



Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

Iztapalapa

**EFECTOS BIOLÓGICOS EN *Salmonella typhimurium* COMO
CONSECUENCIA DEL EXCEDENTE DE CONTAMINANTES
ATMOSFÉRICOS DE UN SISTEMA URBANO**

TESIS

**Que para obtener el grado de
Maestro en Biología**

PRESENTA

Biol. Leonel Hernández Mena

Co-Directores

**Dr. Rafael Villalobos-Pietrini
Dr. José Ramírez Pulido**

“La Maestría en Biología de la Universidad Autónoma Metropolitana pertenece al
Padrón de excelencia del CONACyT”

AGRADECIMIENTOS

Académicos

Al **Dr. Rafael Villalobos-Pietrini** por participar en la dirección de la tesis, sus observaciones y comentarios, así como por su amistad y apoyo durante la estancia en el Laboratorio de Mutagénesis Ambiental del Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM. Gracias Doctor.

Al **Dr. José Ramírez Pulido** por haber aceptado fungir como director de la tesis y facilitar así mi ingreso al programa de Maestría en Biología de la UAM-I. Asimismo, agradezco sus observaciones y comentarios durante los tutoriales y para la elaboración de este documento. De no ser por su valiosa intervención no habiésemos podido concluir este proyecto. Gracias Doctor.

A la Dra. **A. Rocío Ortíz Muñiz** por aceptar participar en este proyecto, sus sugerencias y atinados comentarios sobre el contenido de la tesis, la grata sonrisa y el trato cordial que la caracterizan. Además, por brindarme siempre todas las facilidades para llevar a cabo los tutoriales. Gracias Doctora.

A la Dra. **Judith Isabel Guzmán Rincón** y al **Dr. José Miguel Betancourt Rule** por aceptar revisar este escrito y participar como sinodales. Gracias Doctores.

Técnicos

Al **M. en C. Omar Amador Muñoz** por llevar a cabo el análisis químico de las muestras, por su asesoría en estadística y por las sugerencias y observaciones para hacer más claro el contenido de la tesis. Gracias Maestro.

A la **M. en C. Magdalena Sánchez Sandoval** por su asistencia y ayuda durante la realización de los ensayos biológicos. Gracias Maestra.

Institucionales

El proyecto que condujo a la elaboración de esta tesis fue realizado en las instalaciones del Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM con el apoyo del CONACYT (proyecto No. 3434-0) y del Programa de Apoyo a Proyectos de investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT-No. IN213100).

Personales

A mi madre **Paula Mena** por su paciencia, apoyo, tolerancia, cariño, amor, apapachos, incluso sus regaños e indirecta, solapadas y demás muestras de afecto que las madres siempre tienen por nosotros. **Gracias mamá.**

A mi hermano el **I. P. Oswaldo Hernández** y la **Pas. de M. en I. Zoila Hernández** por su apoyo y comprensión, así como por el patrocinio. Hágase extensivo a sus respectivos compañeros de vida (**Angélica Espinosa** y **Pablo Orozco**). Gracias.

A mis hermanos el **Pas. de I. en Me. Izaú Hernández** y la **Pas. de Arq. Nadia Hernández** por su apoyo en todos sentidos, pero en especial al primero y sobretodo por el apoyo en estos últimos meses. Hágase extensivo a su compañera de vida (Martha Fuentes). Ojala que este pequeño logro, que es de todos, les motive un poco para terminar esos proyectos pendientes. Gracias.

A las dos píldoras que le ponen mucho sentido a mi vida y a mis aspiraciones personales. Desde que nacieron han llenado un hueco que espero pronto cubrir. Gracias **Diego Hernández Fuentes** y gracias a ti también **Andrea Hernández Espinosa**. Ojala que cuando lean y entiendan el contenido de este documento estén muy próximos a terminar de escribir el que seguramente les corresponderá dentro de algunos años. **Gracias de nuevo.**

A los amigos y compañeros de la maestría y licenciatura. Y como sé que no me acordaré de los nombres de todos ellos prefiero no mencionarlos y así ser más justo. Gracias por su compañerismo y afecto, a todos por igual. Si alguna vez ofendí a sus dignas y cultas personas aprovecho para pedirles una sincera disculpa. Gracias por su amistad.

Un agradecimiento especial a la **Maestra Ivette A. Falcón Dorantes** no sólo por su amistad honesta y sincera, así como sus charlas muy, muy gratas, sino también por las sugerencias en la redacción de la tesis. Gracias profesora y espero que su amistad sea de las que duran toda la vida, un honor haberla conocido.

A los compañeros del **Laboratorio de Mutagénesis**

Pas. de Dr. Hugo Saldarriaga Noreña y familia. Gracias mi hermano por estos años de amistad. Espero algún día visitar tu país.

Biol. Alejandro Frías Villegas y a la **Pas. de M. en C. Conny Moreno** no sólo por su amistad y buen sentido del humor, sino también permitirme usar las fotos contenidas en este trabajo y por sus opiniones y dudas sobre los ensayos. Gracias.

Pas. de Q. Alfredo Villa por su amistad y sobretodo por estar pendiente del buen funcionamiento del masas cuando se requirió. Gracias Alfredo y que pronto termines la tesis.

A los pasantes Roberto G. y Gisela Solano por su extraordinario sentido del humor y su compañía en el anexo. Espero terminen lo antes posible esas tesis. Gracias.

A la Sra. Emma y a Verónica Martínez por su amistad, sus gratas sonrisas y por ser muy buena onda. Gracias en serio.

A todos los que he conocido y que han dejado un poco de aprendizaje en mi, a todos ellos, presentes y ausentes, **mil gracias** donde quiera que estén, de corazón mil gracias.

GRACIAS A TODOS.

**“El vidente podría servir en un mundo de ciegos
donde lo visual no tiene sentido...**

**quien habla debe ser útil en un mundo de mudos
en el que no existen ni viven nuestras voces...**

**el que oye en un mundo de sordos
cuando todo lo que escuchamos es nulo, será ajeno...**

**un hombre fue útil:
se quitó los ojos y los ofrendó al ciego,
se extirpó el habla cediéndosela a los mudos
y sus iodos transformaron a los sordos**

**ése hombre fue bautizado con el nombre de...
CHACO”**

**D. Spinetta y E. Horvilleur
(I.K. and V., 1995).**

RESUMEN

En 1998, se llevaron a cabo colectas de partículas menores o iguales a $10\ \mu\text{m}$ (PM_{10}), cada cuatro días (en promedio), durante 24 h, en el suroeste de la Zona Metropolitana del Valle de México. La correlación entre las PM_{10} y la materia orgánica extraída (MOE) fue significativa ($r=0.81$, $p<0.0001$), sugiriendo que las fuentes de emisión son similares. La concentración de ambas variables fue mayor en la temporada de *incendios* (febrero-mayo) que en la de *no incendios* (enero, junio-diciembre) ($p<0.05$), significando la quema de vegetación un incremento para ambas variables. PM_{10} y MOE correlacionaron de forma inversa con la humedad relativa y proporcionalmente con CO , SO_2 , O_3 y NO_2 , lo que indica que PM_{10} y MOE también se originaron de fuentes vehiculares.

Se analizaron veintidós hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y once nitro-derivados (nitro-HAP). Los HAP de peso molecular $>252\ \text{g/mol}$ fueron los más abundantes y frecuentes a lo largo del período de estudio (benzo(ghi)perileno $>$ benzo(b+k)fluorantenos $>$ coroneno $>$ indeno(1,2,3-cd)pireno, mientras que el 9-nitroantraceno y el 1-nitropireno fueron los nitro-derivados de mayor concentración. Estos HAP y nitro-derivados son considerados como marcadores de la combustión incompleta de los motores de gasolina y diesel.

La mezcla compleja de los acumulados mensuales de la MOE de las PM_{10} , fue purificada mediante cromatografía en columna, obteniendo así la separación de los mutágenos presentes en fracciones con distinta polaridad; cada una de ellas se reanalizó mediante cromatografía de gases-espectrometría de masas (CG-EM) y la potencia mutagénica de las mezclas complejas y de las fracciones orgánicas fueron obtenidas a través del ensayo de Ames en las cepas TA98 (con y sin la mezcla enzimática microsómica S9) y YG1021 (sobreproductora de nitrorreductasas), siendo, la potencia al menos en una de las fracciones mayor que en la respectiva mezcla compleja, lo que sugiere que las

diferentes interacciones de los compuestos que integran la MOE causan eventos antagónicos y/o sinérgicos que incrementan o disminuyen los efectos genéticos observados, ya que las correlaciones entre las potencias mutagenicas de TA98+S9 con HAP y aquellas entre TA98-S9 y YG1021 con nitro-HAP presentes en las mezclas complejas, no fueron significativas. Sin embargo, cuando se estudiaron las fracciones orgánicas, se encontró correlación significativa entre la actividad mutagénica indirecta en TA98 +S9 con fluoreno, benzo(a)pireno, indeno(1,2,3-cd)pireno, dibenzo(ah+ac)antracenos y coroneno ($\text{HAP} \geq 252 \text{ g/mol}$, con excepción del fluoreno) ($p < 0.05$). Igualmente, TA98-S9 lo hizo con 9-nitroantraceno y 1-nitropireno y YG1021 con los mismos compuestos y además con (1,5+1,3)-dinitronaftalenos y 1,6-dinitropireno. Las correlaciones bajas entre estos compuestos y la actividad biológica sugieren una limitada contribución de esta familia de compuestos a la mutagenicidad total de la MOE obtenida de las PM_{10} y posibilita que otros compuestos orgánicos estén relacionados con los efectos observados. HAP ($\text{PM} > 252 \text{ g/mol}$) y nitro-HAP están asociados a las partículas finas de mayor penetración en el tracto respiratorio, las cuales integran las PM_{10} , incrementando el riesgo de posibles efectos negativos en la salud humana.

Para verificar si el fenómeno de antimutagenicidad está involucrado, se realizó la combinación de las fracciones en distintas proporciones, en este caso la de mayor respuesta mutagénica de Enero (FO3) con las demás fracciones (FO1, FO2 y FO4). Las proporciones se determinaron a partir de la masa recuperada de cada una con respecto a la cantidad de muestra fraccionada (MOE) y la potencia mutagénica fue evaluada con las cepas TA98+S9 y YG1021, porque se obtuvo una reducción de las actividades mutagénicas en las combinaciones FO3 +FO1 y FO3 + FO4 por abajo del nivel de la potencia mutagénica de la MOE, no así en la combinación FO3 + FO2 en donde las

respuestas con ambas cepas fueron menores que con la FO3; las dos primeras combinaciones mostraron la mayor diferencia en las proporciones (1:7.5 para FO3 + FO1 y 1:24.5 para FO3 +FO4) mientras que para FO3 + FO2 la proporción fue muy similar (1:1.2). La disminución de la actividad mutagénica sugirió que algunos tipos de compuestos orgánicos contenidos en FO1 y FO4 (hidrocarburos alifáticos y ácidos grasos, respectivamente) serán un factor importante en dicho descenso de la potencia mutagénica como antimutágenos; sin embargo, es necesario considerar que estas combinaciones de mutágenos presentes en la FO3 sufrieron una dilución fuerte, por lo tanto posiblemente la respuesta no fue similar a cuando dicha fracción (FO3) se analizó sola. Para probar esta suposición se decidió analizar los efectos con la cepa YG1021 con un diseño basado en la combinación en proporciones iguales (1:1) con las fracciones de Mayo. Independientemente de la clase de fracción, el nivel de la mutagenicidad fue similar en todas las combinaciones. Esto aportó las bases para considerar que en las mezclas complejas asociadas a las aeropartículas, además del tipo de compuestos que interfirieron en la expresión de los mutágenos presentes, otro hecho importante es la proporción guardada por otros compuestos orgánicos relacionados con los efectos antimutágenicos.

SUMMARY

In 1998, sampling of airborne particles equal or less than 10 μm (PM_{10}), were made every four days (in average), during 24 h, in the southwest of the Metropolitan Zone of the Valley of Mexico. The correlation between PM_{10} and extracted organic matter (EOM) was significant ($r=0.81$, $p<0.0001$), suggesting that their emission sources were similar. The concentration of both variables were greater in the fire period (February-May) than in without fire period (January, June-December) ($p<0.05$), increasing the burning of vegetation emission for both variables. PM_{10} and EOM correlated inversely with the relative humidity and proportionally with CO , SO_2 , O_3 and NO_2 , which indicates that PM_{10} and EOM also originated of sources vehicles.

Twenty-two polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and eleven nitro-derivates of PAH (nitro-PAH) were analyzed. The PAH of molecular weight > 252 g/mol were the most abundant and frequent (benzo(ghi)perilene $>$ benzo(b+k)fluorantens $>$ coronene $>$ indeno(1,2,3-cd)pyrene), whereas the 9-nitroanthracene and the 1-nitropyrene were the greatest nitro-PAH. These PAH and nitro-derivates can be considered as good markers of the incomplete combustion of gasoline and diesel engines.

The accumulated monthly of MOE (complex mixture), was purified by chromatography in column, separating the substances with different polarity in fractions; each one of them were reanalyzed by gas chromatography-masses espectrumeter (GC-ME) and the mutagenic potency of complex mixtures of EOM and its organic fractions, was tested by the Ames assay with TA98 (with and without the S9 enzymatic microsomal mixture) and YG1021 strains (overproducing of nitrorreductases); at least one fraction had greater mutagenic potency than its respective complex mixture, which suggested the interactions of the compounds contained in the EOM that cause antagonistic and/or

synergistic events that increase or diminish the observed genetic effects, since the correlations between the mutagenic potencies of TA98+S9 with PAH and those between TA98-S9 and YG1021 with nitro-PAH present in the complex mixtures, were not significant. Nevertheless, in the organic fractions the significant correlations were between the indirect mutagenic activity in TA98+S9 with fluorene, benzo(a)pyrene, indeno(1,2,3-cd)pyrene, dibenzo(a,h+ac)anthracenes and coronene (PAH>252 g/mol, with exception of the fluorene) ($p < 0.05$). Also, TA98-S9 correlated with 9-nitroanthracene and 1-nitropyrene and YG1021 with the same compounds besides with (1,5+1,3)-dinitronaphthalenes and 1,6-dinitropyrene. The low correlation between these compounds and the biological activity suggested a limited contribution of this family of compounds to the total mutagenicity obtained of EOM of the PM₁₀ and it is possible that other organic compounds were involved to the observed effects. PAH (PM>252g/mol) and nitro-PAH associate to fine particles had great penetration in the respiratory tract, increasing the risk of negative effects in human health.

In order to check if the antimutagenicity is involved, the fractions were combined in different proportions, in this case January (FO3) had one of the greatest mutagenic response with the other fractions (FO1, FO2 and FO4). The proportions were determined from the recovered mass of each one with respect to the amount of fractionated sample (EOM) and the mutagenic potency was evaluated with the strains TA98+S9 and YG1021, because it was obtained a reduction of the mutagenic activity in combinations FO3 +FO1 and FO3 + FO4 down the level of the EOM, but not in FO3 + FO2 combination where the response with both strains were lower than with FO3; the first two combinations showed the greatest difference in the proportions (1:7.5 for FO3 + FO1 and 1:24.5 for FO3 +FO4) whereas for FO3 + FO2 the proportion was 1:1.2. The decrease of the mutagenic activity suggested that some types of organic compounds

contained in FO1 and FO4 (aliphatic hydrocarbons and fatty acids, respectively) will be an important factor in the reduction of the mutagenic potency such as antimutagens; however it is important to consider that the combinations of the mutagens presents in the FO3 had a strong dilution, therefore the reponse was not similar in the case of FO3 fraction analyzed alone. In order to prove this idea it was to analyzed the effects in YG1021 with a design based on the combination in equal proportions (1:1) with the fractions of May. Independently the kind of fraction the mutagenicity level was similar in all combinations. This afforded the bases to considerer that in the complex mixtures associated to the airborne particles, besides the type of compounds that interferred the expression of the mutagens present, another important fact is the proportion **kept by other** organic compounds related to the antimutagenic effects.

CONTENIDO

	PAGINA
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	9
3. OBJETIVOS	24
4. HIPOTESIS DE TRABAJO	26
5. METODOLOGÍA	27
5.1 Muestreo	27
5.2 Extracción y determinación de la materia orgánica extraída (MOE)	29
5.3 Purificación de compuestos orgánicos y análisis por cromatografía de gases-espectrometría de masas (CG-EM)	31
5.4 Análisis biológico (Prueba de Ames)	34
5.5 Prueba de marcadores	37
5.6 Evaluación de la repetibilidad y reproducibilidad de la Prueba de Ames	38
5.7 Parámetros meteorológicos	39
5.8 Análisis estadístico	41
6. RESULTADOS y DISCUSION	42
6.1 Concentraciones atmosféricas de las partículas $\leq 10 \mu\text{m}$ (PM ₁₀)	42
6.1.1 Variación y Comparación de las concentraciones atmosféricas de las PM ₁₀ en el sitio de estudio	47
6.1.2 Comparación de las concentraciones atmosféricas de las PM ₁₀ en el suroeste de la Ciudad de México con otros sitios	52
6.2 Concentraciones atmosféricas de la Materia Orgánica Extraída (MOE) asociadas a las PM ₁₀	55
6.2.1 Comparación de las concentraciones atmosféricas de la MOE en el suroeste de la Ciudad de México con otros sitios del mundo	57
6.3 Relación entre las concentraciones de las PM ₁₀ y de la MOE con los parámetros meteorológicos	60
6.3.1 Relación entre las concentraciones de las PM ₁₀ y la MOE con las concentraciones atmosféricas de CO, NO ₂ , O ₃ y SO ₂	67
6.4 Análisis químico de los acumulados mensuales de la MOE mediante cromatografía de gases-espectrometría de masas (CG-EM)	74
6.4.1 Comparación de las concentraciones atmosféricas de los HAP y nitro-HAP con otros sitios	79
6.4.2 Concentraciones mensuales de HAP y nitro-HAP y su relación con las concentraciones atmosféricas mensuales de PM ₁₀ y MOE	87

	CONTENIDO	PAGINA
6.4.3	Concentraciones atmosféricas mensuales de HAP y nitro-HAP y su relación con otros contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos	89
6.5	Distribución de la MOE tras el proceso de purificación de los acumulados mensuales	94
6.5.1	Determinación de los HAP y nitro-HAP en las fracciones orgánicas purificadas	97
7.	Prueba de marcadores de las cepas de <i>Salmonella typhimurium</i> empleadas en la prueba de Ames	102
7.1	Evaluación de la repetibilidad y la reproducibilidad de la prueba de Ames	103
7.2	Evaluación de la presencia de mutágenos en los acumulados mensuales de la MOE de las PM ₁₀ mediante diferentes cepas de <i>Salmonella typhimurium</i> , expresada en revertantes/m ³	106
7.2.1	Correlación de la actividad mutagénica inducida por los acumulados mensuales de la MOE (revertantes/m ³) y las concentraciones atmosféricas de las PM ₁₀ , la MOE, HAP y nitro-HAP	115
7.2.2	Correlación de la actividad mutagénica de los acumulados mensuales de la MOE (revertantes/m ³) con las concentraciones atmosféricas de CO, NO ₂ , O ₃ , SO ₂ , así como con los parámetros meteorológicos	119
7.3	Evaluación de la presencia de mutágenos en las fracciones orgánicas obtenidas de la purificación de los acumulados mensuales de la MOE	121
7.3.1	Correlación entre la presencia de HAP (ng) y nitro-HAP (pg) de la MOE (µg/ µg de MOE) y la actividad mutagénica inducida por las fracciones (revertantes/ µg de MOE)	127
7.4	Exploración de la antimutagenicidad de compuestos orgánicos extraídos de las aeropartículas mediante la combinación de las fracciones en dos esquemas diferentes	129
8.	CONCLUSIONES	134
9.	SUGERENCIAS	138
10.	REFERENCIAS	139

INDICE DE CUADROS

CUADRO		PAGINA
I	Inventario de Emisiones de distintas zonas metropolitanas del país 1996	4
II	Inventario de emisiones de la Zona metropolitana del Valle de México-1994	5
III	Estaciones de monitoreo atmosférico que integran la RAMA	16
IV	Disolventes utilizados durante el proceso de fraccionamiento en columna al que fueron sometidos los acumulados mensuales de la MOE	31
V	Concentraciones promedio aritméticas mensuales estándar de las PM ₁₀ y la MOE durante 1998.	45
VI	Comparación de las concentraciones promedio aritméticas por temporada de PM ₁₀ y de MOE.	47
VII	Resultados comparativos de las concentraciones de las PM ₁₀ entre la estación Pedregal-RAMA y el CCA-UNAM durante el período 1993-1999 determinadas con equipos manuales	52
VIII	Concentraciones atmosféricas de las PM ₁₀ en distintas ciudades del mundo	53
IX	Concentraciones atmosféricas de la MOE en distintas ciudades del mundo	58
X	Valores promedio mensuales del comportamiento de seis parámetros meteorológicos durante 1998	61
XI	Correlaciones anuales mediante la <i>r</i> de Spearman entre las concentraciones diarias de las PM ₁₀ y la MOE con los parámetros meteorológicos	63
XII	Coeficientes de correlación entre las concentraciones de las PM ₁₀ y la MOE con las concentraciones atmosféricas de CO, NO ₂ , O ₃ y SO ₂ en el sitio de estudio.	70
XIII	Concentraciones atmosféricas (ng/m ³) de 20 HAP determinadas por el análisis de los acumulados mensuales de la MOE durante 1998 para la estación del Centro de Ciencias de la Atmósfera al suroeste de la Ciudad de México	77
XIV	Concentraciones atmosféricas (pg/m ³) de 11 nitro-HAP determinadas por el análisis de los acumulados mensuales de la MOE durante 1998 para la estación del Centro de Ciencias de la Atmósfera en el suroeste de la Ciudad de México.	79
XV	Concentraciones atmosféricas de HAP en otras ciudades del mundo (ng/m ³)	81
XVI	Concentraciones atmosféricas de nitro-HAP en otras ciudades del mundo (pg/m ³)	85

CUADRO		PAGINA
XVII	Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> de las concentraciones promedio aritméticas mensuales de las PM ₁₀ y la MOE con las concentraciones atmosféricas de cada uno de los HAP y nitro-HAP identificados en los acumulados mensuales de la MOE.	89
XVIII	Coeficientes de correlación de las concentraciones mensuales atmosféricas de 20 HAP y 10 nitro-HAP identificados con los promedios mensuales de los parámetros meteorológicos.	94
XIX	HAP presentes en las FO por unidad de masa (ng / µg de MOE)	99
XX	Nitro-HAP presentes en las FO por unidad de masa (pg / µg de MOE)	101
XXI	Comportamiento de los testigos negativos y positivos de las cepas empeladas durante 1998	103
XXII	Potencias mutagénicas inducidas en TA98 con y sin S9 por la MOE obtenida del polvo de la NIST.	104
XXIII	Potencias mutagénicas inducidas por los acumulados mensuales de MOE expresados por m ³ con las cuatro cepas de <i>Salmonella typhimurium</i> .	107
XXIV	Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> entre la actividad mutagénica inducida en dos cepas de <i>Salmonella typhimurium</i> (revertantes/m ³) con las concentraciones mensuales de las PM ₁₀ y de la MOE	116
XXV	Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> entre las actividades de las distintas actividades mutagénicas (revertantes/m ³) y los promedios mensuales de las concentraciones de CO, NO ₂ , O ₃ y SO ₂ .	120
XXVI	Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> entre las distintas actividades mutagénicas inducidas por los acumulados mensuales de la MOE y los parámetros meteorológicos.	121
XXVII	Correlaciones mediante la r de <i>Spearman</i> entre las cantidades de HAP y nitro-HAP y la actividad mutagénica inducida por las fracciones orgánicas durante 1998.	128

INDICE DE FIGURAS

FIGURA		PAGINA
1	Ubicación de las 32 estaciones de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM). El Centro de Ciencias de la Atmósfera (CCA-UNAM) se localiza en el suroeste, al igual que la estación del Pedregal (PED).	16
2	Mapa de ubicación del área de muestreo. Las mediciones de contaminantes particulados en este estudio se efectuaron en las instalaciones del Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM, en el costado oriente de la Ciudad Universitaria durante 1998. Tomado de la página oficial de la Universidad Nacional Autónoma de México (http://www.unam.mx).	27
3	a, Tipo de filtros usados para la colecta de las PM_{10} . Se aprecia la carga de material particulado tras un período de 24 h de muestreo en el filtro de la derecha, mientras que el de la izquierda no fue expuesto al ambiente. b, Muestreador de altos volúmenes para la colecta de partículas PM_{10} .	29
4	Representación del proceso de cromatografía en columna abierta a la que fue sometida la MOE acumulada mensual para obtener cuatro fracciones orgánicas (FO). Tanto acumulados como fracciones fueron analizados por CG-EM y mediante la Prueba de Ames.	32
5	Comportamiento de las concentraciones estándar de las PM_{10} y la MOE durante 1998. La línea horizontal continua señala el límite máximo permitido para un periodo de 24 h según la norma mexicana (NOM-025-SSA1-1993), basada en la legislación de la USEPA (1987). La recta horizontal punteada señala el límite máximo permitido para 24 h en algunos países de la Comunidad Europea (Decreto del Ministerio de Italia 1994, EPAQS 1995).	42
6	Histogramas de frecuencia de las concentraciones estándar de (a) PM_{10} y (b) MOE. La línea indica la distribución normal esperada.	43
7	Concentraciones promedio aritméticas mensuales estándar de las PM_{10} y la MOE durante 1998. La escala izquierda corresponde a las concentraciones de las PM_{10} y la derecha a las de la MOE. Las barras representan los valores máximos y mínimos registrados en cada mes.	47
8	a, Regresión lineal entre las concentraciones diarias de las PM_{10} en el CCA-UNAM y del Pedregal-RAMA- equipos automáticos (TEOM) y b, regresión lineal entre las concentraciones promedio mensuales de las PM_{10} en el CCA-UNAM y Pedregal-RAMA- equipos manuales.	50
9	Comportamiento de las concentraciones diarias reales de la estación Pedregal-RAMA y del Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM, durante el período de estudio. Las concentraciones por hora reportadas por la RAMA fueron obtenidas con equipos automáticos (TEOM).	50

FIGURA		PAGINA
10	Concentraciones promedio aritméticas mensuales de las PM ₁₀ de la estación RAMA-Pedregal y del Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM. a, comparación durante 1998 entre ambos sitios y b, comparación durante el período 1993-1999. Las barras en la figura a representan los valores máximos y mínimos registrados durante cada mes.	51
11	Comportamiento de las concentraciones promedio aritmético mensuales estándar de las PM ₁₀ y la MOE y los promedios mensuales de los seis parámetros meteorológicos monitoreados. (a) temperatura, (b) presión atmosférica, (c) humedad relativa, (d) lluvia, (e) velocidad del viento y (f) dirección del viento.	62
12	Comportamiento mensual de las direcciones del viento en el suroeste de la Ciudad de México. a, enero. b, febrero. c, marzo. d, abril. e, mayo. f, junio. g, julio. h, agosto. i, septiembre. j, octubre. k, noviembre. l, diciembre.	65
13	Comportamiento de las concentraciones atmosféricas en los días de muestreo de las PM ₁₀ y de contaminantes como a. CO, b. NO ₂ , c. O ₃ y d. SO ₂ en el sitio de estudio.	73
14	Comportamiento de las concentraciones atmosféricas en los días de muestreo de las MOE y de contaminantes como a. CO, b. NO ₂ , c. O ₃ y d. SO ₂ en el sitio de estudio.	73
15	Concentración mensual en el aire de 20 HAP identificados en la materia orgánica extraída (MOE) de las PM ₁₀ durante 1998. a) HAP con PM<252 g/mol y b) HAP con PM>252 g/mol.	78
16	Concentración mensual en el aire de 11 nitro-HAP identificados en la materia orgánica extraída mensual (MOE) de las PM ₁₀ durante 1998.	78
17	Proporción de la masa de las FO respecto de la masa de los acumulados mensuales de la MOE en las temporadas de lluvias y secas. Las barras corresponden a las desviaciones estándar.	97
18	Concentración de HAP totales por tipo de fracción de cada mes durante 1998.	98
19	Concentración de nitro-HAP totales por tipo de fracción de cada mes durante 1998.	98
20	Prueba de marcadores de las cepas TA98 y YG1021 de <i>Salmonella typhimurium</i> . ¹ - Requerimientos de histidina y biotina (a) y biotina (b), ² -Presencia de una mutación en el gen rfa mediante una solución de cristal violeta (10 µL a 1 mg/mL), ³ -Deleción en el gen UvrB (exposición a radiación UV mediante una lámpara de 15 w a 33 cm de distancia), ⁴ -Presencia del plásmido pkM101 mediante una solución de ampicilina (100 ml a 25 g/mL). LT2-corresponde a la cepa silvestre de <i>S. typhimurium</i> .	102
21	Potencias mutagénicas inducidas por la MOE obtenida del polvo urbano del NIST. E1, E2 y E3 corresponden al número de ensayos realizados en diferentes días.	105
22	Potencias mutagénicas (revertantes/m ³) inducidas por los acumulados mensuales de la MOE. Las barras representan la desviación estándar.	108

FIGURA		PAGINA
23	Comportamiento por temporadas de las actividades mutagénicas (revertantes/m ³) con las distintas cepas de <i>Salmonella typhimurium</i> . (a) TA98 +S9, (b) TA98 -S9 y (c) YG1021.	109
24	Equivalentes en metros cúbicos de aire muestreado correspondientes a la actividad mutagénica de YG1021 (-S9) en a, CCA y b, Wroclaw, Polonia (Zwoździak et al. 2001). La numeración romana corresponde a cada uno de los meses del año, aunque para la ciudad europea el estudio inició en agosto (VI).	104
25	Comportamiento conjunto de la actividad mutagénica (revertantes/m ³) con las cepas TA98 + y - S9 y YG1021 de <i>S. typhimurium</i> y las concentraciones mensuales de las PM ₁₀ y la MOE durante el período de estudio.	116
26	Potencias mutagénicas de los acumulados mensuales de la MOE y sus respectivas fracciones orgánicas con dos cepas de <i>Salmonella typhimurium</i> . a, enero; b, febrero; c, marzo; d, abril; e, mayo; f, junio; g, julio; h, agosto; i, septiembre; j, octubre; k, noviembre y l, diciembre. Las barras corresponden a la desviación estándar.	126
27	Potencias mutagénicas de TA98 +S9 y YG1021 resultado de la exposición a las distintas combinaciones de las fracciones de enero.	132
28	Potencias mutagénicas inducidas en la cepa YG1021 por las fracciones combinadas en proporciones diferentes e iguales de muestras de enero y mayo, respectivamente.	133

1. INTRODUCCION

En un sentido amplio, según **Odum (1983)** en su obra *Basic Ecology*, una ciudad puede ser definida como un ecosistema heterótrofo, dependiente de amplias zonas para la obtención de energía, alimentos, agua y otros recursos. Difiere de un ecosistema natural heterótrofo por presentar una tasa metabólica mucho más intensa por unidad de área, demandando un mayor flujo de entrada de energía (en su mayor parte de combustibles fósiles) siendo necesario el ingreso de algunos materiales para uso comercial e industrial, además de los verdaderamente imprescindibles para el sostenimiento de la vida y porque origina una considerable y peligrosa emisión de desechos, muchos de los cuales son compuestos químicos sintéticos incluso más tóxicos que sus predecesores naturales. Por lo tanto, los ambientes de salida y entrada son importantes en el sistema urbano. Dada la complejidad de los sistemas urbanos, los ciclos biogeoquímicos en este medio no son comparables a los naturales e incluso no se sabe con certeza si son más complejos que los de ambientes naturales. Los alimentos para sostener a los habitantes de la ciudad, los combustibles que suministran energía, los materiales de construcción y los de desecho, las plantas y los animales que la habitan, forman parte del ciclo biogeoquímico urbano.

El conocer el metabolismo del asentamiento urbano, o bien las características de los flujos de materia y energía, se considera esencial para comprender las múltiples y sutiles interrelaciones que se producen dentro de la ciudad entre los diversos componentes.

Para aclarar el concepto de ecosistema urbano se debe definir el balance de los nutrientes que entran en el ciclo de la ciudad, teniendo en cuenta el hecho de que existen dos

ciclos: uno necesario para sostener la vida humana y el otro destinado a alimentar los flujos productivos, de consumo y de comercio. En este último caso, el flujo de los materiales puede llegar a esquematizarse como el balance de los materiales en una ciudad, por medio de la ecuación siguiente:

$$Ms = Mo + Wf + Wa + Mc + Mt$$

Dónde:

Ms = los materiales que entran a la ciudad

Mo = los materiales exportados de la ciudad

Wf = los residuos sólidos y líquidos

Wa = los contaminantes atmosféricos que derivan de la utilización de los materiales

Mc = los materiales usados para la producción de calor

Mt = la ganancia neta de materiales que se incorporan a la ciudad

La transformación de los materiales en una ciudad y su crecimiento no sólo producen un flujo directo de residuos, sino también una serie de efectos sobre la atmósfera, la biosfera y la hidrósfera. Bajo la idea de una ciudad como ecosistema, con flujos de materia y energía y donde parte de ellos se presentan a manera de desechos contaminantes, se considera importante monitorear a los contaminantes atmosféricos y evaluar sus posibles efectos negativos en la salud de sus habitantes.

Según el concepto de metabolismo urbano, definición atribuida por primera vez a **Wolman (1965)**, son tres los flujos comunes que entran (agua, alimentos y combustibles) y tres los que salen de la ciudad (aguas residuales, residuos sólidos y contaminantes atmosféricos). La sociedad, responsable del fenómeno urbano tal como se le conoce, considera a la contaminación del aire, del agua y del suelo, como la mayor alteración del sistema urbano.

En el caso concreto de la atmósfera urbana, en ella se encuentran contaminantes en fase gaseosa y particulada, formando lo que se conoce como aerosoles. Los aerosoles se producen debido a fenómenos de conversión gas-partícula de algunos contaminantes que los constituyen. La producción de aerosoles de origen antropogénico en áreas urbanas constituye una de las formas más negativas de contaminación atmosférica. Los aerosoles en ambientes urbanos tienen una composición muy variable y por lo general están ligados a componentes inorgánicos y orgánicos (entre los que destacan cientos de compuestos que son producto de los procesos de combustión).

A este respecto, la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) con sus aproximadamente 20 millones de habitantes y un crecimiento anual del 3.3 % es, junto con ciudades como Sao Paulo, Brasil, de los mayores asentamientos humanos en América Latina (CITA). Esta impresionante población habita en una cuenca de alrededor de 1300 km² rodeada por formaciones montañosas, excepto al norte. Su orografía natural y los vientos dominantes durante el año, en especial durante la temporada de frío, favorecen el estancamiento de contaminantes atmosféricos y dan origen a frecuentes episodios de inversión térmica. Durante ellos los diferentes tipos de contaminantes, producidos principalmente por los múltiples procesos de combustión para la obtención de energía y

sostenimiento del modo de vida, no pueden ser disipados, por lo que la población está expuesta de manera prolongada.

Esto es muy preocupante si se toma en cuenta que en la ZMVM se concentra aproximadamente el 60 % de la industria considerando a nivel nacional, localizándose principalmente en la zona norte. El **cuadro I** muestra datos de algunas de las principales fuentes de contaminantes atmosféricos de las principales ciudades del país (**Informe de la Calidad del Aire 1996**).

Cuadro I. Inventario de Emisiones de distintas zonas metropolitanas del país 1996

	ZMVM	ZMG	ZMM	ZMVT	CJ
Población, millones de habitantes	15.4	3.1	2.6	0.8	0.8
Parque vehicular	2,720,000	638,000	645,000	225,000	380,000
Industria grande	1,750	240	660	103	135
Industria mediana y pequeña	33,250	8,260	8,840	2,263	243
Estaciones de monitoreo	32	8	5	7	5

ZMVM-Zona Metropolitana del Valle de México, ZMG-Zona Metropolitana de Guadalajara, ZMM-Zona Metropolitana de Monterrey, ZMVT-Zona Metropolitana del Valle de Toluca y CJ-Ciudad Juárez.

Asimismo, **el cuadro II** contiene datos sobre el inventario de emisiones durante 1998 para los principales contaminantes atmosféricos en la ZMVM y el aporte de los distintos sectores o tipos de fuentes en toneladas por año. Cabe destacar la importante contribución de partículas suspendidas que tienen los suelos y la vegetación, así como el sector transporte (**Informe de la Calidad del Aire 1998**).

Cuadro II. Inventario de emisiones de la Zona metropolitana del Valle de México-1998

Sector	Emisiones (toneladas/año)				
	PM ₁₀	SO ₂	CO	NO _x	HC
Fuentes puntuales	3,093	12,442	9,263	26,988	23,980
Fuentes de área	1,678	5,354	25,960	9,866	247,599
Vegetación y suelos	7,985	N/A	N/A	3,193	15,669
Fuentes móviles	7,133	4,670	1,733,663	165,838	187,773
Total	19,889	22,466	1,768,836	205,885	475,021

PM₁₀-Partículas menores o iguales a 10 µm, SO₂-Dióxido de azufre, CO-Monóxido de carbono, NO_x-Oxidos de nitrógeno, tanto dióxido como monóxido y HC-Hidrocarburos. Las *fuentes puntuales o fijas* se definen como las instalaciones establecidas en un sitio con la finalidad de desarrollar procesos industriales o actividades que puedan generar contaminantes a la atmósfera (por ejemplo, las termoeléctricas, grandes industrias químicas, cementeras, fábricas de vidrio, procesadores de metales, industria de alimentos, entre otras). Las *fuentes de área* son todos aquellos establecimientos comerciales, industriales, habitacionales o lugares donde se desarrollan actividades que de manera individual emiten cantidades relativamente pequeñas de contaminantes y que por su tamaño no llegan a considerarse como fuentes puntuales, pero que en conjunto sus emisiones representan un aporte considerable de contaminantes a la atmósfera. En esta categoría se incluyen la mayoría de los establecimientos comerciales, de servicio y los hogares, como ejemplo se pueden mencionar a las panaderías, tintorerías, fabricación de tabiques, uso de combustibles y productos en el hogar, manejo de maquinaria de construcción, tractores, locomotoras, extracción de arena y grava, etcétera. Las *fuentes móviles* son cualquier máquina, aparato o dispositivo que emite contaminantes a la atmósfera, al agua y/o al suelo, que no tienen un lugar fijo, siendo todo vehículo automotor como los automóviles, barcos, aviones, etcétera.

Bajo esta perspectiva, el estudio de las áreas urbanas y sus interrelaciones de flujos de materiales y energía han sido abordados por la Ecología Urbana, que como ciencia natural es una disciplina joven. El término ecología urbana se usa en dos formas. Tiene un uso normativo, en el que se describen programas de diseño urbano a nivel de planeación y de políticas ambientales. Y como ciencia natural, intenta descifrar las relaciones entre los seres organismos y sus comunidades, así como las relaciones con su ambiente dentro de estas zonas. En un sentido integral, debe entenderse como una ciencia que coordina e ilustra la relación de esta disciplina con la elaboración de políticas ambientales y con el desarrollo urbano, previo estudio de las relaciones entre los organismos y su entorno.

En la actualidad, gran parte de la población humana de países industrializados y en desarrollo habitan en ciudades, donde la expansión industrial y el crecimiento urbano

se toman como signos de éxito y prosperidad. Sin embargo, a partir de las últimas décadas los efectos de crecimiento poblacional, expansión urbana y desarrollo tecnológico, llegan a rebasar los niveles de autorregulación del ambiente, dando como resultado profundos desequilibrios. Entre ellos se pueden mencionar los ocasionados por la contaminación del ambiente y su impacto sobre la salud de las poblaciones humanas.

Los efectos directos de la contaminación del agua, aire y suelo a menudo se consideran como los principales impactos de la urbanización sobre el ambiente. De esta manera el monitoreo de los contaminantes de mayor efecto sobre la salud humana es de trascendental importancia para establecer los programas ambientales más adecuados con el objeto de reducir los efectos no deseables. Razones de este tipo justifican el monitoreo de contaminantes atmosféricos y la evaluación del efecto negativo potencial sobre las poblaciones expuestas.

Como estudios antecedentes en México sobre la Ecología Urbana y la atmósfera, la Sociedad Mexicana de Historia Natural, con apoyo de instituciones como el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, la Facultad de Arquitectura de la Universidad Nacional Autónoma de México y la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, entre otras, editó un volumen especial sobre esta área de la biología. En él se incluyen trabajos relacionados con la dinámica de la atmósfera y su relación con la contaminación atmosférica. Por ejemplo, **Galindo (1989)** en el trabajo “Transformaciones energéticas en la atmósfera urbana originadas por la contaminación atmosférica”, señala que la densa capa de contaminantes atmosféricos y los aerosoles que la forman impiden la llegada de los rayos de luz a las masas de aire superficiales lo que retarda su calentamiento y evita la formación de corrientes de convección que permitan la

mezcla de las capas superiores de aire y por ende la dispersión de los contaminantes, principalmente en la época de invierno, favoreciendo a una exposición mayor de los habitantes de la ciudad a los contaminantes del aire.

Por otro lado, **Báez (1989)** en su estudio “Medición de la concentración del CO₂ atmosférico como un posible índice de contaminación en la Ciudad de México”, sugiere que éste puede, independientemente de sus fluctuaciones estacionales y diarias y bajo condiciones meteorológicas determinadas, emplearse como un índice de contaminación atmosférica. En la actualidad el valor de las concentraciones atmosféricas tanto de partículas suspendidas como de CO₂ y otros contaminantes, forman parte de lo que se conoce como Índice Metropolitano de la Calidad del Aire (IMECA), que tienen como fin informar la calidad del aire en la Ciudad de México y, si fuera el caso, tomar acciones para reducir sus efectos negativos sobre la salud de la población.

El presente estudio llevó a cabo el análisis (gravimétrico, químico y biológico) de los contaminantes particulados menores o iguales a 10 µm (PM₁₀) colectados durante 1998, al suroeste de la Ciudad de México (Centro de Ciencias de la Atmósfera, en Ciudad Universitaria), debido a su relación con el incremento de la morbilidad y de la mortalidad de los individuos expuestos (**Gouveia y Fletcher 2000, Cifuentes et al. 2001**). Estos efectos en parte han sido atribuidos a los componentes orgánicos (MOE) de las PM₁₀, por tanto se pretende mediante un modelo biológico bacteriano evidenciar la presencia de compuestos en la atmósfera capaces de inducir mutaciones (mutágenos) y que tienen un alto potencial cancerígeno.

Los efectos negativos de los contaminantes particulados en la atmósfera (aeropartículas) sobre la salud de las poblaciones está relacionado con su tamaño submicrométrico y por

tanto con una mayor capacidad de penetración en el tracto respiratorio, así como a su composición química (componentes orgánicos e inorgánicos) (**Reynolds y Richards 2001, Morawska y Zhang 2002**). De aquí la importancia de su estudio. Evaluar la presencia de compuestos mutagénicos del componente orgánico de las aeropartículas e identificar cuáles son los posibles compuestos químicos responsables, es el primer paso en la tarea de controlar con mayor rigor las actuales concentraciones de estos contaminantes, así como la de compuestos como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), que han sido responsabilizados de dichos efectos y que forman parte del componente orgánico de las aeropartículas.

Los pocos trabajos sobre la presencia de mutágenos con potencial cancerígeno asociados a contaminantes particulados en la Ciudad de México llevan a plantear esta propuesta de investigación, ya que se considera que estos compuestos pueden explicar en parte los incrementos en los efectos adversos en la salud determinados por diversos estudios epidemiológicos (mortalidad y morbilidad), sobre todo de algunos sectores más susceptibles de la población.

La puesta en marcha de este proyecto pretende dar continuidad al estudio previo en el que se evaluó el efecto mutagénico de algunos extractos orgánicos de aeropartículas durante 1998 (muestras de enero, febrero, agosto y septiembre) y que evidenció la presencia de mutágenos en extractos obtenidos de PM_{10} en el suroeste de la Ciudad de México. Sin embargo, la limitada cantidad de materia orgánica obtenida de las aeropartículas y probada con el modelo biológico de esos meses, no permitió establecer con precisión la relación entre la mutagenicidad indirecta y directa y la presencia de compuestos como los HAP y sus nitroderivados.

Pese a tratarse de un sitio muy específico del suroeste de la ciudad, consideramos que los resultados observados son trascendentes y a la vez una buena aproximación para determinar la relación de las variables de interés dada la extensión del estudio. Asimismo, durante este período se registró un retraso de la temporada de lluvias, con lo que se incrementó el número de incendios en las áreas verdes y reservas ecológicas de los alrededores de la Ciudad Universitaria donde se ubicó el sitio de muestreo, lo que confiere mayor interés al estudio al evaluarse no sólo el efecto de las fuentes vehiculares, sino también de fuentes naturales.

2. ANTECEDENTES

La contaminación atmosférica se define como “la presencia de sustancias ajenas a la atmósfera que ocasionan efectos adversos en los seres vivos y a su entorno” (**Stern 1968, Elsom 1987**) y se puede originar por eventos naturales (incendios forestales y erupciones volcánicas) o por diversas actividades humanas (antropogénicas), tanto de fuentes fijas como móviles. En ambos casos, los contaminantes atmosféricos pueden existir en las fases particulada, líquida y sólida (incluyendo esporas y microorganismos) y gaseosa. La mezcla de dos fases (particulada y gaseosa) forma lo que se conoce como aerosoles (**Stern 1968**).

Los contaminantes atmosféricos se clasifican en *primarios* y *secundarios*, los primeros surgen directamente de las fuentes de emisión, mientras que los últimos se forman por la interacción de los contaminantes primarios con otros contaminantes, con algunos compuestos ya presentes en la atmósfera o por la interacción con factores ambientales como humedad, temperatura, radiación solar, etc. La formación de contaminantes

secundarios se favorece por el estancamiento de las condiciones atmosféricas y por la mezcla de las emisiones gaseosas de diferentes fuentes (**Vega et al. 2002**). Las tasas y las rutas de reacción, así como los pasos involucrados en los procesos de formación son influidos por la concentración relativa de los contaminantes, el grado de fotoactivación e incluso la topografía local (**Elsom 1987**). Como consecuencia de ello, **Nardini y Clonfero (1992)** sugirieron que las reacciones a las que son sujetos los contaminantes en la atmósfera pueden originar compuestos con diferentes propiedades químicas y físicas, así como modificar sus efectos biológicos.

Entre los principales contaminantes se encuentran el monóxido de carbono (CO), el bióxido de carbono (CO₂), el bióxido de azufre (SO₂), los óxidos de nitrógeno (NO_x), el ozono (O₃), los hidrocarburos (HC), los clorofluorocarbonos (CFC), los metales pesados y las partículas suspendidas. A todos ellos se les ha dado especial atención por sus importantes efectos en la salud de las poblaciones humanas y en el ambiente en general, por ejemplo, en el cambio climático global, en los episodios de inversión térmica y en fenómenos como la lluvia ácida (**Fernández y Ashmore 1995**).

Los contaminantes en fase particulada o aeropartículas, constituyen una mezcla que varía en tamaño, composición, origen, afinidad por el agua y capacidad para dispersar y absorber energía (**Chow 1995, Pope et al. 1995a**). **Möller y Löfroth (1982)** describieron que las aeropartículas están formadas por carbón elemental, óxidos y sales inorgánicas a los que se adsorben compuestos orgánicos. En función de su diámetro aerodinámico¹, las aeropartículas se clasifican en: *gruesas* (> 2.5 µm) y *finas* (< 2.5 µm), estas últimas conocidas como PM_{2.5}. Las partículas suspendidas totales (PST) incluyen las que tienen

¹- Se considera como un diámetro equivalente al de una esfera de densidad unitaria con la misma velocidad de caída que las partículas de interés (Hinds 1982).

diámetros $\leq 45 \mu\text{m}$, mientras que a las $\leq 10 \mu\text{m}$ se les designa como PM_{10} . Las partículas gruesas generalmente se producen por procesos mecánicos de erosión, trituración y resuspensión, en tanto que las finas son el resultado principalmente de procesos de combustión y de transformación atmosférica de compuestos de la fase gaseosa a la particulada mediante la adsorción y la condensación de partículas preexistentes, dependiendo en ambos casos de la volatilidad de los compuestos (**Hileman 1981, Liroy et al. 1990, Pistikopoulos et al. 1990, Kingham et al. 2000, Pérez y Reyes 2002, Bogo et al. 2003**). En el caso específico de las PM_{10} se ha observado que en áreas urbanas, están constituidas principalmente por material geológico (óxidos de aluminio, silicio, calcio, titanio e hierro), carbón orgánico (cientos de compuestos con distinto grupo funcional), carbón elemental, sulfatos, nitratos y amonio (**Chow 1995**).

Andrade et al. (1994) le atribuyen el 13 % de la masa de las partículas finas en la Ciudad de Sao Paulo a la actividad industrial, 41 % a la combustión de gasolina y diesel, 28 % son de origen geológico y el 18 % restante lo constituyen compuestos con Cu y Mg. Para las partículas gruesas señalan que el 59 % es de origen geológico, 19 % emitidos por la industria, 8 % de los procesos de combustión y el 4 % por la sal de las áreas marinas.

Con respecto a su abundancia en la atmósfera, **Brook et al. (1997)** en un estudio de diez años en 19 localidades de Canadá encontraron que las $\text{PM}_{2.5}$ integran el 49 % en promedio de la masa total de las PM_{10} y éstas últimas representan el 44 % de las PST. Para la zona suroeste de la Ciudad de México, **Salazar et al. (1992)** señalaron que las PM_{10} representaron el 30 % de la masa de las PST durante 1986, en tanto que **Villalobos-Pietrini et al. (1995)** en la temporada de secas de 1989-1990 reportaron una contribución del 47 %, mientras que **Kretzschmar (1994)** mencionó entre 40 y 60 %, sugiriendo que

las fuentes de emisión por combustión incompleta han aumentado.

Diversos estudios epidemiológicos en el mundo han descrito una fuerte asociación entre las concentraciones de las partículas respirables (PM₁₀) y el aumento en las disfunciones respiratorias de individuos de poblaciones expuestas, principalmente en los más susceptibles como son los fumadores, las personas de la tercera edad y los niños (**Saldiva et al. 1994, Pekkanen 1997, Campbell y Tobias 2000**), e incluso son un factor importante de riesgo en el incremento de la mortalidad por padecimientos cardiopulmonares y respiratorios (**Dockery et al. 1993, Pope et al. 1995b, Cohen et al. 1997, Brunekreef et al. 2000, McDonnell et al. 2000**).

En este sentido, **Goldberg et al. (2001)** sugieren que la presencia de contaminantes particulados en el ambiente puede afectar indirectamente las funciones del corazón por la alteración de la homeostasis de las endotelinas (proteínas con función vasoconstrictora), al incrementar sus concentraciones en el torrente sanguíneo. Ello desencadena arritmias y disrritmias cardíacas, lo que repercute en el aumento de infartos. Por su parte, **Calderón-Garcidueñas et al. (1998)** en un estudio efectuado en la Ciudad de México señalaron que la región anterior nasal es el sitio de en el que se deposita 45 % de la partículas que tienen entre 2 y 10 µm, lo que explica la cantidad elevada de lesiones, entre las que destacan hiperplasias, displasias y metaplasias. **Pope et al. (1995a)** notaron incrementos de 0.7 a 1.6 % en la mortalidad diaria al aumentar 10 µg/m³ las concentraciones atmosféricas de las PM₁₀. Existe evidencia de que la exposición a productos de combustión incompleta está vinculada con el cáncer pulmonar, siendo la magnitud del riesgo una función de las actividades tóxicas y carcinogénicas de los contaminantes, así como de los niveles de exposición (**Cohen et al. 1997, Pope et al. 2002**). Por otra parte, **Dejmek et al. (1999,**

2000) explican que parte del retardo en el desarrollo intrauterino es debido a la presencia de compuestos mutagénicos asociados a las aeropartículas.

Las causas biológicas exactas del incremento en la mortalidad y de la morbilidad, seguida de los aumentos a la exposición de las PM₁₀ no son muy claras. Sin embargo, se considera que la masa y la concentración de partículas, su tamaño, composición, superficie y reactividad de los compuestos químicos que las integran juegan un papel importante en la explicación de estos efectos (**Reynolds y Richards 2001**).

Por estas razones se introdujeron estándares de calidad del aire con la finalidad de establecer las concentraciones límites por debajo de las cuales se tuviera un “margen de seguridad” en la salud de las poblaciones humanas ante este tipo de contaminantes (**Berico et al. 1997**). Hasta 1978, el estándar para partículas promulgado en el Acta de Aire Limpio de los Estados Unidos de América (1971) fue de $\leq 45 \mu\text{m}$ ó partículas suspendidas totales (PST), tanto líquidas como sólidas, con un límite promedio geométrico anual de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y sin exceder los $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en un período de 24 h (**USEPA 1982, McClellan 2002**). Pese a la aplicación del estándar de PST, los estudios en salud relacionados con la presencia de partículas en el aire mostraron que las $\geq 15 \mu\text{m}$ no son inhaladas y solo se depositan en la región superior del tracto respiratorio y expulsadas en minutos. Basados en estos resultados, la Agencia de Protección al Ambiente (EPA) y el Comité Consultor Científico del Aire Limpio (ambas organizaciones de los EUA), recomendaron un nuevo estándar que consideraba partículas con un diámetro aerodinámico $\leq 10 \mu\text{m}$ (PM₁₀) considerándolo más apropiado para valorar los riesgos en la salud de los individuos, debido a su capacidad de penetración hasta las regiones traqueolar y alveolar de los pulmones, generando así mayores efectos negativos a la salud (**Berico et al. 1997**). El promedio anual máximo

permitido para PM₁₀ se estableció en 50 µg/m³ y 150 µg/m³ para 24 h (**USEPA 1987, McClellan 2002**). La recomendación para la medición de éste nuevo estándar se basa en dos razones: la primera es que, los equipos que colectan estas partículas semejan la región torácica del cuerpo humano, donde se logra aproximadamente una depositación del 50 % de aquellas iguales a 10 µm y un porcentaje mayor de partículas menores a dicho tamaño, como en la región traqueobranquial del cuerpo y la segunda es que un equipo con un corte de partículas de éste tamaño depende en menor grado del viento y por lo tanto los resultados son más reproducibles (**Hileman 1981**). En este sentido, **Chow (1995)** reportó que entre 10 y 60 % de las partículas ≤10 µm que pasan por la tráquea se depositan en el pulmón donde pueden causar daño. En México, el estándar para las PM₁₀ entró en vigor hasta 1994 (**Diario Oficial de Federación 1993-NOM 025-SSA1**), siendo la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) la responsable de medir las concentraciones de las PM₁₀ así como de otros contaminantes en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), contando en la actualidad con 32 estaciones automáticas, 19 de monitoreo manual, 10 meteorológicas y 2 unidades móviles (**Informe de la Calidad de Aire 1998**) (**Figura 1 y Cuadro III**). La ubicación y clave de estas estaciones se muestran en la **figura I y cuadro III**.

A los efectos señalados por el tamaño de las partículas, está estrechamente vinculada su composición química, ya que se han identificado cientos de compuestos orgánicos que las hacen más peligrosas para la salud humana (**Liroy et al. 1990, De Marini et al. 1996**). Algunas de las principales clases de compuestos químicos detectadas en los extractos orgánicos de las aeropartículas son los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y sus derivados, hidrocarburos alifáticos, compuestos oxigenados (alcoholes, cetonas, aldehídos,

ácidos carboxílicos, éteres), nitrogenados (aminas) y heterocíclicos como los furanos, tiazoles, quinolinas y piridinas (**De Martinis et al. 1999**). A este respecto, estudios en diversos sitios del mundo han demostrado que los extractos orgánicos del material particulado de las áreas urbanas y rurales presentan actividad mutagénica (**Villalobos-Pietrini et al. 1995, 1998, 1999, Wasserkort et al. 1998, Binková et al. 2003**) y cancerígena en diferentes modelos animales (**Anderson et al. 1996, Pope 2002**). Los productos químicos identificados en muestras ambientales presentan una correspondencia alta con la composición química de las fuentes de emisión (**Chow 1995**).

Los HAP y sus derivados son grupos de compuestos orgánicos que han recibido atención especial por su demostrada capacidad para inducir daño genético en diversas cepas con la bacteria *Salmonella typhimurium* (ensayo de Ames) (**Nardini y Clonfero 1992, Kuo et al. 1998**) cuyos resultados sugieren la existencia de estos compuestos. Estos compuestos han sido también mostrados como cancerígenos (**Binková et al. 2003**) y pese a que la clasificación de la International Agency of Research on Cancer (**IARC**) solo maneja los términos de “probables” y “posibles” cancerígenos en humanos para algunos de ellos, deben tomarse las medidas preventivas necesarias para evitar la exposición prolongada a estos compuestos o mezclas ambientales que los contengan, ya que en distintos modelos animales se ha mostrado un efecto cancerígeno.

Los HAP consisten de dos o más anillos de benceno y/o ciclopentadieno fusionados, ya sea en arreglos lineales, angulares o en grupos (**Baek et al. 1991**). Se originan de la descomposición térmica de cualquier material orgánico integrado por carbono e hidrógeno. Los mecanismos principales de formación ocurren durante los procesos de pirólisis y carbonización a temperaturas altas, así como en la combustión incompleta de diferentes

derivados del petróleo (Bi *et al.* 2002, Binková *et al.* 2003). Durante el proceso de pirólisis y dependiendo del tipo de materia orgánica que se utilice como combustible, la cantidad de HAP producida (perfil de HAP) es específica y sus proporciones están en función principalmente de las condiciones de combustión tales como temperatura y cantidad de oxígeno presente (Grimmer 1983).

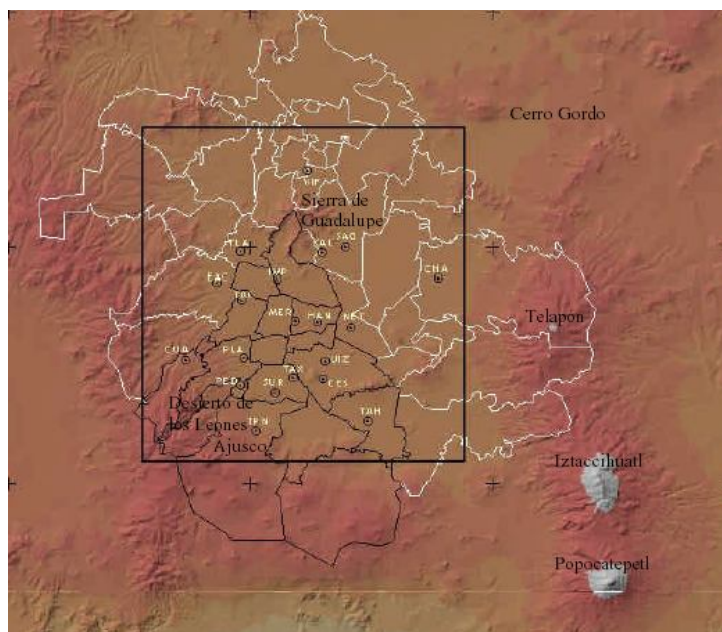


Figura 1. Ubicación de las 32 estaciones de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM). El Centro de Ciencias de la Atmósfera (CCA-UNAM) se localiza en el suroeste. Fuente: Informe Anual de Calidad del Aire (Secretaría del Medio Ambiente 1996, 1998).

Cuadro III. Estaciones de monitoreo atmosférico que integran la RAMA

Estación	Clave	Estación	Clave	Estación	Clave
Vallejo	VAL	La Villa	LVI	Santa Úrsula	SUR
Tacuba	TAC	San Agustín	SAG	Pedregal	PED
ENEP-Acatlán	EAC	Xalcozac	XAL	Plateros	PLA
Azcapotzalco	AZC	Aragón	ARA	Cuajimalpa	CUA
Tlalnepantla	TLA	Netzahualcóyotl	NET	Tlalpan	TPN
I.M.P.	IMP	Chapingo	CHA	Cerro de la Estrella	CES
Cuicilahuac	CUI	Lagunilla	LAG	UAM Iztapalapa	UIZ
Tultitlán	TLI	Merced	MER	Taxqueña	TAX
Atizapán	ATI	Hangares	HAN	Tláhuac	TAH
Laureles	LLA	Benito Juárez	BJU	Coacalco	VIF
La Presa	LPR	Insurgentes	MIN		

Así mismo, existen procesos de carbonización como la generación de petróleo y de carbón mineral, que también originan HAP por decaimiento del material biológico a temperaturas bajas (inferiores a 200 ° C) y presiones elevadas durante millones de años. La transformación asemeja a la de la pirólisis, pero las reacciones son más lentas debido a las bajas temperaturas involucradas (**Björseth y Ramdahl 1985**).

Aunque se han reconocido fuentes naturales para la generación de HAP (actividad volcánica y biosíntesis), las fuentes antropogénicas contribuyen en mayor grado a la contaminación atmosférica de las áreas urbanas (**Eskinja y Soljic 1996, Jinhui y Lee 2000**) y pueden ser estacionarias o móviles; las primeras están en las zonas industriales y residenciales, en la incineración de desechos y en la producción de energía eléctrica donde se queman grandes cantidades de combustibles de origen fósil (**Guo et al. 2003**). En la segunda categoría se incluyen a todos los vehículos automotores terrestres, marinos y aéreos que utilizan gasolina y diesel (**Björseth y Ramdahl 1985, Jinhui y Lee 2000, Bi et al. 2002**). En el caso de los vehículos automotores, los HAP son originados por tres distintos mecanismos: 1. Síntesis a partir de moléculas simples en el combustible, particularmente de compuestos aromáticos, 2. Almacenamiento en depósitos de motores y volatilización de HAP contenidos en el combustible y 3. Pirólisis de lubricantes. La presencia de HAP en combustibles de origen fósil se justifica al actuar como antidetonantes y en numerosos países ha aumentado su uso para reducir las cantidades de plomo (Pb) que se emplean con el mismo fin (**Baek et al. 1991**).

Los HAP son emitidos inicialmente a la atmósfera en fase gaseosa y posteriormente son transformados a la fase particulada después de ser adsorbidos en partículas preexistentes o por condensación al disminuir la temperatura, aunque los compuestos más volátiles

persisten en forma gaseosa (**Pistikopoulos et al. 1990**). Se ha demostrado que la abundancia de los HAP en las partículas está estrechamente vinculada con su tamaño, existiendo mayor concentración en aquellas de tamaño respirable (PM₁₀) (**Baek et al. 1991**). **Pistikopoulos et al. (1990)** señalan una distribución bimodal para los HAP ubicando en partículas <1 µm a los compuestos menos volátiles, mientras que los de mayor volatilidad se asocian principalmente a aeropartículas de mayor diámetro; los primeros se integran a ellas por adsorción y los últimos por condensación.

Una vez en la atmósfera, los HAP pueden transformarse al reaccionar con otros contaminantes que actúan como oxidantes, tal es el caso de O₃, NO₂, peroxiacetil nitrato (PAN) y radicales libres, favoreciendo esta situación factores ambientales como el agua, la temperatura y la cantidad de radiación solar (**Arey et al. 1992**). Algunos de los productos de dichas interacciones son los derivados nitro y dinitro, hidroxilo, oxo y sulfonados de los HAP, a los que se les atribuye la mayor parte de la actividad mutagénica directa en los extractos orgánicos de partículas (**Casellas et al. 1995, Jinhui y Lee 2000**). **Sera et al. (1991)** describieron la presencia de 3,6-dinitrobenzo(a)pireno en emisiones de diesel en la Ciudad de Santiago de Chile, siendo el mutágeno más potente con las cepas empleadas, pese a su elevada inestabilidad ante la radiación ultravioleta.

Debido a los riesgos en la salud que implica la exposición a contaminantes particulados, no sólo por su tamaño sino también por su variada composición química, actualmente se han desarrollado sistemas biológicos de prueba especialmente en microorganismos que detectan daños en el material genético (genotoxicidad) ocasionados por dichos compuestos o mezclas complejas orgánicas de ellos que pueden obtenerse de suelo, agua, aire, alimentos, etc. Estas pruebas constituyen las herramientas principales en la valoración de situaciones

de riesgo potencial de poblaciones expuestas (**Brusick 1988, Williams y Weisburger 1988**).

Uno de los sistemas más usados en diversos laboratorios de todo el mundo es la prueba de Ames con el ensayo estándar de incorporación en placa, que se introdujo en la década de los 70 y emplea diferentes cepas auxótrofas (his⁻) de *Salmonella typhimurium*, permitiendo evaluar el potencial mutagénico de cientos de compuestos químicos de diversos sectores industriales: medicamentos, cosméticos, alimentos, pesticidas e incluso mezclas complejas orgánicas ambientales (**Ames et al. 1973, 1975, Claxton et al. 1987, 1992**). En este sentido, **La Rocca et al. (1996)** y **Jarvis et al. (1996)** emplearon la prueba de Ames para evaluar el potencial genotóxico de muestras orgánicas extraídas de sedimentos obtenidos de cuerpos de agua que recibieron desechos urbanos. En el primer caso se determinó la presencia de HAP en los sedimentos cerca del área de Venecia. Este tipo de compuestos en medios acuáticos es de considerable importancia ya que son asimilados rápidamente por los organismos que los habitan, generándose un proceso de bioacumulación, el cual implica riesgos en la salud humana si esos organismos son consumidos como alimento (**La Rocca et al. 1996**).

Por su parte, **Ehrlichmann et al. (2000)** analizaron extractos acuosos de suelos contaminados por diferentes tipos de actividades industriales, concluyendo que la prueba de Ames, junto con otras dos que emplearon, fueron específicas para determinar el efecto genotóxico de este tipo de muestras. Ello pone de manifiesto a la prueba de Ames como una herramienta muy útil en el monitoreo del ambiente.

Un aspecto importante es que los resultados de la prueba sugieren la presencia de compuestos con alto potencial cancerígeno, ya que se ha observado una estrecha relación

con su capacidad para inducir mutaciones (**McCann y Ames 1976**). No obstante su alta especificidad (aproximadamente el 83 % de los carcinógenos probados son mutágenos) los resultados de esta prueba deben respaldarse con ensayos capaces de detectar daño al ADN en células de mamífero tales como eventos mutagénicos y alteraciones estructurales a nivel cromosómico y numérico. En su conjunto estos sistemas integran lo que se ha denominado baterías o matrices de prueba y son indispensables en la determinación de compuestos cancerígenos (**McCann y Ames 1976, Brusick 1988, Williams y Weisburger 1988**).

El ensayo estándar de incorporación en placa a partir de su introducción como sistema capaz de detectar compuestos potencialmente carcinógenos, ha sufrido modificaciones no sólo de carácter metodológico, aumentando la sensibilidad en la detección a dichos compuestos (variantes como los procedimientos de preincubación y microsuspensión), sino también en las características genéticas, y por ende fenotípicas, de las cepas que emplea (**Kado et al. 1983, Maron y Ames 1983**).

Las cepas de *Salmonella typhimurium* empleadas en la prueba de Ames presentan un grupo de marcadores genéticos que facilitan la detección de los compuestos de interés. La base de la prueba es una mutación en el operón de la síntesis de histidina, situación que impide la elaboración de este aminoácido y afecta su desarrollo en medio mínimo. El fundamento del ensayo es que con los compuestos de prueba, dicho fenotipo sea revertido por la inducción de mutaciones en el operón, de esta manera los revertantes tendrán ahora la capacidad de desarrollarse en los medios mínimos sin requerir la adición de histidina (protótrofas, his⁺) (**Ames et al. 1973, Maron y Ames 1983**). Cuando la cantidad de revertantes es al menos del doble del valor de la reversión espontánea en dos concentraciones consecutivas y se tiene una relación lineal de la concentración-respuesta,

se considera la presencia de mutágenos (**Maron y Ames 1983, Claxton et al. 1987**).

Otro marcador en estos microorganismos es una mutación en el gen *rfa* que ocasiona la alteración parcial de los lipopolisacáridos de la pared celular y con ello facilita la permeabilidad de moléculas grandes, lo que es evidenciado por la sensibilidad al cristal violeta, compuesto que en las cepas silvestres no ocasiona inhibición del desarrollo (**Ames et al. 1973**). Asimismo se ha provocado una delección en el gen *UvrB* que afecta el sistema de reparación por escisión del ADN, lo que permite la detección de compuestos capaces de dañar a esta molécula. Si este sistema de reparación funciona correctamente, el daño ocasionado por los compuestos de prueba sería corregido por lo que no habría incremento en el número de revertantes y por consiguiente no se apreciaría ningún efecto. La funcionalidad de este marcador es evidenciada por la falta de desarrollo tras su exposición a la radiación ultravioleta. Esta delección se extiende al gen *bio* ocasionando que las bacterias también requieran vestigios de biotina para su crecimiento (**Ames et al. 1973**). Además, también se ha introducido el plásmido pKM101 (factor-R) que contiene múltiples copias de los genes que codifican para los mecanismos de reparación propensa a error del ADN, aumentando la sensibilidad ante compuestos con los que se observó una baja respuesta en aquellas cepas que carecen de él. Este plásmido induce el incremento en la frecuencia de la reversión espontánea además de proporcionar resistencia al antibiótico ampicilina (**McCann et al. 1975, Langer et al. 1981, Maron y Ames 1983**).

Asimismo se ha introducido el plásmido pYG216 que posee múltiples copias del gen pBR322 y permite la sobreproducción de nitrorreductasas, aportando mayor sensibilidad y especificidad que las cepas TA98 y TA100 ante compuestos con grupos nitro; su presencia se confirma por la resistencia al antibiótico tetraciclina e incrementa la respuesta de la

reversión espontánea de 2 a 3 veces respecto a las cepas que les dieron origen (**Watanabe et al. 1989, 1990, Einisto et al. 1991**).

En un principio el ensayo sólo aportaba información de compuestos con actividad mutagénica directa, ya que las bacterias tienen baja capacidad de transformación (**Rosenkranz y Mermelstein 1983**), siendo imposible detectar compuestos que necesitaban ser metabolizados para expresar su efecto mutagénico como ciclofosfamidias, nitrosaminas e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), por lo que algunos autores cuestionaron la eficacia del mismo. La situación fue resuelta con la adición de mezclas enzimáticas de hígado de rata (fracción S9), inducidas previamente por compuestos como aroclor y fenobarbital. De esta forma los compuestos de prueba son transformados en intermediarios electrofílicos que pueden interactuar con macromoléculas celulares incrementando los efectos de toxicidad, mutagenicidad y carcinogenicidad (**Adonis y Gil 1993**).

En la actualidad se sabe que el sistema enzimático responsable de la activación de contaminantes atmosféricos es el citocromo microsómico de hígado de mamífero P-450 (sistema monoxigenasa) (**González 1990, Okey 1990**). Sin embargo, este sistema tiene una doble función ya que también puede metabolizar contaminantes y volverlos menos tóxicos (**Adonis y Gil 1993**), por lo que es posible evaluar el potencial mutagénico de compuestos de actividad directa e indirecta y dependiendo de las cepas, el ensayo ofrece información sobre los mecanismos por los que se revierte la mutación en el operón de la histidina y que pueden ser por corrimiento en el marco de lectura identificado por la cepa TA98 ó por sustitución de pares de bases en TA100, así como en sus cepas derivadas.

Una más de las ventajas que favorece el empleo de esta prueba en numerosos laboratorios de todo el mundo es la rapidez con la que se obtienen resultados (prueba de corta duración)

así como sus costos relativamente bajos (**Ames et al. 1975, Maron y Ames 1983**).

Las cepas de *Salmonella typhimurium* empleadas en esta prueba surgieron a partir de una silvestre, la **LT2**. Inicialmente solo algunas eran empleadas como, por ejemplo, las **TA1535, TA1537 y TA1538**. Cada una de ellas posee un tipo de mutación diferente en el operón de la síntesis de histidina. En el caso de la TA1535 se localiza en el gen *hisG46* y es responsable de la síntesis de la primera enzima para la producción de dicho aminoácido (**Ames et al. 1973**). Al introducir en esta cepa el plásmido pKM101 (factor R) se originó la TA100, ambas capaces de detectar mutágenos que inducen sustitución de pares de bases. Por su parte las TA1538 y TA98 presentan la mutación en el gen *hisD3052*, que codifica para la histidinol deshidrogenasa, otra enzima participante al final de la ruta ya mencionada. La cepa TA98 se creó por la inserción del mismo plásmido en TA100, pero en este caso al igual que TA1538, es capaz de detectar mutágenos que ocasionan corrimientos en el marco de lectura. La cepa TA1537 posee la mutación en el gen *hisC3076* y dió origen a la TA97 (pKM101), salvo que ésta última presenta otra mutación en el gen *hisD6610*, siendo también sensible a algunos de los mutágenos que revierten a las cepas TA1538 y TA98 (**Maron y Ames 1983**).

El número y el tipo de cepas empleadas dependerá de la disponibilidad y del tipo de muestra, del objetivo de estudio, así como de los conocimientos previos que se tengan del material de prueba (**Maron y Ames 1983, Claxton et al. 1987, Watanabe et al. 1989**).

De Marini et al. (1996) señalan que la mutagenicidad de las mezclas complejas orgánicas (MCO) de aeropartículas reflejan el domino de clases particulares de mutágenos químicos dentro de las mismas.

La identificación de éstos mutágenos específicos se limita por la extrema complejidad de la materia orgánica extraída adsorbida a las aeropartículas. Por ello los extractos deben ser separados en fracciones substancialmente menos complejas para facilitar su aislamiento e identificación (**De Martinis et al. 1999**). En la actualidad, el estudio del potencial genotóxico de las MCO se ha centrado en la identificación de los principales compuestos responsables de dicho efecto (**Casellas et al. 1995, De Martinis et al. 1999**).

De esta forma se han desarrollado estudios donde paralelamente se llevan a cabo evaluaciones biológicas en modelos como el de *Salmonella typhimurium* y químicas mediante el empleo de técnicas cromatográficas que permiten la obtención de fracciones menos complejas, así como su caracterización química, ayudando a identificar y aislar éstos compuestos. El acoplamiento de ambas técnicas (bioensayo-dirigido) puede simplificar la enorme tarea de ubicar los mutágenos en los extractos orgánicos de las aeropartículas, ya que los resultados de los bioensayos son útiles para centrar los esfuerzos de identificación en aquellas fracciones que presentan mayor actividad mutagénica (**Casellas et al. 1995, De Martinis et al. 1999**).

3. OBJETIVOS

- Evaluar la mutagenicidad directa e indirecta de acumulados mensuales de la materia orgánica extraída (MOE-como un tipo de mezcla compleja orgánica ambiental) de las PM₁₀ durante 1998 en el suroeste de la Ciudad de México mediante la Prueba de Ames (ensayo estándar) con las cepas TA98 con y sin S9 y YG1021 (que sobreproduce nitrorreductasas).

- Reducir la complejidad de los acumulados mensuales de la MOE mediante la purificación de los compuestos y probar estas fracciones orgánicas mediante la prueba de Ames con las cepas mencionadas.
- Identificar y cuantificar 22 hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y 11 nitro-derivados, mediante el análisis por Cromatografía de Gases-Espectrometría de Masas (CG-EM) y determinar si existe una relación con la actividad biológica, tanto en los acumulados mensuales de la MOE como en las fracciones.
- Determinar las concentraciones atmosféricas de las partículas $\leq 10 \mu\text{m}$ (PM_{10}) y de la materia orgánica extraída (MOE) asociada a ellas; así como describir sus posibles correlaciones con parámetros meteorológicos como la precipitación pluvial, la temperatura, la presión atmosférica, la humedad relativa, la dirección y la velocidad del viento en el período de muestreo.
- Determinar la relación entre los parámetros meteorológicos y la actividad mutagénica inducida por los acumulados mensuales de la MOE.
- Explorar la posible existencia de mecanismos antagónicos entre los compuestos que integran los acumulados mensuales de la MOE mediante la combinación de aquella(s) fracción(es) química(s) con mayor actividad mutagénica y las fracciones de menor respuesta, en al menos dos meses.

4. HIPÓTESIS DE TRABAJO

- Dada la complejidad en el número de compuestos que integran la materia orgánica extraíble de las PM₁₀ (MOE), no se considera posible que pueda asociarse claramente la actividad biológica (mutagenicidad directa e indirecta) con un grupo específico de compuestos, tal como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y sus derivados (nitro-HAP) respectivamente, a los que frecuentemente se les responsabiliza de esta actividad. Sin embargo, en caso de observar relación significativa, esta sería con los HAP y nitro-derivados de mayor peso molecular y menor volatilidad (5 y 6 anillos), ya que son los más abundantes en la fase particulada (respirables).
- Al realizar la purificación de los compuestos que integran la MOE mediante el proceso de fraccionamiento en columna se obtendrá un menor número de compuestos presentes por fracción, reduciendo así las posibles interacciones que pudieran impedir la relación entre el efecto biológico y los HAP y nitro-HAP. De esta manera no sólo se espera obtener una mayor respuesta biológica, sino también una mejor correlación de esta con los compuestos de interés.
- Se espera observar un patrón de estacionalidad de las concentraciones de las partículas y la MOE, atribuible en parte a condiciones ambientales como la lluvia y la humedad relativa que puede propiciar un descenso de las concentraciones atmosféricas de los contaminantes o de las bajas temperaturas, que por ejemplo favorecen episodios de inversión térmica y mayores concentraciones de aerosoles.

5. METODOLOGÍA

5.1 Muestreo

La colecta de PM_{10} se realizó en el suroeste de la Ciudad de México, en la azotea (a ocho metros del nivel del suelo) del Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM (CCA-UNAM) durante 1998. En los alrededores del sitio de muestreo se encuentran las avenidas Circuito exterior y Delfín Madrigal, siendo unas de las principales fuentes de contaminación del área. Asimismo, existen numerosos edificios dedicados a actividades de investigación los cuales cuentan con zonas de estacionamiento (**Figura 2**).



Figura 2. Mapa de ubicación del área de muestreo. Las mediciones de contaminantes particulados en este estudio se efectuaron en las instalaciones del Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM, en el costado oriente de la Ciudad Universitaria durante 1998 al suroeste de la Ciudad de México. Tomado de la página oficial de la Universidad Nacional Autónoma de México (<http://www.unam.mx>)

En los muestreos se emplearon filtros de fibra de vidrio (Gelman) acondicionados previamente durante 24 h a 200 °C para eliminar la mayor cantidad de impurezas orgánicas. Después de ser pesados en una balanza analítica (± 0.1 mg, Sartorius) se ubicaron en un desecador con una humedad relativa entre 30 y 40 %. Transcurridas 24 h se pesaron nuevamente (**Figura 3a**). Solo cuando la variación fue menor a ± 0.1 mg, los filtros estuvieron listos para el muestreo. De no ser así se colocaron nuevamente en el desecador repitiéndose el procedimiento de pesado.

Una vez acondicionados los filtros se montaron en un equipo para PM₁₀ de altos volúmenes Andersen-General Metal Works (modelo SA/ 321-B) con controlador de flujo másico calibrado a 1.13 m³/min $\pm 10\%$ (**Figura 3b**). Cada colecta, con duración de 24 h y periodicidad entre cada una de ellas de 4 días, muestreó 1200 ± 50 m³ de aire en promedio (25 °C y 1 atm). Al término del muestreo los filtros se pesaron nuevamente, se colocaron en el desecador a humedad relativa entre 30 y 40 %. El pesado se repitió transcurridas 24 h y la diferencia del peso final con el inicial permitió determinar la cantidad de masa de partículas por muestreo que dividida entre el volumen de aire, determinó la concentración de partículas en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (**Ecuación 1**) a condiciones estándares de temperatura y presión (25 °C y 1 atmósfera). A partir de las concentraciones diarias en el año se calcularon las concentraciones promedio aritméticas mensuales y por temporada.

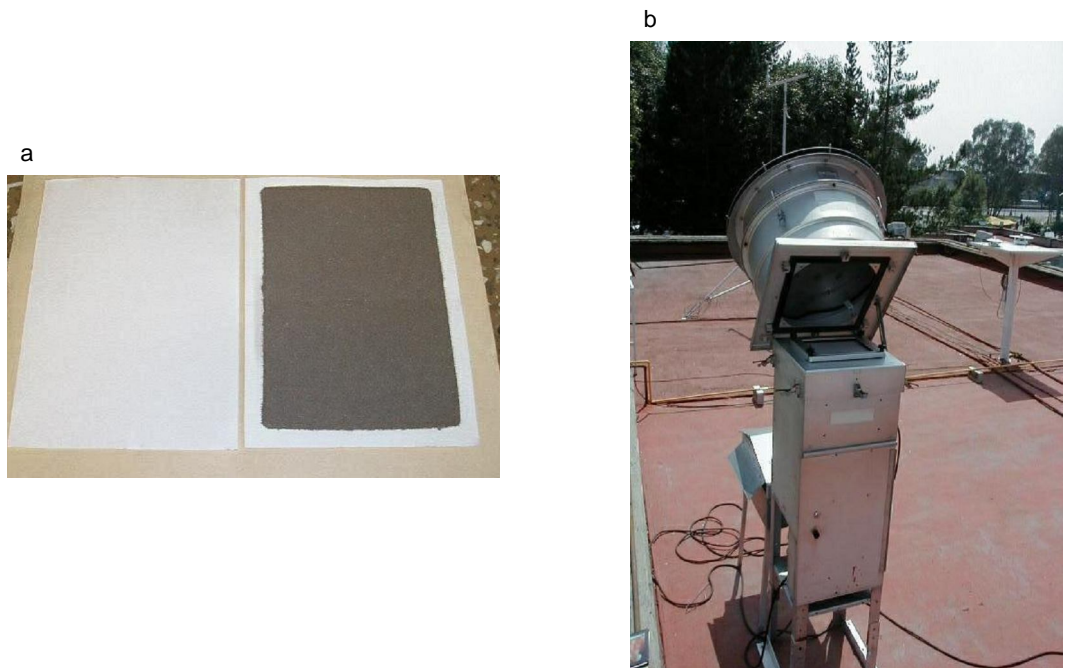


Figura 3. a, Filtro de fibra de vidrio usado para la colecta de las PM_{10} . Se aprecia la carga de material particulado tras un período de 24 h de muestreo en el filtro de la derecha, mientras que el de la izquierda no fue expuesto al ambiente. b, Muestreador de altos volúmenes para la colecta de PM_{10} .

Concentración de las $PM_{10} = PM_{10\text{masa}} / \text{Volumen de aire}_{\text{estándar}}$

Ecuación 1

donde $PM_{10\text{ masa}}$ equivale a la cantidad de masa de partículas determinada por muestreo de 24 h. En el caso de las concentraciones mensuales se sumaron todas las concentraciones de cada mes y se dividieron entre el número de muestreos.

5.2 Extracción y determinación de la materia orgánica extraída (MOE)

Para los análisis químico y biológico, de cada filtro se obtuvo la materia orgánica extraíble (MOE) en un equipo de ultrasonido (Branson 3210), con 70 mL de diclorometano (DCM) grado HPLC, en tres ocasiones de 30 minutos a temperatura entre 10 y 20 ° C., bajo luz amarilla por la fotosensibilidad de los HAP. La MOE disuelta en DCM se filtró en un

sistema “millipore” con membranas de teflón de 0.22 μm de diámetro de poro y 25 mm de diámetro con la ayuda de una bomba de vacío (100-200 lib/cm²) para remover los sólidos suspendidos. El volumen de cada extracto se redujo hasta 2 mL con un rotavapor (Buchi), a 60-90 revoluciones/min, entre 30 y 40 °C y a la presión de vacío arriba mencionada. Los extractos se colocaron en viales ámbar y se refrigeraron (0 °C) hasta el momento del análisis químico y del ensayo biológico.

Cada muestra se aforó a 1 mL, se tomó una alícuota de 200 μL , se colocó en un vial previamente pesado, llevándose a sequedad bajo un flujo ligero de nitrógeno gaseoso grado cromatográfico y se pesó nuevamente. La diferencia entre estos dos pesos permitió determinar la cantidad de materia orgánica en la alícuota (MOE). La cantidad total de MOE entre el volumen total de aire muestreado definió la concentración de materia orgánica en el aire, expresada en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (**Ecuación 2**).

Para el caso de las concentraciones mensuales de la MOE se sumó la cantidad de masa de cada muestreo por mes y se dividió entre el número de metros cúbicos de aire muestreado durante dicho período.

$$\text{Concentración de la MOE}_{\text{atmósfera}} = \text{MOE}_{\text{masa}} / \text{Volumen de aire estándar} \quad \text{Ecuación 2}$$

donde la MOE_{masa} equivale a la cantidad de masa de MOE determinada para cada muestreo de 24 h.

5.3 Purificación de compuestos orgánicos y análisis por cromatografía de gases-espectrometría de masas (CG-EM)

La MOE se acumuló mensualmente y se fraccionó por cromatografía en columna abierta con disolventes en un gradiente de polaridad creciente de no polar a polar (fase móvil), obteniéndose cuatro fracciones orgánicas (FO) (**Figura 4 y Cuadro IV**) y desactivado al 5 % con agua destilada. Se empleó sílica gel como adsorbente (fase estacionaria) previamente activado por 24 h a 130 °C. Se evitó el secado en el empaque del adsorbente para obtener un buen fraccionamiento. La velocidad de la *elución* se reguló manualmente (2 mL/min). Al igual que los acumulados de la MOE, a las fracciones orgánicas también se les determinó la cantidad de masa mediante el procedimiento arriba mencionado.

Cuadro IV. Disolventes utilizados durante el proceso de fraccionamiento en columna al que fueron sometidos los acumulados mensuales de la MOE

Fracción Orgánica	Volumen (mL)	Disolvente	Proporción
1	25	Hexano	Puro
2	25	Hexano-Diclorometano	6:4
3	25	Diclorometano	Puro
4	50	Metanol	Puro

Tanto los acumulados mensuales de la MOE como sus fracciones fueron analizados en un cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas **Agilent-Technology 6890/5973N** con *automuestreador* para la identificación y cuantificación de los HAP y nitro-HAP. Las condiciones de operación del equipo se describen en **Amador-Muñoz (1996, 2003)**.

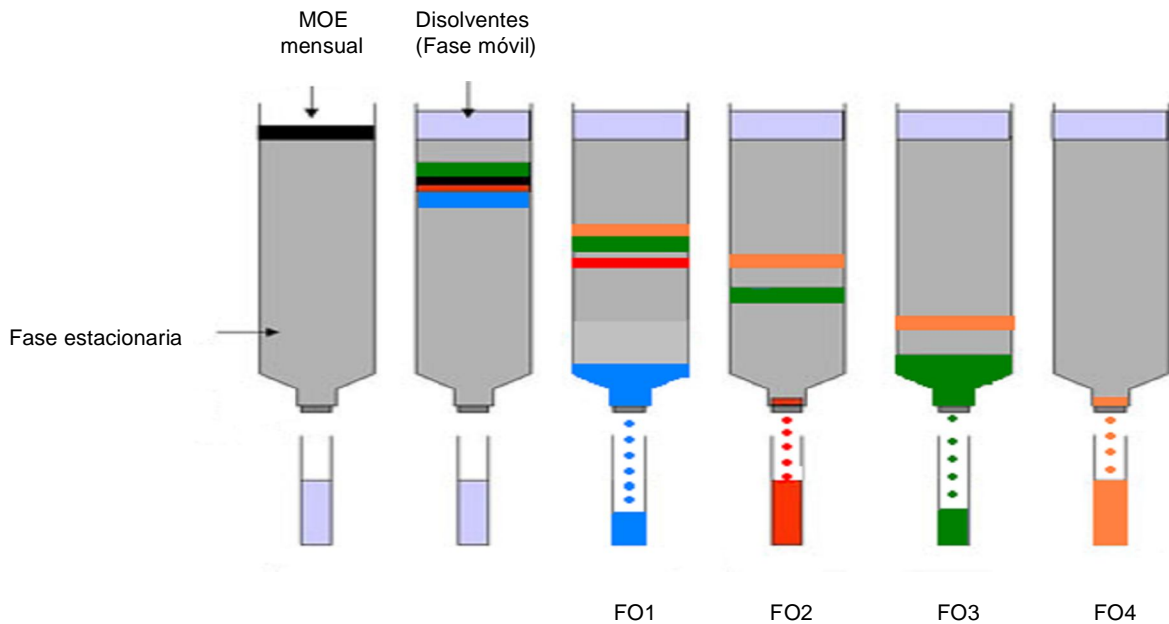


Figura 4. Representación del proceso de cromatografía en columna abierta a la que fue sometida la MOE acumulada mensual para obtener cuatro fracciones orgánicas (FO). Tanto acumulados como fracciones fueron analizados por CG-EM y mediante la Prueba de Ames.

Los esfuerzos de identificación de compuestos orgánicos contenidos en la MOE mensual se han centrado principalmente en 20 hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) de los cuales 19 son considerados como contaminantes de prioridad en su tipo por el método TO-13A de la Agencia de Protección Ambiental de los EUA (**EPA 1999**) y 16 de ellos como contaminantes de prioridad por sus efectos mutagénicos y su potencial cancerígeno por la misma organización y la Agencia Internacional en Investigaciones sobre el Cáncer (**IARC 1987**). Asimismo, se han incluido en el proceso de identificación 11 nitro-HAP, mono y disustituidos, los cuales son considerados compuestos con mayor capacidad mutagénica directa. Los HAP cuantificados fueron: Naftaleno, Acenaftileno, Acenafteno, Fluoreno, Fenantreno, Antraceno, Fluoranteno, Pireno, Reteno, Benzo(a)antraceno,

Criseno+Trifenileno, Benzo(b+k)fluorantenos, Benzo(e)pireno, Benzo(a)pireno, Perileno, Indeno(1,2,3-cd)Pireno, Dibenzo(a,h+a,c)antraceno, Benzo(ghi)perileno y Coroneno. En el caso del Benzo(b+k)fluorantenos, realmente se reporta de manera conjunta las concentraciones atmosféricas de los isómeros “b” y “k” fluoranteno, lo mismo ocurre en el caso del criseno y trifenileno y de dibenzo(a,h+a,c)antraceno, los cuales también son isómeros, con lo que se obtiene un total de 22 compuestos (en el caso de las fracciones). Los nitro-HAP analizados fueron: 1-Nitronaftaleno, 2-Nitronaftaleno, (1,3+1,5)-Dinitronaftalenos, 2-Nitrofluoreno, 9-Nitroantraceno, 1,8-Dinitronaftaleno, 9-Nitrofenantreno, 1-Nitropireno, 1,3-Dinitropireno y 1,6-Dinitropireno (en el caso de las fracciones la identificación de los isómeros 1,3 y 1,5-dinitronaftalenos se pueden separar). Las masas de HAP y nitro-HAP totales e individuales determinadas por este método de análisis en los acumulados de la MOE, dividida entre el volumen de aire muestreado por mes permitió calcular sus concentraciones mensuales en la atmósfera (ng/m^3 y pg/m^3 , respectivamente) **(Ecuaciones 3 y 4).**

En el caso de las fracciones orgánicas, la masa de estos grupos de compuestos (total e individual) se dividió entre la masa de MOE para cada fracción, quedando como $\text{ng}/\mu\text{g}$ de MOE de cada fracción **(Ecuaciones 5 y 6).**

Determinación de las concentraciones atmosféricas de HAP y nitro-HAP a partir de los acumulados mensuales de la MOE:

$$\text{Concentración de HAP} = \text{HAP}_{\text{masa}} / \text{Volumen de aire}_{\text{estándar}}$$

Ecuación 3

donde HAP_{masa} representa las cantidades en masa de cada HAP determinadas mediante las técnicas analíticas arriba mencionadas. La \sum de todos los HAP_{masa} entre el volumen de aire determinó las concentraciones atmosféricas de HAP totales mensual.

$$\text{Concentración de nitro-HAP} = \text{nitro-HAP}_{masa} / \text{Volumen de aire}_{estandar} \quad \text{Ecuación 4}$$

donde nitro-HAP_{masa} representa las cantidades en masa de cada nitro-HAP determinadas mediante las técnicas analíticas arriba mencionadas. La \sum de todos los **nitro-HAP** $_{masa}$ entre el volumen de aire determinó la concentración atmosférica de nitro-HAP totales mensual.

Determinación de las concentraciones por unidad de masa de las fracciones orgánicas de los HAP y nitro-HAP:

$$\text{Concentración de HAP}_{Fracción} = HAP_{masa\ fracción} / MOE_{masa\ fracción} \quad \text{Ecuación 5}$$

donde $HAP_{masa\ fracción}$ representa las cantidades en masa de cada HAP determinadas mediante las técnicas analíticas arriba mencionadas en cada una de las cuatro fracciones. La \sum de la masa de todos los $HAP_{masa\ fracción}$ entre la masa de la MOE de cada fracción determinó su concentración por unidad de masa mensual.

$$\text{Concentración de nitro-HAP}_{Fracción} = \text{nitro-HAP}_{masa\ fracción} / MOE_{masa\ fracción} \quad \text{Ecuación 6}$$

donde **nitro-HAP** $_{masa\ fracción}$ representa las cantidades en masa de cada nitro-HAP determinadas mediante las técnicas analíticas arriba mencionadas en cada una de las cuatro fracciones. La \sum de todos los **nitro-HAP** $_{masa\ fracción}$ entre la masa de la MOE de cada fracción determinó su concentración por unidad de masa mensual.

5.4 Análisis biológico (Prueba de Ames)

Los ensayos biológicos se realizaron según lo establecido por **Maron y Ames (1983)** para el ensayo estándar de incorporación en placa. Las muestras de materia orgánica extraída (MOE) así como sus fracciones orgánicas correspondientes (FO) se probaron con las cepas TA98 con y sin la fracción metabólica S9 (para la detección de mutágenos indirectos y directos, respectivamente) y YG1021 (detección de mutágenos directos) sin S9 (sobreproducción

de nitrorreductasas). Estas muestras disueltas en 0.1 mL de dimetilsulfóxido (DMSO) se probaron en cinco concentraciones incluyendo la reversión espontánea (0, 5, 8, 12 y 17 $\mu\text{g/mL}$ de MOE) por duplicado o triplicado, dependiendo de la disponibilidad de la MOE, adicionando 0.1 mL de cultivo bacteriano (1 a 2×10^9 células/mL, desarrollado en caldo nutritivo *oxid* No. 2 durante 16 a 17 h con agitación y 120 revoluciones/min) y 0.5 mL de la fracción metabólica S9 (de hígado de rata inducida con *aroclor*) en el caso de la actividad mutagénica indirecta y sin esta para la actividad mutagénica directa. Todos estos elementos fueron mezclados en agar de superficie medio mínimo y vaciados en placa que ya tenían agar (Maron y Ames 1983). Se incubaron a 37°C durante 48 a 72 h efectuando enseguida el conteo manual de las colonias por placa. Los revertantes netos se obtuvieron del número de colonias inducidos por los compuestos de prueba (FO y MOE) menos el valor de reversión espontánea.

Se estableció la recta de regresión de la porción lineal de las curvas concentración-respuesta de cada muestra y se calculó la pendiente que equivale a la potencia mutagénica (revertantes/ μg de MOE).

Se incluyeron los compuesto benzo(a)pireno [B(a)P, del grupo de los HAP] y 1-nitropireno [1-NP, del grupo de los nitro-derivados] como testigos positivos indirecto (-S9) y directo, respectivamente, para la cepa TA98 (0.370 y 0.037 $\mu\text{g/mL}$, respectivamente) y sólo 1-NP como directo para YG1021 (0.005 $\mu\text{g/mL}$). Los testigos negativos fueron 0.5 mL de la fracción enzimática S9 y 0.1 mL de DMSO (triplicados) para evaluar su efecto sobre el valor de la frecuencia de reversión espontánea de cada cepa.

De acuerdo con **Ducatti y Ferrão (2003)** y con los lineamientos para definir una muestra como mutagénica, las potencias inducidas por los acumulados mensuales de la MOE y por las fracciones se clasificaron según su efecto:

- 1) *Significativo*, cuando se definió el establecimiento de una relación lineal concentración-respuesta y la existencia de concentraciones con al menos el doble de revertantes obtenidos por el testigo negativo (reversión espontánea)
- 2) *Indicativo*, cuando uno de estos dos criterios no fue satisfecho.

En el caso de la actividad mutagénica inducida por los acumulados mensuales de la MOE, ésta puede expresarse en revertantes/m³, lo cual hace congruente su análisis estadístico con las concentraciones atmosféricas de las PM₁₀, la MOE, los HAP y nitro-HAP (**Ecuación 7**).

$$\text{Revertantes/m}^3 = (\text{Revertantes}/\mu\text{g de MOE}) \cdot (\mu\text{g/m}^3 \text{ de MOE}_{\text{atmósfera}}) \quad \text{Ecuación 7}$$

donde las concentraciones atmosféricas de la MOE equivalen a los promedios mensuales.

Para explorar la existencia de compuestos o eventos capaces de abatir la potencia mutagénica se llevó a cabo la combinación de la fracción de mayor actividad mutagénica con las de menor actividad de los meses enero y mayo. Estas combinaciones se probaron en las cepas TA98 +S9 y YG1021, respetando las concentraciones iniciales de prueba, pero en dos condiciones diferentes:

1. Cada concentración elaborada según las proporciones en masa de la MOE de cada fracción orgánica, respecto a la fracción de mayor actividad biológica. Es decir, si la FO1 y FO2

tuvieron 500 y 100 μg de masa de MOE, respectivamente, y esta última fuese la de mayor respuesta biológica, entonces cada una de las concentraciones probadas se elaboró en la proporción 5:1.

2. Cada concentración, independiente a la masa de la MOE de las fracciones, se preparó en la proporción 1:1.

5.5 Prueba de marcadores

Antes y durante el período en que se realizaron los ensayos biológicos mediante la prueba de Ames se confirmó la presencia de los **marcadores genéticos** en las cepas empleadas, realizándose en cuatro ocasiones y probando los siguientes marcadores:

1. El requerimiento de histidina (his-) en todas ellas se evidenció por el crecimiento de estrías en placas con histidina en exceso (0.1 mL, 0.1 M) y biotina (0.1 mL, 0.05 mM) en comparación con las placas testigo que sólo contienen biotina.
2. La presencia del marcador *rfa* se comprobó mediante la aparición de una banda circular sin crecimiento bacteriano tras incubación alrededor de un filtro estéril al que se le adicionaron 10 μL de una solución de cristal violeta (1 mg/mL) en una placa con agar y nutrientes. El incremento en la permeabilidad de la pared debida a este marcador permite la entrada de esta solución tóxica a la célula, situación que no se presenta en las cepas silvestres (LT2) (testigo).
3. El marcador ***UvrB*** es una delección observada por la falta de crecimiento de las bacterias sembradas en estrías paralelas en placas con agar y nutrientes. Las estrías se cubren perpendicularmente a la mitad de su longitud con papel aluminio y se irradian mediante una lámpara de UV. La parte expuesta no presenta crecimiento tras un período de incubación

debido a que la delección afecta el funcionamiento de los sistemas de reparación del ADN de las bacterias. El testigo son estrías de la cepa LT2 que si muestran crecimiento en la zona expuesta ya que sus sistemas de reparación están intactos pues no presenta la delección.

4. La presencia de los plásmidos *pkMI01* y *PYG216* le confiere cierta resistencia a antibióticos como penicilina y tetraciclina, respectivamente. Aquí la bacteria (0.1 mL) se siembra en toda la placa con agar y nutrientes, se colocan discos de papel filtro adicionando de manera independiente soluciones de ampicilina (25 µg/mL) para la cepa TA98 y tetraciclina para la YG1021 (6 µg/mL). En el caso de la YG1021 se prueban los dos antibióticos. Tras un período de incubación, en torno a los discos hay crecimiento de las bacterias pues los plásmidos les aportan resistencia a estas concentraciones. Los testigos son placas con la cepa LT2 que por carecer de estos plásmidos no crece en torno a los filtros con las soluciones.

5.6 Evaluación de la repetibilidad y la reproducibilidad de la prueba de Ames.

La determinación de la repetibilidad y reproducibilidad de las condiciones experimentales bajo las que se desarrollaron los ensayos biológicos con la cepa TA98 con y sin S9, son parámetros que expresan la calidad con la que se hicieron los mismos. Estos parámetros pueden evaluarse mediante el coeficiente de variación (CV) y para ello se utilizó el polvo urbano de referencia **SRM-1649a** del National Institute of Standard and Technology (**NIST 1998**). Primero se obtuvo la MOE siguiendo el procedimiento de extracción antes mencionado y después se probó con la cepa TA98 con y sin S9. Se realizaron tres ensayos en días diferentes y se calculó la pendiente de cada curva de concentración-respuesta. La

desviación estándar de estas rectas entre el valor de las pendientes definió la repetibilidad para cada ensayo. El CV entre las pendientes de los tres ensayos permitió definir la reproducibilidad.

5.7 Parámetros meteorológicos

La estación meteorológica del Observatorio de Radiación Solar del Instituto de Geofísica de la UNAM proporcionó las mediciones automáticas de humedad relativa (%), temperatura (°C), lluvia (mm), presión atmosférica (mmHg) y velocidad (m/s) y dirección del viento (grados). Las concentraciones diarias de las PM₁₀ y de la MOE se correlacionaron con los promedios diarios de estos parámetros. En el caso de las concentraciones mensuales de estos contaminantes se correlacionaron con los promedios mensuales de los parámetros ya señalados; lo mismo que la actividad mutagénica ya que fue probada de los acumulados mensuales de la MOE.

En el caso de los datos de la dirección del viento, estos fueron tratados mediante procedimientos contemplados en la estadística circular. Los datos circulares no tienen un cero verdadero (a diferencia de los datos lineales) y la asignación de un valor alto o bajo es arbitraria. En este sentido, no hay una justificación física para que una dirección norte sea designada como 0^o ó como 360^o (Zar 1999). Las variables circulares son muy recurrentes en biología, por ejemplo la orientación animal y la navegación conectada a la migración (**Batschelet 1981**). De los valores diarios de la dirección del viento, se calcularon los promedios mensuales, a los que puede designarse como dirección media. La transformación se realizó mediante el software STATA (versión 8) siguiendo el procedimiento señalado en la **Ecuación 8**.

La dirección media del viento en 24 h se determinó mediante los promedios de las magnitudes de los vectores X y Y de la siguiente manera:

$$Y = \sum \text{Sen}(j^n_{i=1}) / n$$

$$X = \sum \text{Cos}(j^n_{i=1}) / n$$

donde j equivale al valor de cada registro de dirección durante 24 h y n representa el número de datos obtenidos.

$$r = (\text{X}^2 + \text{Y}^2)$$

donde

$$\text{Sen } a = Y / r, \quad \text{Cos } a = X / r \quad \text{y} \quad \text{Tan } a = \text{Sen } a / \text{Cos } a$$

donde

$$A = \text{Arco Sen } a \cdot (180/\pi), \quad B = \text{Arco Cos } a \cdot (180/\pi) \quad \text{y} \quad C = \text{Arco Tan } a \cdot (180/\pi)$$

siendo la dirección media en 24 h: C+180

Ecuación 8

Este mismo criterio se empleó para determinar la dirección media del viento mensual.

En el caso de la velocidad promedio del viento en 24 h, se calcularon las magnitudes de los vectores X y Y de cada observación usando la ecuación siguiente:

$$X = V \cdot \text{Cos} [(\pi/180) \cdot (270-DV)]$$

$$Y = V \cdot \text{Sen} [(\pi/180) \cdot (270-DV)]$$

dónde DV equivale a la dirección del viento (en grados)

Posteriormente se promediaron las observaciones de cada vector y con estos datos se obtuvo la velocidad media del viento:

Velocidad media del viento: $(X^2 + Y^2)^{1/2}$
Ecuación 9

5.8 Análisis estadístico

Para determinar el tipo de distribución de los datos que integran las variables manejadas en este estudio se utilizó la prueba de **Shapiro-Wilk**. El grado de asociación entre las variables se evaluó mediante los coeficientes de correlación lineal de *Pearson* (r) y de *Spearman* (r_s), dependiendo de su distribución. Las comparaciones entre grupos de datos no paramétricos se realizaron mediante el estadístico U de **Mann-Whitney**.

En el caso de la determinación de las pendientes de la relaciones concentración-respuesta o potencias mutagénicas, inducidas por las muestras de la MOE, tanto de los acumulados como de las fracciones, se obtuvieron mediante regresión lineal por mínimos cuadrados. Cuando se efectuó la comparación entre pendientes se realizó mediante la t de *student* para regresiones independientes (**Steel y Torrie 1995**).

Para el cálculo de los promedios mensuales de la dirección del viento también se empleó la **Ecuación 8**.

6. RESULTADOS y DISCUSION

6.1. Concentraciones atmosféricas de las partículas $\leq 10 \mu\text{m}$ (PM_{10})

La **figura 5** muestra las concentraciones atmosféricas estándar de las PM_{10} durante 1998 en 102 muestreos. El ajuste de los valores de concentración a condiciones estándar de temperatura (25°C) y presión (1 atmósfera) permite hacer comparaciones con datos de otras ciudades del mundo. Las concentraciones de las PM_{10} no presentaron una distribución normal lo que se demuestra mediante la prueba W de **Shapiro-Wilk** ($p < 0.0001$, **Figura 6a**) y conforme a la norma mexicana (NOM-025-SSA1-1993) se manejó el promedio aritmético anual; este mismo criterio se usó para los promedios mensuales y por temporada de las concentraciones de las PM_{10} , así como del uso de pruebas no paramétricas para su análisis.

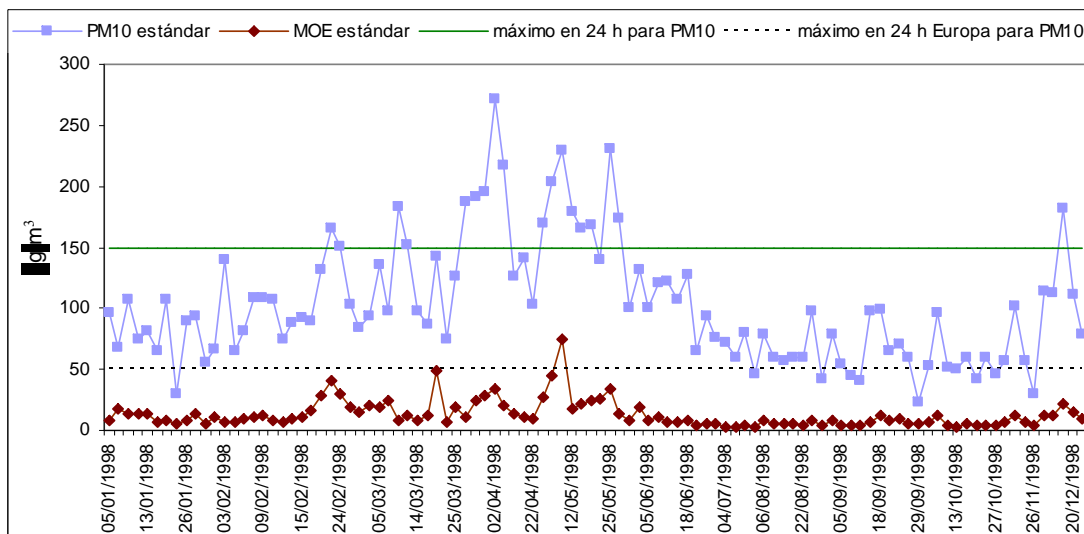


Figura 5. Comportamiento de las concentraciones estándar de las PM_{10} y la MOE durante 1998. La línea horizontal continua señala el límite máximo de PM_{10} permitido para un periodo de 24 h según la norma mexicana (NOM-025-SSA1-1993), basada en la legislación de la USEPA (1987). La recta horizontal punteada señala el límite máximo permitido para 24 h en algunos países de la Comunidad Europea (Decreto del Ministerio de Italia 1994, EPAQS 1995).

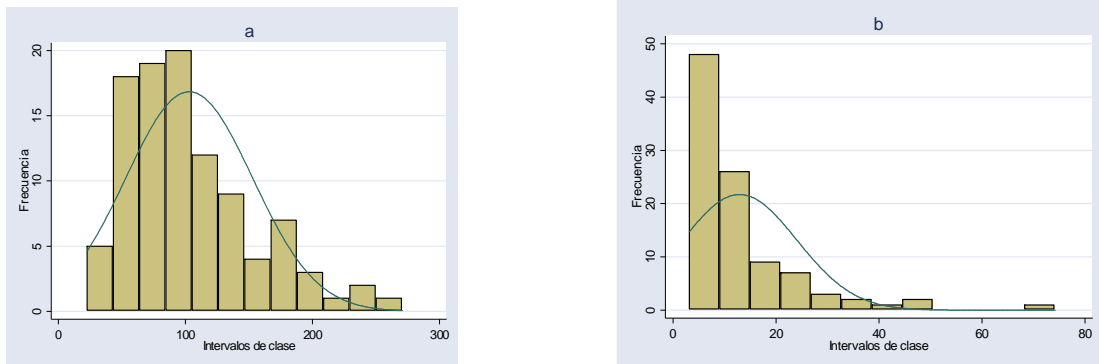


Figura 6. Histogramas de frecuencia de las concentraciones estándar de (a) PM_{10} y (b) MOE. La línea indica la distribución normal esperada.

En el transcurso del estudio se registraron 18 días en los que las concentraciones estándar de PM_{10} rebasaron la máxima de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ establecida por la norma mexicana para 24 h, principalmente en el período del 22 de febrero al 27 de junio, representando el 17.6 % de los días de muestreo. El conjunto de 102 muestreos mostró que, al contrastarse con el máximo permitido de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para 24 h de este contaminante particulado en países de la Comunidad Europea como Italia e Inglaterra (**Decreto del Ministerio de Italia 1994, en Cincinelli et al. 2003, EPAQS 1995**), el 92.1 % de las concentraciones diarias estarían por arriba de ella.

Considerando en todo momento que la finalidad de los máximos permitidos que establecen las normas nacional e internacional es salvaguardar la salud de la población expuesta, se puede considerar que el porcentaje del número de días que superan el máximo permitido para un período de 24 h se vuelve alarmante comparada con la normatividad europea y no cuando se toma de referencia la norma nacional que se basa en los límites establecidos por la legislación ambiental norteamericana.

Es importante hacer hincapié en el hecho de que la zona de este estudio es considerada como una de las de menor contaminación atmosférica en la ciudad por PM_{10} y pese a ello

puede pasar a una de zona contaminación importante según la referencia europea, la cual muestra un mayor rigor en el control de los límites permitidos para este contaminante particulado y que incrementa las posibilidades de menores problemas de salud relacionados con la contaminación del aire.

La norma mexicana también señala un promedio aritmético anual de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, el cual fue rebasado en este estudio con un promedio aritmético estándar de $103 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (max = 271.0, min = 22.6), que es el doble de lo establecido por la norma. En este sentido las normas europeas tienen como objetivo para el 2005 permitir un promedio anual máximo de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y para el 2010 de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (**Harrison 2004**). Estas concentraciones están muy por debajo del promedio anual encontrado en el CCA-UNAM y de lo que hasta hoy contempla la norma nacional.

Durante el período 1992-1999, en la Ciudad de México se presentaron incendios con mayor frecuencia que en otros años y en especial en 1998 severas condiciones climatológicas aumentaron drásticamente la frecuencia de éstos (**Bravo et al. 2002**). De esta manera el suroeste de la Ciudad de México también fue afectado por numerosos eventos de esta naturaleza, siendo su frecuencia y la presencia de un HAP específico en los acumulados mensuales de la MOE, el reteno, los dos criterios para clasificar el período de estudio en las temporadas de *incendios* y *no incendios*. Este HAP es un indicador de la combustión de material vegetal sobretodo de la madera de coníferas (**Ramdahl 1983, Didyk et al. 2000**), resultado de los incendios en esa área y fue más abundante principalmente en el período de febrero a mayo, catalogándose como la temporada de *incendios*; el resto de los meses (enero, julio a diciembre) integraron la de *no incendios*. Además, se observaron diferencias significativas entre los registros por día de muestreo de los parámetros meteorológicos

entre estas temporadas mediante una comparación multivariada con la *T* de *Hotelling* ($F = 19.7, p < 0.0001$), la cual fue aplicada a los datos normalizados de aquellas variables que lo requirieron, aportando mayor validez a la división del período de estudio en las temporadas propuestas.

El **cuadro V** muestra las concentraciones promedio aritméticas mensuales estándar que oscilaron entre 177 y 57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, correspondientes a mayo y noviembre, respectivamente (**Figura 7**), y por temporadas de las PM_{10} . La comparación de las concentraciones entre temporadas se hizo mediante la *U de Mann-Whitney*, resultando mayores en la temporada de *incendios* ($p < 0.0001$) (**Cuadro VI**), siendo 1.8 veces más alta que en *no incendios*.

Cuadro V. Concentraciones promedio aritméticas mensuales estándar de las PM_{10} y la MOE durante 1998.

1998	Número de muestras	Volumen de aire Promedio (m^3)	PM_{10} estándar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Máximo	Mínimo	MOE estándar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Máximo	Mínimo	Proporción de la MOE ¹ con respecto de las PM_{10}
Enero	12	1286	78	108	29	12.1	18	5	16.1
Febrero	14	1284	108	166	65	17.7	40	6	15.5
Marzo	13	1282	127	191	75	20.3	48	7	16.9
Abril	7	1256	174	271	104	23.6	33	9	13.3
Mayo	9	1251	177	231	101	34.1	74	9	18.2
Junio	9	1274	104	132	65	9.5	19	4	8.9
Julio	4	1278	64	79	47	4.0	4	3	6.3
Agosto	7	1195	65	98	42	6.6	8	4	10.2
Septiembre	10	1279	63	99	23	7.8	12	3	13.5
Octubre	8	1291	57	96	42	6.3	12	3	10.7
Noviembre	4	1277	57	102	30	8.3	12	4	13.7
Diciembre	5	1292	120	182	78	13.9	22	10	13.8
Promedio temporada									
Incendios ²	73		139	271	65	20	74	6	14
No incendios ³	29		77	182	23	8	22	3	10

¹ La proporción de la MOE contenida en las PM_{10} fue obtenida respecto a las concentraciones promedio aritméticas estándar en los días de muestreo. ² Febrero a mayo, ³ enero y julio a diciembre.

Estas diferencias en las temporadas no pueden atribuirse exclusivamente a los incendios ocurridos en el primer cuatrimestre del año, sin embargo es indiscutible que como fuentes naturales de aeropartículas contribuyeron a dichas diferencias.

Para estimar la importancia de los incendios en las concentraciones atmosféricas de las PM_{10} , **Bravo et al. (2002)** determinaron coeficientes de correlación significativos entre las concentraciones atmosféricas de las PM_{10} y las PST (partículas suspendidas totales) con Estas diferencias en las temporadas no pueden atribuirse exclusivamente a los incendios ocurridos en el primer cuatrimestre del año, sin embargo es indiscutible que como fuentes naturales de los contaminantes particulados contribuyeran a las diferencias observadas. el total de las emisiones de partículas estimadas (en toneladas) producidas por los incendios durante marzo, abril y mayo del período de 1993 a 1997 en cuatro de cinco estaciones de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (**RAMA**).

Cabe mencionar que la estación Pedregal presentó la correlación más alta entre las estimaciones de partículas y las concentraciones de las PM_{10} cuando se incluyeron en el análisis los datos correspondientes a 1998 ($r = 0.92$). Esto sugiere el impacto de las emisiones producidas por los incendios en la calidad del aire de la Ciudad de México y sobretodo en el suroeste para ese año. Eventos de esta naturaleza junto con los procesos de combustión antropogénicos que de manera cotidiana se presentan en los alrededores del sitio de estudio (quema de combustibles derivados del petróleo por vehículos y la generación de calor doméstico) fueron las fuentes importantes de estos contaminantes.

Por otra parte, la temporada de *no incendios* comprendió los meses de lluvias y de mayor humedad relativa, lo cual incrementa la depositación de las partículas gruesas que integran las PM_{10} y que también contribuyó a las diferencias en las concentraciones entre

temporadas, principalmente si éstas presentaron compuestos con propiedades higroscópicas (Castanho y Artaxo 2001).

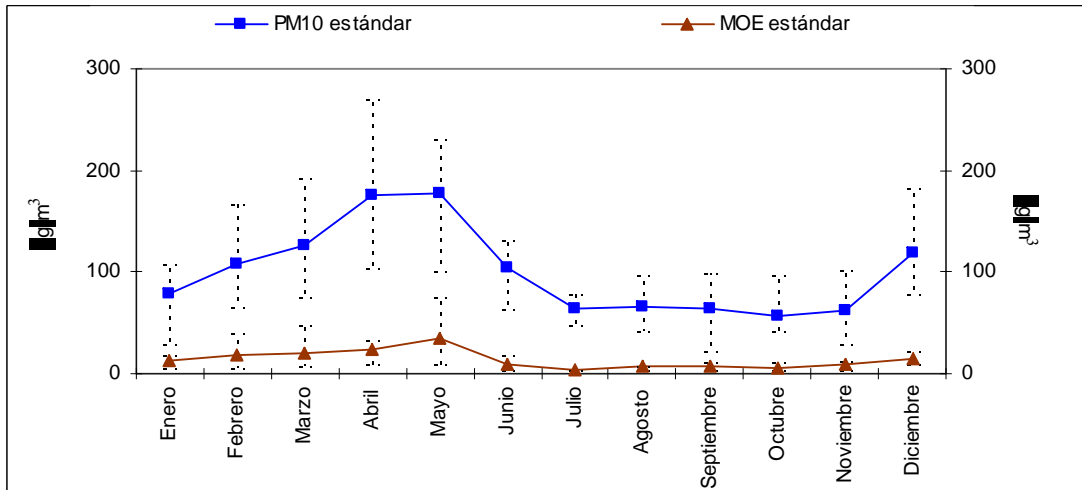


Figura 7. Concentraciones promedio aritméticas mensuales estándar de las PM₁₀ y la MOE durante 1998. La escala izquierda corresponde a las concentraciones de las PM₁₀ y la derecha a las de la MOE. Las barras representan los valores máximos y mínimos registrados en cada mes.

Cuadro VI. Comparación con la U de Mann-Whitney de las concentraciones promedio aritméticas por temporada de PM₁₀ y de MOE.

	Temporadas	Incendios	No incendios
PM ₁₀	Incendios ¹	-	p<0.00001
MOE	No incendios ²	p<0.00001	-

¹ Febrero a mayo, ² enero y julio a diciembre.

6.1.1 Variación y Comparación de las concentraciones atmosféricas de las PM₁₀ en el sitio de estudio

En la Ciudad de México existen 32 estaciones de monitoreo de contaminantes del aire que integran la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA). En el caso de las determinaciones de las concentraciones atmosféricas de las PM₁₀ emplean equipos

automáticos (designados como TEOM) que generan datos por hora y que reflejan con mayor realismo las variaciones de este contaminante a lo largo del día. Asimismo, algunas de las estaciones también cuentan con equipos manuales de altos volúmenes como en el caso de la estación Pedregal-RAMA y similar al empleado en el CCA-UNAM, de los que puede determinarse la concentración de las partículas en períodos de 24 h.

Las concentraciones de las PM_{10} para el CCA-UNAM correlacionaron significativamente mediante la r de **Spearman** ($r = 0.80$, $p < 0.001$) con las concentraciones reportadas por la estación Pedregal-RAMA mediante sus equipos automáticos en los mismos días de muestreo. El porcentaje de la variación de las concentraciones de las PM_{10} en la estación Pedregal (automático) que pudimos observar con nuestras mediciones durante 1998, se determinó mediante un análisis de varianza que definió una relación lineal entre ambos grupos de datos ($F=111$, $p < 0.0001$), pese a que no mostraron una distribución normal mediante **Shapiro-Wilk** ($p < 0.0001$, en ambos casos). El modelo lineal indica que el 53 % de la varianza de las concentraciones de las partículas en la estación Pedregal-RAMA fueron explicadas por las variaciones determinadas en el CCA-UNAM, lo que sugiere que en nuestro caso se cuenta con datos aceptables que puedan describir el comportamiento de este contaminante atmosférico en la zona (**Figura 8a**), aunque la varianza restante se debe a la emisión local de cada sitio de muestreo. La **figura 9** muestra el comportamiento de las concentraciones diarias de las PM_{10} en los dos sitios.

En cuanto a los datos definidos por los equipos manuales, el análisis de varianzas indicó la existencia de una relación lineal entre los promedios mensuales de las concentraciones de los dos sitios ($F = 53$, $p < 0.0001$), no obstante que los datos del CCA-UNAM no mostraron una distribución normal ($p < 0.045$) (se emplearon datos no estandarizados disponibles en

las bases de datos publicas de la RAMA y promedios mensuales debido a la no coincidencia entre los días de muestreo de ambos sitios). En este caso la varianza explicada por nuestro método de muestreo fue del 84 % respecto de las concentraciones de la estación Pedregal, siendo mayor porque la determinación fue con equipos semejantes y con promedios mensuales (**Figura 8 b**).

Los promedios aritméticos anuales del equipo automático de la RAMA y el manual del CCA-UNAM fueron $43.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (máximo = 158.7 y mínimo = 9.8) y 81.6 (máximo = 210 y mínimo = 17.8), respectivamente, mostrando diferencia significativa mediante la *U de Mann-Whitney* ($p < 0.00001$), que debe en parte atribuirse a las distintas técnicas de muestreo empleadas y no totalmente a la influencia de fuentes locales que pudieran incrementar las concentraciones de las PM_{10} . Los datos de la estación Pedregal-RAMA fueron obtenidos mediante un equipo automático designado como **TEOM** (“*Tapered Element Oscillating MicroBalance*”) que reporta concentraciones por hora y trabaja a temperatura de 50°C , lo que propicia la pérdida de algunos componentes semi-volátiles de las partículas como material higroscópico, nitratos de amonio en equilibrio con ácido nítrico y amonio y diversos compuestos orgánicos, disminuye la masa de las partículas y por ende las respectivas concentraciones atmosféricas (**Allen et al. 1997**). **Retama y Castillejos (2000)** (**en Vega et al. 2003**) en un análisis comparativo en cinco sitios de la ciudad de México de las concentraciones de PM_{10} medidas por equipos **TEOM** y de altos volúmenes, encontraron que las determinadas por el primer tipo de ellos fueron menores, posiblemente a la pérdida de algunos componentes orgánicos e inorgánicos de las partículas, aunque no se detalla más en torno a los resultados.

Lo importante del análisis entre las concentraciones atmosféricas de las PM_{10} para los dos

sitios de muestreo en el suroeste de la ciudad es la correspondencia alta entre la técnica que se empleó para medir las concentraciones y las variaciones de las PM_{10} , principalmente de los equipos manuales, con las registradas por las estaciones oficiales del Gobierno.

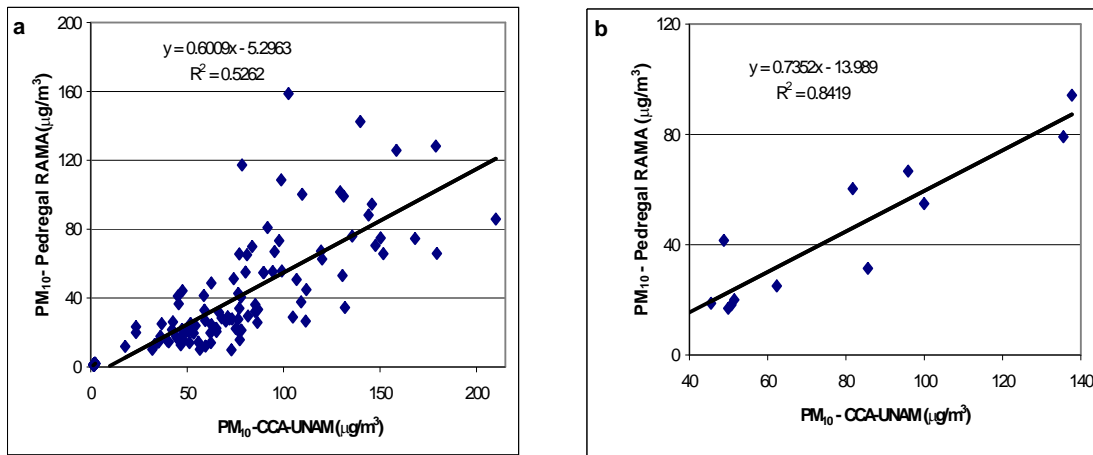


Figura 8.a, Regresión lineal entre las concentraciones diarias de las PM_{10} en el CCA-UNAM y del Pedregal-RAMA- equipos automáticos (TEOM) y b, regresión lineal entre las concentraciones promedio mensuales de las PM_{10} en el CCA-UNAM y Pedregal-RAMA- equipos manuales.

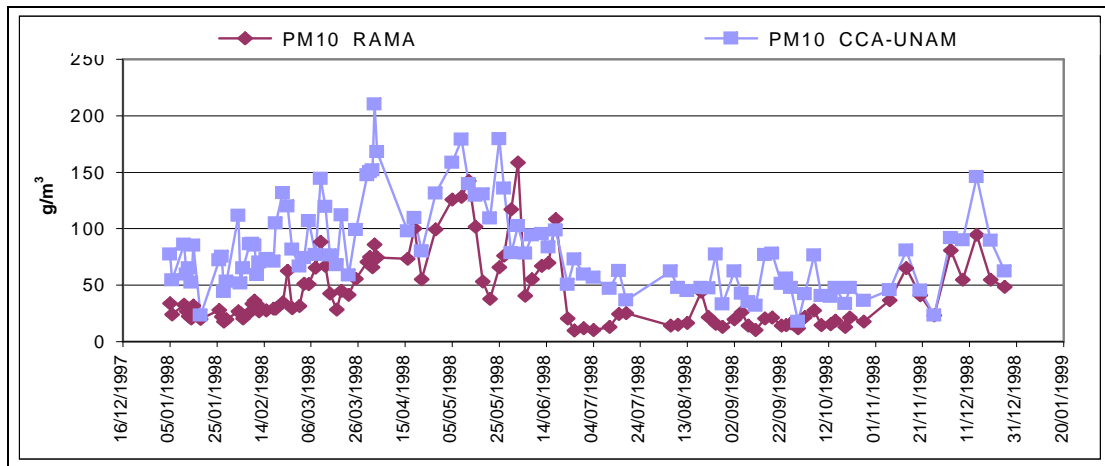


Figura 9. Comportamiento de las concentraciones diarias reales de la estación Pedregal-RAMA y del Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM, durante el período de estudio. Las concentraciones por hora reportadas por la RAMA fueron obtenidas con equipos automáticos (TEOM).

En el caso de las concentraciones determinadas por los equipos manuales, la **figura 10** muestra los promedios mensuales de las concentraciones de las PM_{10} en el CCA-UNAM y de la estación RAMA-Pedregal durante 1998 (**a**) y los promedios anuales en el período 1993-1999 (**b**), usando los valores reales. La concentración promedio para 1998 de dicha estación fue de $51.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (máximo = 144.0 y mínimo = 13.0) que es significativamente menor al promedio encontrado en el CCA-UNAM mediante la *U de Mann-Whitney* ($p < 0.02$). En este caso las diferencias observadas sí permiten sugerir el posible impacto de eventos o fuentes locales en las concentraciones atmosféricas de estos contaminantes, generando que estas fueran mayores en el CCA-UNAM dado que los métodos de medición son semejantes.

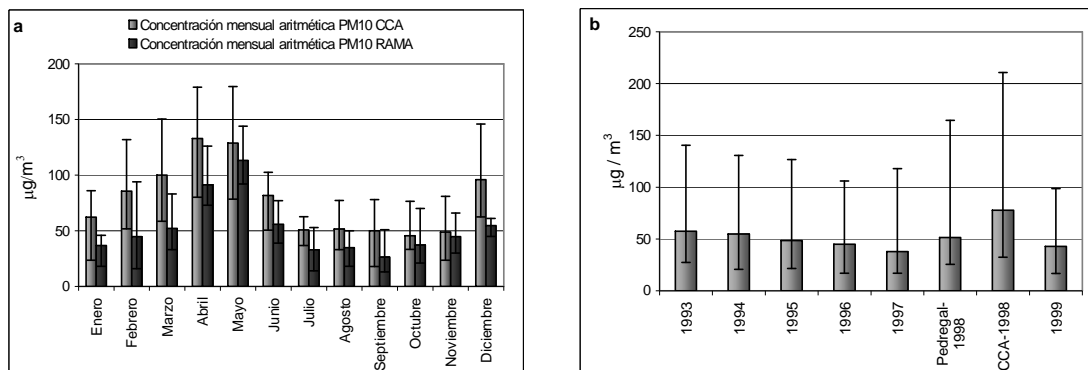


Figura 10. Concentraciones promedio aritméticas mensuales de las PM_{10} de la estación RAMA-Pedregal y del Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM. a, comparación durante 1998 entre ambos sitios y b, comparación de promedios anuales durante el período 1993-1999. Las barras representan los valores máximos y mínimos.

Asimismo, el **cuadro VII** contiene los resultados de las comparaciones de las concentraciones promedio anuales y por temporadas para el período arriba mencionado entre ambas estaciones de muestreo con los equipos manuales.

Cuadro VII. Resultados comparativos de las concentraciones de las PM₁₀ entre la estación Pedregal-RAMA y el CCA-UNAM durante el período 1993-1999 determinadas con equipos manuales

	Comparación por Temporadas*	CCA		
		anual vs Pedregal-RAMA	Incendios vs Pedregal-RAMA	No incendios vs Pedregal-RAMA
1993	p>0.10	p>0.06	p<0.02	p>0.09
1994	p>0.30	p>0.08	p<0.02	p>0.22
1995	p<0.04	p<0.01	p<0.02	p<0.006
1996	p>0.08	p<0.01	p<0.02	p>0.60
1997	p>0.73	p<0.0002	p<0.02	p<0.006
1998	p<0.05	p<0.02	p>0.10	p<0.02
1998-CCA	p<0.01	-	-	-
1999	p<0.05	p<0.007	p<0.02	p<0.01

Las comparaciones se realizaron mediante la *U de Mann-Whitney*.

*Corresponde a la comparaciones por temporadas de las concentraciones reportadas por la estación de monitoreo Pedregal-RAMA en el período 1993-1999 y para el CCA-UNAM en el año de estudio.

Las concentraciones anuales del CCA-UNAM fueron mayores durante 1995-1999 que los reportados por la estación Pedregal. Las concentraciones de *incendios* del CCA-UNAM resultaron mayores a las observadas en la misma temporada para la estación Pedregal entre 1993-1997 y 1999. La falta de diferencias durante *incendios* de los dos sitios en 1998 sugiere que en ambos lugares se registraron elevadas concentraciones de estos contaminantes muy posiblemente como efecto de estos eventos. **Magaña (1999)** señala que durante ese año en el Distrito Federal se contabilizaron 1932 incendios que afectaron un total de 5735 hectáreas, situación que explicaría en parte el incremento en las concentraciones de las partículas en el aire.

6.1.2. Comparación de las concentraciones atmosféricas de las PM₁₀ en el suroeste de la Ciudad de México con otros sitios del mundo

El **cuadro VIII** muestra las concentraciones atmosféricas de las PM₁₀ reportadas en otras ciudades de Europa y del continente Americano.

Cuadro VIII. Concentraciones atmosféricas de las PM₁₀ en distintas ciudades del mundo

Localidad	Tipo de localidad	Concentración (µg/m ³)	
		Temporadas	
		Invierno	Verano
Bélgica¹,			
Borgerhout	Urbano	34.5 (±10.1) ^a	36.4 (±5.1) ^a
Hoboken	Industrial	35.7 (±9.4) ^a	28.4 (±14.2) ^a
Peer	Rural	33.5 (±22.0) ^a	28.2 (±18.5) ^a
República Checa²,			
Plzeň	Urbano/Industrial		
Ustí nad Labem	Urbano/Industrial	67.8	61.4
Benešov	Rural	(±59.9) ^a	(±49.5) ^a
Žd'ár nad Sázavou.	Rural		
Canadá³,			
Kitsilano	Urbano	15.3 ^c	14.7 ^c
Kensington	Urbano/Industrial	10.5 ^c	15.2 ^c
Rocky Point	Urbano/Industrial	14.4 ^c	17.9 ^c
y siete lugares más			
Portugal⁴,			
Aveiro	Semi-urbano		53.2 (86-15) ^b
Anadia	Rural		44.1 (76-24) ^b
Tábua	Rural		30.4 (61-3.3) ^b
Italia⁵,			
Milán	Urbano	103 (±50) ^a	68 (±27) ^a
Brasil⁶,			
Sao Paulo	Urbano	77 ^c	32 ^c
Argentina⁷,			
Buenos Aires	Urbano	44 (±17) ^a	52 (±14) ^a
Chile⁸,			
Santiago	Urbano	40 ^c (anual)	
Suiza⁹,			
Ginebra	Urbano	30 ^c (anual)	
Basle	Urbano	23 ^c (anual)	
Lugano	Urbano	33 ^c (anual)	
SO-México,			
CCA-UNAM	Urbano	103 139 (271-65) ^b	(anual) 77 (182-23) ^b

^a -Corresponden a valores de desviación estándar, ^b - Máximos y mínimos registrados y ^c - Sin valores de desviación estándar o algún otro intervalo. ¹-Du Four *et al.* (2004), ²-Černá *et al.* (1999), ³-Mckendry (2000), ⁴-Alves *et al.* (2001), ⁵-Marcazzan *et al.* (2001), ⁶-Castanho y Artaxo (2001), ⁷-Bogo *et al.* (2003), ⁸-Jorquera *et al.* (2000), ⁹-Monn *et al.* (1999).

Las concentraciones anuales para el CCA-UNAM fueron mayores a las reportadas en ciudades como Santiago de Chile y Ginebra (Suiza). En cuanto a las concentraciones por temporadas, durante el invierno y verano en la ciudad de Milán (Italia) se registraron valores similares a los observados en las temporadas definidas para el CCA. Los valores de las demás ciudades incluidas en el cuadro estuvieron por debajo de las concentraciones determinadas en este estudio.

Según **Castanho y Artaxo (2001)**, una de las principales fuentes que contribuyen a las concentraciones atmosféricas de las PM_{10} en Sao Paulo, Brasil, fueron los vehículos automotores, en especial en el rango de las partículas finas ($\leq 2.5 \mu m$). Además, dentro de las partículas gruesas que integran las PM_{10} ($2.5-10 \mu m$) señalan que aquellas resuspendidas por el tráfico vehicular aportan entre 75 y 78 % de su masa. Por último, mencionan que las diferencias observadas entre invierno y verano son debidas a las condiciones de dispersión de los contaminantes, frecuentemente menos favorables en invierno.

Tras un análisis elemental de la composición de las PM_{10} , **Marcazzan et al. (2001)** coinciden en mencionar que una fuente importante son las partículas provenientes del suelo por la resuspensión de los vientos, las emisiones vehiculares y aquellas provenientes de procesos industriales en la ciudad de Milán, Italia. Asimismo, encontraron diferencias estacionales en las concentraciones de las partículas siendo mayores durante el invierno. Este patrón lo explican en parte porque durante invierno se presentan frecuentes y persistentes inversiones térmicas así como niebla a nivel de la superficie, favoreciendo la acumulación de cantidades considerables de contaminantes en las capas bajas de la atmósfera.

Bogo et al. (2003) en un estudio efectuado en Buenos Aires, Argentina, llega a conclusiones similares y menciona que las partículas gruesas ($>2.5 \mu\text{m}$) que integran las PM_{10} son influidas por partículas del suelo resuspendidas por el viento. Es interesante mencionar que se observó la disminución de los niveles de partículas de verano a invierno, situación contraria a lo reportado para la ciudad de Sao Paulo. Esto se explica por la diferente topografía y características meteorológicas, ya que Buenos Aires se localiza en una planicie y Sao Paulo es un valle rodeado de colinas.

Estas comparaciones deben tomarse con reserva ya que algunos de estos trabajos contienen información de distintos años al aquí presentado y porque las diferencias entre las dimensiones de las fuentes de las partículas pueden ser considerables, principalmente en aquellas que también se clasifican como zonas urbanas, además de que en muchos casos los muestreos de partículas se hicieron sólo durante campañas de algunos meses y no durante todo un año como en nuestro estudio, así como por distintas técnicas de muestreo. No obstante estas diferencias, las comparaciones dan una perspectiva de las condiciones de la calidad del aire que presentó el suroeste de la Ciudad de México. El análisis químico de la composición orgánica de los compuestos asociados a las PM_{10} permitirá inferir en torno a las fuentes para el suroeste de la ciudad.

6.2 Concentraciones atmosféricas de la Materia Orgánica Extraída (MOE) asociadas a las PM_{10}

La **figura 5** muestra el comportamiento de las concentraciones estándar de la MOE durante el período de estudio. Los valores de las concentraciones de la MOE no mostraron distribución normal mediante **Shapiro-Wilk** ($p < 0.05$, **Figura 6b**) por lo que se emplearon estadísticos no paramétricos para su análisis comparativo. El promedio aritmético anual

de la MOE fue de $14.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (max = 74.2, min = 3.13) y las concentraciones aritméticas mensuales oscilaron entre los 4 y $34.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, correspondientes a julio y mayo (**Cuadro V**). Es importante mencionar que no existe norma que establezca los máximos permitidos de MOE en la atmósfera. Siguiendo el mismo criterio de división del período de estudio en temporadas de *incendios* y *no incendios*, se encontró una cantidad mayor en la primera mediante la *U de Mann-Whitney* ($p < 0.0001$, **Cuadro VI**), siendo las concentraciones de MOE 2.5 veces más altas que en *no incendios*.

Por otra parte, las concentraciones de la MOE representaron en promedio aritmético anual 14 % de las PM_{10} con un intervalo entre 5 y 39 %, comparado con el 38 % referido por **Legzdins et al. (1995)** en Hamilton (Canadá), 20 % reportado por **De Martinis et al. (1999)** en Sao Paulo (Brasil) y 20.5 % hallado por **Černá et al. (2000)** en la región de Bohemia (República Checa), la MOE asociada a las PM_{10} del suroeste de la ciudad de México fue menor a la encontrada en estos sitios. Con este porcentaje se sugiere que la mayor parte de la masa de estas partículas (86 %), colectadas al suroeste de la ciudad, es material inorgánico de nula o baja solubilidad en diclorometano. Incluso en la temporada de *incendios* la MOE sólo representó el 14.5 % de las concentraciones de las PM_{10} , lo que sugiere que algunos de los componentes de las partículas pueden tener un origen distinto a los procesos de combustión.

6.2.1 Comparación de las concentraciones atmosféricas de la MOE en el suroeste de la Ciudad de México con otros sitios del mundo

Dado que no se cuenta con una base de datos gubernamental sobre la variación del contenido de la MOE asociada a las PM_{10} para la Ciudad de México, solo se hará una comparación con datos observados en otras partes del mundo (**Cuadro IX**). Es importante mencionar que en este apartado la MOE también puede considerarse como carbón orgánico presente en los aerosoles y por lo tanto realizarse comparaciones con aquellas publicaciones que así lo manejen. El carbón orgánico es emitido directamente de las fuentes como partículas primarias o, bien, formado secundariamente en la atmósfera por reacciones que involucran precursores orgánicos gaseosos de baja presión (**Pandis et al. 1992, Nunes y Pio et al. 1993, Cao et al. 2003**).

Cuadro IX. Concentraciones atmosféricas de la MOE en distintas ciudades del mundo

Localidad	Tipo de localidad	Concentración $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Temporadas	
		Invierno	Verano
República Checa ^{1,2} ,			
Plzeň	Urbano/Industrial	12.2 (anual, ± 20.5) ^e	
Ustí nad Labem	Urbano/Industrial		
Benešov	Rural	15.5 (± 26.2) ^e	7.4 (± 3.5) ^e
Žďár nad Sázavou.	Rural		
Teplice	Industrial	17.4 ^g	5.3 ^g
Prachatice	Rural	8.2 ^g	3.6 ^g
Portugal ³ ,			
Aveiro	Semi-urbano	18.6 (25-9) ^f	
Anadia	Rural	14.4 (36-3) ^f	
Tábua	Rural	10.4 (21-1.2) ^f	
China ³ , (a) Hong Kong,			
Universidad Politécnica	Urbano con alto tráfico	12.7 (± 4.7) ^e	
Universidad Baptist	Comercial y residencial	7.6 (± 1.3) ^e	
Hok Tosui	Libre de industria	9.1 (± 1.0) ^e	
(b) Guanzhou			
Universidad Zhongshan	Urbano	23.3 (± 12.0) ^e	
Huangpu	Industrial	32.6 (± 26.6) ^e	
Longuii	Área verde	38.4 (± 33.3) ^e	
(c) Shenzen			
Luohu	Urbano	16.4 (± 3.5) ^e	
(d) Zhuai			
Xiangzhou	Urbano	14.5 (± 4.6) ^e	
SO-México,			
CCA-UNAM	Urbano	14.9 (74-4) ^f	8 (22-3) ^f
		20 (74-6) ^f	

^{a, b, c y d} -Corresponden a áreas donde se realizaron los estudios sobre aeropartículas de la región del río Perla, China. ^e-Corresponden a los valores de desviación estándar, ^f-Máximos y mínimos registrados y ^g- Sin valores de desviación estándar o algún otro intervalo. ^{1,2} -Černá *et al.* (1999, 2000), ³-Alves *et al.* (2001), 4- Cao *et al.* (2003).

El promedio aritmético anual de las concentraciones atmosféricas de la MOE observadas en el CCA-UNAM fue similar al reportado por Černá *et al.* (1999) de diciembre de 1996 a

diciembre de 1997 para un grupo de asentamientos urbanos (Plzeň y Ustí nad Labem) y rurales (Benešov y Žďár nad Sázavou) en la República Checa. Contrario a lo observado en nuestro estudio, ellos no encontraron diferencias significativas entre temporadas a lo largo del año, principalmente por la mayor variación de las concentraciones de la MOE durante el invierno.

En otro estudio de estos mismos autores, realizado en la región de Bohemia, se hallaron concentraciones mayores de partículas en los inviernos de 1993-1994 y 1996-1997 en la región industrial de Teplice respecto al verano de 1994, mientras que en la zona de Prachatic, considerada como área rural, las diferencias entre temporadas no fueron tan marcadas, sin señalar diferencias significativas (**Cerná *et al.* 2000**). Nuestros resultados comparados por temporadas con estos dos últimos sitios mostraron mayores concentraciones y, al contrario de estos sitios, diferencias entre períodos.

En la localidad de Aveiro en Portugal, **Alves *et al.* (2001)** encontraron que las concentraciones señaladas fueron mayores al promedio anual que reportamos, mientras que el área de Anadia mostró similaridad. La ciudad de Tábua mostró la menor concentración de MOE de ese estudio e inferior que en el CCA-UNAM.

Asimismo, en la región del delta del río Perla en el sureste de China, el área de Guanzhou mostró las mayores concentraciones de un conjunto de ocho localidades y mayores a las aquí reportadas. Otros sitios como las localidades ubicadas en las áreas de Shenzen y Xiangzhou mostraron un promedio semejante al que determinamos para el período y el sitio de estudio. En esta zona del sureste de China las mayores concentraciones de carbón orgánico, ó MOE, se atribuyen al tránsito de más de un millón de vehículos y a un gran número de fuentes de emisiones industriales, características que comparten con la Ciudad

de México, en especial en su parte norte (Cao *et al.* 2003).

6.3 Relación entre las concentraciones de las PM₁₀-MOE con los parámetros meteorológicos

Mediante la prueba de correlación de rangos de **Spearman** obtuvimos una $r = 0.81$ (con $p < 0.0001$) entre las concentraciones de las PM₁₀ y la MOE en los días de muestreo, mayor a la encontrada por **Kuo *et al.* (1998)** ($r = 0.61$). Los datos de ambas variables, pese a no presentar una distribución normal, mostraron una relación lineal entre ellas mediante un análisis de varianzas ($F=118$, $p < 0.0001$). De esta manera podemos establecer que aproximadamente el 54.2 % de la varianza de las concentraciones de la MOE a lo largo del año pueden ser explicadas por las PM₁₀.

La correlación alta entre estas variables se puede explicar si se considera que aproximadamente el 90% de la materia orgánica está asociada con partículas menores de 3 μm y a que existe una correlación significativa entre este tamaño y las concentraciones de las PM₁₀ (**Daisey 1990**). **Chaloulakou *et al.* (2003)** determinaron para Atenas una $r = 0.90$ entre las concentraciones de las PM₁₀ y partículas menores a 2.5 μm (PM_{2.5}); en tanto que **Harrison *et al.* (1997)** determinaron para diversas ciudades de Inglaterra una $r = 0.86$, valores que apoyan lo antes expuesto.

Las condiciones meteorológicas tienen un papel importante en los procesos de acumulación y dispersión de contaminantes, por ello durante el período de estudio se registraron las variaciones de seis parámetros meteorológicos para determinar su relación con las concentraciones atmosféricas de PM₁₀, MOE, HAP y nitro-HAP, así como con la actividad mutagénica observada. El **cuadro X** presenta los promedios mensuales de los parámetros meteorológicos y las **figuras 11 a-f** muestran su comportamiento en los días de muestreo

junto con el de las concentraciones de las partículas y de la MOE. Dado que los valores durante el período de estudio de la mayoría de los parámetros meteorológicos no mostraron una distribución normal mediante el estadístico de *Shapiro-Wilk*, se utilizó la *r* de **Spearman** para determinar el grado de asociación entre variables (**Cuadro XI**).

Las concentraciones de las PM₁₀ correlacionaron de forma positiva y baja con temperatura y negativa y moderada con humedad relativa, mientras que las de MOE lo hicieron principalmente y de manera negativa con humedad relativa y presión atmosférica. Es posible considerar que éstas fueron las principales variables meteorológicas de influencia sobre la disminución de las concentraciones de las PM₁₀ y de la MOE en la atmósfera y que permitieron observar diferencias entre temporadas, sin dejar a un lado la influencia y contribución de los múltiples incendios en el período de estudio y de las fuentes locales que cotidianamente aportan a los niveles atmosféricas de las PM₁₀ en el suroeste de la Ciudad de México.

Cuadro X. Valores promedio mensuales del comportamiento de cinco parámetros meteorológicos durante 1998

	Temperatura °C	Presión mmHg	Humedad relativa (%) HR	Lluvia mm	vel.viento m/s
Enero	14	583	46	0.000	0.4
Febrero	15	583	28	0.000	1.8
Marzo	18	583	29	0.000	0.2
Abril	22	583	36	0.000	0.9
Mayo	22	584	31	0.000	0.6
Junio	21	584	58	0.000	0.4
Julio	19	585	66	0.026	0.0
Agosto	18	585	78	0.030	0.7
Septiembre	17	583	89	0.065	0.1
Octubre	16	584	60	0.004	0.8
Noviembre	16	585	65	0.000	0.7
Diciembre	14	585	60	0.000	0.2

Cabe aclarar que **Amador (2003)** en un análisis estadístico más detallado estimó coeficientes de **Pearson** entre las concentraciones de las PM_{10} y la MOE con estas variables meteorológicas a partir de los datos desestacionalizados en el año, encontrando que la temperatura tuvo una mayor influencia sobre las concentraciones de las partículas y la MOE, así como la humedad relativa con esta última variable.

En el caso particular de la relación de las PM_{10} y la MOE con la lluvia, las correlaciones son espurias porque en la mayoría de los días de muestreo los registros de lluvia fueron cero. Sin embargo, al determinar nuevamente los coeficientes usando los datos de aquellos días donde se registró lluvia (diez datos), se obtuvo una $r = 0.82$ ($p < 0.0036$) en el caso de

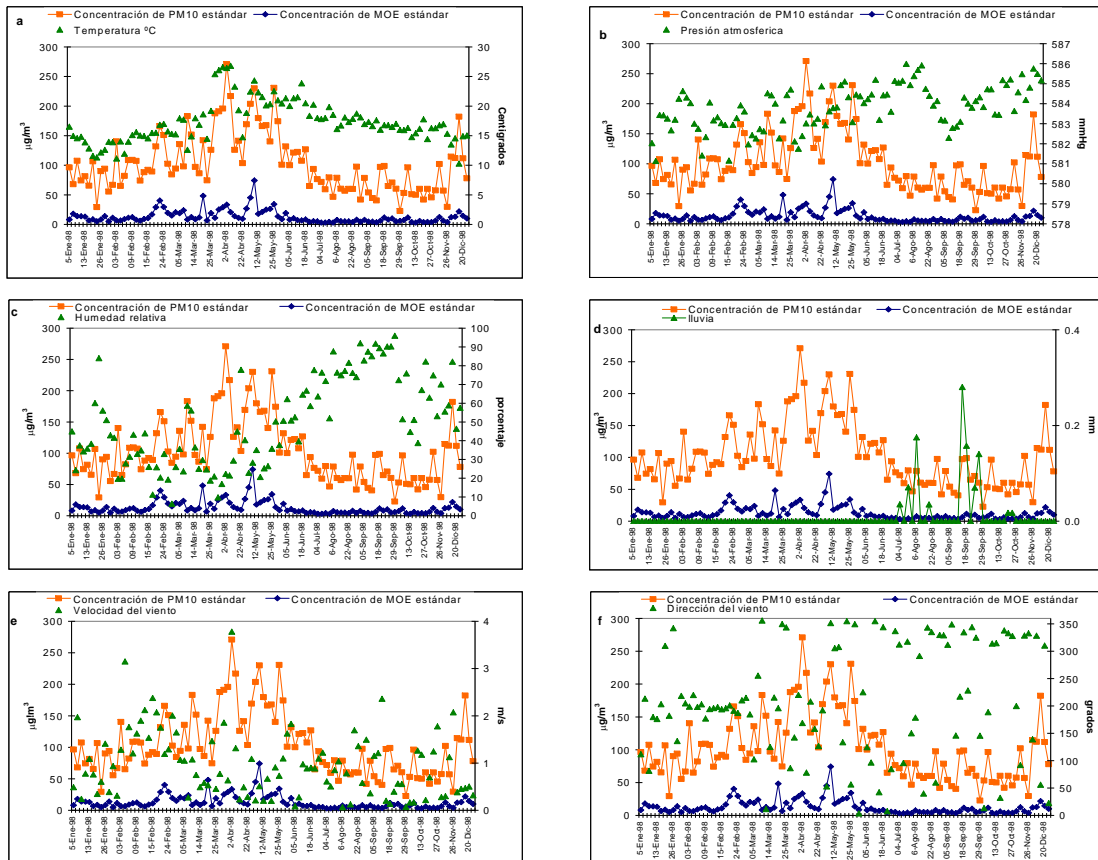


Figura 11. Comportamiento de las concentraciones promedio aritmético mensual estándar de las PM_{10} y la MOE y los promedios mensuales de los seis parámetros meteorológicos monitoreados. (a) temperatura, (b) presión atmosférica, (c) humedad relativa, (d) lluvia, (e) velocidad del viento y (f) dirección del viento.

Cuadro XI. Correlaciones anuales mediante la r de Spearman entre las concentraciones diarias de las PM_{10} y la MOE con los parámetros meteorológicos

A n u a l	Temperatura, (° C)	Presión, (m m Hg)	Humedad Relativa, (%)	Lluvia, (m m)	Velocidad del viento (m/s)
PM_{10}	0.36	-0.19	-0.51	-0.20	0.05
p	0.0002	n.s.	0.0000	0.001	n.s.
MOE	0.19	-0.34	-0.63	-0.29	-0.03
p	n.s.	0.0005	0.0000	0.0037	n.s.

Mediante la prueba de Shapiro-Wilk las variables meteorológicas no presentaron una distribución normal. Temperatura ($p < 0.001$), humedad relativa ($p < 0.001$), lluvia ($p < 0.0001$), velocidad del viento ($p < 0.0001$), excepto la presión atmosférica ($p > 0.414$). n.s. – no significativo.

las PM_{10} y una $r = 0.67$ ($p < 0.03$) en el de la MOE. Estos resultados no son congruentes dado que está bien documentado el papel depurador de la lluvia sobre las concentraciones de las partículas en la atmósfera, tratándose entonces de una asociación físicamente no explicable. **Castanho y Artaxo (2001)** mencionan que las bajas concentraciones de las PM_{10} durante el verano, además de deberse a condiciones favorables de dispersión, son también influidas por las lluvias. Aunque no indican valores para coeficientes de correlación, aclaran que el arrastre de las partículas gruesas se debe a la precipitación pluvial, lo que explicaría una relación inversa entre estas variables.

En cuanto a la relación con la humedad relativa y su sentido negativo, las partículas en la atmósfera poseen algunos componentes con características higroscópicas (cloruro de sodio, sulfatos y nitratos) y dependiendo de las proporciones de la mezcla de vapor de agua-aerosoles y temperatura, lo que define el grado de sobresaturación de vapor en el aire, éstas sufren el aumento de tamaño que propicia menores tiempos de residencia en la atmósfera y favorece su sedimentación, con lo que las concentraciones de las PM_{10} descienden en la atmósfera y por ende las de la MOE. Esta relación de variables ocurre en condiciones de

laboratorio, lo cual puede extrapolarse en cierta medida a los aerosoles atmosféricos (McMurry 2000, Weber *et al.* 2001).

Namdeo *et al.* (1999) reportaron para un punto de alto tráfico vehicular en la ciudad de Nottingham (Inglaterra) correlaciones muy bajas entre velocidad del viento y concentraciones de PM_{10} y de $PM_{2.5}$, aunque los resultados son producto de mediciones para un período de 24 h. A este respecto y en distintas ciudades de Inglaterra durante la temporada de invierno existe una clara correlación negativa entre la velocidad del viento y las concentraciones de las PM_{10} ya que las bajas velocidades no pueden alterar las condiciones de estancamiento de los contaminantes, aunque ligeros incrementos en su velocidad generan descenso de las partículas por ocasionar mayor ventilación de las áreas urbanas. Por el contrario, durante el verano ambas variables correlacionaron positivamente, sugiriendo un aporte de fuentes como el suelo por la resuspensión de las partículas (Deacon *et al.* 1997). Por su parte, Tsai y Cheng (2004) señalaron que bajas velocidades resultan en una menor mezcla vertical y horizontal de las masas de aire propiciando el estancamiento de los aerosoles y su mayor concentración, así como el aumento de tamaño de las partículas a humedades altas, dando como resultado una relación inversa con la velocidad del viento.

En el suroeste de la Ciudad de México no se hallaron correlaciones significativas, lo que sugiere que esta variable explica muy poco de la variación de los contaminantes de interés a lo largo del año. De hecho, sus valores promedio mensuales oscilaron entre 0.1 y 1.8 m/s en septiembre y febrero, respectivamente, contribuyendo muy poco a la dispersión de los contaminantes dado que su falta de energía no logró desplazamientos horizontales y verticales de las masas de aire. Chaloulakou *et al.* (2003) sugirieron que la correlación

negativa entre PM_{10} y velocidad del viento implica que hay un mayor predominio de las fuentes locales de los contaminantes.

Deacon et al. (1997) señalan que la temperatura muestra un cambio estacional de una correlación inversa con las concentraciones de las PM_{10} durante invierno a una positiva durante el verano, siendo los días con mayor concentración de PM_{10} aquellos con mañanas más frías. Por su parte, **Chaloulakou et al. (2003)** atribuyeron esta relación positiva durante el verano debido al incremento de la actividad fotoquímica durante los días con mayor radiación solar, lo que origina la formación de aerosoles secundarios. En este estudio observamos una correlación positiva baja entre PM_{10} y temperatura que posiblemente sea explicada por procesos de formación de aerosoles secundarios.

En cuanto a la dirección del viento, su frecuencia resultó mayor del suroeste y sureste hacia el norte durante el período de enero a abril, que abarca la mayor parte de la temporada de incendios. De mayo a diciembre los vientos provinieron del noroeste y noreste principalmente (**Figura 12**).

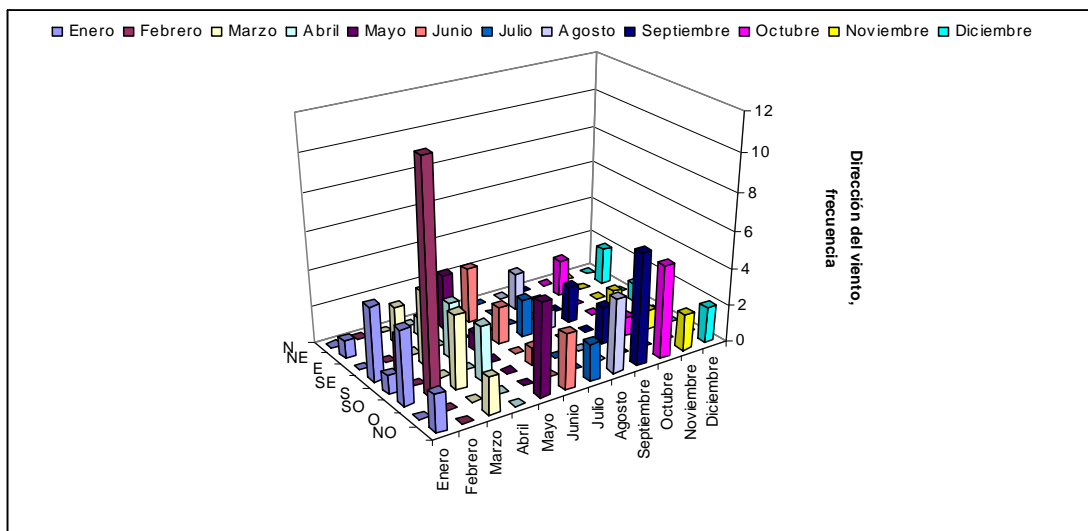


Figura 12. Comportamiento mensual de las direcciones del viento en el suroeste de la Ciudad de México. N-Norte, NE-noreste, E-este, SE-sureste, S-sur, SO-suroeste, O-oeste y NO-noroeste.

Van der Wal y Jensen (2000) señalan que el 45 % de la variación de las concentraciones de las PM_{10} puede ser explicada por cambios en la dirección del viento, la temperatura y la duración de las precipitaciones, aunque no señalan si esta variación es obtenida con valores desestacionalizados. En este sentido **Bravo et al. (2005)** en un estudio sobre PM_{10} y su relación con parámetros meteorológicos de 1998 (enero) a 2001 (junio) en el suroeste de la Ciudad de México, destacan que sus concentraciones atmosféricas son afectadas principalmente por la magnitud de la velocidad y dirección del viento y proponen un modelo que logra explicar el 51 % de la varianza de las PM_{10} (datos no desestacionalizados) en el período agosto de 1998 a septiembre del 2000. De esta manera a mayor velocidad del viento la estabilidad atmosférica es menor y en consecuencia hay una mejor dispersión de los agentes contaminantes, mayor incluso a las aportaciones de partículas hechas por la resuspensión debido al incremento de la velocidad de los vientos.

En cuanto a la relación de las concentraciones de la MOE con los parámetros meteorológicos, **Viidanoja et al. (2002)** en Helsinki, Finlandia, encontraron una dependencia moderada negativa entre las concentraciones de carbón orgánico y la velocidad del viento. Asimismo, en cuanto a que la asociación con la dirección del viento no fue clara entre ambas variables, este autor la interpretó como una ausencia de relación del transporte de contaminantes a partir de fuentes lejanas. En nuestro trabajo no hubo correlación significativa entre estas variables por lo que no podemos inferir una idea semejante.

La relación de las concentraciones de la MOE con la presión atmosférica fue negativa. Al considerar que la mayor parte de la MOE se origina de compuestos orgánicos en fase de vapor producto de procesos de combustión y dado que el incremento de la presión

atmosférica favorece su menor volatilidad, dichos compuestos probablemente reflejarán una mayor abundancia en la fase particulada al ser adsorbidos en éstas.

En cuanto a las concentraciones de la MOE y la temperatura su relación fue positiva pero no significativa. Se esperaba que ésta fuera negativa ya que a una temperatura baja se observaría una menor volatilidad de los compuestos orgánicos gaseosos adsorbidos y absorbidos a las partículas, por lo que serían más abundantes en los aerosoles, sin embargo con la actual información no se puede explicar esta relación.

6.3.1 Correlación de las concentraciones de las PM₁₀ y la MOE con las concentraciones atmosféricas de CO, NO₂, O₃ y SO₂

Contaminantes atmosféricos como CO, NO₂, O₃ y SO₂ son considerados también como indicadores de la calidad del aire por sus efectos en la salud humana, según el **Informe Anual de Calidad del Aire en el Valle de México (IACAVM 1998)**. Para cada uno de ellos se hace una descripción breve y se tratará de explicar su relación con las concentraciones atmosféricas de las PM₁₀ y la MOE.

El O₃ (ozono) es un gas incoloro, reactivo, que se produce en forma natural tanto en las partes bajas (tropósfera) como en las altas (estratósfera) de la atmósfera terrestre. Sin embargo, también es originado por una serie de reacciones químicas en presencia de luz solar y de temperaturas altas. En estas participan compuestos orgánicos volátiles como los hidrocarburos (HC) y óxidos de nitrógeno (NO_x, dónde NO_x = NO + NO₂), cuya importancia depende de sus concentraciones en el aire (**So y Wang 2003**).

La presencia de concentraciones altas de O₃ en la atmósfera de áreas urbanas se asocia con una reducción de la función pulmonar de sus habitantes. Los efectos agudos asociados son tos, estornudos, dolor en el pecho y congestión pulmonar. También puede

causar daño al follaje de cultivos y de algunas especies de árboles, lo que puede afectar la producción agrícola (**IACAVM 1998**).

La presencia de NO₂ (dióxido de nitrógeno) en la atmósfera se asocia con irritación pulmonar, bronquitis y neumonía, además reduce la resistencia a infecciones respiratorias y favorece el fenómeno de lluvia ácida, que propicia la acidificación de lagos y arroyos, así como el deterioro de los edificios y monumentos. Las principales emisiones provienen de combustibles que se refinan inadecuadamente, como el petróleo diáfano y el combustóleo, que se utilizan en la industria y en las plantas generadoras de energía eléctrica (**IACAVM 1998**). Durante el proceso de combustión, se forma primero monóxido de nitrógeno (NO) a temperaturas altas ya sea por oxidación de moléculas de N₂, de compuestos con nitrógeno presentes en los combustibles y por la combustión de gas natural. Tras emitirse el NO, este puede reaccionar con O₂ para formar NO₂ (**Clapp y Jenkin 2001**) y aunque este proceso puede detenerse por la dilución del NO₂ en la atmósfera, el NO subsecuentemente reacciona con O₃ para formar más NO₂ (**Isakson et al. 2003**).

El CO (monóxido de carbono) es un gas inodoro e incoloro, producido por la ignición incompleta de combustibles fósiles. La exposición a CO provoca la formación de carboxihemoglobina en la sangre, reduciendo su capacidad de transportar oxígeno a los órganos del cuerpo humano. En concentraciones altas el CO disminuye la percepción visual, la destreza manual, la capacidad mental y representa un alto riesgo para las personas que padecen enfermedades cardiovasculares. Los niveles altos de este contaminante en áreas metropolitanas pueden ser usados como trazadores de contaminación por fuentes antropogénicas, ya que su tiempo de vida es relativamente largo en la atmósfera (1-2

meses) (**IACAVM 1998, Parrish et al. 1993**).

El SO₂ (dióxido de azufre) es un gas incoloro, de olor picante, que se emite por la quema de combustibles que contienen azufre. La presencia de SO₂ en la atmósfera se asocia con enfermedades respiratorias y cardiovasculares, debilitamiento de las defensas pulmonares y en concentraciones extremas con la muerte (**IACAVM 1998**).

Las **figuras 13 a-d y 14 a-d** muestran el comportamiento de las concentraciones atmosféricas de las PM₁₀ y la MOE en conjunto con las de CO, NO₂, O₃ y SO₂, valores que fueron obtenidos de las bases de datos que la RAMA pone a disposición para su consulta y uso (datos correspondientes a la estación Pedregal como referencia única de dicha red en la zona de estudio, en www.sma.df.gob.mx/simat/predma.htm). Las concentraciones se calcularon a partir de los registros por hora promediados cada 24 h en los mismos días de colecta de las PM₁₀ en el CCA-UNAM.

Las concentraciones de CO, NO₂, O₃ y SO₂ no mostraron distribución normal mediante la prueba de *Shapiro-Wilk* y las correlaciones con las concentraciones de las PM₁₀ y la MOE se hicieron con la *r Spearman*, considerando en ambos análisis todos los datos del período de estudio. Las PM₁₀ y las MOE lo hicieron significativamente con cada uno de los cuatro contaminantes mencionados (**Cuadro XII**).

Las asociaciones de las PM₁₀ con CO, O₃, SO₂ y NO₂ resultaron moderadas, aunque con este último contaminante se observó la asociación más alta. La mayor parte de las concentraciones atmosféricas de CO y NO₂ son atribuibles a las emisiones vehiculares y por ser el transporte una de las principales fuentes de partículas en las áreas urbanas, las correlaciones entre estos contaminantes proporciona una valiosa medida para valorar el aporte relativo de los vehículos contra otras fuentes de las PM₁₀ (**McKendry 2000**).

Cuadro XII. Coeficientes de correlación entre las concentraciones de las PM₁₀ y la MOE con las concentraciones atmosféricas de CO, NO₂, O₃ y SO₂ en el sitio de estudio.

	PM ₁₀	MOE
CO	0.52	0.53
p	0.0000	0.0000
SO ₂	0.54	0.42
p	0.0000	0.0000
O ₃	0.56	0.34
p	0.0000	0.0006
NO ₂	0.70	0.51
p	0.0000	0.0000

La prueba de Shapiro-Wilk aplicada a las concentraciones de estos contaminantes indicaron falta de normalidad, CO-p<0.00001, O₃-p<0.02, SO₂-p<0.03, NO₂-p<0.03.

Este autor mencionó que durante el invierno en el poblado de Richmond, Canadá, la correlación entre las concentraciones de PM₁₀ con CO y NO₂ fue de 0.70 y 0.78, respectivamente. Ambos mayores a los que determinamos para el CCA-UNAM. Sin embargo, también observó que durante el verano ambos coeficientes disminuyeron a 0.4, sugiriendo que otras fuentes toman mayor importancia en la contribución a las concentraciones de las partículas.

Morawska et al. (1998) encontraron para Brisbane, Australia, coeficientes de correlación de 0.14, 0.32 y 0.33 entre las PM₁₀ y O₃, SO₂ y CO, respectivamente, menores a los aquí hallados. Asimismo, **Tsai y Cheng (2004)** determinaron coeficientes de 0.71, 0.62, 0.78 y 0.72 entre las PM₁₀ y O₃, SO₂, CO y NO₂, respectivamente, para la ciudad de Taichung, Taiwan. Con excepción del correspondiente a NO₂, que es similar al determinado en este trabajo, los demás resultaron mayores a los encontrados en el CCA-UNAM. **Mönkkönen et al. (2004)** señalaron para Nueva Delhi, India, correlaciones de 0.10, 0.44 y 0.36 con SO₂, CO y NO₂, respectivamente, las cuales fueron menores a las encontradas en este estudio. Las diferencias en las magnitudes de las correlaciones entre estos contaminantes gaseosos y las concentraciones de las PM₁₀ para Brisbane y Nueva Delhi, respecto de Taichung y el

CCA-UNAM, sugieren que las fuentes que contribuyen a los niveles de las partículas en la atmósfera pueden ser distintas de los procesos de combustión a los que generalmente se asocian.

La correlación positiva de las PM_{10} con O_3 , aunque moderada, según **So y Wang (2003)** y **Villaseñor et al. (2003)** sugieren que los procesos químicos son responsables de la formación de contaminantes secundarios, es decir que parte de la masa de las PM_{10} que colectamos en el sitio de estudio posiblemente no es originada directamente de las fuentes de emisión.

En un estudio realizado en diferentes ciudades de Suiza, **Monn et al. (1999)** proponen que en la formación de ácido nítrico en la atmósfera (HNO_3) interviene el NO_2 junto con la presencia de radicales libres (OH) bajo condiciones fotoquímicas y por descomposición de nitratos de amonio. La reactividad del NO_2 bajo estas condiciones para formar HNO_3 y algunos nitratos podría explicar la correlación de 0.70 entre PM_{10} y NO_2 .

Con relación a las PM_{10} y SO_2 , **Sharma et al. (2003)** en la ciudad de Kanpur, India, encontraron bajas concentraciones atmosféricas de este último contaminante, pese a que los sitios de estudio contemplaban fuentes potenciales que consumen grandes cantidades de combustibles, principalmente de diesel con alto contenido de azufre. Un patrón similar fue observado en el suroeste de la ciudad ya que las concentraciones no excedieron las 0.08 ppm (partes por millón) durante todo el año (RAMA-Pedregal, base de datos en línea). Asimismo, la $r = 0.54$ para Kanpur e igual a la reportada en este estudio ($r = 0.54$), fueron moderadas. El SO_2 tiene una existencia corta en la atmósfera y es oxidado a SO_4^{2-} (sulfato) y en el caso del NO_2 a NO_3^- (nitrato), tanto en fase gaseosa como en gotas de agua. La reacción para la formación de sulfatos depende de las concentraciones de SO_2 , PM_{10} , NH_3

y es favorecida por la presencia de otras especies reactivas en pequeñas cantidades (OH, HO₂⁻, RO₃ y O₃) (Sharma *et al.* 2003).

El hecho de que las correlaciones sean positivas entre las concentraciones atmosféricas de las PM₁₀ y las de SO₂ y NO₂, pueden explicarse porque sus productos de oxidación dan origen a aerosoles integrados por sulfatos y nitratos, respectivamente (Tsai y Cheng 1999).

Para la correlación positiva con CO, Chaloulakou *et al.* (2003) determinaron una $r = 0.71$ en Atenas, Grecia. Señalan que la fuerte asociación entre PM₁₀ y CO, junto con otros contaminantes primarios, sugieren la importancia de las emisiones relacionadas con el tráfico vehicular.

Si bien es cierto que para el CCA-UNAM se encontraron coeficientes significativos, pero moderados entre las concentraciones de las PM₁₀ y las de cuatro contaminantes primarios presentes en la atmósfera de la zona de estudio y a que hemos llevado la discusión en torno a los procesos de combustión que en los alrededores se efectúan cotidianamente como fuentes principales de éstos, no debe olvidarse que la mayor parte de la masa de las PM₁₀ corresponde a material inorgánico o al menos no miscible en el disolvente empleado durante el proceso de extracción (diclorometano). Una parte de este material muy probablemente sea de origen geológico (sales, sílice y metales) producto de resuspensión de partículas del suelo por la velocidad del viento o por resuspensión debida al tráfico vehicular. Asimismo, componentes inorgánicos secundarios como los nitratos y sulfatos también deben tener un aporte importante a las concentraciones atmosféricas de las PM₁₀.

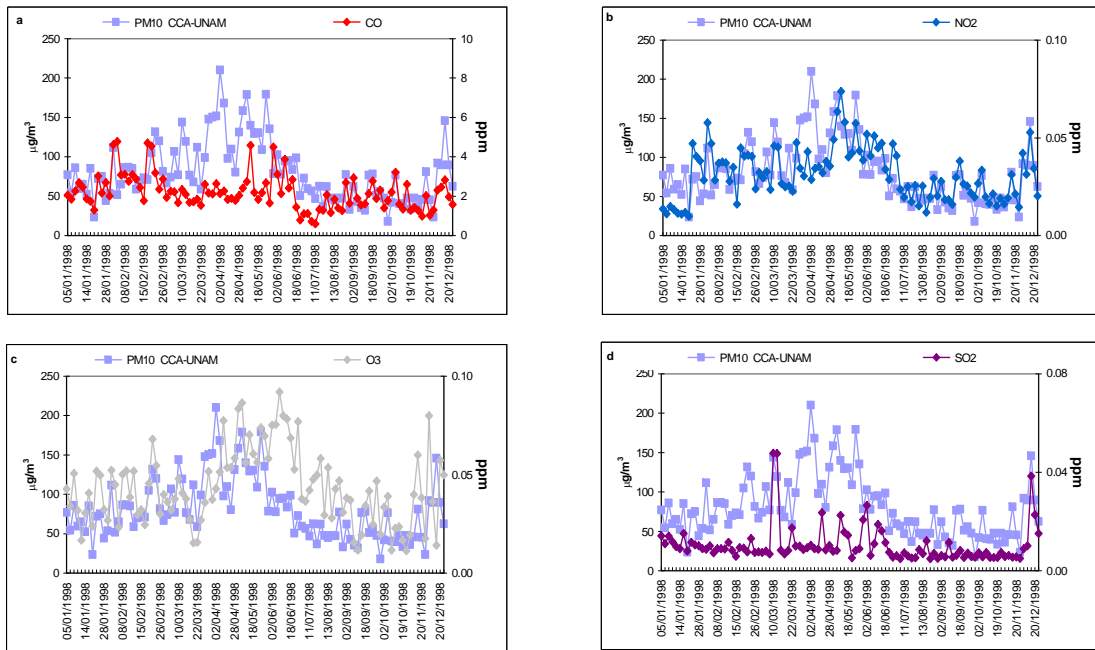


Figura 13 Comportamiento de las concentraciones atmosféricas en los días de muestreo de las PM₁₀ y de contaminantes como a. CO, b. NO₂, c. O₃ y d. SO₂ en el sitio de estudio.

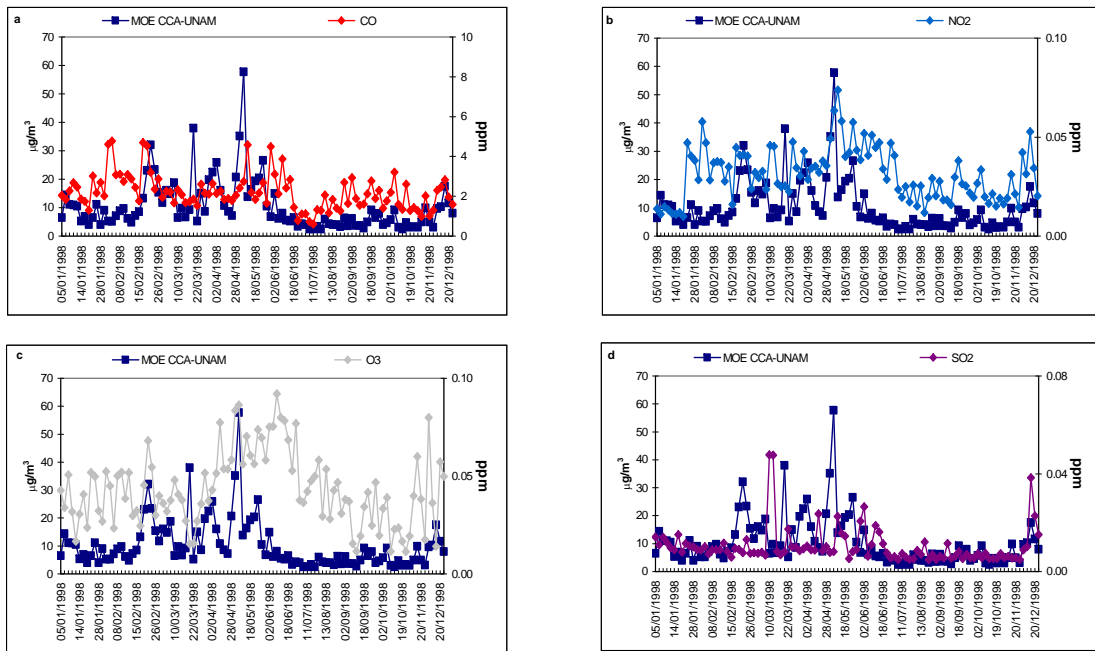


Figura 14 Comportamiento de las concentraciones atmosféricas en los días de muestreo de las MOE y de contaminantes como a. CO, b. NO₂, c. O₃ y d. SO₂ en el sitio de estudio.

Retomando los datos del **cuadro V** es posible estimar que aproximadamente de 85 a 97 % de las concentraciones en el aire de las PM₁₀ son material de tipo inorgánico. Un análisis de metales y sílice, entre otros, podría definir con mayor precisión el aporte de sus fuentes a las concentraciones atmosféricas de las PM₁₀.

Las correlaciones positivas entre las concentraciones de la MOE con las de contaminantes como CO y NO₂ fueron las más altas y son probablemente debidas a que éstos son compuestos que una vez en la atmósfera, y dada su reactividad con otros contaminantes y factores ambientales como la humedad y radiación solar, entre otros, dan origen a especies, con nuevas propiedades físicas y químicas, capaces de adsorberse con mayor facilidad a la superficie de los aerosoles e integrarse como parte de la materia orgánica. En este sentido estudios como los realizados por **Turpin *et al.* (1991)** y **Pandis *et al.* (1995)** señalaron para el área de Los Ángeles California (EUA) que más del 50 % de los compuestos orgánicos presentes en los aerosoles no son originados de emisiones directas, sino más bien por reacciones oxidantes entre NO_x (NO y NO₂) y diversas especies de compuestos orgánicos volátiles.

6.4 Análisis químico de los acumulados mensuales de la MOE mediante cromatografía de Gases-Espectrometría de masas (CG-EM)

Los esfuerzos para la identificación de los compuestos orgánicos contenidos en la MOE acumulada mensualmente se centraron en 20 HAP, de los cuales 16 son considerados como de prioridad por sus efectos mutagénicos y potencial cancerígeno (**IARC 1987**). Asimismo, se incluyó la identificación de 11 nitro-HAP, 6 mono-sustituídos y 5 di-sustituídos, donde algunos han sido reportados como potentes mutágenos en cepas de *Salmonella typhimurium* (**Mermelstein *et al.* 1981**), además de considerarse como

carcinogénicos (**Ohgaki et al. 1982**). Las concentraciones en el aire de los HAP se determinaron al dividir la masa presente en los acumulados mensuales de MOE entre el volumen total de aire mensual muestreado (**Ecuación 3**).

Las concentraciones atmosféricas de los nitro-HAP fueron estimadas a partir de su masa presente en cada una de las cuatro fracciones obtenidas de los acumulados mensuales, corregida a la contenida en éstos y dividida entre el volumen de aire muestreado, esto incrementa la certidumbre en la identificación de estos compuestos, ya que en las mezclas complejas orgánicas (acumulados de la MOE) la identificación se enmascara por otros compuestos que pueden sobreestimar su cuantificación. De esta manera se obtuvo la concentración mensual de HAP y nitro-HAP totales e individual de cada uno de ellos (**Cuadro XIII-Figura 15 a-b** y **Cuadro XIV-Figura 16**, respectivamente).

La concentración atmosférica mensual de HAP totales osciló entre los 4.09 y 34.62 ng/m³ de agosto y diciembre, respectivamente. Durante la temporada de *incendios* todos los meses mostraron concentraciones por arriba de los 20 ng/m³, mientras que en la temporada de *no incendios* sólo enero, octubre y diciembre rebasaron este nivel. De los 20 HAP analizados, acenaftileno y fluoreno no se encontraron en ningún mes del período de estudio, en tanto que el dibenzo(a,h)antraceno estuvo en concentraciones inferiores a los límites de detección del método de análisis. Algunos de los HAP más abundantes en promedio anual fueron benzo(ghi)perilenos>benzo(b+k)fluorantenos>coroneno e indeno(1,2,3-cd)pireno, compuestos de peso molecular mayor a 250 g/mol (PM>252 g/mol) cuyas concentraciones fluctuaron entre 2 y 4 ng/m³, por lo que podrían ser considerados como HAP indicadores de procesos específicos de combustión de mayor impacto en el suroeste de la Ciudad de México.

Mediante la U de Mann-Whitney no se observaron diferencias de las concentraciones de HAP totales entre temporadas ($p=0.17$). Al dividir al grupo de compuestos según su peso molecular y aplicar la misma prueba, algunos de los HAP de $PM<252$ g/mol (naftaleno a criseno, excluyendo aquellos no identificados y los que sólo estuvieron presentes en algunos meses) mostraron diferencias significativas entre temporadas, como por ejemplo fluoranteno ($p<0.04$), reteno ($p<0.006$), benzo(a) antraceno ($p<0.01$) y criseno ($p<0.04$), en tanto que ninguno de los compuestos de $PM>252$ g/mol (benzo(b+k)fluorantenos a coroneno) presentaron diferencias con la misma prueba ($p>0.05$), sugiriendo que sus concentraciones en el año permanecieron más o menos constantes (**Figura 14 a y b**).

Las diferencias en concentraciones de HAP entre temporadas de invierno y verano según **Baek et al. (1991)** son atribuidas principalmente a mayores tasas de emisión de estos compuestos, a la baja altura de la capa de mezcla y a una menor eficiencia en la degradación fotoquímica, favoreciendo niveles más altos en invierno.

En el caso de los nitro-HAP se encontraron en concentraciones del orden de picogramos por m^3 (pg /m^3). Febrero y mayo, correspondientes a *incendios*, tuvieron las mayores concentraciones de nitroderivados totales (172 y 175 pg/m^3 , respectivamente). El 9-nitroantraceno y 1-nitropireno fueron los más constantes y abundantes a lo largo del año, siendo hasta este momento probables indicadores para el grupo de nitroderivados en la atmósfera del suroeste de la ciudad. En la temporada de *no incendios* enero presentó la menor concentración (48 pg/m^3), mientras que las más altas ocurrieron en noviembre y diciembre (130 y 116 pg/m^3 , respectivamente) donde además del 9-nitroantraceno y 1-nitropireno, los isómeros (1,3+1,5)-dinitronaftalenos y 1,6-dinitropireno fueron los más abundantes, respectivamente.

Cuadro XIII. Concentraciones atmosféricas (ng/m³) de 20 HAP durante 1998 para la estación del Centro de Ciencias de la Atmósfera al suroeste de la Ciudad de México

HAP	Enero	Inc.	Febrero	Inc.	Marzo	Inc.	Abril	Inc.	Mayo	Inc.	Junio	Inc.
Naftaleno	ne	ne	ne	ne	ne	ne	0.94	ne	0.21	nc.	0.07	nc.
Acenafileno	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne
Acenafeno	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	0.05	nc.
Fluoreno	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne
Fenantreno	0.72	0.05	0.62	0.05	0.68	0.05	0.73	0.06	0.61	0.05	0.27	0.02
Antraceno	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne
Fluoranteno	0.59	0.06	1.11	0.12	1.32	0.14	0.91	0.1	1.11	0.12	0.31	0.03
Pireno	1.21	0.12	1.73	0.18	0.9	0.09	2.13	0.22	1.98	0.21	0.63	0.06
Reteno	0.37	0.04	1.18	0.14	3.83	0.46	2.74	0.33	3.05	0.36	0.07	0.01
Benzo(a)antraceno	0.68	0.08	1.12	0.14	0.84	0.11	0.73	0.09	1	0.13	0.19	0.02
Cliseno	1.2	0.13	1.95	0.22	1.62	0.19	1.74	0.2	1.87	0.21	0.46	0.05
Benzo(b+k)fluorantenos	4.9	0.56	6.47	0.76	4.07	0.48	3.02	0.36	3.31	0.39	1.52	0.17
Benzo(e)pireno	1.93	0.19	3.25	0.34	2.1	0.22	1.27	0.13	1.39	0.14	0.77	0.08
Benzo(a)pireno	1.28	0.16	2.68	0.35	1.6	0.21	0.77	0.1	1.08	0.14	0.54	0.07
Perileno	0.45	0.07	0.27	0.05	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.
Indeno(1,2,3-cd)Pireno	3.45	0.5	3.71	0.55	2.16	0.32	3.05	0.46	1.97	0.3	1.51	0.21
Dibenz(a,h)antraceno	i.l.c.	nc.	i.l.c.	i.l.c.	i.l.c.	i.l.c.	i.l.c.	i.l.c.	i.l.c.	nc.	i.l.c.	nc.
Benzo(ghi)perileno	4.87	0.56	5.68	0.67	3.15	0.38	5.03	0.6	3.07	0.37	2.36	0.26
Coroneno	2.41	0.3	1.82	0.13	ne.	ne.	3.31	0.43	ne.	ne.	2.32	0.28
suma	24.06	1.04	31.59	1.31	22.27	0.93	26.37	1.06	20.65	0.82	11.07	0.49
HAP	Julio	Inc.	Agosto	Inc.	Septiembre	Inc.	Octubre	Inc.	Noviembre	Inc.	Diciembre	Inc.
Naftaleno	0.03	nc.	ne	ne	ne.	ne.	0.06	nc.	ne.	ne.	0.24	nc.
Acenafileno	ne	ne	ne	ne	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.
Acenafeno	ne	ne	ne	ne	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.
Fluoreno	ne	ne	ne	ne	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.
Fenantreno	0.33	0.03	0.11	0.01	0.29	0.02	0.43	0.04	0.47	0.04	0.95	0.08
Antraceno	0.05	0.01	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.	ne.
Fluoranteno	0.56	0.06	ne.	ne.	0.35	0.03	0.38	0.04	0.85	0.09	1.49	0.16
Pireno	1.71	0.18	0.39	0.04	0.71	0.07	0.93	0.1	1.19	0.13	2.44	0.26
Reteno	0.1	0.01	0.09	0.01	ne.	ne.	0.13	0.02	0.4	0.05	0.83	0.1
Benzo(a)antraceno	0.39	0.05	0.11	0.01	0.61	0.07	0.47	0.06	0.61	0.08	0.92	0.12
Cliseno	0.66	0.08	0.19	0.02	0.9	0.09	0.79	0.09	1.00	0.12	2.08	0.24
Benzo(b+k)fluorantenos	2.46	0.3	0.86	0.1	3.04	0.32	3.52	0.42	2.17	0.26	5.32	0.64
Benzo(e)pireno	1.09	0.12	0.53	0.06	1.98	0.18	1.85	0.19	1.2	0.13	2.2	0.23
Benzo(a)pireno	0.63	0.08	ne	ne	1.31	0.15	1.12	0.15	0.83	0.11	1.31	0.17
Perileno	ne	ne	ne	ne	0.38	0.06	ne.	ne.	0.1	0.02	0.21	0.04
Indeno(1,2,3-cd)Pireno	1.35	0.2	0.67	0.1	2.39	0.32	3.3	0.5	2.43	0.37	4.5	0.68
Dibenz(a,h)antraceno	i.l.c.	nc.	i.l.c.	nc.	i.l.c.	nc.	i.l.c.	nc.	i.l.c.	nc.	i.l.c.	nc.
Benzo(ghi)perileno	2.12	0.26	0.83	0.1	3.09	0.32	5.39	0.65	3.27	0.4	6.78	0.82
Coroneno	ne.	0.51	0.31	0.04	1.68	0.19	5.86	0.76	1.93	0.25	5.35	0.7
suma	11.48	0.72	4.09	0.19	16.73	0.65	24.23	1.23	16.45	0.71	34.62	1.52

Inc.- Incertidumbre de la determinación. i.l.c.- Inferior al límite de cuantificación. n.e. – No encontrado
n.c. – No calculado

La suma de los HAP presentes en cada mes equivale a la concentración atmosférica mensual total.

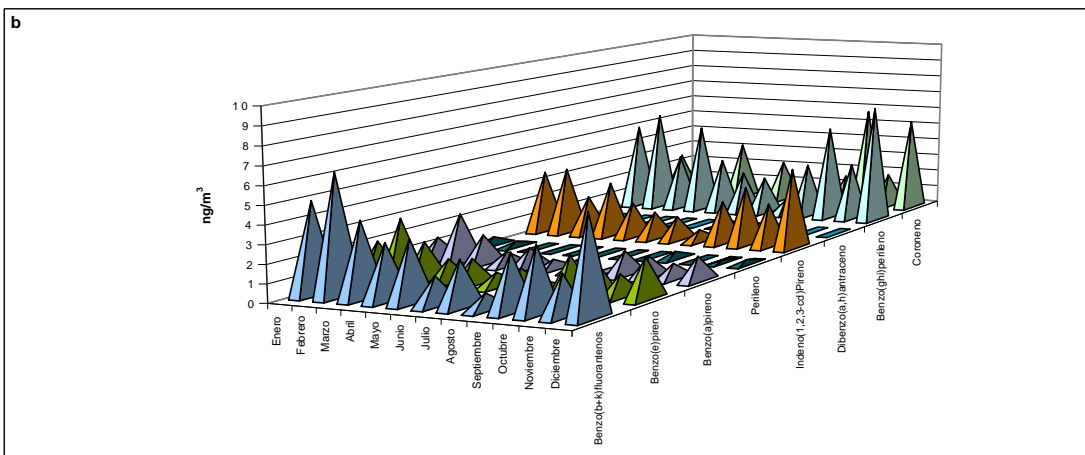
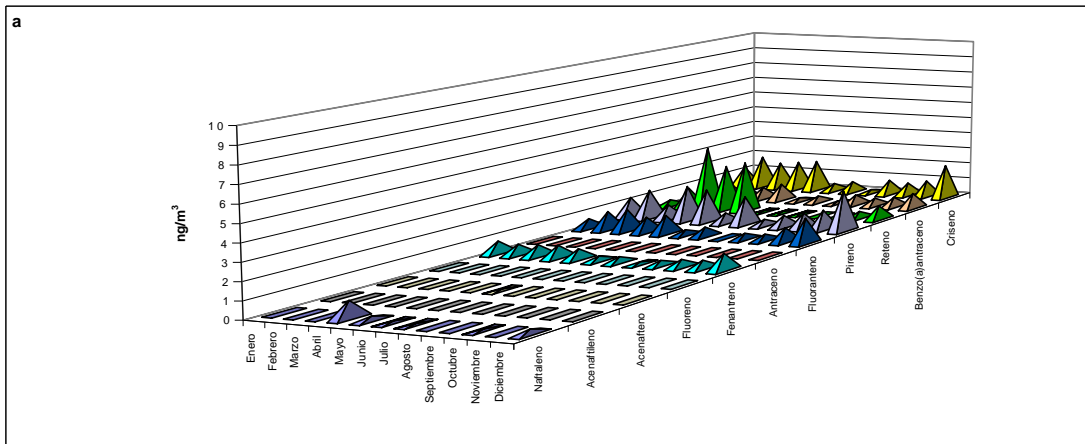


Figura 15. Concentración mensual en el aire de 20 HAP identificados en la materia orgánica extraída (MOE) de las PM_{10} durante 1998. a) HAP con $PM < 252$ g/mol y b) HAP con $PM > 252$ g/mol.

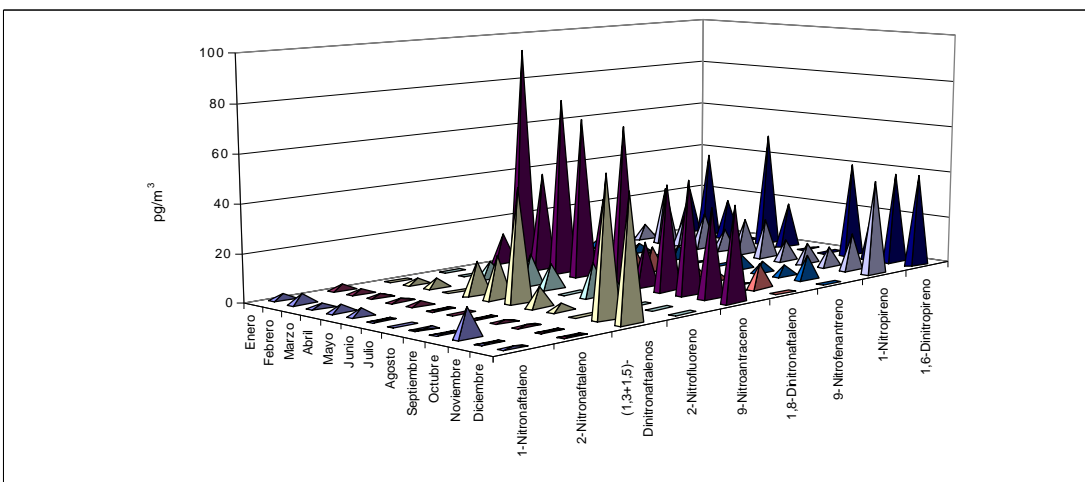


Figura 16. Concentración mensual en el aire de 11 nitro-HAP identificados en la materia orgánica extraída mensual (MOE) de las PM_{10} durante 1998. Por ausencia a lo largo del año el 1,3-dinitropireno no se presenta.

La comparación de esta familia de compuestos en concentraciones totales por temporadas no fueron diferentes significativamente ($p=0.39$). Tras aplicar la prueba de Mann-Whitney solamente 2-nitronaftaleno y 9-nitroantraceno resultaron con diferencias por temporadas ($p<0.04$ y $p<0.02$, respectivamente).

Cuadro XIV. Concentraciones atmosféricas (pg/m^3) de 11 nitro-HAP durante 1998 para la estación del Centro de Ciencias de la Atmósfera en el suroeste de la Ciudad de México

nitro-HAP	Enero	Inc.	Febrero	Inc.	Marzo	Inc.	Abril	Inc.	Mayo	Inc.	Junio	Inc.
1-Nitronaftaleno	2.35	0.7	3.94	1.1	2.00	0.58	3.09	0.89	3.38	0.98	0.22	0.1
2-Nitronaftaleno	2.44	0.9	2.18	0.8	1.71	0.60	1.30	0.46	1.80	0.63	0.29	0.1
(1,3+1,5)-dinitronaftalenos	0.00	0.0	2.67	2.0	4.13	3.06	0.00	0.00	13.99	10.38	17.99	13.3
2-Nitrofluoreno	0.0	0.0	0.0	0.0	7.2	1.78	0.0	0.00	12.9	3.21	10.6	2.6
9-Nitroantraceno	12.7	6.2	94.4	46.4	41.3	20.30	74.3	36.50	67.3	33.07	34.3	16.8
1,8-Dinitronaftaleno	0.0	0.0	3.1	0.8	5.3	1.41	0.0	0.00	10.3	2.75	10.4	2.8
9-Nitrofenantreno	4.1	2.0	3.7	1.8	4.1	2.06	0.0	0.00	5.9	2.95	0.0	0.0
1-Nitropireno	6.9	1.8	24.8	6.6	13.3	3.55	15.5	4.15	10.0	2.66	15.4	4.1
1,6-Dinitropireno	19.9	5.3	37.5	10.0	17.5	4.66	0.0	0.00	49.8	13.29	19.1	5.1
suma	48.3	8.7	172.2	48.0	96.6	21.6	94.2	36.8	175.4	37.6	108.4	22.8

nitro-HAP	Julio	Inc.	Agosto	Inc.	Septiembre	Inc.	Octubre	Inc.	Noviembre	Inc.	Diciembre	Inc.
1-Nitronaftaleno	0.00	0.0	0.11	0.03	0.47	0.14	12.09	3.5	0.07	0.02	0.68	0.2
2-Nitronaftaleno	0.00	0.0	0.15	0.05	1.05	0.37	0.57	0.2	0.16	0.06	0.35	0.1
(1,3+1,5)-dinitronaftalenos	46.8	34.8	8.4	6.25	3.4	2.49	0.0	0.0	57.0	42.28	51.3	38.1
2-Nitrofluoreno	0.0	0.0	14.3	3.53	9.2	2.29	0.0	0.0	0.0	0.00	0.0	0.0
9-Nitroantraceno	66.2	32.5	18.9	9.28	43.8	21.51	47.2	23.2	37.0	18.18	39.4	19.3
1,8-Dinitronaftaleno	0.0	0.0	5.6	1.49	4.3	1.14	0.0	0.0	10.3	2.75	0.0	0.0
9-Nitrofenantreno	0.0	0.0	6.1	3.03	4.5	2.24	4.7	2.3	9.9	4.91	0.0	0.0
1-Nitropireno	17.0	4.5	8.8	2.35	8.6	2.31	8.6	2.3	15.7	4.20	39.6	10.6
1,6-Dinitropireno	0.0	0.0	0.0	0.00	40.8	10.90	22.3	6.0	39.0	10.42	39.4	10.5
suma	130.0	47.8	62.3	12.4	116.1	24.6	95.5	24.4	169.1	47.7	170.7	45.2

Inc.-Incertidumbre de la determinación estimada para los acumulados de MOE a partir de las cantidades presentes en las fracciones orgánicas. Por ausencia a lo largo del año el 1,3-dinitropireno no se presenta.

6.4.1 Comparación de las concentraciones atmosféricas de los HAP y nitro-HAP con otras Ciudades del mundo

EL **cuadro XV** indica las concentraciones atmosféricas de algunos HAP registradas en otras ciudades del mundo y las determinadas para el suroeste de la Ciudad de México. La suma de las concentraciones de HAP totales en el CCA-UNAM estuvieron por arriba de las observadas en Hong Kong, Roma (Italia) y Sao Paulo (Brasil), muy similares a las

observadas en Taichung (Taiwan) y Thessaloniki (Grecia) y por debajo de áreas como Liwan (China), Flanders (Bélgica), Santiago (Chile) y Nueva Dheli (India). Cabe aclarar que estas comparaciones deben tomarse con precaución debido a que el número de los HAP varió en cada estudio y a que en algunos casos los períodos y técnicas de muestreo no fueron las mismas. Con excepción de lo reportado para el área urbana de Flanders (Bélgica) donde los compuestos de bajo peso molecular fueron los más abundantes (naftaleno a criseno), ya que se midieron las concentraciones de los HAP tanto en la fase particulada como en la gaseosa, la mayoría de los estudios arriba señalados mostraron mayor abundancia de HAP de alto peso molecular (benzo(b+k)fluorantenos a coroneno, $PM > 252$ g/mol), como en el caso del suroeste de la Ciudad de México. Ello sugiere que en la mayoría de estas ciudades las partículas a las que están asociados los HAP son de diámetros pequeños producto de distintas fuentes de combustión, ello respaldado por estudios sobre la distribución de este grupo de compuestos según el tamaño de las aeropartículas realizados en ciudades como Veszprém (al oeste de Hungría) (**Kiss *et al.* (1998)**), Tokio (Japón) (**Kawanaka *et al.* (2004)**) y La Plata (Argentina) y Leipzig (Alemania) (**Rehwagen *et al.* (2005)**), donde coinciden en señalar que los HAP de $PM > 252$ g/mol son más abundantes principalmente en las partículas finas (< 2.5 μ m). Por ejemplo, 60 % de las concentraciones de benzo(b)fluoranteno y benzo(k)fluoranteno y 70 % de benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(g,h,i)perileno e indeno(1,2,3-cd)pireno fueron determinadas en partículas de 0.06-1 μ m de diámetro para Veszprém (**Kiss *et al.* (1998)**). Mientras que para Tokio estos mismos compuestos mostraron abundancias de 91, 93, 93.4, 87, 91 y 92 %, respectivamente, en aquellas partículas menores a 2.1 μ m (**Kawanaka *et al.* 2004**).

Al igual que lo reportado por **Kuo et al. (1998)**, **Bi et al. (2002)**, **Romero et al. (2002)** y **Guo et al. (2003)**, se encontró una mayor presencia de benzo(ghi)perileno, compuesto derivado principalmente de vehículos automotores tanto a gasolina como a diesel, no obstante su concentración estuvo por debajo de las reportadas para Taichung, Liwan y Santiago.

Cuadro XV. Concentraciones atmosféricas de HAP en otras ciudades del mundo (ng/m³)

HAP	Taiwan ^{1***}	China ^{2*}	Belgica ^{3*}	Brasil ^{4**}	Italia ^{5*}	Chile ^{6*}	Hong Kong ^{7*}	India ^{8*}	Grecia ^{9*}	México*
	Taichung anual	Liwan 13 días	Flanders temporadas	Sao Paulo tres meses	Roma anual	Santiago ***	Hong Kong 6 meses	Nueva Dheli 4 meses	Thessaloniki anual	SOCM anual
Naftaleno	-	-	3.64	-	-	0.57	-	-	-	0.26
Acenaftileno	-	0.11	3.11	-	-	0.45	0.01	-	-	-
Acenafteno	-	0.04	0.49	-	-	-	0.01	-	-	0.05
Fluoreno	-	0.19	8.93	-	-	1.10	0.15	-	-	-
Fenantreno	-	0.79	50.65	0.029	-	1.90	0.39	-	0.36	0.52
Antraceno	-	0.11	3.765	0.021	-	0.58	0.10	-	0.61	0.05
Fluoranteno	-	0.73	7.805	0.106	-	1.60	2.21	-	1.42	0.82
Pireno	2.83	0.95	8.055	0.123	-	2.52	2.25	-	2.15	1.33
Reteno	-	0.09	-	-	-	-	-	-	-	1.16
Benzo(a)antraceno	0.28	1.34	0.3	0.263	0.71	2.45	0.42	-	1.29	0.64
Criseno	0.29	3.67	1.11	0.373	-	2.25	1.11	-	1.77	1.20
Benzo(b+k)fluorantenos	5.22	2.96	1.445	0.360	2.56	3.19	1.43	18.72	1.63	3.39
Benzo(e)pireno	2.83	5.86	-	0.270	1.26	-	-	-	7.00	1.63
Benzo(a)pireno	-	5.61	0.445	0.193	1.22	4.02	-	6.06	1.53	1.19
Perileno	-	0.85	-	-	-	-	0.75	23.79	-	0.28
Indeno(1,2,3-cd)Pireno	-	7.81	1.17	0.382	1.33	9.90	-	-	2.37	2.54
Dibenzo(a,h)antraceno	0.07	4.25	0.425	0.311	0.16	2.93	0.61	15.40	0.47	-
Benzo(ghi)perileno	14.35	12.79	1.74	0.303	-	22.33	4.79	-	3.90	3.80
Coroneno	-	3.22	-	-	-	-	0.27	21.06	-	2.78
suma HAP	25.87	51.36	93.08	2.73	7.24	55.77	14.48	85.04	24.48	21.64

¹-Kuo et al. (1998), ²-Bi et al. (2002), ³-Du Four et al. (2004), ⁴-Vasconcellos et al. (2003), ⁵-Menichini et al. (1999), ⁶-Romero et al. (2002), ⁷-Guo et al. (2003), ⁸-Sharma et al. (2003), ⁹-Manoli et al. (2004).

* Concentraciones determinadas de PM₁₀, ** a partir de PST, *** no indicado.

Lo valores señalados en negritas incluyen el aporte del isómero benzo(j)fluoranteno. SOCM-Suroeste de la Ciudad de México.

Los isómeros benzo(b+k)fluorantenos, compuestos con la segunda mayor abundancia para este estudio, estuvieron presentes en todas las ciudades contenidas en la **cuadro XV**, siendo su concentraciones menores a las reportadas en Taichung y Nueva Delhi y mayores al resto de las ciudades. Sin embargo, en el caso de Sao Paulo y Roma la comparación de las

concentraciones es relativa ya que en estos trabajos incluyeron la contribución de un tercer isómero, el benzo(j)fluoranteno.

Compuestos como coroneno e indeno(1,2,3-cd)pireno fueron el tercero y cuarto más abundantes registrados para el CCA-UNAM, siendo éstos junto con benzo(ghi)perileno atribuidos a las emisiones de vehículos automotores (**Greenberg et al. 1981, en Li y Kamens 1993**) y un elemento más para sugerir que los alrededores de la zona de estudio existe una contribución importante de partículas debidas a este tipo de fuentes.

El área urbana de Liwan y el suroeste de la Ciudad de México fueron los únicos sitios donde se detectaron concentraciones de reteno, compuesto que indica la presencia de combustión de madera de coníferas (**Simoneit et al. 1991**). En otro estudio en el área urbana de Santiago (Chile) se determinaron cantidades importantes de reteno (7 ng/m^3) (**Didyk et al. 2000**) incluso mayores a este trabajo, atribuyéndose a la misma fuente.

Por otra parte, el benzo(a)pireno, compuesto que es considerado como un indicador de riesgo carcinogénico (**Menichini et al. 1999**) superó el promedio anual estándar permitido para algunos países de la comunidad europea como Italia de 1 ng/m^3 (**Valerio et al. 1996**) y aproximadamente doce veces el estándar que los EUA tiene como objetivo para el 2010 de 0.1 ng/m^3 (**Manoli et al. 2004**). Las concentraciones de benzo(a)pireno en promedio anual detectadas para el CCA-UNAM fueron superiores a las reportadas en ciudades como Los Ángeles, EUA (0.21 ng/m^3) (**Venkataraman et al. 1994**), Melbourne, Australia (0.17 ng/m^3) (**Panther et al. 1999**) y Munich, Alemania ($0.11\text{-}0.86 \text{ ng/m}^3$) (**Schnelle-Kreis et al. 2001**). Esto implica un grado mayor de riesgo para la salud de la población por exposición al benzo(a)pireno en el suroeste de la ciudad de México, respecto de otros sitios del mundo. **Caricchia et al. (1999)** señalaron para distintos puntos del área urbana de

Nápoles concentraciones entre 0.5 y 3 ng/m³ de benzo(a)pireno, intervalo en el que se encontró el promedio anual de este estudio (1.19 ng/m³).

Los HAP totales para el área de Flanders (Bélgica) y Thessaloniki (Grecia) mostraron mayores concentraciones en invierno que en verano, patrón similar al hallado para el CCA-UNAM pero sólo en el caso de los HAP ligeros (PM<252 g/mol). En general, los niveles de los HAP durante el verano (la temporada de *no incendios* se incluye aquí) tienden a ser bajos debido a que prevalecen condiciones atmosféricas que favorecen la dispersión y descomposición de los contaminantes, así como la ausencia de fuentes de temporada como la generación de calor en los hogares para contrarrestar las bajas temperaturas del invierno (**Caricchia et al. 1999, Du Four et al. 2004, Manoli et al. 2004**). Una probable explicación a la falta de diferencias en las concentraciones de los HAP de PM>252 entre las temporadas para el CCA es que al ser más abundantes en las partículas más pequeñas, éstas últimas no sufrieran un descenso importante en sus concentraciones durante la temporada de no incendios (principalmente en el período de lluvias) y por tanto las concentraciones de los HAP de mayor peso molecular permanecieran constantes a lo largo del año. Es importante mencionar que los incendios si bien son una fuente natural de combustión y por lo tanto de HAP, probablemente tuvieron un aporte moderado a las concentraciones de estos compuestos en las PM₁₀ y que muy probablemente fuentes como la combustión de los vehículos que circundan el área de estudio de manera más constante a lo largo del año tuvieran una contribución más importante en sus concentraciones en el aire.

El **cuadro XVI** indica las concentraciones atmosféricas de algunos nitro-HAP registradas en otras ciudades del mundo y de aquellos identificados en el sitio de muestreo ubicado al

suroeste de la Ciudad de México. Es importante señalar que los estudios mencionados no contemplan el mismo número de compuestos, ni que la identificación se haya realizado en partículas del mismo tamaño. La concentración total de nitro-HAP fue mayor excepto en áreas como Houston (EUA), Birmingham (Inglaterra) y Copenhague (Dinamarca), donde pese sólo al registro de dos y cuatro compuestos de esta familia, las concentraciones fueron más altas.

El 9-nitroantraceno fue en concentración promedio anual el compuesto más abundante mostrando niveles muy similares a los reportados en Copenhague y Columbus (EUA). La ciudad de Damasco (Siria) mostró niveles más bajos de este compuesto. Las concentraciones atmosféricas del 1-nitropireno fueron muy bajas comparadas con las de áreas como Birmingham, Copenhague y Roma. Asimismo, en otro estudio para la ciudad de Birmingham (Leeds) las concentraciones de 1-nitropireno estuvieron en el rango de 0.05-0.1 ng/m³ (Lewis *et al.* 1995), considerablemente inferiores al promedio para el suroeste de la ciudad de México.

Los isómeros (1,3+1,5)-dinitronafataleno no fueron reportados en ninguno de los estudios mencionados en la **cuadro XVI**. En el caso de los isómeros 1,3-dinitropireno y 1,6-dinitropireno, **Bamford y Baker (2003)** señalaron para la Ciudad de Baltimore que las concentraciones promedio se encontraron por debajo del límite de detección, lo cual podría explicar en parte la ausencia a lo largo del año del primero de dichos compuestos en los acumulados mensuales de la MOE. No así para el 1,6-dinitropireno, compuesto que estuvo presente en nueve meses del año. Los dinitroderivados de los HAP son emitidos directamente en emisiones de combustión de diesel (**Finlayson-Pitts y Pitts 2000**) y hasta ahora no se ha demostrado que sean formados en la atmósfera (**Feilberg *et al.* 2002**),

siendo candidatas a emplearse como marcadores de estas fuentes de combustión, refiriéndonos en este caso a los dinitro-derivados del naftaleno que mostraron una mayor constancia en el período de estudio, en especial los isómeros 1,3 y 1,5.

Cuadro XVI. Concentraciones atmosféricas de nitro-HAP en otras ciudades del mundo (pg/m³)

	Baltimore ¹ 4 meses	EUA Houston ² anual	EUA Columbus ³ anual	Reino Unido Birmingham ⁴ 4 meses	Siria Damasco ⁴ 2 meses	Dinamarca Copenague ⁵ anual	Italia Roma ⁶ 4 meses	México SOCM anual
HAP								
1-Nitronaftaleno	0.30	354	-	90	-	-	-	2.4
2-Nitronaftaleno	0.20	-	-	70	-	-	-	1.0
2-Nitrofluoreno	0.12	-	-	-	-	-	-	4.5
9-Nitroantraceno	33.20	29	50	190	0.21	46.5	-	48.1
9-Nitrofenantreno	1.19	-	-	-	-	-	-	3.6
1-Nitropireno	13.38	9.3	20	90	0.16	78.5	70	15.3
suma nitro-HAP	48	392	70	440	0.36	125	70	75

¹-Bamford y Baker (2003), ²-Wilson *et al.* (1995), ³-Chuang *et al.* (1995), ⁴-Dimashki *et al.* (2000), ⁵-Feilberg *et al.* (2001), ⁶-Ciccioli *et al.* (1996).

SOCM-Suroeste de la Ciudad de México

Algunos de los nitro-HAP han sido identificados a partir de fuentes primarias en especial de emisiones por combustión de diesel, gasolina y quema de carbón en las plantas generadoras de energía eléctrica, en particular compuestos como el 1-nitropireno y 9-nitroantraceno (**Paputa-Peck *et al.* 1983, Harris y Chess 1984**), los cuales por su presencia a lo largo del año en el CCA-UNAM pueden considerarse como indicadores de este tipo específico de fuentes (diesel y gasolina), aunque un ligero porcentaje de su concentraciones también puede deberse a reacciones en la atmósfera pero sobretudo en regiones semi-urbanas (**Kamens *et al.* 1990, Feilberg *et al.* 2001**). En este sentido, algunos de los compuestos que integran este grupo de derivados se producen en la atmósfera en las fases gas-partícula a partir de reacciones entre los HAP con radicales OH

(hidroxilo) durante el día y con los radicales NO_3 (nitrato) en la noche en presencia de óxidos de nitrógeno (NO y NO_2), por ejemplo los nitro-derivados producidos por reacciones en la atmósfera a partir del fluoranteno y del pireno con radicales OH , son 2-nitrofluoranteno y 2-nitropireno y con el radical NO_3 , 2-nitrofluoranteno (**Arey *et al.* 1986, Pitts 1987**).

En el caso de los isómeros 1-nitronaftaleno y 2-nitronaftaleno, su presencia se restringió exclusivamente a noviembre por lo que consideramos de muy poco valor los datos obtenidos, pese a que algunos reportes los señalan como de los compuestos más abundantes en la atmósfera (**Feilberg *et al.* 1999**). El 1-nitronaftaleno ha sido identificado en emisiones vehiculares y en extractos de partículas por combustión de diesel (**Arey *et al.* 1987**), sin embargo abunda principalmente en la fase gaseosa (**Dimashki *et al.* 2000**), lo que podría explicar en parte la ausencia a lo largo del año en el CCA-UNAM ya que la identificación de estos compuestos se hizo en la fase particulada. **Atkinson *et al.* (1989)** señalan que una de las principales vías de degradación en fase gaseosa para estos dos isómeros es la fotólisis directa, lo que también contribuiría a explicar los resultados observados.

Pese a no determinar diferencias entre temporadas de las concentraciones atmosféricas de los nitros para el CCA-UNAM, **Bamford *et al.* (2003)** reportaron en Baltimore mayores concentraciones de estos compuestos durante invierno (enero) debido principalmente a una menor dispersión de contaminantes, además de que muchos nitro derivados son susceptibles a fotodegradación que depende de la radiación solar. La reducción de la radiación solar durante invierno y su incremento en verano pudo promover la acumulación de nitro derivados, en especial de aquellos producidos de fuentes primarias. En nuestro caso, febrero y noviembre-diciembre, con temperaturas promedio menores a los $18\text{ }^\circ\text{C}$,

mostraron las mayores concentraciones de estos compuestos. Cabe mencionar que enero, pese a ser un mes de temperaturas bajas, mostró las menores concentraciones totales, situación que rompe el patrón antes mencionado. Es necesario mencionar que durante mayo, uno de los periodos con más alta temperatura, se registró una de las mayores concentraciones de nitro-derivados en el año, situación que hasta el momento no podemos explicar.

Cabe destacar que en un estudio llevado a cabo en el CCA-UNAM durante abril, agosto y noviembre de 1997 se determinaron los niveles de los 10 nitro-HAP aquí analizados más 1,8-dinitropireno, siendo su concentración mensual total de 0.243, 0.033 y 0.514 pg/m^3 , respectivamente (Calderón-Segura *et al.* 2004). Además señalan que las bajas concentraciones de agosto pueden deberse a una mayor remoción de las partículas a las que están adsorbidos por efecto de la lluvia. Esto equivale a que en los mismos meses pero de 1998 se registraron concentraciones 387, 1887 y 328 veces más altas, respectivamente. Se aprecia un incremento considerable de estos compuestos mutagénicos y carcinogénicos en la atmósfera, consecuencia en parte de los incendios registrados en ese año, así como a menores condiciones de dispersión y a una posible mayor aportación por emisiones de vehículos automotores.

6.4.2 Concentraciones mensuales de PM_{10} y de MOE y su relación con las concentraciones atmosféricas mensuales de HAP y nitro-HAP

Las concentraciones promedio aritméticas mensuales de las PM_{10} no mostraron correlación significativa mediante la r de Spearman con la concentración total mensual de HAP ($r=0.39$, $p>0.20$), mientras que con las concentraciones promedio aritméticas mensuales de la MOE si lo hicieron ($r = 0.59$, $p<0.04$). Las concentraciones totales mensuales de nitro-

HAP, tampoco mostraron asociaciones significativas con PM₁₀ y MOE ($r=0.22$ y $r=0.27$, ambas con $p>0.05$). Las correlaciones de las concentraciones mensuales de las PM₁₀ y la MOE con cada uno de los compuestos de los dos grupos se presentan en el **cuadro XVII**.

Las PM₁₀ correlacionaron significativamente con compuestos como fenantreno, fluoranteno, reteno, benzo(a)antraceno y criseno (todos de peso molecular <252 g/mol); la MOE lo hizo con los mismos compuestos. Aunque la mayoría de estos HAP están en el aire principalmente en la fase gaseosa, han sido identificados en extractos orgánicos de partículas gruesas ($2.5 < \mu\text{m}$). Estos resultados permiten sugerir para el CCA-UNAM una distribución de los HAP inversa a su peso molecular en las partículas que integran las PM₁₀. Considerando lo antes expuesto y dado que las concentraciones de los HAP de dos a cuatro anillos, PM₁₀ y MOE en promedios mensuales correlacionaron significativamente, esto sugiere que los HAP de 2 a 4 anillos ($\text{PM} < 252$ g/mol) estuvieron adsorbidos a las partículas más grandes, mientras que los HAP de cinco o más anillos ($\text{PM} > 252$ g/mol) lo estuvieron a las más pequeñas.

En el caso de los nitro-HAP, pese a no haber determinado asociaciones significativas de las PM₁₀ y la MOE con casi todos estos compuestos, **Kawanaka et al. (2004)** mencionaron que el 2-nitrofluoranteno fue encontrado principalmente en las partículas <2.1 μm , mientras que 1-nitropireno y algunos dinitroderivados son emitidos directamente en partículas finas de combustión. Los resultados de nuestro estudio sugieren que no se empleó la mejor técnica para muestrear los nitro-HAP asociados a las aeropartículas.

Por otra parte, **Bi et al. (2002)** dadas las bajas asociaciones entre las concentraciones de las PM₁₀ y las concentraciones individuales de los compuestos analizados en su trabajo (hidrocarburos alifáticos y HAP) en Liwan (China), sugieren que las PM₁₀ no son un

indicador apropiado de estos compuestos en la atmósfera. Esta idea pudiera aplicarse a los HAP de PM_{>252} g/mol para este estudio.

Respecto a los nitroderivados, **Bamford et al. (2003)** no determinaron una correlación significativa entre las concentraciones de 23 mononitro-HAP y 3 dinitro-HAP con las concentraciones atmosféricas de las PM₁₀, como sucedió para el CCA-UNAM ya que en los casos donde pudieron establecerse las correlaciones ninguno de los compuestos lo hizo significativamente con las concentraciones de partículas y sólo el 2-nitronaftaleno resultó significativo con las concentraciones de la MOE ($r = 0.73$, $p < 0.01$).

Cuadro XVII. Coeficientes de correlación de Spearman entre las concentraciones promedio aritméticas mensuales ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de las PM₁₀ y la MOE con las concentraciones atmosféricas de HAP (ng/m^3) y nitro-HAP (pg/m^3)

HAP	PM ₁₀	p	MCE	p	nitro-HAP	PM ₁₀	p	MCE	p
Naftaleno	0.46	0.13	0.35	0.26	1-Nitronaftaleno	0.35	0.27	0.56	0.06
Acenafileno	n.c.	-	n.c.	-	2-Nitronaftaleno	0.50	0.10	0.73	0.01
Acenafileno	n.c.	-	n.c.	-	(1,3+1,5)-Dinitronaftaleno	-0.05	0.88	-0.18	0.58
Fluoreno	n.c.	-	n.c.	-	2-Nitrofluoreno	0.20	0.53	0.04	0.89
Fenantreno	0.57	0.05	0.71	0.01	9-Nitroantraceno	0.31	0.32	0.33	0.29
Antraceno	-0.22	0.50	-0.48	0.11	1,8-Dinitronaftaleno	0.04	0.89	0.07	0.84
Fluoranteno	0.64	0.03	0.76	0.00	9-Nitrofenantreno	-0.37	0.24	-0.18	0.58
Pireno	0.51	0.09	0.53	0.08	1-Nitropireno	0.29	0.37	0.16	0.62
Pireno	0.71	0.01	0.81	0.00	1,6-Dinitropireno	0.00	1.00	0.30	0.35
Benzo(a)antraceno	0.66	0.02	0.83	0.00					
Ciseno	0.64	0.02	0.80	0.00					
Benzo(b+k)fluorantenos	0.31	0.33	0.51	0.09					
Benzo(e)pireno	0.25	0.43	0.50	0.10					
Benzo(a)pireno	0.18	0.59	0.45	0.14					
Perileno	-0.19	0.54	0.03	0.92					
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0.07	0.83	0.36	0.26					
Dibenzo(a,h)antraceno	n.c.	-	n.c.	-					
Benzo(ghi)perileno	0.12	0.71	0.39	0.21					
Coroneno	-0.06	0.86	0.20	0.56					

n.c.- No calculado.

6.4.3 Concentraciones atmosféricas mensuales de HAP y nitro-HAP y su relación con otros contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos

Las concentraciones mensuales de los HAP totales sólo correlacionaron significativamente con las concentraciones mensuales de CO mediante la r de **Spearman** ($r=0.63$,

$p < 0.03$). Individualmente, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b+k)fluorantenos y benzo(e)pireno correlacionaron positivamente con CO ($r = 0.73$, $p < 0.007$; $r = 0.70$, $p < 0.0102$; $r = 0.64$, $p < 0.0261$ y $r = 0.57$, $p < 0.05$, respectivamente). Las concentraciones de NO₂ y O₃ lo hicieron con benzo(a)antraceno ($r = 0.58$, $p < 0.0458$) y naftaleno ($r = 0.66$, $p < 0.0194$), respectivamente. Las concentraciones en el aire de SO₂ no mostraron asociaciones con los HAP analizados en conjunto y tampoco de manera individual.

NO₂ y O₃ junto con la presencia de radicales libres OH pueden influir en las tasas de degradación de los HAP en ambientes urbanos, por lo que es congruente inferir una relación negativa entre estas variables, como es el caso de la ciudad de Seúl (Corea) donde se observó una $r = -0.52$ entre HAP y los niveles de ozono, lo que sugiere que la rápida formación e incorporación de este gas en la atmósfera puede degradar a los HAP (**Park et al. 2002**). En este mismo trabajo señalan que la relación entre NO₂ y HAP también puede ser positiva ya que ambos contaminantes provienen de fuentes de combustión, además durante episodios de bajas temperaturas se favorecen altas concentraciones de NO₂ y mayor distribución de HAP en la fase particulada, como en el caso del CCA-UNAM donde pese a no ser significativas, la mayoría de los coeficientes fueron positivos (datos no mostrados).

Las concentraciones mensuales atmosféricas de los HAP totales no correlacionaron significativamente con ninguno de los promedios mensuales de los parámetros meteorológicos ($p > 0.05$, en todos los casos), no así cuando se usaron sus concentraciones mensuales individuales (**Cuadro XVIII**). El patrón general fue una clara tendencia negativa con las cinco variables meteorológicas, siendo con temperatura, humedad relativa y lluvia el mayor número de casos significativos. La velocidad del viento y la presión

atmosférica no mostraron correlación con los HAP.

Motelay-Maessei et al. (2003) encontraron asociaciones negativas entre las concentraciones de HAP y la temperatura, es decir que con el descenso de la temperatura las concentraciones de estos compuestos se incrementaron. Para el CCA sólo se observó correlación inversa y significativa con aquellos HAP de $PM > 2.52 \mu\text{m}$ (benzo(b+k)fluorantenos a benzo(ghi)perileno), esto como resultado del efecto de la temperatura en la distribución de los HAP en las fases gas-partícula. La falta de asociación con los HAP ligeros posiblemente pueda explicarse porque en el suroeste de la Ciudad de México las temperaturas promedio no descendieron lo suficiente como para provocar una mayor adsorción de éstos HAP. Asimismo, durante episodios de temperaturas altas la evaporación de los HAP de las partículas es favorecida y se transfieren al aire circundante en fase gaseosa. Los HAP en esta fase son transferidos a altas capas de la atmósfera por lo que se considera que son menos peligrosos para la salud humana que los HAP pesados que están adsorbidos a las partículas y que son fácilmente inhalados y alcanzan las vías respiratorias (**Sikalos et al. 2002**).

Motelay-Maessei et al. (2003) encontraron una correlación positiva entre HAP de peso molecular bajo y la cantidad de lluvia, mientras que en el caso de los de peso molecular alto la relación fue inversa, aunque en ambos grupos los coeficientes fueron moderados. Para el CCA-UNAM se obtuvieron relaciones inversas con todos los HAP, pero sin ser significativas en la mayoría de los casos, sugiriendo que la lluvia posiblemente está involucrada en el descenso de las partículas a las que están adsorbidos estos compuestos.

Vasconcellos et al. (2003) también sugieren que la remoