana anual (10 y 90 percentil) de  $30 \mu\text{g m}^{-3}$  ( $17$  y  $36 \mu\text{g m}^{-3}$ ) y XAL con la mayor de  $78 \mu\text{g m}^{-3}$  ( $58$  y  $110 \mu\text{g m}^{-3}$ ). La **figura 12 (a)** ilustra la distribución espacial de las  $\text{PM}_{10}$  en la ZMVM. XAL fue el único sitio estadísticamente diferente. Esta diferencia fue con CES ( $p=0.045$ ) y con PED ( $p<0.001$ ).



**Figura 12:** (a) Medianas de  $\text{PM}_{10}$  y (b) de MOE,  $\mu\text{g m}^{-3}$  (CES, MER y PED,  $n=12$ ; TLA y XAL,  $n=11$ ) en los cinco sitios de muestreo de la ZMVM. Medianas (cuadros internos), percentiles (cajas, 25 - 75 % y  $\perp$   $\top$  bigotes 10 - 90 %) y "outliers" (círculos).

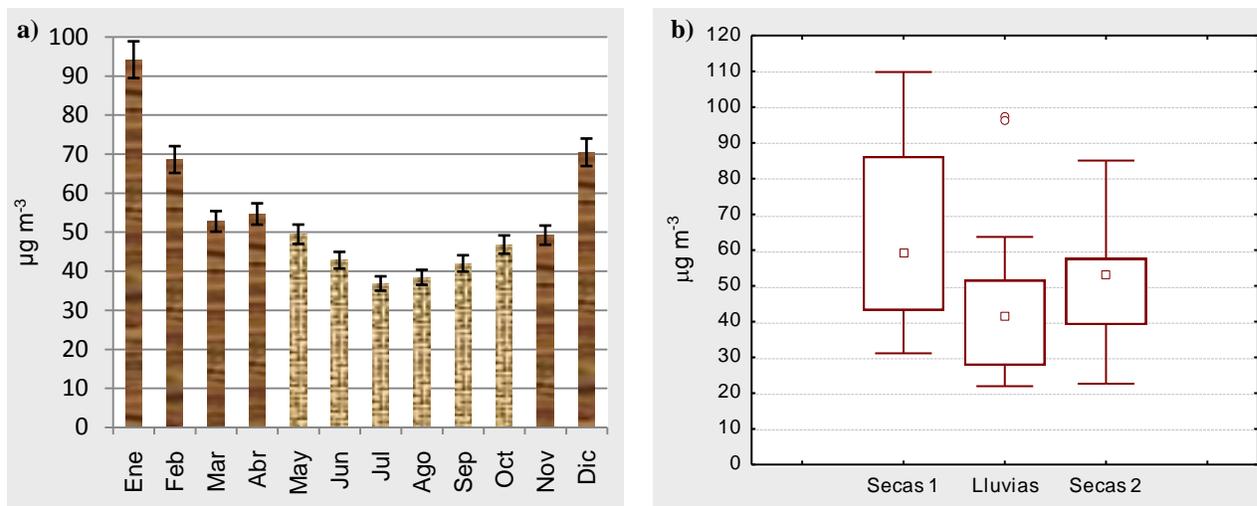
La MOE presentó similar distribución espacial que las  $\text{PM}_{10}$  (**Figura 12b**) siendo la menor concentración en PED igual a  $2.7 \mu\text{g m}^{-3}$  ( $1.1$  y  $4.9 \mu\text{g m}^{-3}$ ) y la mayor en XAL con  $7.6 \mu\text{g m}^{-3}$  ( $4.7$  y  $10.9 \mu\text{g m}^{-3}$ ). Para esta variable no hay norma que limite su concentración en el aire. Nuevamente, XAL fue el único sitio que presentó diferencia significativa, y esta fue con PED ( $p=0.001$ ), sin embargo la probabilidad entre XAL y CES fue de 0.055. Aunque estadísticamente no fueron significativamente diferentes la mediana de XAL fue el doble que la de CES, lo que sugiere considerar mayor tolerancia en el valor de probabilidad.



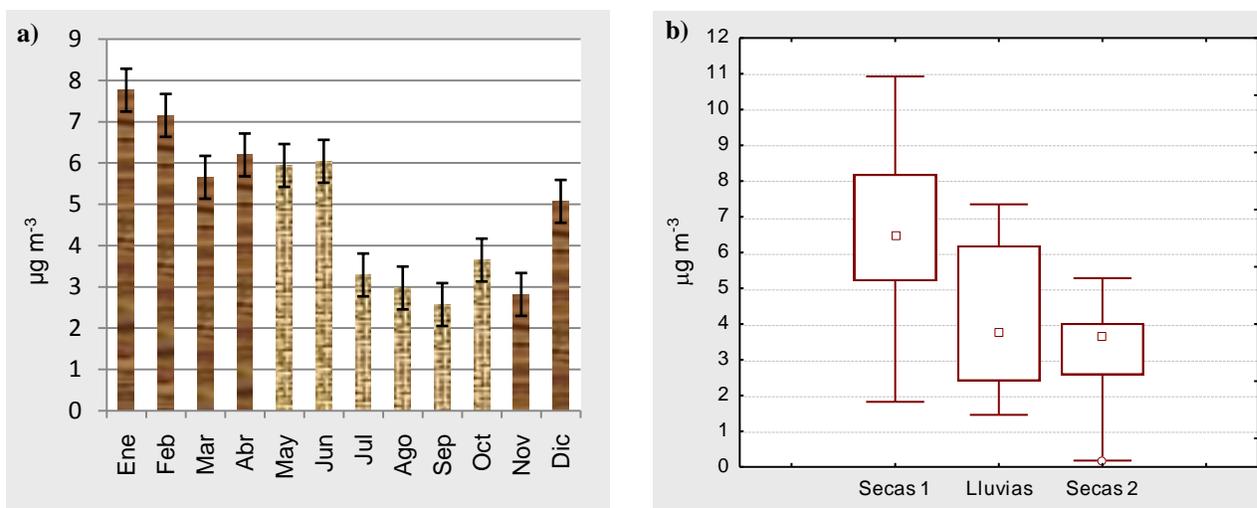
La mayor concentración en XAL tanto de  $PM_{10}$  como de MOE probablemente se deba a que este sitio se encuentra ubicado en una zona altamente industrial y cerca de la “vía Morelos” con alto flujo vehicular con motores a gasolina y a diesel, además, el noreste de la ciudad se encuentra influido por la entrada y salida de los vientos (Fast *et al.* 2007), incrementando la concentración de contaminantes provenientes del Valle y de los alrededores a éste. Por otra parte, las bajas concentraciones de ambas variables en PED puede deberse a que es una zona principalmente habitacional con áreas verdes y moderado flujo vehicular.

### 3.1.2. Distribución temporal de las $PM_{10}$ y de la MOE

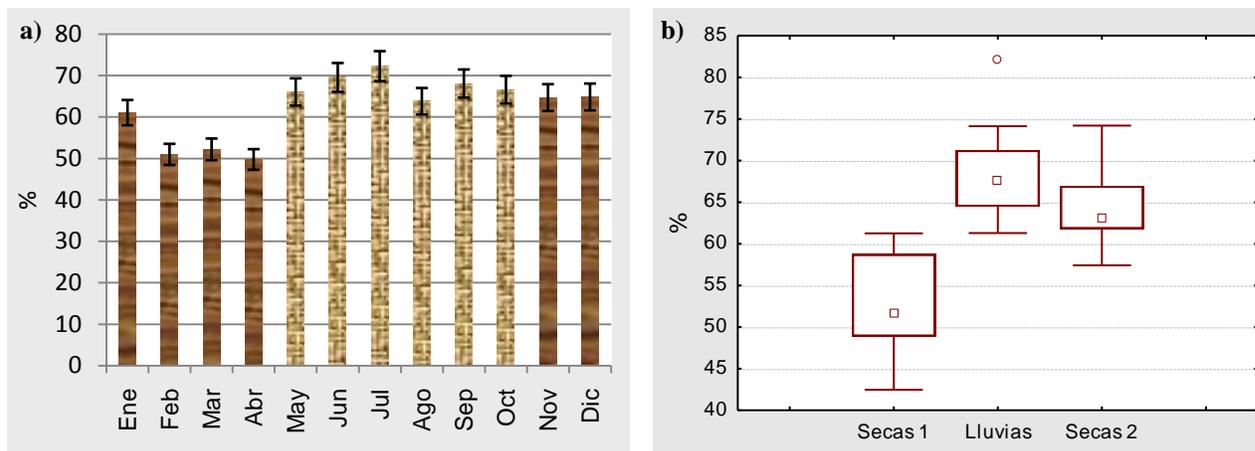
Las **figuras 13 (a, b)** y **14 (a, b)** ilustran el comportamiento estacional de  $PM_{10}$  y de MOE, respectivamente durante 2004. Las **figuras 13a** y **14a** muestran la distribución de las concentraciones de  $PM_{10}$  y de la MOE de enero a diciembre, mientras que las **figuras 13b** y **14b** detallan el análisis estadístico de ambas variables. Mayores concentraciones de  $PM_{10}$  y de MOE fueron observadas en la primer temporada de secas (secas 1, enero-abril) respecto a la de lluvias (mayo-octubre) ( $p < 0.02$ , en ambos casos). Sin embargo, las concentraciones entre la temporada de lluvias y la segunda temporada de secas (secas 2, noviembre-diciembre) no fueron significativamente diferentes ( $p > 0.05$ ). Esta última observación no concuerda con lo esperado, ya que se conoce que las lluvias tienen un efecto depurador sobre los contaminantes atmosféricos, lo que provoca su disminución durante esta temporada, incrementando en aquellos meses de secas. Este aumento se favorece durante las temporadas de secas 1 y 2, porque abarcan los meses más fríos, en los que se hacen frecuentes los días con efecto invernadero, menor altura de la capa mezcla y mayor estabilidad atmosférica que impide la dispersión de los contaminantes. Sin embargo, la **figura 15a**, muestra la distribución anual de la humedad relativa (HR) durante el mismo periodo de estudio; donde se observa claramente, que la HR fue menor durante secas 1 respecto a lluvias ( $p < 0.02$ ) y que ésta última no fue significativamente diferente a secas 2 ( $p > 0.05$ ) (**Figura 15b**), sugiriendo que también hubo lluvias durante noviembre y diciembre de 2004, provocando disminución de la masa de  $PM_{10}$  y de MOE.



**Figura 13:** (a) Distribución anual del promedio de las PM<sub>10</sub> en µg m<sup>-3</sup> (⊥ bigotes, desviación estándar) y (b) medianas de PM<sub>10</sub> en µg m<sup>-3</sup> de las temporadas de secas y lluvias durante el 2004 en la ZMVM. Secas 1 (enero - abril), n=18; Lluvias (mayo - octubre), n=29 y secas 2 (noviembre - diciembre), n=9. Medianas (cuadros internos), percentiles (cajas, 25 - 75 % y ⊥ bigotes, 10 - 90 %) y "outliers" (círculos).



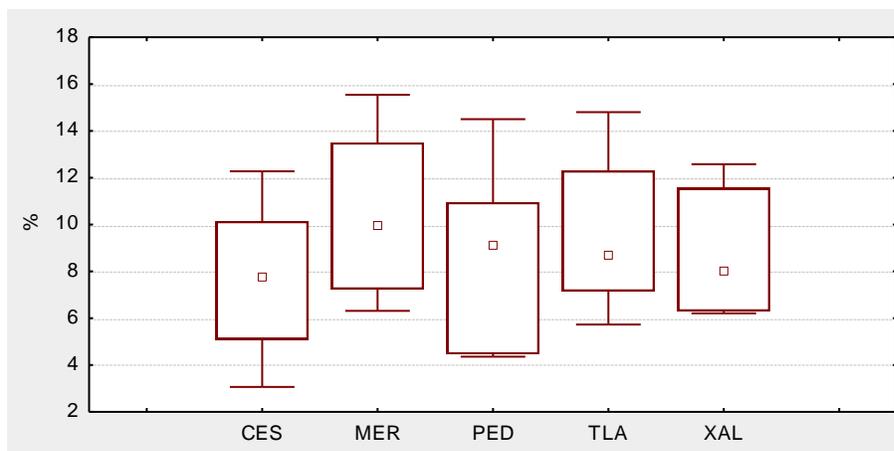
**Figura 14:** (a) Distribución anual del promedio de MOE en µg m<sup>-3</sup> (⊥ bigotes, desviación estándar) y (b) medianas de MOE en µg m<sup>-3</sup> de las temporadas de secas y lluvias durante el 2004 en la ZMVM. Secas 1 (enero - abril), n=18; Lluvias (mayo - octubre), n=29 y secas 2 (noviembre - diciembre), n=9. Medianas (cuadros internos), percentiles (cajas, 25 - 75 % y ⊥ bigotes, 10 - 90 %).



**Figura 15:** (a) Distribución anual del promedio del porcentaje de humedad relativa ( $\pm$  bigotes, desviación estándar) y (b) medianas de % HR de las temporadas de secas y lluvias durante el 2004 en la ZMVM. Secas 1 (enero – abril), n=18; Lluvias (mayo – octubre), n=29 y secas 2 (noviembre – diciembre), n=9. Medianas (cuadros internos), percentiles (cajas, 25 – 75 % y  $\pm$  bigotes, 10 – 90 %) y “outliers” (círculos).

### 3.1.3. Distribución espacial de la relación MOE/PM<sub>10</sub>

En este caso, no hubo diferencias significativas entre las medianas de los cinco sitios de muestreo. Es decir, todos los sitios presentaron el mismo porcentaje de MOE con respecto a las PM<sub>10</sub>. La contribución anual de la MOE (10 y 90 percentiles) respecto a la masa de las PM<sub>10</sub> (**Figura 16**), osciló entre 7.7 % (3.3 y 12.1 %) para Cerro de la Estrella y 10.7 % (6.4 y 15.4 %) para Merced. Esto sugiere que al menos la MOE es emitida por fuentes similares a la emisión de PM<sub>10</sub>, aunque las PM<sub>10</sub> pueden también ser emitidas por otras fuentes que no necesariamente emiten MOE (por ejemplo la erosión del suelo producida por el viento, las bacterias, el polen, etc.).

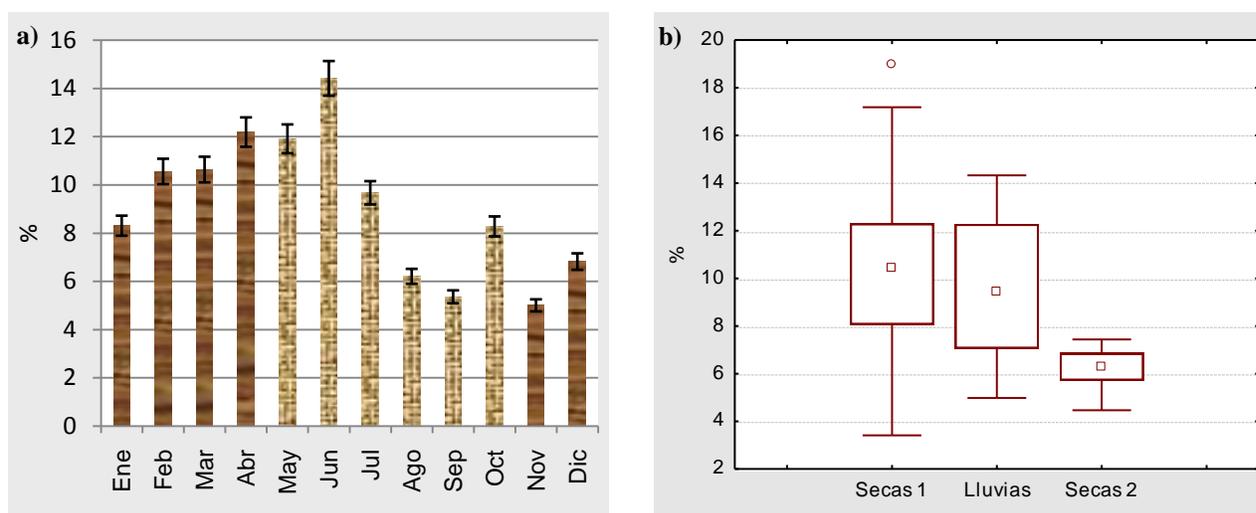


**Figura 16.** Medianas de MOE/PM<sub>10</sub>, %. (CES, MER y PED, n=12; TLA y XAL, n=11) en los cinco sitios de muestreo de la ZMVM. Medianas (cuadros internos), percentiles (cajas, 25 – 75 % y  $\pm$  bigotes 10 – 90 %).



### 3.1.4. Distribución temporal de la relación MOE/PM<sub>10</sub>

La **figura 17a** ilustra el comportamiento estacional de MOE/PM<sub>10</sub> y la **figura 17b** muestra que estadísticamente la temporada de secas 2 fue diferente tanto para lluvias como para secas 1 ( $p < 0.02$ ). Sin embargo, no hubo diferencia significativa entre lluvias y secas 1. Como se mostró, las lluvias que se presentaron durante la temporada de secas 2 (**Figura 15**) provocaron mayor depuración de la MOE, que de PM<sub>10</sub>. Probablemente la composición de MOE presentó propiedades hidrofílicas que favorecieron su depositación húmeda al suelo.



**Figura 17:** (a) Distribución anual del promedio de MOE/PM<sub>10</sub>, % ( $\perp$  bigotes, desviación estándar) y (b) medianas de MOE/PM<sub>10</sub>, % de las temporadas de secas y lluvias durante el 2004 en la ZMVM. Secas 1 (enero - abril), n=18; Lluvias (mayo - octubre), n=29 y secas 2 (noviembre - diciembre), n=9. Medianas (cuadros internos), percentiles (cajas, 25 - 75 % y  $\perp$  bigotes, 10 - 90 %) y "outliers" (círculos).

La **tabla VI**, compara las concentraciones de PM<sub>10</sub> encontradas en la ZMVM de nuestro estudio con otras ciudades del mundo en general, la concentración de PM<sub>10</sub> fue similar a la de Vietnam y Portugal, inferior a algunas ciudades de Asia y superior a aquellas de América y Australia.

**Tabla VI.** Concentración promedio anual de PM<sub>10</sub>, (µg m<sup>-3</sup>) en algunas ciudades en el mundo.

| Países   | Mínimo      | Máximo       | Promedio    | Desviación estándar |
|--|-------------|--------------|-------------|---------------------|
| Nueva Zelanda (Seaview) <sup>a,1</sup>   | 1.1         | 19.0         | 6.9         | 2.2                 |
| Nueva Zelanda (Masterton) <sup>a,1</sup>   | 2.1         | 25.0         | 7.4         | 4.2                 |
| Indonesia (Lembang) <sup>b,1</sup>   | 0.4         | 109.2        | 8.6         | 11.0                |
| Australia (Lucas Heights) <sup>c,1</sup>   | 0.6         | 52.6         | 9.2         | 7.4                 |
| Australia (Liberpool) <sup>c,1</sup>   | 0.7         | 68.1         | 10.5        | 7.5                 |
| Korea (Deokjin) <sup>d,1</sup>   | 2.0         | 64.3         | 12.6        | 9.6                 |
| Indonesia (Bandung) <sup>b,1</sup>   | 2.7         | 81.6         | 17.5        | 8.3                 |
| Filipinas <sup>e,1</sup>   | < 0.1       | 157.3        | 22.8        | 14.1                |
| Reino Unido (Birmingham) <sup>f,2</sup>  | 7.2         | 64           | 23.9        | 11.5                |
| Korea (Daehwa) <sup>d,1</sup>  | 3.1         | 103.5        | 24.7        | 15.3                |
| Tailandia suburbano <sup>g,1</sup>   | 1.3         | 76.9         | 25.8        | 13.3                |
| Estados Unidos de América (Denver) <sup>h,2</sup>                                  | 7           | 72           | 29.6        | 13.8                |
| Alemania (Münster) <sup>i,2</sup>  | 17          | 53           | 31          | 11                  |
| India (Trombay) <sup>j,1</sup>   | 8.0         | 260.9        | 37.3        | 15.4                |
| Brasil (Charqueadas) <sup>k,2</sup>  | 28.3        | 42.3         | 37.8        | n.r.                |
| Tailandia urbano <sup>g,1</sup>  | 6.0         | 149.6        | 38.7        | 21.9                |
| Bangladesh urbano <sup>l,1</sup>   | 3.2         | 656.1        | 45.8        | 37.7                |
| Bangladesh Suburbano <sup>l,1</sup>  | 3.2         | 335.3        | 48.5        | 40.5                |
| Vietnam <sup>m,1</sup>   | 9.0         | 151.8        | 50.3        | 25.1                |
| <b>ZMVM (2004)</b>   | <b>16.3</b> | <b>136.5</b> | <b>52.2</b> | <b>25.3</b>         |
| Portugal (Aveiro) <sup>n,2</sup>   | 15          | 86           | 53.2        | n.r.                |
| China urbano <sup>o,1</sup>  | 5.7         | 196.1        | 58.3        | 29.2                |
| Sri Lanka AEA <sup>p,1</sup>   | 9.0         | 219.9        | 58.8        | 32.7                |
| Pakistan <sup>q,1</sup>  | < 0.1       | 348.8        | 67.4        | 49.9                |
| Sri Lanka AQM <sup>p,1</sup>   | 4.6         | 251.4        | 73.3        | 38.0                |
| Santiago de Chile (Las Condes) <sup>r,2</sup>                                      | 22.1        | 100.3        | 78.4        | 25.4                |
| India -Vashi <sup>j,1</sup>  | 16.7        | 235.0        | 82.8        | 33.0                |
| China suburbano <sup>o,1</sup>   | 9.1         | 387.0        | 109.3       | 56.5                |
| <b>ZMVM (2004) Mediana en µg m<sup>-3</sup> (90 y10 percentil): 49.5 (24 y 87)</b> |             |              |             |                     |

<sup>1</sup> – Concentración calculada en el período 2002-2005; <sup>2</sup> – Concentración calculada en el período 2001-2008; n.r.- no reportado

<sup>a</sup> – Perry Davy y Andreas Markwitz. Institute of Geological and Nuclear Sciences (GNS), 30 Gracefield Road, P.O. Box 31-312, Lower Hutt, Nueva Zelanda.

<sup>b</sup> – Muhayaton Santoso. Center for Nuclear Technology of Material and Radiometry, National Nuclear Energy Agency (BATAN), Jl. Tamansari 71, Bandung 40132, Indonesia.

<sup>c</sup> – David D. Cohen. Australian Nuclear Science and Technology Organisation (ANSTO), Physics Division, Private Mail Bag 1, Menai 2234, NSW, Australia y Andrzej Markowicz International Atomic Energy Agency, Department of Nuclear Sciences and Applications, Agency's Laboratories (Seibersdorf and Headquarters), Physics, Chemistry and Instrumentation (PCI) Laboratory, Instrumentation Unit, SEIB, Wagramerstrasse 5, Postfach 100, 1400 Wien, Austria.

<sup>d</sup> – Yong-Sam Chung. Hanaro Center, Korea Atomic Energy Research Institute (KAERI), 150 Dukjin-dong, Yusung-ku, P.O. Box 105, Daejeon 305-600, Republica de Korea.

<sup>e</sup> – Santos F. L. y Pabroa C. B. Philippine Nuclear Research Institute (PNRI), Commonwealth Avenue, Diliman, P.O. Box 213, Quezon City 1101, Filipinas.

<sup>f</sup> – Yin J. y Harrison R. (2008). Division of Environmental Health and Risk Management, School of Geography, Earth and Environmental Sciences, The University of Birmingham, Edgbaston, Birmingham B15 2TT, Reino Unido.

<sup>g</sup> – Wanna Wimolwattanapun y Supamatthre Bunprapob. Thailand Institute of Nuclear Technology (TINT), 16 Vibhavadi Rangsit Road, Bangkok 10900, Tailandia.

<sup>h</sup> – Silkoff P. *et al.* (2004). Department of Medicine, National Jewish Medical and Research Center, and the University of Colorado Health Sciences Center, Denver, Colorado. Estados Unidos de America.

<sup>i</sup> – Gietl J. K., *et al.* (2008). Institute of Landscape Ecology, University of Münster, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster, Alemania.

<sup>j</sup> – Gauri Girish Pandit. Bhabha Atomic Research Centre, Trombay, Mumbai 400085, India

<sup>k</sup> – Braga-Dallarosa J., *et al.* (2005). Fundacao Estadual de Protecao Ambiental, Rua Carlos Chagas 55/802, 90030-020, Porto Alegre. RS, Brasil.

<sup>l</sup> – Bilkis A. Begum y Swapan K. Biswas. Bangladesh Atomic Energy Commission (BAEC), Atomic Energy Centre, Dhaka (AECD), P.O. Box 164, Dhaka, Bangladesh.

<sup>m</sup> – Thu Bac Vuong. Centre for Radiation Protection, Institute of Nuclear Sciences and Technology, P.O. Box 5T-160, Cau Giay, Vietnam y Pham Duy Hien. Vietnam Atomic Energy Commission, 59 Ly Thuong Kiet, Hanoi, Vietnam.

<sup>n</sup> – Alves *et al.* (2001). Department of Environment and Planning, Campus de Santiago, University of Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal. Department of Chemistry, University of Aveiro, 3810-193. Aveiro, Portugal.

<sup>o</sup> – Bangfa Ni. China Institute of Atomic Energy (CIAE), China National Nuclear Corp. (CNNC), P.O. Box 275-50, Beijing 102413, China.

<sup>p</sup> – Manikkuwadura Consy Shirani Seneviratne. Atomic Energy Authority, 60/460, Baseline Road, Orugodawatta, Wellampitiya, Sri Lanka.

<sup>q</sup> – Waheed S. y Siddique N. Division of Nuclear Chemistry, PINSTECH, Pakistan Atomic Energy Commission (PAEC), P.O. Box 1482, Nilore, Islamabad, Pakistan.

<sup>r</sup> – Sienna M. *et al.* (2005). Departamento de Ciencias Químicas, Facultad de Ecología y Recursos Naturales, Universidad Andrés Bello, Av. República 217, Santiago 1, Santiago de Chile.



### 3.1.5. Asociación entre PM<sub>10</sub>, MOE, parámetros meteorológicos y contaminantes criterio

Tanto las PM<sub>10</sub> como la MOE presentaron correlaciones significativas con los contaminantes criterio, excepto con O<sub>3</sub> y CO para PM<sub>10</sub> así como NO<sub>2</sub> para MOE (**Tabla VII**). La correlación no significativa entre PM<sub>10</sub> y O<sub>3</sub> opuesta a la observada por diversos estudios en que se han encontrado asociaciones significativas entre estas variables (Beslic *et al.* 2005, Villalobos-Pietrini *et al.* 2006, Querol *et al.* 2008). Por el contrario, la correlación no significativa entre PM<sub>10</sub> y CO sugiere distintas fuentes de emisión. Tomando en cuenta que el CO es buen marcador de la quema incompleta de gasolina y/o diesel por los motores de los vehículos (Fernández-Bremauntz y Ashmore 1995, Beslic *et al.* 2005), la correlación no significativa indica que la principal fuente de emisión de PM<sub>10</sub> no fue la vehicular. Similarmente, la correlación no significativa entre la MOE y el NO<sub>2</sub> indica que sus fuentes de emisión son diferentes. El NO<sub>2</sub> es un indicador de la emisión de plantas de energía, de las industrias donde se quema combustible fósil (Rijnders *et al.* 2001) y de la quema de gas butano (CEOHAATS 1996); sin embargo, la mayoría del NO<sub>2</sub> se debe a la oxidación del NO por la acción del O<sub>3</sub> (OMS 2005), siendo el NO emitido por los escapes vehiculares. De esta forma, como los NO<sub>x</sub> involucran al NO y éstos fueron significativamente asociados con la MOE y a su vez ésta con el CO, entonces se sugiere que una de las principales fuentes de emisión para la MOE sea la vehicular.

Por otra parte el NO<sub>2</sub> reacciona con el radical OH para producir partículas de ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>), que se dispersan en el ambiente en forma de lluvia, llovizna, niebla, nieve y rocío, dando origen a un proceso de acidificación de la tierra y cuerpos de agua. El HNO<sub>3</sub> se forma en la atmósfera por la interacción de óxidos de nitrógeno (NO y NO<sub>2</sub> principalmente) con ozono y la humedad atmosférica en presencia de sustancias catalíticas como aerosoles metálicos y radiación ultravioleta del sol. El HNO<sub>3</sub> es la principal ruta de conversión de los NO<sub>x</sub> en la atmósfera, además, tiene una contribución importante en las depositaciones ácidas ambientales, de forma seca ó húmeda. El HNO<sub>3</sub> atmosférico puede seguir la vía húmeda y ser retirado de la atmósfera por acción de las lluvias que lo conducen al suelo o a lechos acuosos. Por la vía seca reacciona con especies básicas en el aire como el amoniaco para formar parte de las partículas del aerosol en forma de NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, de aquí que probablemente la correlación observada entre el NO<sub>2</sub> y las PM<sub>10</sub> haya sido significativa (ATSDR 2003, OMS 2003). Caso similar ocurre con el SO<sub>2</sub>, ya que este se origina por la combustión de combustibles que



contienen azufre (diesel y combustóleo principalmente) y la fundición de minerales con sulfatos. Se genera principalmente por la industria (incluyendo las termoeléctricas), seguido de los vehículos automotores (Newman y Unger 2003). El tiempo que permanece el SO<sub>2</sub> en la atmósfera depende de la humedad ya que al reaccionar con el agua se forma H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> que contribuye a la acidificación del agua y del suelo. Sin embargo, su neutralización con el amonio o con bases que contengan calcio y sodio, contribuye a la composición de las partículas (Báez et al. 2007, Huang *et al.* 2008). La asociación entre el SO<sub>2</sub> y la MOE, pudiera deberse a que el SO<sub>2</sub> se origina de la quema de los combustibles con azufre en los vehículos. La correlación entre la MOE y los contaminantes primarios (**Tabla VII**) y su asociación no significativa con el O<sub>3</sub> sugiere que la MOE está compuesta principalmente de compuestos orgánicos de origen primario e hidrofóbicos por la correlación no significativa con la humedad relativa (HR). No se observa correlación significativa de PM<sub>10</sub> y MOE con ninguno de los parámetros meteorológicos. Probablemente el hecho de medir simultáneamente las variables meteorológicas a los cinco sitios de la ZMVM resultó en valores mucho más homogéneos que las concentraciones de los contaminantes medidos, lo que provocó correlaciones no significativas. Esto sugiere realizar asociaciones por sitio con mayor número de observaciones.

**Tabla VII.** Correlación de Spearman entre PM<sub>10</sub> y MOE vs. parámetros meteorológicos (valores promedio) y contaminantes criterio en ppm (valores máximos) (n=58).

|                       | PM <sub>10</sub> , µg m <sup>-3</sup> | MOE, µg m <sup>-3</sup> |
|-----------------------|---------------------------------------|-------------------------|
| T, °C                 | -0.202                                | 0.084                   |
| HR, %                 | -0.225                                | -0.216                  |
| VV, m s <sup>-1</sup> | 0.091                                 | 0.093                   |
| O <sub>3</sub>        | 0.029                                 | 0.125                   |
| SO <sub>2</sub>       | <b><i>0.545</i></b>                   | <b><i>0.429</i></b>     |
| NO <sub>2</sub>       | <b><i>0.370</i></b>                   | 0.223                   |
| NO <sub>x</sub>       | <b><i>0.510</i></b>                   | <b><i>0.481</i></b>     |
| CO                    | 0.241                                 | <b><i>0.270</i></b>     |

Números en *italicas* y en **negritas** representan correlaciones significativas a  $p < 0.05$

### 3.2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos

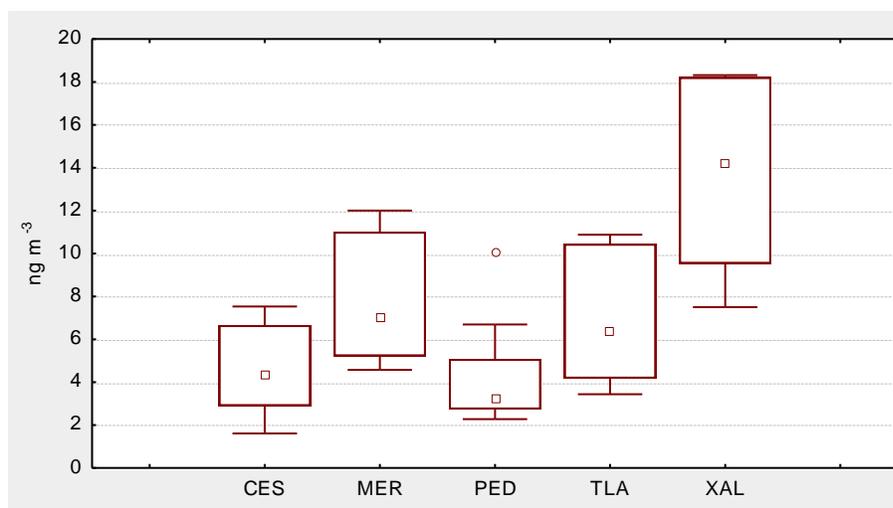
Se determinaron 21 HAPs durante 2004 en los cinco sitios de la ZMVM. Diez y nueve de ellos son considerados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de



América como prioritarios en su tipo (USEPA 1999). Siete de ellos son clasificados por la Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer como “probables” o “posibles” cancerígenos para el ser humano (**Tabla IV**) (IARC 1983), éstos son: benzo[*a*]antraceno, benzo[*b*]fluoranteno, benzo[*k*]fluoranteno, benzo[*j*]fluoranteno (no reportado en la **tabla IV**), dibenzo[*a,h*]antraceno e indeno[*1,2,3-cd*]pireno, los que coincidentemente se encuentran en la fase particulada del aerosol atmosférico y cuyos pesos moleculares son  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ . Por el contrario, aquellos HAPs menores a este peso molecular, se encuentran distribuidos entre las fases gaseosa y particulada o bien, totalmente en la fase particulada (Baek *et al.* 1992). De esta forma, el presente estudio únicamente consideró a los HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ .

### 3.2.1. Distribución espacial de la $\Sigma\text{HAPs} \geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ (excluyendo al reteno)

Similar comportamiento a  $\text{PM}_{10}$  y MOE presentaron los HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ . De esta forma, XAL fue el sitio con mayor concentración anual de HAPs con mediana (10 y 90 percentil) de  $14 \text{ ng m}^{-3}$  ( $7.5$  y  $18.3 \text{ ng m}^{-3}$ ), mientras que PED tuvo la menor concentración con  $3.2 \text{ ng m}^{-3}$  ( $2.3$  y  $6.6 \text{ ng m}^{-3}$ ) (**Figura 18**). XAL fue el único sitio de la ZMVM que fue estadísticamente diferente al resto de los sitios y estas diferencias fueron con CES ( $p=0.030$ ) y con PED ( $p= 0.0003$ ).

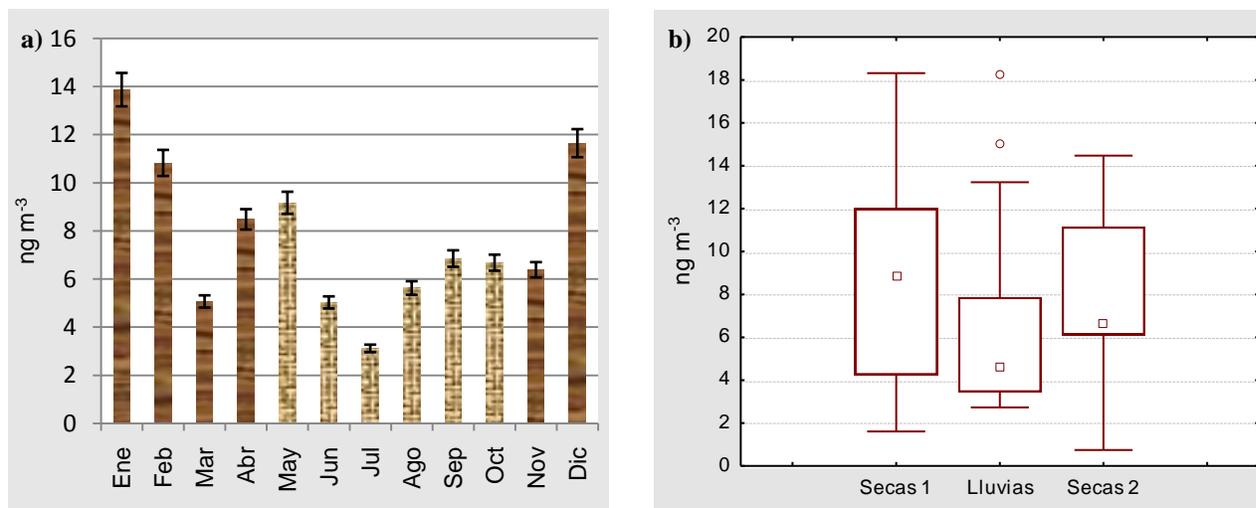


**Figura 18.** Medianas de la suma de HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ , (excluyendo al reteno),  $\text{ng m}^{-3}$  (CES, MER y PED,  $n=12$ ; TLA y XAL,  $n=11$ ) en los cinco sitios de muestreo de la ZMVM. Medianas (cuadros internos), percentiles (cajas, 25 - 75 % y  $\perp$  bigotes 10 - 90 %) y “outliers” (círculos).



### 3.2.2. Distribución temporal de la $\Sigma\text{HAPs} \geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ (excluyendo al reteno)

En la **figura 19a**, se ilustra el comportamiento temporal de la suma de HAPs y en la **figura 19b** se muestra las medianas de las tres temporadas. En este caso no hubo diferencias significativas entre ellas por la gran dispersión de valores en cada temporada, sin embargo la temporada de secas 1 fue el doble que en la de lluvias.



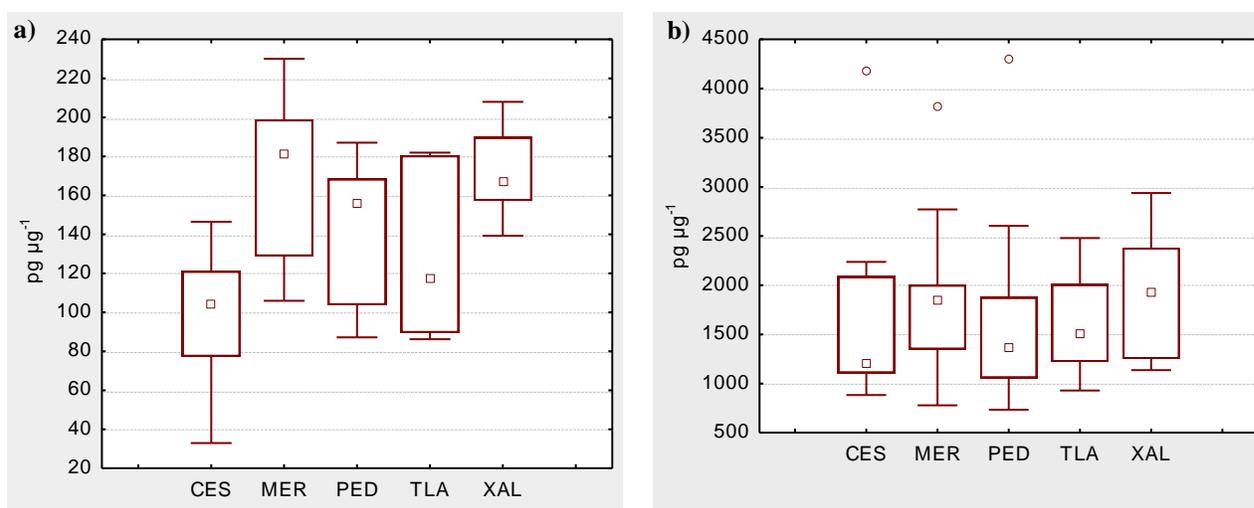
**Figura 19:** (a) Distribución anual del promedio de la  $\Sigma\text{HAPs} \geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  (excluyendo al reteno),  $\text{ng m}^{-3}$  ( $\perp$  bigotes, DE) y (b) medianas de la  $\Sigma\text{HAPs} \geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  (excluyendo al reteno),  $\text{ng m}^{-3}$  de las temporadas de secas y lluvias durante el 2004 en la ZMVM. Secas 1 (enero – abril),  $n=18$ ; Lluvias (mayo – octubre),  $n=29$  y secas 2 (noviembre – diciembre),  $n=9$ . Medianas (cuadros internos), percentiles (cajas, 25 – 75 % y  $\perp$  bigotes, 10 – 90 %) y “outliers” (círculos).

### 3.2.3. Distribución espacial de la relación $\Sigma\text{HAPs}/\text{PM}_{10}$ y $\Sigma\text{HAPs}/\text{MOE}$

Una forma de evaluar el riesgo a la salud humana por exposición a HAPs es relacionándolos por unidad de masa de partículas o de MOE por metro cúbico de aire inhalado. De esta forma es importante conocer la época en la que los habitantes de la ZMVM se encuentran en mayor ó en menor grado expuestos durante el año. Las **figuras 20a y 20b** ilustran el comportamiento espacial de los HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  con respecto a las  $\text{PM}_{10}$  y a la MOE, respectivamente. La mayor masa de HAPs por microgramo inhalado de  $\text{PM}_{10}$  fue observada en MER y XAL con una mediana anual (10 y 90 percentil) de  $178.5 \text{ pg } \mu\text{g}^{-1}$  (107.4 y  $227.6 \text{ pg } \mu\text{g}^{-1}$ ) y  $166.6 \text{ pg } \mu\text{g}^{-1}$  (133.4 y  $202.0 \text{ pg } \mu\text{g}^{-1}$ ) respectivamente, mientras que menor cantidad fue observada en CES con  $104.1 \text{ pg } \mu\text{g}^{-1}$  (33.0 y  $146.4 \text{ pg } \mu\text{g}^{-1}$ ), contrario a la proporción de HAPs por microgramo de MOE, donde no hubo diferencias significativas entre



los diferentes sitios, con una mediana para la ZMVM de  $1548.6 \text{ pg } \mu\text{g}^{-1}$  ( $760.5$  y  $2670.7 \text{ pg } \mu\text{g}^{-1}$ ). En la relación HAPs/ $\text{PM}_{10}$ , CES fue el único sitio que presentó diferencias significativas y éstas fueron con MER ( $p=0.022$ ) y con XAL ( $p=0.031$ ). Lo que sugiere que en CES probablemente haya menores fuentes de combustión incompleta que generan HAPs con respecto a MER y a XAL, y que las  $\text{PM}_{10}$  en CES provienen de otras fuentes distintas a las que producen HAPs, además, la proporción uniforme entre HAPs/MOE en los cinco puntos nuevamente sugiere que la MOE se encuentra constituida por compuestos primarios emitidos directamente de la fuente de combustión.



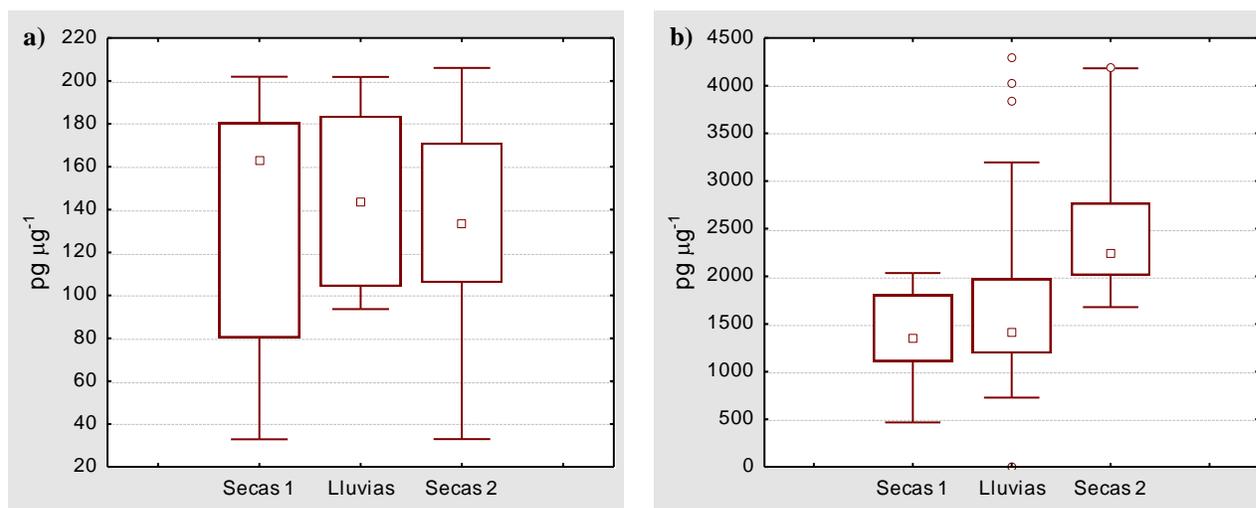
**Figura 20:** (a) Medianas de los HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}/\text{PM}_{10}$ ,  $\text{pg } \mu\text{g}^{-1}$  y (b) Medianas de los HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}/\text{MOE}$ ,  $\text{pg } \mu\text{g}^{-1}$  (excluyendo al reteno) en los cinco sitios de muestreo de la ZMVM. (CES, MER y PED,  $n=12$ ; TLA y XAL,  $n=11$ ). Medianas (cuadros internos), percentiles (cajas, 25 - 75 % y  $\perp$ - $\top$  bigotes 10 - 90 %) y "outliers" (círculos).

### 3.2.4. Distribución temporal de la relación $\Sigma\text{HAPs}/\text{PM}_{10}$ y $\Sigma\text{HAPs}/\text{MOE}$

En cuanto a la distribución temporal, es importante conocer la época en la que los habitantes de la ZMVM se encuentran en mayor ó en menor riesgo expuestos a los contaminantes analizados. La **figura 21a** ilustra el comportamiento estacional de la suma de HAPs con respecto a  $\text{PM}_{10}$  y la **figura 21b** con respecto a MOE. Donde la relación HAPs/ $\text{PM}_{10}$  no presentó diferencias significativas entre las tres temporadas, lo que sugiere que los HAPs son depurados por las lluvias de manera proporcional que las  $\text{PM}_{10}$ . Con respecto a la tasa HAPs/MOE, secas 2 fue significativamente diferente y mayor que secas 1 ( $p=0.001$ ) y lluvias ( $p=0.006$ ).



Aunque los HAPs y la MOE provienen de las mismas fuentes de emisión (**Figura 20b**), el aumento en secas 2 sugiere nuevamente que la MOE tiene propiedades hidrofílicas que la hace más afín al agua que rodea a las partículas y probablemente provoque su deposición húmeda al suelo.



**Figura 21.** (a) Medianas de la  $\sum\text{HAPs} \geq 228 \text{ g mol}^{-1} / \text{PM}_{10}$ ,  $\text{pg m}^{-3}$  y (b) medianas de la  $\sum\text{HAPs} \geq 228 \text{ g mol}^{-1} / \text{MOE}$ ,  $\text{pg m}^{-3}$  de las temporadas de secas y lluvias durante el 2004 en la ZMVM. Secas 1 (enero – abril),  $n=18$ ; Lluvias (mayo – octubre),  $n=29$  y secas 2 (noviembre – diciembre),  $n=9$ . Medianas (cuadros internos), percentiles (cajas, 25 – 75 % y  $\perp$  bigotes, 10 – 90 %) y “outliers” (círculos).

La **tabla VIII**, compara las concentraciones promedio anuales de los HAPs y de la suma de HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  de la ZMVM de nuestro estudio con algunas ciudades mundo, siendo la suma de HAPs similar a la observada en el Reino Unido, mayor a las ciudades de Brasil, USA y Chile y menor a Grecia y China.

**Tabla VIII.** Comparación de las concentraciones de los HAPs  $\geq 228$  g mol<sup>-1</sup>, ng m<sup>-3</sup> en algunas ciudades del mundo.

| HAPs                           | Sao Paulo, Brasil <sup>a</sup> | Charqueadas, Brasil <sup>b</sup> | Texas, Estados Unidos de America <sup>c</sup> | Santiago de Chile <sup>d</sup> | Reino Unido <sup>e</sup> | ZMMV, 2004  | Grecia <sup>f</sup> | China <sup>g</sup> |
|--------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|---|--------------------------------|--------------------------|-------------|---------------------|--------------------|
| Benzo[a]antraceno              | 0.40                           | 0.55                             | 0.05  | 2.92                           | 0.79                     | 0.27        | 0.55                | 1.34               |
| Criseno                        | 0.40                           | 0.43                             | 0.29  | 2.61                           | n.r.                     | 0.29        | 0.74                | 3.67               |
| Benzo[e]pireno                 | 0.33                           | n.r.                             | 0.06  | n.r.                           | n.r.                     | 0.81        | n.r.                | 5.86               |
| Benzo[a]pireno                 | 0.28                           | 0.38                             | 0.05  | 5.54                           | 1.44                     | 0.53        | 0.82                | 5.61               |
| Perileno                       | n.r.                           | n.r.                             | n.r.  | n.r.                           | n.r.                     | 0.15        | n.r.                | n.r.               |
| Benzo[b]fluoranteno            | 0.40                           | 1.16                             | 0.14  | 4.44                           | 1.61                     | 0.81        | 1.22                | 2.96               |
| Benzo[j+k]fluorantenos         | 0.40                           | 1.16                             | 0.14  | 4.44                           | 0.68                     | 0.62        | 0.55                | 2.96               |
| Indeno[1,2,3-cd]pireno         | 0.49                           | 0.93                             | 0.05  | 15.5                           | 1.57                     | 0.68        | 1.24                | 7.81               |
| Dibenzo[a,h]antraceno          | n.r.                           | n.r.                             | n.r.  | n.r.                           | 1.91                     | 0.06        | 0.22                | 4.25               |
| Benzo[ghi]perileno             | 0.43                           | 0.99                             | 0.06  | 33.1                           | n.r.                     | 1.73        | 1.42                | 12.79              |
| Coroneno                       | n.r.                           | n.r.                             | n.r.  | n.r.                           | n.r.                     | 1.45        | n.r.                | 3.22               |
| <b><math>\Sigma</math>HAPs</b> | <b>0.23</b>                    | <b>0.53</b>                      | <b>1.89</b>                                   | <b>6.40</b>                    | <b>7.24</b>              | <b>7.92</b> | <b>10.3</b>         | <b>48.30</b>       |

n.r. – No reportado

<sup>a</sup>– Vasconcellos P., Zacarias D., Pires M., Pool C. y Carvalho L. (2003).<sup>b</sup>– Braga Dallarosa J., Garcia Mõnego J., Calesso Teixeira E., Stefens J. y Wiegand F. (2005).<sup>c</sup>– Park J., Wade T. y Sweet S. (2001).<sup>d</sup>– Romero R., Sierra R. y Richter P. (2002).<sup>e</sup>– Kendall M., Hamilton R., Watt J. y Williams I. (2001).<sup>f</sup>– Kalaitzoglou M., Terzi E. y Samara C. (2004).<sup>g</sup>– Bi X. H., Sheng G. H., Peng P. A, Zhang Z. Q. y Fu J. M. (2002).



### 3.2.5. Concentraciones en el aire de los hidrocarburos aromáticos policíclicos

Como se mencionó anteriormente, los HAPs  $\leq 202 \text{ g mol}^{-1}$  se encuentran principalmente en fase gaseosa del aerosol atmosférico por lo que sus concentraciones fueron menores (**Tabla IX**) que aquellos  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  que se encuentran principalmente en fase particulada (**Tabla X**) excluyendo al reteno que es considerado marcador de la combustión de madera.

**Tabla IX.** Medianas y percentiles de los HAPs  $\leq 202 \text{ g mol}^{-1}$ , en  $\text{ng m}^{-3}$

|              | Naftaleno | Acenaftileno | Acenafteno | Fluoreno | Fenantreno | Antraceno | Fluoranteno | Pireno | Reteno |
|--------------|-----------|--------------|------------|----------|------------|-----------|-------------|--------|--------|
| <b>CES</b>   |           |              |            |          |            |           |             |        |        |
| Mediana      | 0.20      | 0.08         | 0.06       | 0.00     | 0.11       | 0.01*     | 0.11        | 0.13   | 0.03*  |
| 10 percentil | 0.00      | 0.00         | 0.03       | 0.00     | 0.05       | 0.00      | 0.05        | 0.06   | 0.01*  |
| 90 percentil | 0.76      | 0.29         | 0.14       | 0.00     | 0.16       | 0.02*     | 0.20        | 0.24   | 0.06   |
| <b>MER</b>   |           |              |            |          |            |           |             |        |        |
| Mediana      | 0.31      | 0.13         | 0.00       | 0.00     | 0.16       | 0.02*     | 0.16        | 0.19   | 0.04   |
| 10 percentil | 0.00      | 0.03         | 0.00       | 0.00     | 0.11       | 0.01*     | 0.12        | 0.15   | 0.03*  |
| 90 percentil | 83.0      | 0.18         | 0.05       | 0.00     | 0.19       | 0.04      | 0.25        | 0.30   | 0.06   |
| <b>PED</b>   |           |              |            |          |            |           |             |        |        |
| Mediana      | 0.05      | 0.08         | 0.00       | 0.00     | 0.09       | 0.02*     | 0.10        | 0.11   | 0.03*  |
| 10 percentil | 0.00      | 0.00         | 0.00       | 0.00     | 0.06       | 0.00      | 0.07        | 0.07   | 0.01*  |
| 90 percentil | 1.41      | 0.28         | 0.01       | 0.02     | 0.12       | 0.03*     | 0.18        | 0.19   | 0.06   |
| <b>TLA</b>   |           |              |            |          |            |           |             |        |        |
| Mediana      | 0.16      | 0.13         | 0.00       | 0.00     | 0.15       | 0.02*     | 0.18        | 0.22   | 0.05   |
| 10 percentil | 0.00      | 0.00         | 0.00       | 0.00     | 0.09       | 0.01*     | 0.09        | 0.10   | 0.03*  |
| 90 percentil | 0.46      | 0.39         | 0.03       | 0.00     | 0.22       | 0.04      | 0.36        | 0.40   | 0.06   |
| <b>XAL</b>   |           |              |            |          |            |           |             |        |        |
| Mediana      | 0.15      | 0.29         | 0.00       | 0.00     | 0.27       | 0.05      | 0.30        | 0.35   | 0.08   |
| 10 percentil | 0.00      | 0.20         | 0.00       | 0.00     | 0.22       | 0.03*     | 0.23        | 0.27   | 0.06   |
| 90 percentil | 0.58      | 0.36         | 0.04       | 0.01     | 0.36       | 0.08      | 0.50        | 0.60   | 0.13   |

\*Valores inferiores al límite de cuantificación (**Tabla A3, Apéndice A**)

**Tabla X.** Medianas y percentiles de los HAPs  $\geq 228$  g mol<sup>-1</sup>, en ng m<sup>-3</sup>

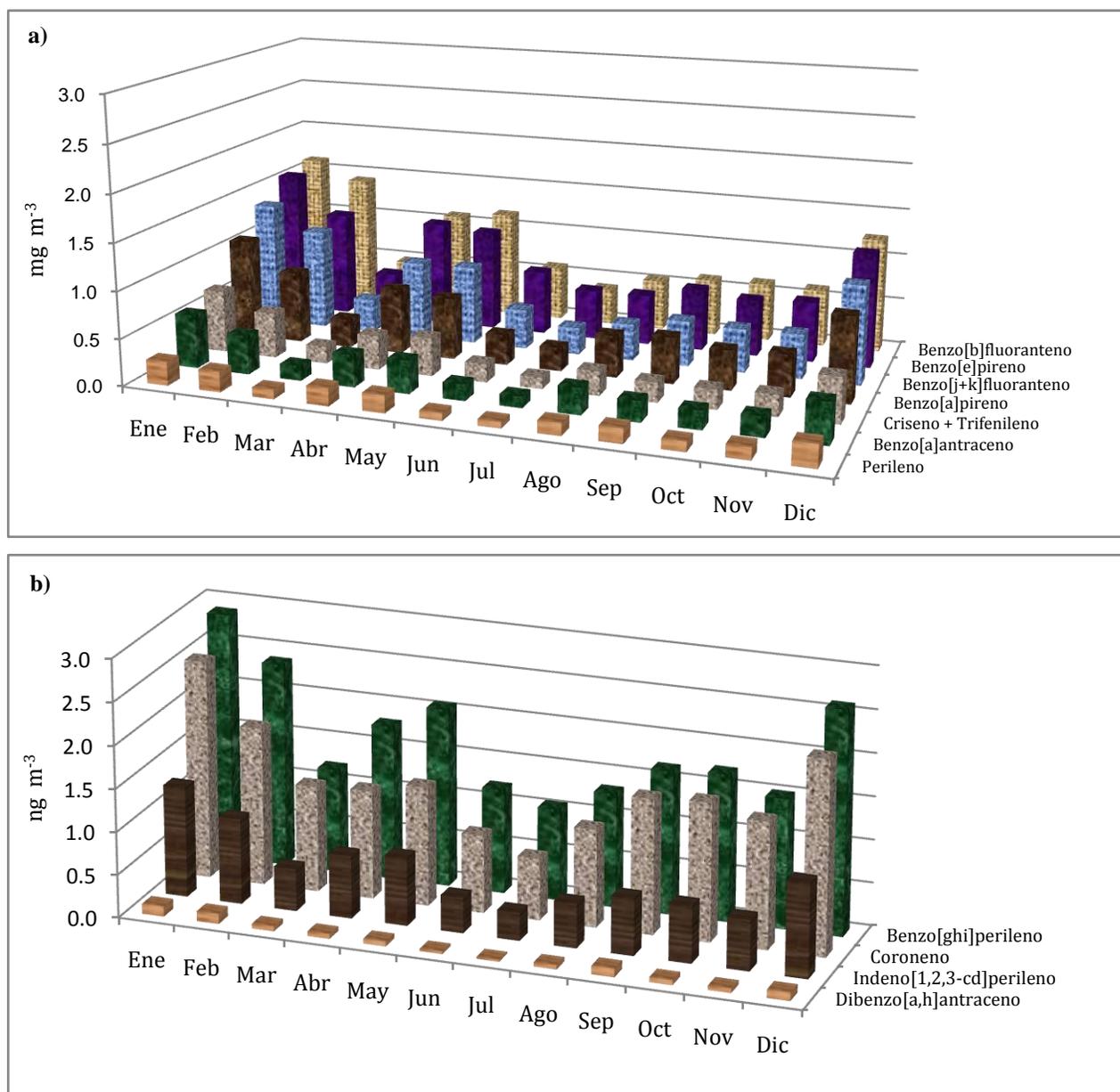
|              | Benzo[a]antraceno | Criseno + Trifenileno | Benzo[e]pireno | Benzo[a]pireno | Benzo[b]fluoranteno | Benzo[j+k]fluorantenos | Perileno | Indeno[1,2,3-cd]perileno | Dibenzo[a,h]antraceno | Benzo[ghi]perileno | Coroneno | $\Sigma$ HAPs |
|--------------|-------------------|-----------------------|----------------|----------------|---------------------|------------------------|----------|--------------------------|-----------------------|--------------------|----------|---------------|
| <b>CES</b>   |                   |                       |                |                |                     |                        |          |                          |                       |                    |          |               |
| Mediana      | 0.11              | 0.14                  | 0.49           | 0.27           | 0.40                | 0.37                   | 0.07*    | 0.43                     | 0.01*                 | 1.14               | 0.72     | 4.33          |
| 10 percentil | 0.05              | 0.08                  | 0.20           | 0.10           | 0.18                | 0.16                   | 0.01*    | 0.15                     | <0.1*                 | 0.41               | 0.25     | 1.61          |
| 90 percentil | 0.24              | 0.34                  | 1.16           | 0.54           | 1.09                | 0.90                   | 0.15     | 0.73                     | 0.03                  | 1.64               | 0.76     | 7.53          |
| <b>MER</b>   |                   |                       |                |                |                     |                        |          |                          |                       |                    |          |               |
| Mediana      | 0.20              | 0.19                  | 0.75           | 0.38           | 0.63                | 0.43                   | 0.11*    | 0.55                     | 0.07                  | 1.68               | 1.50     | 6.11          |
| 10 percentil | 0.14              | 0.13                  | 0.50           | 0.26           | 0.42                | 0.28                   | 0.06*    | 0.39                     | 0.03                  | 1.25               | 0.96     | 4.60          |
| 90 percentil | 0.38              | 0.40                  | 1.30           | 0.84           | 1.21                | 0.86                   | 0.23     | 1.11                     | 0.12                  | 2.99               | 2.99     | 11.91         |
| <b>PED</b>   |                   |                       |                |                |                     |                        |          |                          |                       |                    |          |               |
| Mediana      | 0.08              | 0.08                  | 0.33           | 0.19           | 0.29                | 0.20                   | 0.05*    | 0.34                     | 0.04                  | 0.79               | 0.86     | 3.20          |
| 10 percentil | 0.07              | 0.05                  | 0.22           | 0.12           | 0.19                | 0.12                   | 0.01*    | 0.20                     | 0.01*                 | 0.61               | 0.48     | 2.31          |
| 90 percentil | 0.19              | 0.18                  | 0.67           | 0.51           | 0.66                | 0.43                   | 0.11*    | 0.61                     | 0.10                  | 1.70               | 1.73     | 6.58          |
| <b>TLA</b>   |                   |                       |                |                |                     |                        |          |                          |                       |                    |          |               |
| Mediana      | 0.24              | 0.24                  | 0.67           | 0.44           | 0.68                | 0.49                   | 0.10*    | 0.55                     | 0.05                  | 1.37               | 1.02     | 6.34          |
| 10 percentil | 0.11              | 0.15                  | 0.36           | 0.23           | 0.34                | 0.22                   | 0.06*    | 0.30                     | 0.01*                 | 0.88               | 0.74     | 3.44          |
| 90 percentil | 0.52              | 0.65                  | 0.90           | 0.81           | 1.62                | 1.13                   | 0.22     | 0.99                     | 0.08                  | 2.32               | 2.01     | 10.88         |
| <b>XAL</b>   |                   |                       |                |                |                     |                        |          |                          |                       |                    |          |               |
| Mediana      | 0.57              | 0.56                  | 1.40           | 1.11           | 1.44                | 1.16                   | 0.38     | 1.27                     | 0.13                  | 3.00               | 2.67     | 14.17         |
| 10 percentil | 0.35              | 0.39                  | 1.10           | 0.69           | 1.06                | 0.88                   | 0.18     | 0.90                     | 0.07                  | 1.85               | 1.36     | 7.50          |
| 90 percentil | 0.99              | 1.08                  | 2.43           | 1.55           | 2.41                | 2.05                   | 0.44     | 1.90                     | 0.21                  | 3.91               | 3.92     | 18.31         |

\*Valores inferiores al límite de cuantificación (Tabla A3, Apéndice A).



Con excepción de los HAPs marcados con asterisco que no fueron superiores a los correspondientes límites de cuantificación señalados en la **tabla A3 del apéndice A**, todos los demás valores fueron 1 o 2 órdenes de magnitud mayor que su correspondiente límite de cuantificación.

Las **Figuras 22 a y b**, ilustran el comportamiento temporal de los HAPs durante 2004. El benzo[ghi]perileno y el coroneno fueron los HAPs de mayor concentración, mientras que el perileno y el dibenzo[a,h]antraceno fueron los de menor concentración.



**Figura 22.** Promedio anual de los HAPs  $\geq 228$  g mol<sup>-1</sup>. **(a)** HAPs de 228 a 252 g mol<sup>-1</sup> y **(b)** HAPs de 276 a 300 g mol<sup>-1</sup>



Las medianas de la concentración de todos los HAPs en XAL fueron estadísticamente diferentes a CES y a PED (**Tabla XI**). En general, XAL fue el sitio con mayor concentración y PED con el de menor.

**Tabla XI.** Comparación de la concentración de 13 HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  entre los cinco sitios de la ZMVM. Los HAPs indicados fueron significativamente diferentes a  $p < 0.05$ .

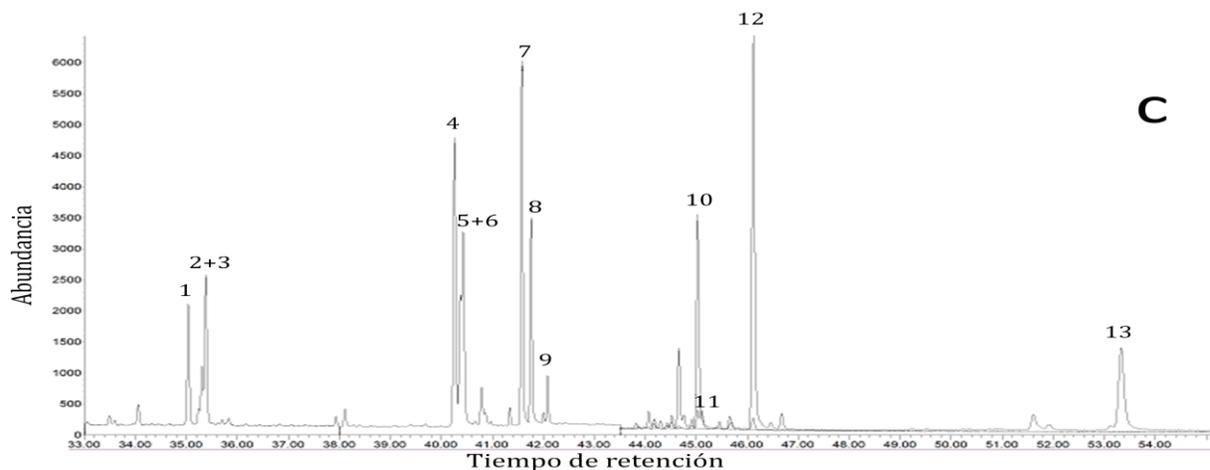
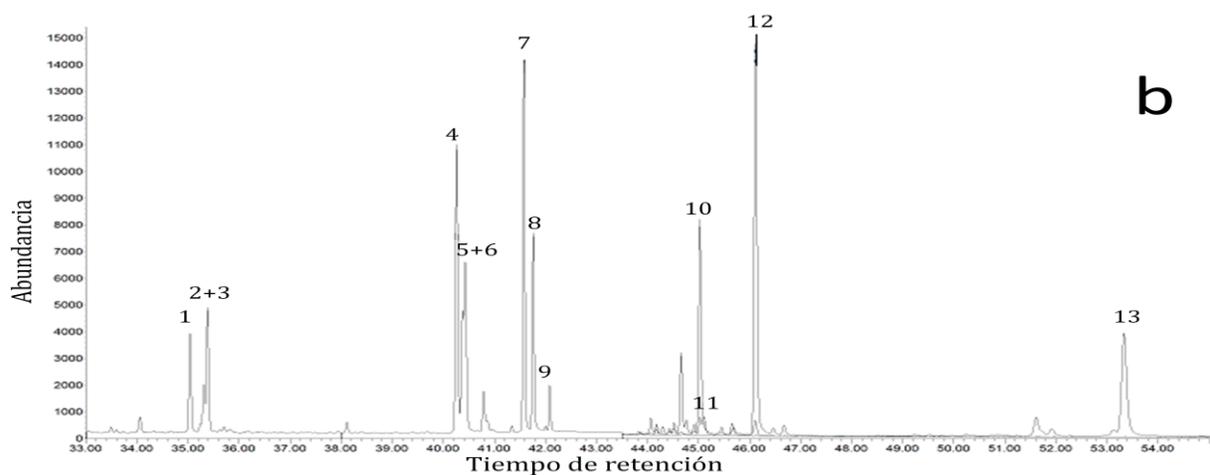
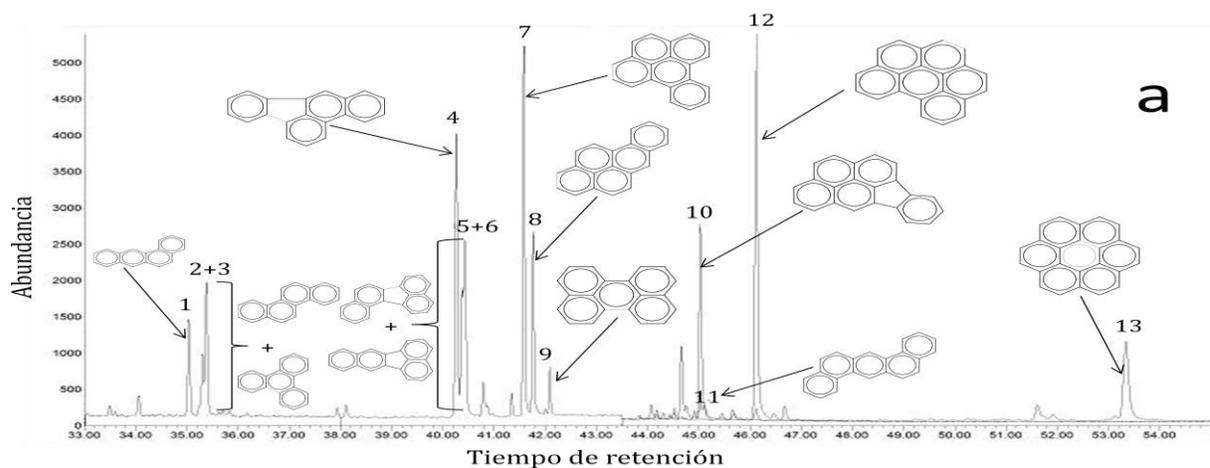
|     | CES           | MER          | PED          | TLA         | XAL |
|-----|---------------|--------------|--------------|-------------|-----|
| CES |               |              |              |             |     |
| MER | 11 y 13 (MER) |              |              |             |     |
| PED | Similar       | 7 y 12 (MER) |              |             |     |
| TLA | Similar       | Similar      | 2+3 (TLA)    |             |     |
| XAL | 1 a 13 (XAL)  | 5+6 (XAL)    | 1 a 13 (XAL) | 8 a10 (XAL) |     |

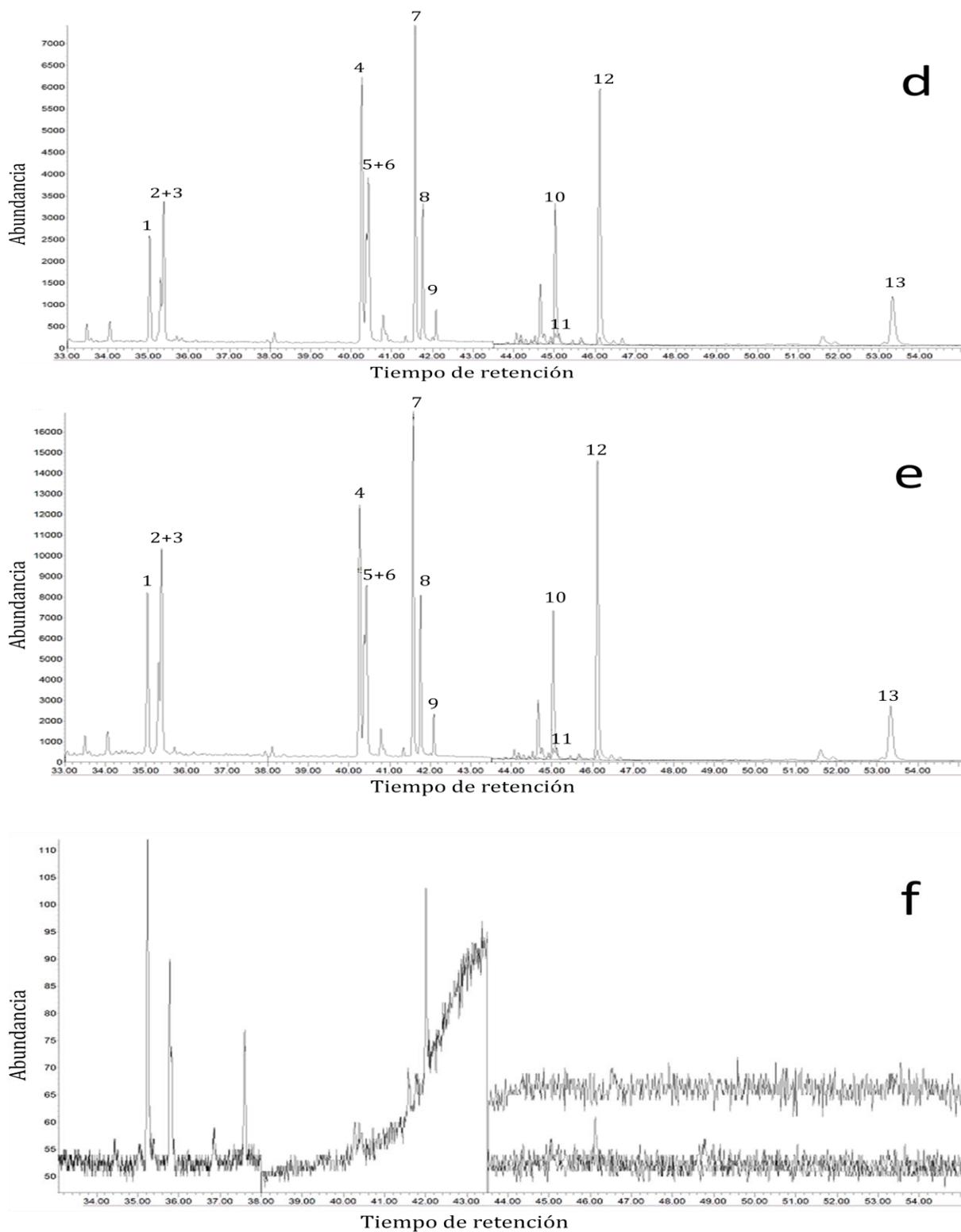
1 - Benzo[a]antraceno, 2+3 - Criseno+Trifenileno, 4 - Benzo[b]fluoranteno, 5+6 - Benzo[j+k]fluorantenos, 7 - Benzo[e]pireno, 8 - Benzo[a]pireno, 9 - Perileno, 10 - Indeno[1,2,3-cd]pireno, 11 - Dibenzo[a,h]antraceno, 12 - Benzo[ghi]perileno y 13 - Coroneno. El sitio entre paréntesis representa el lugar con mayor concentración del HAP en cuestión.

No hubo diferencias significativas de ninguno de los HAPs entre MER y TLA (concentraciones intermedias) y entre CES y PED (concentraciones bajas). Es interesante notar que aunque las concentraciones de los HAPs fueron similares entre cada par de sitios, al compararlos con un tercero, ambas zonas presentaron diferencias significativas de diferentes HAPs y no de los mismos HAPs. Por ejemplo, se pensaría que al comparar MER y TLA con PED, las diferencias en las concentraciones fuesen de los mismos HAPs, sin embargo cuando se compararon MER con PED, los HAPs que difirieron significativamente fueron benzo[e]pireno y benzo[ghi]perileno, siendo mayor en MER, mientras que al comparar TLA con PED, los HAPs que difirieron fueron la suma del criseno y del trifenileno, siendo mayor su concentración en TLA. De igual forma pasó cuando se compararon CES y PED con otros sitios. Esto sugiere que aunque hay una fuente de emisión común de HAPs, probablemente haya otro tipo de fuentes específicas de combustión incompleta que generen cierto tipo de HAPs en mayor concentración en una zona respecto a otra. La concentración de cada uno de los 13 HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  no presentaron diferencias significativas entre las tres temporadas estacionales.

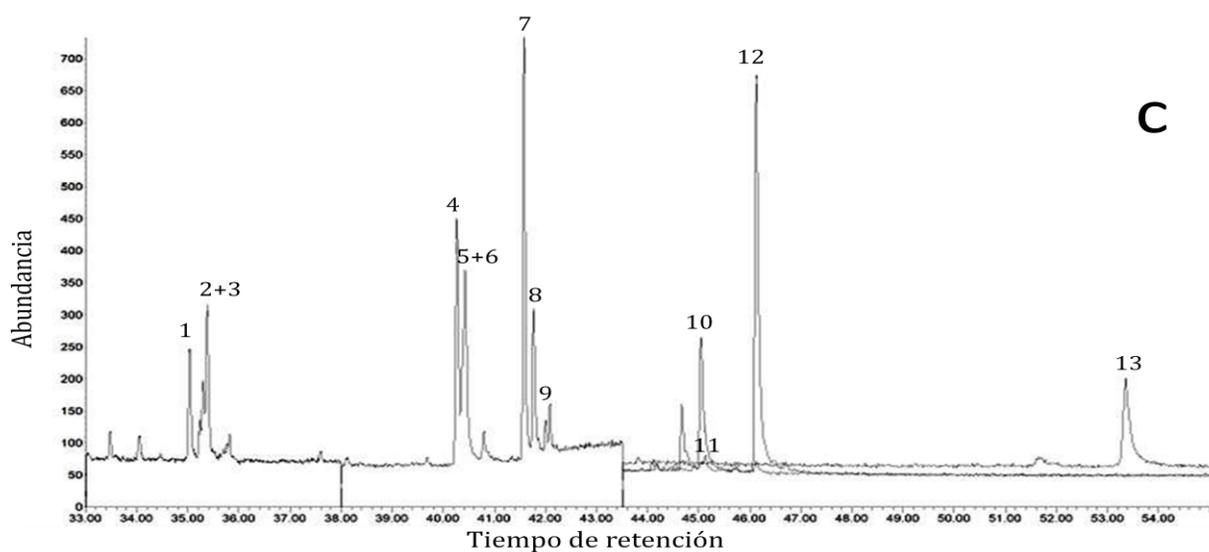
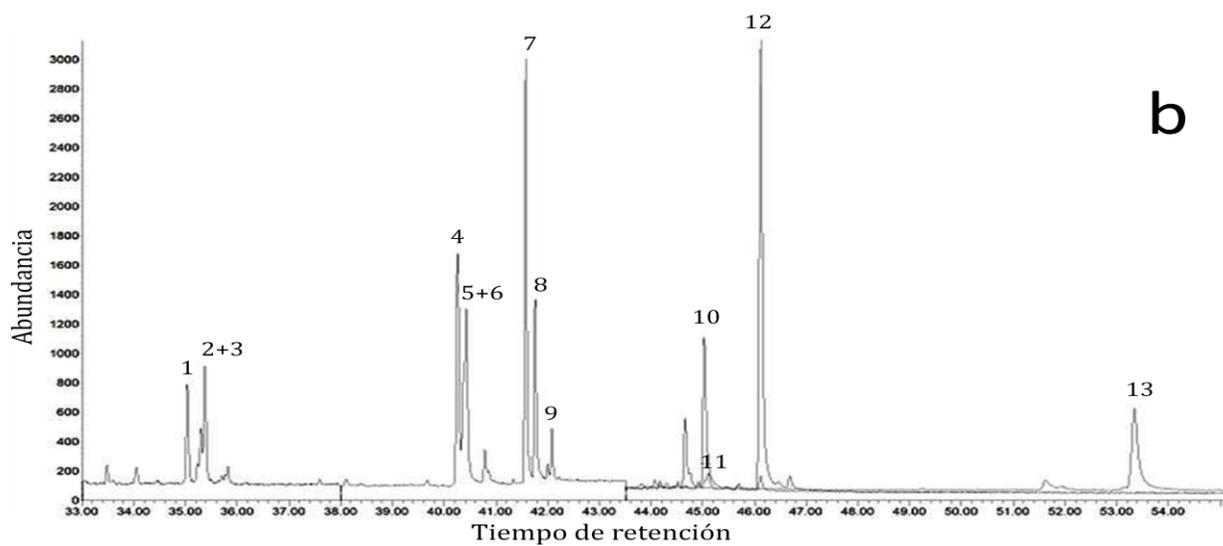
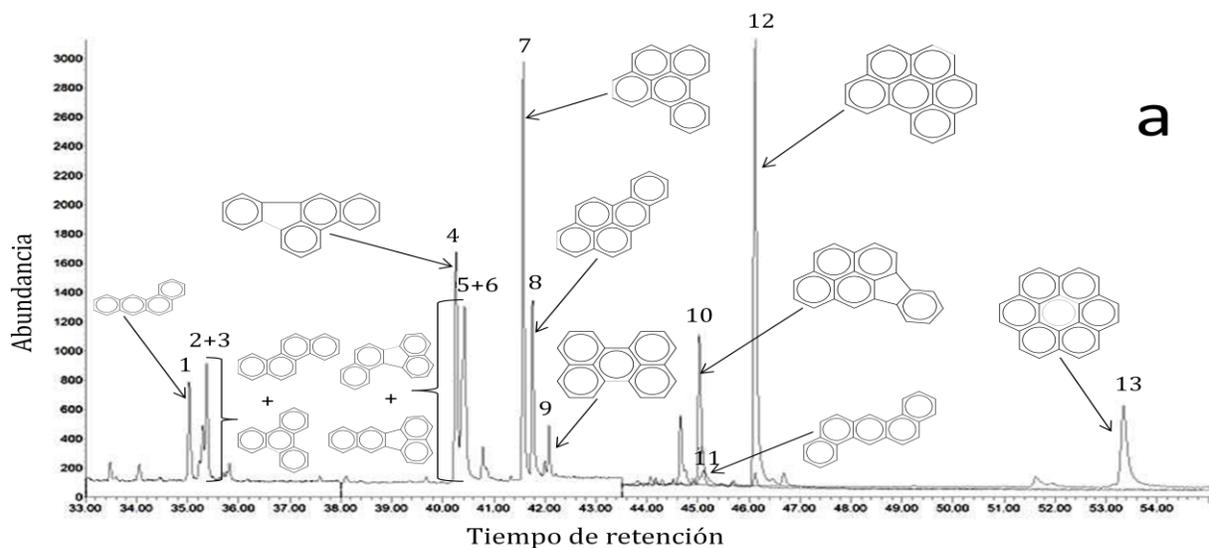


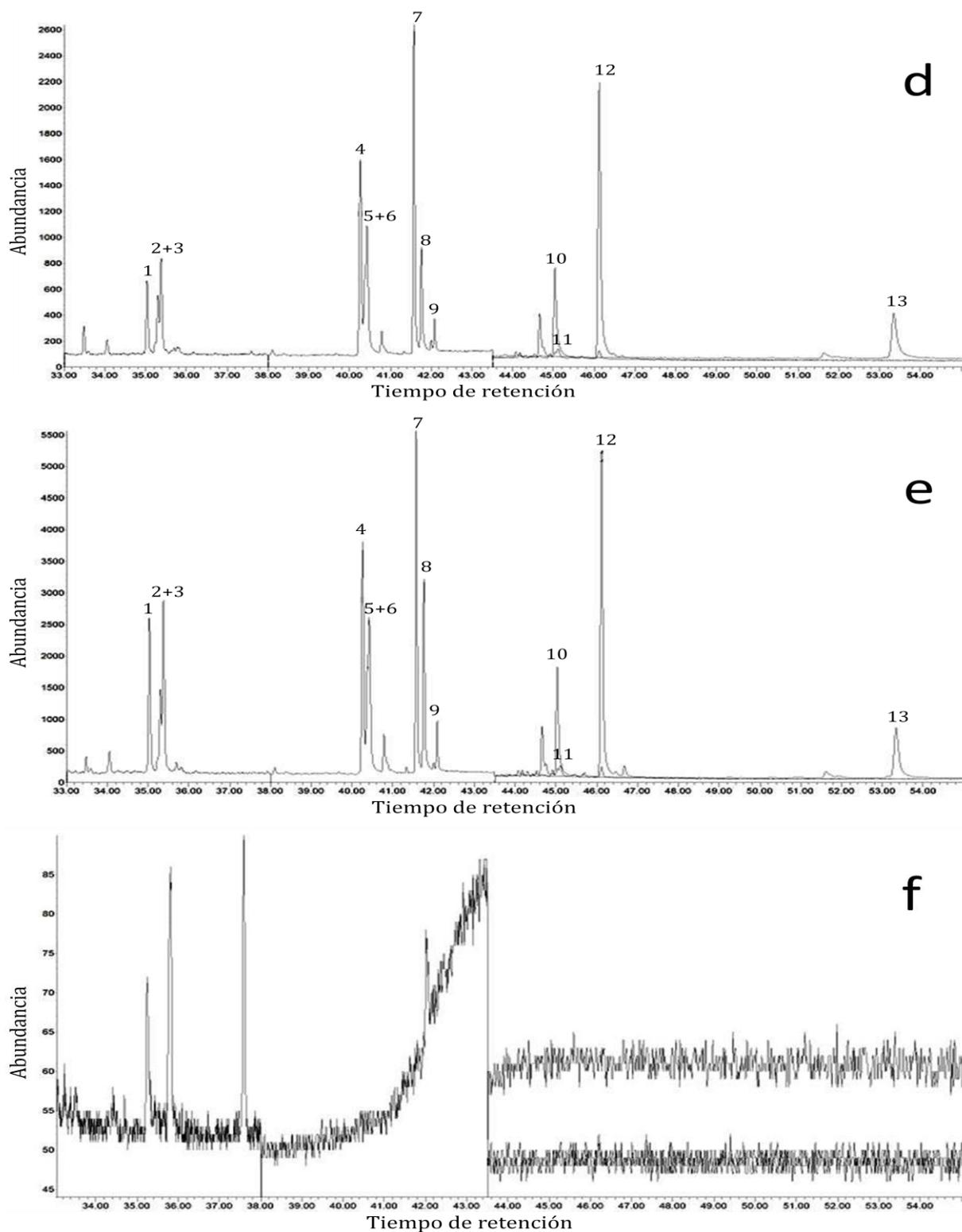
Las **figuras 23 y 24** ilustran los cromatogramas de los iones extraídos de los 13 HAPs  $\geq 228$  g mol<sup>-1</sup> en la MOE de las PM<sub>10</sub> en los cinco sitios de la ZMVM tomando como ejemplo febrero (temporada de secas) y julio (temporada de lluvias) de 2004.





**Figura 23.** Cromatogramas de los iones extraídos de los 13 HAPs  $\geq 228$  g mol<sup>-1</sup> en la MOE de las PM<sub>10</sub> durante febrero de 2004 en cinco sitios de la ZMVM. a. Sureste, (CES); b. Centro, (MER); c. Suroeste, (PED); d. Norroeste, (TLA); e. Noreste, (XAL) y f. Blanco. 1 - Benzo[*a*]antraceno, 2+3 - Criseno + Trifenileno, 4 - Benzo[*b*]fluoranteno, 5+6 - Benzo[*j+k*]fluorantenos, 7 - Benzo[*e*]pireno, 8 - Benzo[*a*]pireno, 9 - Perileno, 10 - Indeno[1,2,3-*cd*]pireno, 11 - Dibenzo[*a,h*]antraceno, 12 - Benzo[*ghi*]perileno y 13 - Coroneno.





**Figura 24.** Cromatogramas de los iones extraídos de los 13 HAPs  $\geq 228$  g mol<sup>-1</sup> en la MOE de las PM<sub>10</sub> durante julio de 2004 en cinco sitios de la ZMVM. a. Sureste, (CES); b. Centro, (MER); c. Suroeste, (PED); d. Noroeste, (TLA); e. Noreste, (XAL) y f. Blanco. 1 - Benzo[*a*]antraceno, 2+3 - Criseno + Trifenileno, 4 - Benzo[*b*]fluoranteno, 5+6 - Benzo[*j+k*]fluorantenos, 7 - Benzo[*e*]pireno, 8 - Benzo[*a*]pireno, 9 - Perileno, 10 - Indeno[1,2,3-*cd*]pireno, 11 - Dibenzo[*a,h*]antraceno, 12 - Benzo[*ghi*]perileno y 13 - Coroneno.



### 3.3. Correlaciones entre PM<sub>10</sub>, MOE e HAPs

Las asociaciones entre las variables han sido empleadas por diversos autores (Masplet 1986, Khalili *et al.* 1995, Miguel *et al.* 1998, Simcik *et al.* 1999, Kulkarni y Venkataraman 2000), para encontrar fuentes de emisión. Todos los HAPs correlacionaron con PM<sub>10</sub> y con MOE (**Tabla XII**), siendo mayor la magnitud de los coeficientes con PM<sub>10</sub>. Probablemente el tipo de interacción de los HAPs con las PM<sub>10</sub> y con la MOE sea diferente y por ello la magnitud de la correlación varíe.

**Tabla XII.** Correlación de Spearman entre PM<sub>10</sub>, MOE e HAPs

|                                       | PM <sub>10</sub> , µg m <sup>-3</sup> | MOE, µg m <sup>-3</sup> |
|---------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------|
| PM <sub>10</sub> , µg m <sup>-3</sup> | 1.000                                 |                         |
| MOE, µg m <sup>-3</sup>               | <b><i>0.710</i></b>                   | 1.000                   |
| Benzo[ <i>a</i> ]antraceno            | <b><i>0.794</i></b>                   | <b><i>0.706</i></b>     |
| Criseno + Trifenileno                 | <b><i>0.869</i></b>                   | <b><i>0.762</i></b>     |
| Benzo[ <i>e</i> ]pireno               | <b><i>0.748</i></b>                   | <b><i>0.753</i></b>     |
| Benzo[ <i>a</i> ]pireno               | <b><i>0.800</i></b>                   | <b><i>0.658</i></b>     |
| Perileno                              | <b><i>0.769</i></b>                   | <b><i>0.607</i></b>     |
| Benzo[ <i>b</i> ]fluoranteno          | <b><i>0.819</i></b>                   | <b><i>0.785</i></b>     |
| Benzo[ <i>j+k</i> ]fluorantenos       | <b><i>0.847</i></b>                   | <b><i>0.764</i></b>     |
| Indeno[1,2,3- <i>cd</i> ]pireno       | <b><i>0.785</i></b>                   | <b><i>0.633</i></b>     |
| Dibenzo[ <i>a,h</i> ]antraceno        | <b><i>0.537</i></b>                   | <b><i>0.432</i></b>     |
| Benzo[ <i>ghi</i> ]perileno           | <b><i>0.766</i></b>                   | <b><i>0.620</i></b>     |
| Coroneno                              | <b><i>0.631</i></b>                   | <b><i>0.489</i></b>     |

Los números en itálicas y en negritas representan las correlaciones significativas a  $p < 0.05$

### 3.4. Correlaciones entre HAPs, contaminantes criterio (máximos) y parámetros meteorológicos (promedios)

Las correlaciones entre los HAPs fueron significativas, lo que confirma que provienen de similares fuentes de combustión incompleta. Todos los HAPs correlacionaron con NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO y SO<sub>2</sub> (**Tabla XIII**). Lo que sugiere similares fuentes de emisión, donde probablemente los vehículos de combustión de gasolina y diesel sean los principales generadores, dado que también emiten a la mayoría de los contaminantes criterio. Las correlaciones con el NO<sub>x</sub> fueron las más altas respecto a los demás gases. Probablemente debido al contenido de NO, producido por los escapes vehiculares. Ningún HAP correlacionó con el ozono, lo que indica



diferentes fuentes de emisión. Mientras que los HAPs son contaminantes primarios, el ozono es un contaminante secundario (Brunelli *et al.* 2007).

Similarmente a PM<sub>10</sub> y a MOE, ningún HAP correlacionó de manera significativa con los parámetros meteorológicos. Probablemente el hecho de medir simultáneamente las variables meteorológicas resultó en valores mucho más homogéneos que las concentraciones de los contaminantes medidos, lo que provocó correlaciones no significativas. Esto sugiere realizar asociaciones por sitio con mayor número de observaciones.

**Tabla XIII.** Correlación de Spearman entre los HAPs (ng m<sup>-3</sup>), parámetros meteorológicos y contaminantes criterio (ppm)

|   | Benzo[a]antraceno | Criseno + Trifenileno | Benzo[e]pireno | Benzo[a]pireno |
|---|-------------------|-----------------------|----------------|----------------|
| Benzo[a]antraceno                       | 1.000             |                       |                |                |
| Criseno + Trifenileno                   | <b>0.970</b>      | 1.000                 |                |                |
| Benzo[e]pireno                          | 0.913             | 0.908                 | 1.000          |                |
| Benzo[a]pireno                          | <b>0.973</b>      | <b>0.939</b>          | <b>0.915</b>   | 1.000          |
| Perileno                                | <b>0.949</b>      | <b>0.916</b>          | <b>0.889</b>   | <b>0.974</b>   |
| Benzo[b]fluoranteno                     | <b>0.959</b>      | <b>0.967</b>          | <b>0.952</b>   | <b>0.951</b>   |
| Benzo[j+k]fluorantenos                  | <b>0.943</b>      | <b>0.969</b>          | <b>0.932</b>   | <b>0.944</b>   |
| Indeno[1,2,3-cd]pireno                  | <b>0.924</b>      | <b>0.914</b>          | <b>0.891</b>   | <b>0.955</b>   |
| Dibenzo[a,h]antraceno                   | <b>0.749</b>      | <b>0.662</b>          | <b>0.660</b>   | <b>0.761</b>   |
| Benzo[ghi]perileno                      | <b>0.940</b>      | <b>0.910</b>          | <b>0.897</b>   | <b>0.963</b>   |
| Coroneno                                | <b>0.818</b>      | <b>0.748</b>          | <b>0.734</b>   | <b>0.841</b>   |
| Temperatura, °C                         | -0.223            | -0.197                | -0.088         | -0.251         |
| Humedad relativa, %                     | -0.058            | -0.104                | -0.137         | -0.107         |
| Velocidad del viento, m s <sup>-1</sup> | 0.139             | 0.132                 | -0.031         | 0.021          |
| O <sub>3</sub>                          | 0.102             | 0.105                 | 0.158          | 0.076          |
| SO <sub>2</sub>                         | <b>0.419</b>      | <b>0.470</b>          | <b>0.463</b>   | <b>0.419</b>   |
| NO <sub>2</sub>                         | <b>0.533</b>      | <b>0.498</b>          | <b>0.472</b>   | <b>0.543</b>   |
| NO <sub>x</sub>                         | <b>0.759</b>      | <b>0.714</b>          | <b>0.689</b>   | <b>0.762</b>   |
| CO                                      | <b>0.515</b>      | <b>0.474</b>          | <b>0.502</b>   | <b>0.529</b>   |

Los números en *italicas* y en **negritas** representan las correlaciones significativas a  $p < 0.05$



**Tabla XIII.** Correlación de Spearman entre los HAPs ( $\text{ng m}^{-3}$ ), parámetros meteorológicos y contaminantes criterio (ppm) (continuación).

|   | Perileno     | Benzo[b]fluoranteno | Benzo[j+k]fluorantenos | Indeno[1,2,3-cd]pireno | Dibenzo[a,h]antraceno | Benzo[ghi]perileno | Coroneno     |
|---|--------------|---------------------|------------------------|------------------------|-----------------------|--------------------|--------------|
| Perileno                                | 1.000        |                     |                        |                        |                       |                    |              |
| Benzo[b]fluoranteno                     | <b>0.923</b> | 1.000               |                        |                        |                       |                    |              |
| Benzo[j+k]fluorantenos                  | <b>0.930</b> | <b>0.986</b>        | 1.000                  |                        |                       |                    |              |
| Indeno[1,2,3-cd]pireno                  | <b>0.939</b> | <b>0.938</b>        | <b>0.929</b>           | 1.000                  |                       |                    |              |
| Dibenzo[a,h]antraceno                   | <b>0.793</b> | <b>0.702</b>        | <b>0.654</b>           | <b>0.794</b>           | 1.000                 |                    |              |
| Benzo[ghi]perileno                      | <b>0.952</b> | <b>0.922</b>        | <b>0.909</b>           | <b>0.976</b>           | <b>0.805</b>          | 1.000              |              |
| Coroneno                                | <b>0.815</b> | <b>0.758</b>        | <b>0.716</b>           | <b>0.873</b>           | <b>0.865</b>          | <b>0.909</b>       | 1.000        |
| Temperatura, °C                         | -0.255       | -0.097              | -0.115                 | -0.148                 | -0.134                | -0.201             | -0.211       |
| Humedad relativa, %                     | -0.075       | -0.159              | -0.139                 | -0.178                 | -0.033                | -0.081             | -0.018       |
| Velocidad del viento, $\text{m s}^{-1}$ | 0.042        | 0.080               | 0.055                  | -0.050                 | 0.143                 | -0.031             | -0.024       |
| O <sub>3</sub>                          | 0.032        | 0.151               | 0.133                  | 0.167                  | 0.086                 | 0.145              | 0.226        |
| SO <sub>2</sub>                         | <b>0.380</b> | <b>0.440</b>        | <b>0.424</b>           | <b>0.455</b>           | <b>0.311</b>          | <b>0.445</b>       | <b>0.445</b> |
| NO <sub>2</sub>                         | <b>0.493</b> | <b>0.503</b>        | <b>0.476</b>           | <b>0.579</b>           | <b>0.442</b>          | <b>0.587</b>       | <b>0.598</b> |
| NO <sub>x</sub>                         | <b>0.732</b> | <b>0.741</b>        | <b>0.705</b>           | <b>0.750</b>           | <b>0.580</b>          | <b>0.763</b>       | <b>0.661</b> |
| CO                                      | <b>0.510</b> | <b>0.529</b>        | <b>0.485</b>           | <b>0.588</b>           | <b>0.466</b>          | <b>0.591</b>       | <b>0.574</b> |

Los números en *italicas* y en **negritas** representan las correlaciones significativas a  $p < 0.05$

### 3.5. Fuentes de emisión de HAPs

Considerando las siguientes observaciones:

1. Las asociaciones entre PM<sub>10</sub>, MOE e HAPs fueron significativas.
2. Los HAPs son contaminantes primarios originados por la combustión incompleta del material orgánico.
3. Todos los HAPs correlacionaron con los contaminantes primarios criterio (**Tabla XIII**).
4. Tanto PM<sub>10</sub> como MOE que pueden ser y contener productos de procesos de combustión, correlacionaron con SO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub>, respectivamente.



5. La correlación entre las  $PM_{10}$  y el CO no fue significativa, pero si lo fue entre la MOE y el CO, que es un marcador de fuentes vehiculares.
6. La tasa  $\sum HAPs/MOE$  fue homogénea en los cinco sitios de la ZMVM, a diferencia de  $\sum HAPs/PM_{10}$  donde CES fue menor al resto de los sitios.

Se puede inferir que las fuentes de emisión para todas las variables son similares. Al menos la MOE proviene principalmente de la combustión incompleta de combustibles que generan también HAPs y que ésta pudiera ser principalmente de origen vehicular por sus asociaciones con  $NO_x$ ,  $SO_2$  y CO, sin embargo, para el caso de las  $PM_{10}$  existen otras fuentes diferentes a la combustión incompleta que las generan y vierten a la atmósfera.

Así como las correlaciones entre los HAPs y los contaminantes criterio sugieren fuentes de emisión, algunos autores han sugerido que diferentes HAPs pueden ser usados como marcadores de éstas (**Tabla XIV**), adicionalmente, el empleo de algunos cocientes entre HAPs se han empleado para identificar fuentes de emisión. Algunos ejemplos se ilustran en la **tabla XV**.

**Tabla XIV.** Algunos HAPs considerados como marcadores de fuentes de emisión

| Fuentes  | HAPs                             | Número de anillos |
|--|----------------------------------|-------------------|
| Emisiones de vehículos a gasolina <sup>a,b,c</sup> | Benzo[ <i>j+k</i> ]fluorantenos  | 5                 |
|  | Benzo[ <i>ghi</i> ]perileno      | 6                 |
|  | Indeno [1,2,3- <i>cd</i> ]pireno | 6                 |
| Emisiones de vehículos a diesel <sup>d,a,b</sup>   | Fluoranteno                      | 4                 |
|  | Criseno                          | 4                 |
|  | Pireno                           | 4                 |
|  | Benzo[ <i>b</i> ]fluoranteno     | 5                 |
|  | Benzo[ <i>j+k</i> ]fluorantenos  | 5                 |
| Combustión de madera <sup>a,b</sup>                | Antraceno                        | 3                 |
|  | Fenantreno                       | 3                 |
|  | Fluoranteno                      | 4                 |
|  | Pireno                           | 4                 |
|  | Reteno                           | 3                 |
| Combustión de carbón <sup>a,b</sup>                | Antraceno                        | 3                 |
|  | Fenantreno                       | 3                 |
|  | Fluoranteno                      | 4                 |
|  | Pireno                           | 4                 |
|  | Benzo[ <i>a</i> ]antraceno       | 4                 |
|  | Criseno                          | 4                 |
| Combustión de gas natural <sup>e</sup>             | Benzo[ <i>a</i> ]antraceno       | 4                 |
|  | Criseno                          | 4                 |
|  | Fenantreno                       | 3                 |
|  | Fluoranteno                      | 4                 |

<sup>a-</sup> Khalili *et al.* (1995); <sup>b-</sup> Kulkarni y Venkataraman (2000); <sup>c-</sup> Miguel *et al.* (1998); <sup>d-</sup> Masclat (1986); <sup>e-</sup> Simcik *et al.* (1999).



Es importante observar que una medida propuesta por las autoridades mexicanas es el empleo de gas natural como fuente alterna de combustible, para vehículos destinados al transporte público y de productos perecederos, así como particulares con sistemas carburantes a base de gas natural y/o LP con lo que se reduciría la emisión de material particulado, sin embargo uno de los principales productos de la combustión del gas natural es el benzo[*a*]antraceno, considerado como marcador de la combustión de este tipo de combustible (Simcik *et al.* 1999) y como posible cancerígeno en humanos (IARC 1983, USEPA 1994, OMS 1998).

Basado en las asociaciones entre los HAPs de la **tabla XIII**, la correlación más alta entre el coroneno ( $r=0.909$ ) y el dibenzo[*a,h*]antraceno ( $r=0.805$ ) con el benzo[*ghi*]perileno sugiere que ambos provengan de vehículos a gasolina. Probablemente, el benzo[*a*]pireno se genere también de dicha fuente por su fuerte asociación con el benzo[*ghi*]perileno, aunque su correlación con el benzo[*a*]antraceno ( $r=0.973$ ) indica fuentes de emisión de vehículos a diesel y combustión de gas natural y carbón. Similares fuentes para el perileno por su correlación con el benzo[*a*]pireno ( $r=0.974$ ) y el benzo[*ghi*]perileno ( $r=0.952$ ). Las elevadas asociaciones del benzo[*b*]fluoranteno ( $r=0.951$ ) y del benzo[*j+k*]fluorantenos ( $r=0.932$ ) con el benzo[*e*]pireno, sugieren que éste último se emita de la combustión del diesel y de la gasolina. Aunque el trifenileno se cuantificó con el criseno, la alta correlación con su isómero benzo[*a*]antraceno ( $r=0.970$ ), indica combustión de gas natural, de carbón, de madera y de diesel, donde el criseno es marcador de esta fuente.

**Tabla XV.** Cociente entre las medianas de los HAPs de cinco sitios de la ZMVM y fuentes de emisión

|                                   | Indeno[1,2,3- <i>cd</i> ]pireno /<br>(Indeno[1,2,3- <i>cd</i> ]pireno +<br>Benzo[ <i>ghi</i> ]perileno) | Benzo[ <i>a</i> ]antraceno /<br>(Benzo[ <i>a</i> ]antraceno +<br>Criseno) | Benzo[ <i>e</i> ]pireno /<br>(Benzo[ <i>e</i> ]pireno +<br>Benzo[ <i>a</i> ]pireno) |
|-----------------------------------|---|---|---|
| Vehículos a diesel                | 0.35-0.70 <sup>b</sup><br>0.94 <sup>a</sup>   | <b>0.38-0.64<sup>d</sup></b><br>0.92 <sup>a</sup>                         | n.r.  |
| Autos equipados con catalizador   | <b>0.21-0.22<sup>e</sup></b><br><b>0.26<sup>a</sup></b>   | <b>0.22-0.55<sup>f</sup></b><br>0.76 <sup>a</sup>                         | <b>0.60-0.80<sup>b</sup></b>  |
| Quema de petróleo                 | 0.82 <sup>a</sup>   | 0.32 <sup>a</sup>   | 0.68 <sup>a</sup>   |
| Quema de madera                   | 0.62 <sup>g</sup>   | 0.43 <sup>c</sup>   | 0.34 <sup>c</sup>   |
| Polvo de caminos                  | 0.36 <sup>h</sup> , 0.42 <sup>i</sup><br>0.51-0.57 <sup>a</sup>   | 0.38 <sup>i</sup>   | 0.54 <sup>h</sup> , 0.45 <sup>i</sup><br>0.81-0.88 <sup>a</sup>                     |
| Hornos industriales               | 0.36-0.57 <sup>i</sup>  | <b>0.23-0.89<sup>j</sup></b>  | 0.17-0.48 <sup>i</sup>  |
| <b>CES</b>                        | <b>0.27</b>   | <b>0.44</b>   | <b>0.64</b>   |
| <b>MER</b>                        | <b>0.25</b>   | <b>0.51</b>   | <b>0.66</b>   |
| <b>PED</b>                        | <b>0.30</b>   | <b>0.50</b>   | <b>0.63</b>   |
| <b>TLA</b>                        | <b>0.28</b>   | <b>0.50</b>   | <b>0.60</b>   |
| <b>XAL</b>                        | <b>0.30</b>   | <b>0.50</b>   | <b>0.56</b>   |
| <b>Promedios de la ZMVM, 2004</b> | <b>0.27</b>   | <b>0.51</b>   | <b>0.61</b>   |

n.r. – No reportado, <sup>a</sup>-Manoli *et al.* (2004), <sup>b</sup>-Rogge *et al.* (1993a), <sup>c</sup>-Li and Kamens (1993), <sup>d</sup>Sicre *et al.* (1987), <sup>e</sup>-Khalili *et al.* (1995), <sup>f</sup>-Simcik *et al.* (1999), <sup>g</sup>-Gogou *et al.* (1996), <sup>h</sup>-Rogge *et al.* (1993b), <sup>i</sup>-Oda *et al.* (2001), <sup>j</sup>-Yang *et al.* (1998). <sup>k</sup>-Barale *et al.* (1991).

Los cocientes anteriores vuelven a sugerir que las principales fuentes de emisión para los HAPs son las vehiculares.



## 4. CONCLUSIONES

### Conclusiones Generales

- Los sitios que presentaron mayor concentración de  $PM_{10}$ , MOE e HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  durante el 2004, fueron XAL, MER y TLA, seguidos por CES y PED.
- Tomando en cuenta a los HAPs en fase particulada el benzo[ghi]perileno y el coroneno fueron los HAPs de mayor concentración, mientras que el perileno y el dibenzo[a,h]antraceno fueron los de menor concentración.

### Conclusiones particulares

- ❖ Mayores concentraciones de  $PM_{10}$  y de MOE fueron observadas en la primer temporada de secas 1 (enero-abril) respecto a la de lluvias (mayo-octubre) ( $p < 0.02$ , en ambos casos). Lo que muestra el efecto depurador del agua de lluvia.
- ❖ Las concentraciones de  $PM_{10}$  y de MOE entre la temporada de lluvias y la segunda temporada de secas 2 (noviembre-diciembre) no fueron significativamente diferentes porque en esta última también se presentaron lluvias que disminuyeron la concentración de ambas variables.
- ❖ El 14 de enero del 2004 registró una concentración de  $135 \mu\text{g m}^{-3}$  en XAL, siendo el único día y sitio en que se rebasó la norma oficial mexicana para  $PM_{10}$  establecida en  $120 \mu\text{g m}^{-3}$  en 24 h (NOM-025-SSA1-1993).
- ❖ Se observó que la relación HAPs/MOE fue significativamente mayor en noviembre y diciembre respecto al resto del año, lo que sugiere que la MOE tiene propiedades hidrofílicas que resultaron en su depositación húmeda al suelo.
- ❖ CES fue el único sitio que presentó la tasa más baja de HAPs/ $PM_{10}$ , con diferencias significativas entre MER ( $p = 0.022$ ) y XAL ( $p = 0.031$ ). Lo que sugiere que en CES probablemente haya menores fuentes de combustión incompleta que generan HAPs con respecto a MER y a XAL.
- ❖ No hubo diferencia significativa entre las concentraciones de la sumatoria de los HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  entre las tres estaciones del año, debido a la gran dispersión de los valores en cada temporada, sin embargo la mediana de la temporada de secas 1 fue el doble que en la de lluvias.



- ❖ La relación MOE/PM<sub>10</sub> fue homogénea en toda la ZMVM. Esto sugiere que al menos la MOE es emitida por fuentes similares a la emisión de PM<sub>10</sub>. Aunque las PM<sub>10</sub> pueden también ser emitidas por otras fuentes que no necesariamente emiten MOE.
- ❖ Se observó asociación significativa entre PM<sub>10</sub> y MOE, sugiriendo nuevamente fuentes de emisión similares. La correlación con algunos contaminantes criterio indicó que una de las principales fuentes de emisión para la MOE es la vehicular.
- ❖ La proporción uniforme entre HAPs/MOE en los cinco puntos sugiere que la MOE se encuentra constituida por compuestos primarios emitidos directamente de la fuente de combustión y que probablemente sean de tipo hidrofóbico debido a la correlación no significativa con la humedad relativa.
- ❖ Aunque la principal fuente de emisión de HAPs sea la vehicular, probablemente haya otro tipo de fuentes específicas de combustión incompleta que generen cierto tipo de HAPs en mayor concentración en un sitio respecto a otro.
- ❖ Los cocientes entre los HAPs volvieron a sugerir que las principales fuentes de su emisión son las vehiculares.
- ❖ Todos los HAPs correlacionaron con PM<sub>10</sub>, MOE, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO y SO<sub>2</sub>. Lo que sugiere similares fuentes de emisión, donde probablemente los vehículos de combustión de gasolina y diesel sean los principales generadores, dado que también emiten a la mayoría de los contaminantes criterio.
- ❖ Ningún HAP correlacionó significativamente con el ozono, lo que indica diferentes fuentes de emisión. Mientras que los HAPs son contaminantes primarios, el ozono es un contaminante secundario.
- ❖ La concentración de PM<sub>10</sub> fue similar a la de Vietnam y Portugal, inferior a algunas ciudades de Asia y superior a algunas de América y Australia.
- ❖ La suma de HAPs es similar a la observada en el Reino Unido, mayor a las ciudades de Brasil, USA y Chile y menor a Grecia y China.



## 5. RECOMENDACIONES

1. Realizar un mayor número de muestreos durante el año para observar con mayor precisión el comportamiento estacional de las variables medidas.
2. La determinación de la concentración de la masa de  $PM_{10}$  y de los compuestos orgánicos en las partículas, deberán realizarse en dos procesos independientes. Con ello se reducirá la pérdida de los orgánicos al estabilizar el filtro.
3. Considerar otros procedimientos para evaluar la eficiencia del método como la adición patrón sobre matriz real o bien por dilución isotópica.
4. Considerar la fase gaseosa del aerosol atmosférico para la determinación e HAPs volátiles.
5. Los resultados de este estudio deberán ser tomados en cuenta para reconsiderar o en su caso confirmar el límite máximo permitido de  $PM_{10}$  establecido en  $120 \mu\text{g m}^{-3}$  en 24 h, bajo el que la salud de la población está "segura". Así mismo, este estudio contribuirá a establecer normas que en un futuro limiten la concentración en el aire de su composición química y no sólo del material particulado suspendido en el aire.



## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Abbey D., Nishino N., McDonell W., Burchette R., Knutsen S., Beeson W. y Yang J. (1999). Long-term inhalable particles and pollutants related to mortality in nonsmokers. *American Journal Respiratory Critical Care Medicine* 159, 373-382.
- Alves C., Pio C. y Duarte A. (2001). Composition of extractable organic matter of air particles from rural and urban Portuguese areas. *Atmospheric Environment* 35, 5485–5496.
- Amador-Nuñoz O. (2003). Estudio de los hidrocarburos aromáticos policíclicos adsorbidos a las partículas  $\leq 10 \mu\text{m}$  del suroeste de la ciudad de México. Tesis de maestría. UNAM. 189p.
- Amagai T., Takahashi Y., Matsushita H., Morknøy D., Sukasem P. y Tabucanon M. (1999). A survey on polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in soil in Chiang-Mai. Thailand. *Environment International* 25, 563-572.
- Arimoto R. (2001). Eolian dust and climate: relationships to sources, tropospheric chemistry, transport and deposition. *Earth-Science reviews* 54, 29-42.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (1995). Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2003). Managing Hazardous Material Incidents, Nitrogen Oxides (NO, NO<sub>2</sub> and others). Actualizado abril de 2003. <http://www.atsdr.cdc.gov/MHMI/mmg175.pdf>
- Baek S.O., Goldstone M.E., Kirk P.W.W., Lester J.M. y Perry R. (1992). Concentrations of particulate and gaseous polycyclic aromatic hydrocarbons in London air following a reduction in the lead content of petrol in the United Kingdom. *Science of The Total Environment* 111, 169–199.
- Báez P.A., García M.R., Torres B.M., Padilla H.G., Belmont R.D., Amador M.O. y Villalobos-Pietrini R. (2007). Origin of trace elements and inorganic ions in PM<sub>10</sub> aerosols to the South of Mexico City. *Atmospheric Research* 85, 52-63.
- Barale R., Giromini L., Ghelardini G., Scapoli C., Loprieno N., Pala M., Valerio F. y Barrai I. (1991). Correlations between 15 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and the mutagenicity of the total PAH fraction in ambient air particles in La Spezia (Italy). *Mutation Research Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis* 249, 227-241



- Barnett A.G., Williams G.M., Schwartz J., Neller A.H., Best T.L., Petroeschevsky A.L. y Simpson R.W. (2005). Air pollution and child respiratory health: a case-crossover study in Australia and New Zealand. *American Journal Respiratory Critical Care Medicine* 171, 1272-1278.
- Bascom R. (1996). Environmental factors and respiratory hyper sensitivity: the Americas. *Toxicology Letters* 86, 115-130.
- Bell J. (1876). Paraffin epithelioma of the scrotum. Edinburgo. *Medicine Journal* 22, 135-137.
- Beslic I., Segar Kesimir y Sisovic A. (2005). PM<sub>10</sub>, CO and NO<sub>x</sub> concentrations in the Tuhobic road tunnel, Croatia. *International Journal Environment and Pollution* 25, 251-262.
- Bi X. H., Sheng G. H., Peng P. A, Zhang Z. Q. y Fu J. M. (2002). Extractable organic matter in PM<sub>10</sub> from Li Wan district of Guangzhou City, PR China. *The Science of the Total Environment* 300, 213-228.
- Braga Dallarosa J., Garcia Mônego J., Calesso Teixeira E., Stefens J. y Wiegand F. (2005). Polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particles in the metropolitan area of Porto Alegre, Brazil. *Atmospheric Environment* 39, 1609-1625.
- Brauer M., Avila-Casado C., Fortoul T., Vedal S., Stevens B. y Churg A. (2001). Air pollution and retained particles in the lung. *Environment Health Perspectives* 109, 1039-1043.
- Brunelli U., Piazza V., Pignato L., Sorbello F. y Vitabile S. (2007). Two-days ahead prediction of daily maximum concentrations of SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, CO in the urban area of Palermo, Italy. *Atmospheric Environment* 41, 2967-2995
- Burnett R., Brook J., Dann T., Delocla C., Philips O. y Cakmak S. (2000). Association between particulate and gas-phase components of urban air pollution and daily mortality in eight Canadian cities. *Inhalation Toxicology* 12, 15-39.
- Calcabrini A., Meschini S., Marra M., Falzano L., Colone M., De Berardis B., Paoletti L., Arancia G. y Fiorentini C. (2004). Fine environmental particulate engenders alterations in human lung epithelial A549 cells. *Environmental Research* 95, 82-91.
- Calderón M., Gómez S., Villalobos-Pietrini R., Butterworth F. y Amador M.O. (2004). The effects of seasonal weather on the genotoxicity, citokinetic properties, citotoxicity and organochemical content of the extracts of airborne particles in Mexico city. *Mutation Research* 558, 7-17.



- CEOHAATS (Committee of the Environmental and Occupational Health Assembly of the American Thoracic Society) (1996). Health effects of outdoor health pollution. *American Journal Respiratory Critical Care Medicine* 153, 3-50 and 477-498.
- Chow Judith C., Watson John G., Edgerton Sylvia A. y Vega Elizabeth. (2002). Chemical composition of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> in Mexico City during winter 1997. *The Science of the Total Environment* 287, 177-201.
- Cope W.G., Leidy R.B. y Hodgson E. (2004). Classes of toxicants: Use Classes. En: "A textbook of modern Toxicology". Wiley-Interscience, Nueva Jersey p. 75-83.
- D'Amato G., Liccardi G., D' Amato M. y Cazzola M. (2001). The role of outdoor air pollution and climatic changes on the rising trends in the respiratory allergy. *Respiratory medicine* 95, 220-242.
- de Kok T.M.C.M., Drieste H.A.L., Hogervorst J.G.F. y Briedé J.J. (2006). Toxicological assessment of ambient and traffic-related particulate matter: A review of recent studies. *Mutation Research* 613, 103-122.
- Dejmek J., Solansky I., Benes I., Lenicek J. y Sram R. (2000). The impact of polycyclic aromatic hydrocarbons and fine particles on pregnancy outcome. *Environmental Health Perspectives* 108, 1159-1164.
- Dickerson R., Kondragunta S., Stenchikov G., Civerolo K., Doddridge B. y Holben B. (1997). The impact of aerosols on solar ultraviolet radiation and photochemical smog. *Science* 278. 827-830.
- Dockery D., Pope III C., Xu X., Spenger J., Ware J., Fay M., Ferris B., y Speizer F. (1993). An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *The New England of Medicine* 329, 1753-1759.
- Dockery D.W. y Pope III C.A. (1994). Acute respiratory effects of the particulate air pollution. *Annual Review Public Health* 15, 107-132.
- Dockery D.W. y Pope III C.A. (1999). Epidemiology of Particle Effects. *Air Pollution and Health* p.p. 673-705.
- DOF (Diario Oficial de la Federación) (2007). Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Última Reforma DOF 05 de Julio del 2007.



- Dolk H. y Vrijheid M. (2003). The impact of environmental pollution on congenital anomalies. *British Medical Bulletin* 68, 25–45.
- Doran J., Abbott J., Archuleta X., Bian J., Chow R., Edgerton S., Elliot S., Fernandez A., Fast J., Hube J., King C. y Langley D. (1998). The IMADA-VER boundary layer experiment in Mexico city Area. *Bulletin Ammerican Metrological Society* 79, 2497-2508.
- Dye J. A., Lehmann J.R., McGee J.K., Winsett D.W., Ledbetter A.D., Everit J.I., Ghio A.J., Costa D.L. (2001). Acute pulmonary toxicity of particulate matter filter extracts in rats: coherence with epidemiologic studies in Utah Valley residents. *Environment Health Perspectives* 109, 395–403.
- EC (European Commission) (1997). DG XI, Working group on lead. Air Quality Daughter Directives-Position Paper on Lead.
- EC (European Commission) (2004). Working group on particulate matter (Ed.), Second Position Paper on Particulate Matter, p. 234.
- Englert N. (2004). Fine particles and human health a review of epidemiological studies. *Toxicology Letters* 149, 235–242.
- Fast J., de Foy B., Acevedo Rosas F., Caetano E., Carmichael G., Emmons L., McKenna D., Mena M., Skamarock W., Tie X., Coulter R., Barnard J., Wiedinmyer C. y Madronich S. (2007). A meteorological overview of the MILAGRO field campaigns. *Atmospheric Chemistry Physics* 7, 2233–2257.
- Fernández-Bremauntz A. y Ashmore M. (1995). Exposure of commuters to carbon monoxide in Mexico City I. Measurement of in vehicle concentrations. *Atmospheric Environment* 29, 525–532.
- Finlayson-Pitts B. y Pitts Jr J. (1986). Atmospheric Chemistry fundamental and experimental techniques. Wiley Interscience. Nueva York p. 1098.
- Fisher P.H., Brunekreef B. y Lebret E. (2004). Air pollution related deaths during the 2003 heat wave in the Netherlands. *Atmospheric Environment* 38, 1083-1085.
- Friedlander S.K. (2000). Smoke, dust and haze, fundamentals of aerosol dynamics. 2a Ed. Oxford university press. pp. 359 – 388.
- Ghio A. y Devlin R. (2001). Inflammatory lung injury after bronchial instillation of air pollution particles. *American Journal Respiratory Critical Care Medicine* 164, 704–708.



Gietl J. K., Tritscher T. y Klemm O. (2008). Size-segregated analysis of PM<sub>10</sub> at two sites, urban and rural, in Münster (Germany) using five-stage Berner type impactors. *Atmospheric Environment* 42, 5721-5727.

Glatt H. y Oesch F. (1987). Species differences in enzymes controlling reactive epoxides. *Archives of toxicology supplement* 10, 111-124.

Gogou A., Stratigakis N., Kanakidou M., y Stephanou E. (1996). Organic aerosols in Eastern Mediterranean: components source reconciliation by using molecular markers and atmospheric back trajectories. *Organic Geochemistry* 25, 79-96.

Götz G., Mészáros E. y Vali G. (1991). Atmospheric particles and nuclei. Institute for Atmospheric physics. Budapest, Hungary. 273p.

Hall M. *et al.* (1989). Relative contribution of various forms of cytochrome P450 to the metabolism of benzo[a]pyrene by human liver microsomes. *Carcinogenesis* 10, 1815-1821.

Hansen C., Neller A., Williams G. y Simpson R. (2006). Maternal exposure to low levels of ambient air pollution and preterm birth in Brisbane, Australia. *An International Journal of Obstetrics and Gynaecology* 113, 935-941.

Heard D.E. (2006). Analytical Techniques for Atmospheric Measurement. (Ed. by D. E. Heard) Oxford, Blackwell. pp. 266 y 267.

Hinds W. (1982). Aerosol Technology. Properties, behavior and measurement of airborne particles. Wiley Interscience, Nueva York. 424p.

Howard E. *et al.* (1989). Predicting and Measuring Fugitive Dust. Technomic. p. 35-65.

Huang K., Zhuang G., Xu C., Wang Y. y Tang A. (2008). The chemistry of the severe acidic precipitation in Shanghai, China. *Atmospheric Research* 89, 149-160.

IARC (International Agency for Research on Cancer) (1983). Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans: an updating of IARC monographs 17 abril, 1998. Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1, Chemical, Environmental and Experimental Data. World Health Organization, Lyon, Francia, Vol. 32, 477 p.

<http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol32/volume32.pdf>



IARC (International Agency for Research on Cancer) (1989). (Scientific Publications, No. 96). Anderson L. *et al.* Metabolism of transplacental carcinogens. In: Napalkov, N.P. *et al.*, eds. Perinatal and multigeneration Carcinogenesis. Lyon, International Agency for Research on Cancer, pp. 155–188.

IARC (International Agency for Research on Cancer) (1994). (Scientific Publications, No. 125). Beland, F. y Marques M. DNA adducts of nitropolycyclic aromatic hydrocarbons. In: Hemminki, K. *et al.*, eds. DNA adducts: identification and biological significance. Lyon, International Agency for Research on Cancer, pp. 229–244

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática) (2005). Censo de población y Vivienda 2005.

Iztapalapa (2008), <http://es.wikipedia.org/wiki/Iztapalapa>

John W., Henring S., Reischl G. y Goren S. (1983a). Characteristics of nucleopore filters with large pore size-I, physical properties. *Atmospheric Environment* 17, 115-120.

John W., Henring S., Reischl G. y Goren S. (1983b). Characteristics of nucleopore filters with large pore size-II, physical properties. *Atmospheric Environment* 17, 373-382.

Kalaitzoglou M., Terzi E. y Samara C. (2004). Patterns and sources of particle-phase aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban and rural sites of western Greece. *Atmospheric Environment* 38, 2545–2560.

Kampa M. y Castanas E. (2008). Human health effects of air pollution. *Environmental Pollution* 151, 362-367.

Kendall M., Hamilton R., Watt J. y Williams I. (2001). Characterisation of selected speciated organic compounds associated with particulate matter in London. *Atmospheric Environment* 35, 2483-2495

Khalili N.R., Scheff P.A. y Holsen T.M. (1995). PAH source fingerprints for coke ovens, diesel and, gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions. *Atmospheric Environment* 29, 533-542.

Kim E., Hopke P. K., Patero P. y Edgerton E. S. (2003). Incorporation of parametric factors into multilinear receptor model studies of Atlanta aerosol. *Atmospheric Environment* 37, 5009-5021.



- Klemm R.J., Mason R.M., Heilig Jr C.M., Neas L.M. y Dockery D.W. (2000). Is daily mortality associated specifically with fine particles? Data reconstruction and replication of analyses. *Journal of the Air and Waste Management Association* 50, 1215-22.
- Korenaga T., Liu X. y Huang Z. (2001). The influence of moisture content on polycyclic aromatic hydrocarbons emission during rice straw burning. *Chemosphere - Global Change Science* 3, 117-122.
- Körner C. (2000). Biosphere responses to CO<sub>2</sub> enrichment. *Ecological Applications* 10, 1590-1619.
- Kovács-Kis V., Pósfai M. y Lábár J. L. (2006). Nanostructure of atmospheric soot particles. *Atmospheric Environment* 40, 5533-5542.
- Kulkarni P. y Venkataraman C. (2000). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Mumbai, India. *Atmospheric Environment* 34, 2785-2790.
- Künzli N., Mudway I.S., Götschi T., Shi T., Kelly F.J., Cook S., Burney P., Forsberg B., Gauderman J.W., Hazenkamp M.E., Heinrich J., Jarvis D., Norbäck D., Payo-Losa F., Poli A., Sunyer J. y Borm P.J.A. (2005). Comparisons of oxidative properties, light absorbance, total and elemental mass concentration of ambient PM<sub>2.5</sub> collected at 20 European sites. *Environmental Health Perspectives* 114, 684-690.
- Lacasana M., Esplugues A. y Ballester F. (2005). Exposure to ambient air pollution and prenatal and early childhood health effects. *European Journal of Epidemiology* 20, 183-199.
- Lafragua J., Gutiérrez A., Aguilar E., Aparicio J., Mejía R., Santillán O., Suárez M.A. y Preciado M. (2003). Balance hídrico del valle de México. Anuario del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, p. 41.
- Lanki T., Hartog J.J., Heinrich J., Hoek G., Janssen N.A.H., Peters A., Stölzel M., Timonen K.L., Vallius M., Vanninen E. y Pekkanen J. (2006). Can we identify sources of fine particles responsible for exercise-induced ischemia on days with elevated air pollution? The ULTRA study. *Environmental Health Perspectives* 114, 655-660.
- Lewis R.G., Roberts J.W., Chuang J.C., Camann D.E y Ruby M.G. (1995). Measuring and reducing exposure to the pollutants in house dust. *American Journal Public Health*. 85, 1168.



- Li C.K. y Kamens R.M. (1993). The use of polycyclic aromatic hydrocarbons as source signatures in receptor modeling. *Atmospheric Environment*. Part A. Topics 27, 523-532.
- Li J., Zhang G., Qi S., Liu G. y Peng X. (2006). Source seasonality of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a subtropical city, Guangzhou, South China. *Science of the Total Environment* 355, 145-155.
- Lioy P.J., Freeman N.C.G. y Millette J.R. (2002). Dust: a metric for use in residential and building exposure assessment and source characterization. *Environment Health Perspectives* 110, 969-983.
- Liu Y., Zhu L. y Shen X. (2001). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor and outdoor air of Hangzhou, China. *Environmental Science and Technology* 35, 840-844.
- Lu H. y Zhu, L. (2007). Pollution patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons in tobacco smoke. *Journal of Hazardous Materials* 139, 193-198.
- Mackey D., Shiu W.Y. y Ma K.C. (1992). Handbook of the physical-chemicals Vol. II Polycyclic aromatic hydrocarbons polychlorinated dioxins and dibenzofurans, Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- MacNee W. y Donaldson K. (2003). Mechanism of lung injury caused by PM<sub>10</sub> and ultrafine particles with special reference to COPD. *European Respiratory Journal* 21, 47-51.
- Maertens R.M, Bailey J y White P.A. (2004). The mutagenic hazards of settled house dust: a review. *Mutation Research* 567, 401-425.
- Manoli E., Kouras A. y Samara C. (2004). Profile analysis of ambient and source emitted particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons from three sites in northern Greece *Chemosphere* 56, 867-878.
- Marley N.A., Gaffney J.S., Drayton P.J., Cunningham M.M., Orlandini K.A. y Paode R. (2000). Measurement of <sup>210</sup>Pb, <sup>210</sup>Po, and <sup>210</sup>Bi, in size fractionated atmospheric aerosols: an estimate of fine aerosol residence times. *Aerosol Science Technology* 32, 569-583.
- Masclat P., Mouvier G. y Nikolaou K. (1986). Relative decay index and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Atmospheric Environment* 20, 439-446.
- Miguel A., Marr Linsey C., Kirschstetter T., Harley R., Hering S. y Hammond S. (1998). Real-world emissions of PAH in the exhaust of California reformulated gasoline- and heavy duty diesel-fueled vehicles. *Journal of Aerosol Science* 29, 73-74.



- Miranda J., Barrera V., Espinosa A., Galindo O. y Meinguer J. (2005). PIXE Analysis of Atmospheric Aerosol in Mexico city. *X-RAY Spectrometry* 34, 315-319.
- Miranda J., Crespo L. y Morales A. (2000). Absolute principal component analysis of atmospheric aerosols in Mexico City. *Environment Science and Pollution Research* 7, 1-5.
- Molina L.T. y Molina M.J. (2002). Air quality in the Mexico megacity: An Integrated Assessment. Klumer Academic Publishers. Dordrecht/ Boston/Londres p.p. 11-86.
- Munguía M. y Pérez J. (2003). La contaminación atmosférica en el sur de la Zona Metropolitana del Valle de México. Instituto de Enfermedades Respiratorias de México 16, 48-53.
- Neilson A.H. (1998). The handbook of environmental chemistry, Vol. 3 Anthropogenic compounds (part J): PAHs and related compounds, Ed. Berlin, Springer.
- Neuberger M., Schimek M.G., Horak F., Moshhammer H., Kundi M., Frischer T., Gomiscek B., Puxbaum H., Hauck H. y AUPHEP-Team (2004). Acute effects of the particulate matter on respiratory diseases, symptoms and functions: epidemiological results of the Austrian project on Heath effects of particulate Matter (AUPHEP). *Atmospheric Environment* 38, 3971-3981.
- Newman M.C. y Unger M.A. (2003). Fundamentals of Ecotoxicology. Boca Ratón. p. 21- 35.
- NIST (National Institute of Standard and Technology) (1998). Certificate of Analysis. standard reference materal 1649a, urban dust. Certificate issued date: 19 November 1998. Gaithersburg, MD20899.
- 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, p.p. 57-58 y 61.
- Novakov T. y Hansen J. E. (2004). Black carbon emissions in the United Kingdom during the past four decades: an empirical analysis. *Atmospheric Environment* 38, 4155-4163
- Oda J., Nomura S., Yasuhara A. y Shibamoto T. (2001). Mobile sources of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in a roadway tunnel. *Atmospheric Environment* 35, 4819-4827.



- Ohura T., Amagai T., Fusaya M. y Matsushita H. (2004). Spatial distributions and profiles of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in two industrial cities in Japan. *Environmental Science and Technology* 38, 49-55.
- OMS (Organización Mundial de la Salud) (1987). Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs). In: Air quality guidelines for Europe. Copenhagen, World Health Organization Regional Office for Europe, pp. 105–117.
- OMS (Organización Mundial de la Salud) (1998). Environmental Health Criteria 202, Selected Non-Heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Geneva, World Health Organization). [www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/polyaromahydrocarbons.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/polyaromahydrocarbons.pdf)
- OMS (Organización Mundial de la Salud) (2000). Air Quality Guidelines for Europe, segunda Ed. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen. <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>.
- OMS (Organización Mundial de la Salud) (2003). Environmental Health Criteria 188, Nitrogen Oxides (second edition) [en línea]. 1997 [citado junio de 2003]. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc188.htm>
- OMS (Organización Mundial de la Salud) (2005). WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide.
- Osornio A., Alfaro E., Bonner J., García C., Martínez L., Ponce de León s., Miranda J. y Rosas I. (2003). Proinflammatory and citotoxic effects of Mexico City air pollution particulate matter “in vitro” are dependent to particle size and composition. *Submitted to Environment Health Perspectives* 111, 1189-1193.
- Park J., Wade T. y Sweet S. (2001). Atmospheric distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and deposition to Galveston Bay, Texas, USA. *Atmospheric Environment* 35, 3241–3249.
- Pope III C., Schwartz J. y Ransom M. (1992). Daily mortality in PM<sub>10</sub> pollution in Utah Valley. *Archives Environmental Health* 47, 211-217.
- Pope III C.A. y Dockery D.W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the Air and Waste Management Association* 56, 709–742.
- Pott P. (1775). Chirurgical Obsevation Relative to the Cataract, The polypus of the nose, the cancer of the scrotum. Hawes, Clarke and Collins, Londres.



- 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. *Toxicology Applied Pharmacology* 158, 81-91.
- Querol X., Alastuey A., Puigercus J. A., Mantilla E., Ruiz C. R., López-Soler A., Plana-Feliciá J. R. (1998). Seasonal evolution of suspended particles around a large coal-fired power station: Chemical characterization. *Atmospheric Environment* 32, 719-731
- Querol X., Alastuey A., Moreno T., Viana M.M., Castillo S., Pey j., Rodríguez S., Artiñano B., Salvador P., Sánchez M., Garcia Dos Santos S., Herce Garraleta M.D., Fernandez-Patier R., Moreno-Grau S., Negral L., Minguillón M.C., Monfort E., Sanz M.J., Palomo-Marín R., Pinilla-Gil E., Cuevas E., de la Rosa J. y Sánchez de la Campa A. (2008). Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>) across Spain 1999-2005. *Atmospheric Environment* 42, 3964-3979.
- Reist P. C. (1993). *Aerosol Science and Technology*, Mac Graw-Hill, 2a. Ed. Nueva York, p. 379.
- Rijnders E., Janssen N.A.H., Van Vliet P.H.N. y Brunekreef B. (2001). Personal and outdoor dioxide concentrations in relation to degree of urbanization and traffic density. *Environment Health Perspectives* 109, 411-417.
- Rogge W.F., Mazurek M.A., Hildemann L.M., Cass G. R. y Simoneit B. R.T. (1993a). Sources of fine organic aerosol 2. Noncatalyst and catalyst-equipped automobiles and heavy-duty diesel truck. *Environment Science Technology* 27, 636-651.
- Rogge W.F., Mazurek M.A., Hildemann L.M., Cass G.R. y Simoneit B.R.T. (1993b). Quantification of urban organic aerosol at a molecular level: identification, abundance and seasonal variation. *Atmospheric Environment* 27, 1309-1330.
- Rojo A. y Rodríguez J. (2002). La flora del Pedregal de San Ángel. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). [www.ine.gob.mx](http://www.ine.gob.mx). p.p. 10-14.
- Romero R., Sienna R. y Richter P. (2002). Efficient screening method for determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in airborne particles. Application in real samples of Santiago Chile metropolitan urban area. *Atmospheric Environment* 36, 2375-2381.
- Saldiva P., Pope III C., Schwartz J., Dockery D., Lichtenfels A., Salge J., Barone I., y Bohm G. (1995). Air pollution and mortality elderly people: a time series study in Sao Paulo, Brazil. *Archives Environmental Health* 50, 159-163.



- Sánchez S., Cicero P., Gorham R. y Robles L. (2007). Revisión Crítica de Información sobre el Proyecto de Restricción Sabatina Vehicular. El Instituto de Aire Limpio Para: La Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal.
- Seinfeld J. H. y Pandis S. N. (1998). *Atmospheric Chemistry and Physics: from air pollution to climate change*. Ed. Wiley, New York. 1326p
- Schwartz D.A. (2001). Does inhalation of endotoxin cause asthma? *American Journal Respiratory Critical Care Medicine* 163, 305-313.
- Sheu H-L., Lee W-J., Lin Sue J., Fang G-C., Chang H-C. y You W-C. (1997). Particle bound PAH content in ambient air. *Environment Pollution* 96, 369-382.
- Sicre M., Marty J., Saliot A., Aparicio X., Grimalt J. y Albaiges J. (1987). Aliphatic and aromatic hydrocarbons in different sized aerosols over the Mediterranean Sea: Occurrence and origin. *Atmospheric Environment* 21, 2247-2259.
- Sienra M., Rosazza N. G. y Préndez M. (2005). Polycyclic aromatic hydrocarbons and their molecular diagnostic ratios in urban atmospheric respirable particulate matter. *Atmospheric Research* 75, 267-281.
- Silkoff P., Zhang L., Dutton S., Langmack E., Vedal S., Murphy J. y Make B. (2005). Winter air pollution and disease parameters in advanced chronic obstructive pulmonary disease panels residing in Denver, Colorado. *Journal of Allergy and Clinical Immunology* 115, 337-344.
- SIMAT-SMA (Sistema de Monitoreo Atmosférico de la Secretaria del Medio Ambiente) (2008). [www.sma.df.gob.mx/simat](http://www.sma.df.gob.mx/simat).
- Simcik M. F., Eisenreich S. J. y Liroy P. J. (1999). Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan. *Atmospheric Environment* 33, 5071-5079.
- Sloane C. S., Watson J., Chow J., Pritchett L. y Willard L. R. (1991). Size-segregated fine particle measurements by chemical species and their impact on visibility impairment in Denver. *Atmospheric Environment Part A*. 25, 1013-1024.
- Soukup J., Ghio A. y Becker S. (2000). Soluble components of Utah Valley particulate pollution alter alveolar macrophage function in vivo and in vitro. *Inhalation Toxicology* 12, 401-414.



- Talebi S.M. (2003). Determination of total and hexavalent chromium concentrations in the atmosphere of Ishafan. *Environment Research* 92, 54–56.
- Tandon A., Yadav S. y Attri K.A. (2008). City-wide sweeping a source for respirable particulate matter in the atmosphere. *Atmospheric Environment* 42, 1064–1069.
- Tlalnepantla (2008). H. Ayuntamiento Constitucional de Tlalnepantla de Baz. 2006-2009. [www.tlalnepantla.gob.mx](http://www.tlalnepantla.gob.mx)
- Tran T., Amador-Muñoz O., Pucarco G. y Marriott P. J. (2007). Gas Chromatographic analysis of polyaromatic hydrocarbons. En: Environmental impact of polynuclear aromatic hydrocarbons. (Chimezie Anyakora, Ed.), Research Signpost 37/661 (2), Fort P.O., Trivandrum-695 023, Kerala, India, Pp. 331-378. ISBN: 978-81-308-0188-9.
- Tsai P., Shieh H., Lee W. y Lai S. (2001). Health-risk assessment for workers exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a carbon black manufacturing industry. *Science Total Environment* 278, 137-150.
- UNAM (2005). Gaceta UNAM, 2 de junio del 2005.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1993). Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons. Office of Health and Environmental Assessment (EPA/600/R-93/089).
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1996). Air quality criteria for particulate matter. Research triangle park. NC: National Center from Environmental assessment-RTP Office; report nos. EPA/600/p-65/001 aF-cF. 3v. Available from: NTIS, Springfield, VA; PB96-168224.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (1999). Compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air. Second Edition. Method TO-13A, Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Air Using Gas Chromatography/ Mass Spectrometry (CC-MS). Center for Environment Research. Cincinnati, OH 45268. EPA/625/R-96/010b.
- Vasconcellos P., Zacarias D., Pires M., Pool C. y Carvalho L. (2003). Measurements of polycyclic aromatic hydrocarbons in airborne particles from the metropolitan area of Sao Paulo City, Brasil. *Atmospheric Environment* 37, 3009–3018.



- van-Vliet P., Knape M., Jeroen de Hartog, Janssen N., Harssema H. y Brunekreef B. (1997). Motor Vehicle Exhaust and Chronic Respiratory Symptoms in Children Living near Freeways. *Environmental Research* 74, 122-132
- Vega E., Reyes E., Sanchez G., Ortiz E., Ruiz M., Chow J., Watson J. y Edgerton S. (2002). Basic statistics of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> in the atmosphere of Mexico City. *The Science of the Total Environment* 287, 167-176.
- Venkataraman C., Thomas S. y Kulkarni P. (1999). Size distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons F gas/particle partitioning to urban aerosols. *Journal of Aerosol Science* 30, 759-770.
- Villalobos-Pietrini R., Amador-Muñoz O., Waliszewski S., Hernández-Mena L., Munive-Colín Z., Gómez-Arroyo S., Bravo-Cabrera J. y Frías-Villegas A. (2006). Mutagenicity and polycyclic aromatic hydrocarbons associated with extractable organic matter from airborne particles < 10 µm in southwest Mexico City. *Atmospheric Environment* 40, 5845-5857.
- Villalobos-Pietrini R, Hernández-Mena L., Amador-Muñoz O., Munive-Colín Z., Bravo-Cabrera J., Gómez-Arroyo S., Frías-Villegas A., Waliszewski S., Ramírez-Pulido J. y Ortiz-Muñiz R. (2007). Biodirected mutagenic chemical assay of PM<sub>10</sub> extractable organic matter in Southwest Mexico City. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 634, 192-204.
- Vineis P., Forastiere F., Hoek G. y Lipsett M. (2004). Outdoor air pollution and lung cancer: recent epidemiologic evidence. *Interscience Journal Cancer* 111 647-652.
- Volkman R. (1874). Ueber Theer-und Ruskrebs. Berl Klin Wochenschr. 11, 218-219.
- Waris G. y Ahsan H. (2006). Reactive oxygen species: role in the development of cancer and various conditions. *Journal Carcinogenesis* 11, 2-28.
- Warnek P. (1988). Chemistry of the natural atmosphere. Academic Press, Nueva York y Londres pp. 330-331.
- White W. H. y Macias E. S. (1987). Particulate nitrate measurements in rural areas of the western United States. *Atmospheric Environment* 21, 2563-2571.
- Wiersma G.B. (2005). Environmental Monitoring. (Ed. B. W.) Boca Raton. pp. 201- 202.



Wilson W. E. y Suh H. H. (1996). Fine and coarse particles: concentration relationships relevant to epidemiological studies. *Journal of the Air and Waste Management Association* 47, 1238-1249.

Wolff G. T., Ruthkosky M.S., Stroup D.P. y Korsog P. E. (1991). A characterization of the principal PM<sub>10</sub> species in Claramont (Summer) and Long Beach (fall) during SCAQS. *Atmospheric Environment* 25A, 2173-2186.

Xalostoc (2008). Municipio de Xalostoc. <http://xalostoc.org>

Yin J. y Harrison R. M. (2008). Pragmatic mass closure study for PM<sub>1.0</sub>, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> at roadside, urban background and rural sites. *Atmospheric Environment* 4, 980-988.

Yang H-H., Lee W-J., Chen S-J. y Lai S-O. (1998). PAH emission from various industrial stacks. *Journal of Hazardous Materials* 60, 159-174

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



## 7. APÉNDICE A: VALIDACIÓN

**Tabla A1.** Porcentajes de recuperación del método para determinar HAPs en SRM 1649a, tomado de Amador-Muñoz (2003).

| HAPs   | Valores certificados NIST <sup>a</sup> , ng mg <sup>-1</sup> | ±Inc. <sup>b</sup> ng mg <sup>-1</sup> | Valores obtenidos <sup>c</sup> ng mg <sup>-1</sup> | ±Inc. Promedio <sup>d</sup> ng mg <sup>-1</sup> | % Rec. <sup>e</sup> | % Inc. Rec. <sup>f</sup> |
|--|--|--|--|---|---------------------|--------------------------|
| Naftaleno                                    | n.r.   | n.r                                    | 0.448  | 0.013   | n.c.                | n.c.                     |
| Acenaftileno                                 | n.r  | n.r                                    | 0.196  | 0.006   | n.c.                | n.c.                     |
| Acenafteno                                   | n.r  | n.r                                    | 0.102  | 0.011   | n.c.                | n.c.                     |
| Floureno <sup>1</sup>                        | 0.230 <sup>g</sup>   | 0.025 <sup>g</sup>                     | 0.139  | 0.010   | 60.6                | 5.2                      |
| Fenantreno <sup>1</sup>                      | 4.140  | 0.185                                  | 1.960  | 0.044   | 47.3                | 1.4                      |
| Antraceno                                    | 0.432  | 0.041                                  | 0.389  | 0.027   | 90.1                | 7.2                      |
| Reteno                                       | n.r  | n.r                                    | 0.143  | 0.009   | n.c.                | n.c.                     |
| Fluoranteno <sup>1</sup>                     | 6.450  | 0-090                                  | 4.001  | 0.090   | 62.0                | 0.7                      |
| Pireno <sup>1</sup>                          | 5.290  | 0.125                                  | 3.117  | 0.137   | 58.9                | 1.4                      |
| Benzo[ <i>a</i> ]antraceno <sup>2</sup>      | 2.210  | 0.037                                  | 1.696  | 0.077   | 76.8                | 3.5                      |
| Criseno <sup>1</sup>                         | 3.049  | 0.030                                  | 2.510  | 0.049   | 82.3                | 1.6                      |
| Benzo[ <i>b</i> ]fluoranteno <sup>2</sup>    | 6.450  | 0.320                                  | 4.547  | 0.116   | 70.5                | 2.3                      |
| Benzo[ <i>j+k</i> ]fluorantenos <sup>1</sup> | 1.913  | 0.016                                  | 1.425  | 0.054   | 74.5                | 2.8                      |
| Benzo[ <i>e</i> ]pireno <sup>1</sup>         | 3.090  | 0.095                                  | 2.278  | 0.017   | 73.7                | 1.1                      |
| Benzo[ <i>a</i> ]pireno <sup>1</sup>         | 2.509  | 0.044                                  | 1.876  | 0.076   | 74.8                | 3.1                      |
| Perileno <sup>3</sup>                        | 0.646  | 0.038                                  | 0.464  | 0.064   | 71.8                | 10.0                     |
| Indeno[1,2,3- <i>cd</i> ]pireno <sup>2</sup> | 3.180  | 0.360                                  | 2.555  | 0.147   | 84.4                | 6.0                      |
| Dibenzo[ <i>a,h</i> ]antraceno <sup>2</sup>  | 0.288  | 0.012                                  | 0.446  | 0.038   | 154.9               | 13.3                     |
| Benzo[ <i>ghi</i> ]perileno <sup>2</sup>     | 4.010  | 0.455                                  | 3.578  | 0.105   | 89.2                | 4.9                      |
| Coroneno                                     | n.r  | n.r                                    | 5.730  | 0.770   | n.c.                | n.c.                     |

(<sup>a</sup>) - Promedio de seis extracciones de 15 g cada una de polvo del NIST, en Soxhlet con 250 mL de hexano: acetona (1:1) durante 20 horas (NIST 1998).

(<sup>b</sup>) - Incertidumbres indicadas en el certificado del NIST (1998) corregidas al 68 %.

(<sup>c</sup>) - Promedio de las seis extracciones de polvo del NIST en el intervalo de 47 a 147 mg en ultrasonido con 210 mL de cloruro de metileno durante 1.5 horas.

(<sup>d</sup>) - Incertidumbre promedio de seis extracciones.

(<sup>e</sup>) - Porcentaje de recuperación promedio de seis extracciones.

(<sup>f</sup>) - incertidumbre asociada al porcentaje de recuperación.

(<sup>g</sup>) -valores de referencia debido a que no han sido confirmados por mas de una técnica analítica que se requiere para la certificación de (NIST 1998).

(<sup>1</sup>) -  $p < 0.001$ , (<sup>2</sup>) -  $p < 0.01$ , (<sup>3</sup>) -  $p < 0.05$  -significativamente diferentes del valor de referencia certificado por NIST.

n.r. -No reportado.

n.c -No calculado.

**Tabla A2.** Límites de detección y de cuantificación instrumental, en  $\mu\text{g } \mu\text{L}^{-1}$  tomados de Amador-Muñoz (2003).

| No. | HAPs                   | Límites de detección | Límites de cuantificación |
|-----|------------------------|----------------------|---------------------------|
| 1   | Naftaleno              | 7                    | 157                       |
| 2   | Acenaftileno           | 6                    | 24                        |
| 3   | Acenafteno             | 2                    | 7                         |
| 4   | Floureno               | 11                   | 36                        |
| 5   | Fenantreno             | 4                    | 14                        |
| 6   | Antraceno              | 15                   | 51                        |
| 7   | Fluoranteno            | 10                   | 33                        |
| 8   | Pireno                 | 7                    | 23                        |
| 9   | Reteno                 | 5                    | 10                        |
| 10  | Benzo[a]antraceno      | 11                   | 37                        |
| 11  | Criseno                | 13                   | 41                        |
| 12  | Benzo[b]fluoranteno    | 14                   | 46                        |
| 13  | Benzo[j+k]fluorantenos | 3                    | 10                        |
| 14  | Benzo[e]pireno         | 4                    | 14                        |
| 15  | Benzo[a]pireno         | 2                    | 7                         |
| 16  | Perileno               | 43                   | 114                       |
| 17  | Indeno[1,2,3-cd]pireno | 11                   | 35                        |
| 18  | Dibenzo[a,h]antraceno  | 9                    | 28                        |
| 19  | Benzo[ghi]perileno     | 9                    | 28                        |
| 20  | Coroneno               | 19                   | 65                        |

**Tabla A3.** Límites de detección y de cuantificación del método,  $\text{pg m}^{-3}$  tomado de Amador-Muñoz (2003)

| No. | HAPs                   | Límites de detección | Límites de cuantificación |
|-----|------------------------|----------------------|---------------------------|
| 1   | Naftaleno              | n.c.                 | n.c.                      |
| 2   | Acenaftileno           | n.c.                 | n.c.                      |
| 3   | Acenafteno             | n.c.                 | n.c.                      |
| 4   | Floureno               | 14                   | 49                        |
| 5   | Fenantreno             | 7                    | 23                        |
| 6   | Antraceno              | 12                   | 42                        |
| 7   | Fluoranteno            | 8                    | 17                        |
| 8   | Pireno                 | 15                   | 49                        |
| 9   | Reteno                 | 11 <sup>1</sup>      | 36 <sup>1</sup>           |
| 10  | Benzo[a]antraceno      | 12                   | 40                        |
| 11  | Criseno                | 13                   | 41                        |
| 12  | Benzo[b]fluoranteno    | 16                   | 54                        |
| 13  | Benzo[j+k]fluorantenos | 3                    | 11                        |
| 14  | Benzo[e]pireno         | 5                    | 16                        |
| 15  | Benzo[a]pireno         | 3                    | 7                         |
| 16  | Perileno               | 39                   | 130                       |
| 17  | Indeno[1,2,3-cd]pireno | 11                   | 35 <sup>2</sup>           |
| 18  | Dibenzo[a,h]antraceno  | 9 <sup>2</sup>       | 28                        |
| 19  | Benzo[ghi]perileno     | 8                    | 26                        |
| 20  | Coroneno               | 17 <sup>3</sup>      | 60 <sup>3</sup>           |

<sup>1</sup> –Calculado con base al porcentaje de recuperación del Fenantreno.

<sup>2</sup> –Calculado con base al porcentaje de recuperación del Indeno [1,2,3-cd]pirelino.

<sup>3</sup> –Calculado con base al porcentaje de recuperación del Benzo[ghi]perileno.

n.c. –No calculado.



## **8. APÉNDICE B: PRODUCTOS ACADÉMICOS Y RECONOCIMIENTOS**

Los resultados de este estudio fueron presentados en forma de cartel en el marco de la Expo INCYTAM 2008, Innovaciones Científicas y Tecnológicas Ambientales para las Grandes Urbes de América Latina, en el Centro Banamex del 18 al 20 de noviembre de 2008 en la Ciudad de México.

Este trabajo presentado en la Expo INCYTAM 2008 fue galardonado con el primer lugar dentro del eje temático: Aire.



El Gobierno del Distrito Federal, a través del Instituto de Ciencia y Tecnología  
y la Secretaría del Medio Ambiente, otorga la presente

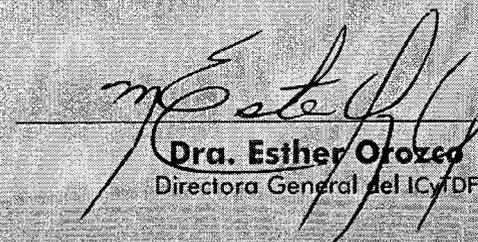
# CONSTANCIA

a: APOLINAR IBAÑEZ GARCÍA

por su participación durante la

***Presentación de carteles sobre medio ambiente  
dentro de Expo-INCYTAM 2008***

  
Lic. Martha Delgado Peraita  
Secretaría del Medio Ambiente

  
Dra. Esther Orozco  
Directora General del ICYTDF

# ONAS DE MAYOR RIESGO ANTE LA EXPOSICIÓN DE MUTÁGENOS Y CANCERÍGENOS EN PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS $\leq 10 \mu\text{m}$ (PM<sub>10</sub>) DE LA ZONA METROPOLITANA DEL VALLE DE MÉXICO

A. Ibañez García\*, O. Amador-Muñoz<sup>a</sup>, M. Murillo-Tovar, R. Villalobos-Pietrini  
 Grupo de Mutagénesis Ambiental, Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM. Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, 04510, México D.F., Tel. 56224077, Fax. 56160789, [a-oam@atmosfera.unam.mx](mailto:a-oam@atmosfera.unam.mx)

ción. Diversos estudios han demostrado la asociación entre el aumento de la concentración de  $\text{PM}_{10}$  y el incremento de la morbilidad y la mortalidad humanas<sup>1</sup>. Dichos efectos se relacionan con su composición y composición<sup>2</sup>. Se ha observado que la materia orgánica extraída (MOE) de las PM<sub>10</sub> es  $\text{Ca}^2+$  y que uno de los principales responsables son los hidrocarburos aromáticos policíclicos considerados también como mutagénicos y probables cancerígenos para el hombre<sup>3</sup>.

Evaluar la población con mayor riesgo ante la exposición de HAPs, MOE y PM<sub>10</sub> en cinco sitios de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM).

Se llevaron a cabo 12 muestreos simultáneos de PM<sub>10</sub> en: Tlalnepantla (TLA) (noroeste), XAL (noreste), Merced (MER) (centro), Pedregal (PED) (suroeste) y Cerro de la Estrella (CES) (sureste) durante 24 h, una vez al mes, de enero a diciembre de 2004. La MOE se obtuvo con metileno en ultrasonido. Se analizaron 13 HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  por cromatografía de gases y espectrometría de masas, en "scan" completo e impacto electrónico. La prueba de Mann-Whitney comparó las medianas.

Las mayores concentraciones de PM<sub>10</sub>, MOE y HAPs se encontraron en XAL y las menores en CES. La relación HAPs/PM<sub>10</sub> y HAPs/MOE se pueden usar para evaluar la exposición humana por unidad inhalada. La figura 2a muestra que la zona sureste (CES) contiene menor cantidad de HAPs por masa de PM<sub>10</sub> que el resto de la ZMVM, mientras que en el centro y en el noreste las PM<sub>10</sub> son enriquecidas con estos mutágenos.

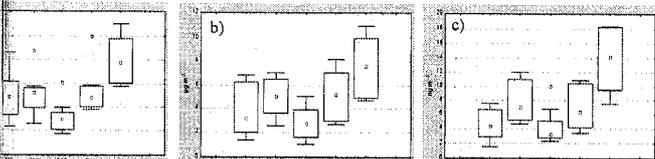


Figura 1. Concentración de (a) PM<sub>10</sub>, (b) MOE y (c) suma de 13 HAPs, en los cinco sitios de muestreo de la ZMVM. CES, MER y PED, n = 12; TLA y XAL, n = 11. Medianas (cuadros internos), percentiles (cajas) y "outliers" (círculos pequeños).

Las concentraciones más altas de PM<sub>10</sub> y de MOE se observaron en secas 1 (enero-abril) con respecto a secas 2 (noviembre y diciembre) ( $p < 0.02$ ). Los HAPs no mostraron diferencias significativas entre las tres temporadas, debido a su gran dispersión.

Las relaciones HAPs/PM<sub>10</sub> y HAPs/MOE se pueden usar para evaluar la exposición humana por unidad inhalada. La figura 2a muestra que la zona sureste (CES) contiene menor cantidad de HAPs por masa de PM<sub>10</sub> que el resto de la ZMVM, mientras que en el centro y en el noreste las PM<sub>10</sub> son enriquecidas con estos mutágenos.

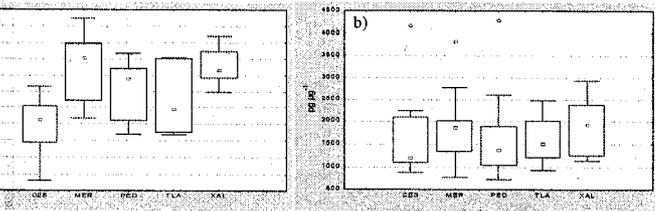


Figura 2. Relación de (a) HAPs/PM<sub>10</sub> y (b) HAPs/MOE, en los cinco sitios de muestreo de la ZMVM. MER y PED, n = 12; TLA y XAL, n = 11. Medianas (cuadros internos), percentiles (cajas) y "outliers" (círculos pequeños).

La figura 2b sugiere similares fuentes de combustión incompleta para HAPs y MOE, siendo aquellas las de mayor contribución. No obstante, al comparar las concentraciones de cada HAP entre las zonas, existen diferencias significativas de algunos HAPs individuales, lo que indica que hay fuentes de combustión incompleta específicas en cada zona.

Las figuras 3a y b, ilustran el comportamiento temporal de los HAPs durante 2004. El benzo[ghi]perileno y coroneno fueron los HAPs de mayor concentración, mientras que el perileno y el benzo[a]antraceno fueron los de menor concentración.

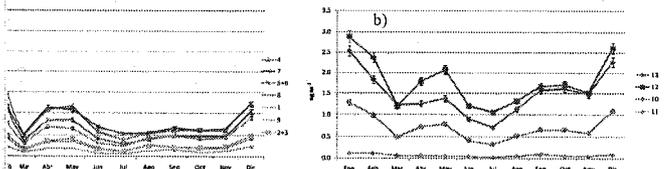


Figura 3. Promedio anual de los HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$ . (a) HAPs de 228 - 252  $\text{g mol}^{-1}$  y (b) HAPs de 276  $\text{g mol}^{-1}$ . 1 - Benzo[a]antraceno, 2+3 - Criseno+Trifenileno, 4 - Benzo[b]fluoranteno, 5+6 - Benzo[k]fluoranteno, 7 - Benzo[e]pireno, 8 - Benzo[a]pireno, 9 - Perileno, 10 - Indeno[1,2,3-cd]pireno, 11 - Dibenzo[a,h]antraceno, 12 - Benzo[ghi]perileno y 13 - Coroneno. Una desviación estándar (línea punteada).

Las figuras 4 y 5 ilustran los cromatogramas de los iones extraídos de los 13 HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  en la MOE de las PM<sub>10</sub> en los cinco sitios de la ZMVM tomando como ejemplo febrero (temporada de secas) y agosto (temporada de lluvias) de 2004.

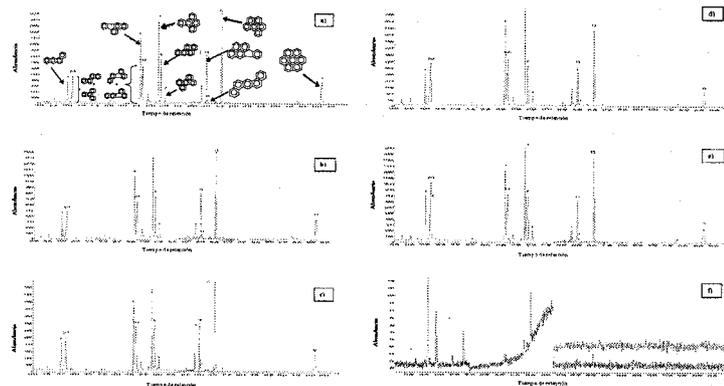


Figura 4. Cromatogramas de los iones extraídos de los 13 HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  en la MOE de las PM<sub>10</sub> durante febrero de 2004 en cinco sitios de la ZMVM. a. Sureste, (CES); b. Centro, (MER); c. Suroeste, (PED); d. Noroeste, (TLA); e. Noreste, (XAL) y f. Blanco. 1 - Benzo[a]antraceno, 2+3 - Criseno + Trifenileno, 4 - Benzo[b]fluoranteno, 5+6 - Benzo[k]fluoranteno, 7 - Benzo[e]pireno, 8 - Benzo[a]pireno, 9 - Perileno, 10 - Indeno[1,2,3-cd]pireno, 11 - Dibenzo[a,h]antraceno, 12 - Benzo[ghi]perileno y 13 - Coroneno.

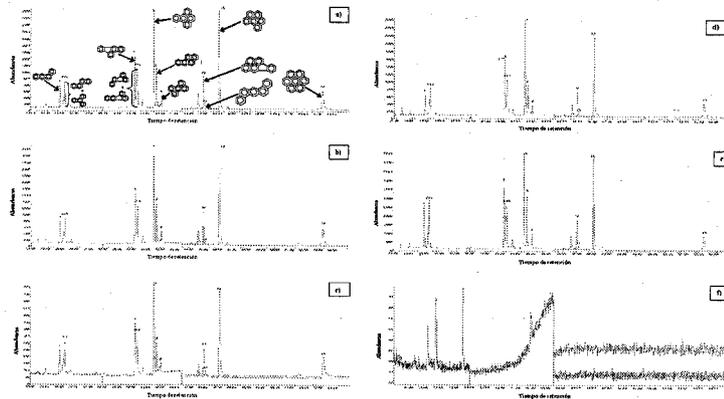


Figura 5. Cromatogramas de los iones extraídos de los 13 HAPs  $\geq 228 \text{ g mol}^{-1}$  en la MOE de las PM<sub>10</sub> durante agosto de 2004 en cinco sitios de la ZMVM. a. Sureste, (CES); b. Centro, (MER); c. Suroeste, (PED); d. Noroeste, (TLA); e. Noreste, (XAL) y f. Blanco. 1 - Benzo[a]antraceno, 2+3 - Criseno + Trifenileno, 4 - Benzo[b]fluoranteno, 5+6 - Benzo[k]fluoranteno, 7 - Benzo[e]pireno, 8 - Benzo[a]pireno, 9 - Perileno, 10 - Indeno[1,2,3-cd]pireno, 11 - Dibenzo[a,h]antraceno, 12 - Benzo[ghi]perileno y 13 - Coroneno.

**Conclusiones.** El sitio de mayor riesgo para la salud humana ante la exposición de PM<sub>10</sub>, MOE y HAPs fue el noreste (Xalostoc) y el de menor, el suroeste (Pedregal) de la ZMVM, aunque CES fue el de menor concentración en términos de HAPs por unidad de PM<sub>10</sub> inhalada. Los vehículos son la principal fuente de generación de MOE y de HAPs. El benzo[ghi]perileno fue el más abundante, considerado marcador de la combustión incompleta de gasolina.

**Agradecimientos.** Proyecto PAPIIT No. IN230307 por el financiamiento de este estudio.

**Referencias**  
 1. Neuberger et al. (2004). Atmos. Environ. 38, p. 3971.  
 2. Pope C. y Dockery D (2006). JAWMA. 56, p. 709.  
 3. Villalobos-Pietrini et al. (2007). Mutat. Res. 634, p. 192.  
 4. IARC (1983). <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol32/volume32.pdf>

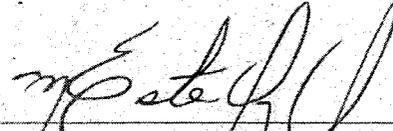


El Gobierno del Distrito Federal  
a través del Instituto de Ciencia y Tecnología y de la Secretaría del Medio Ambiente  
otorga el presente

# RECONOCIMIENTO

0: **Apolinar Ibañez García**

por haber obtenido el *1er lugar* dentro del eje temático sobre *Aire*  
en la *Presentación de Carteles sobre Medio Ambiente* realizada en el marco de *Expo INCYTAM 2008:*  
*Innovaciones Científicas y Tecnológicas Ambientales para las Grandes Urbes de América Latina.*

  
Dra. Esther Orozco  
Directora General del ICYTDF

  
Lic. Martha Delgado Peralta  
Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal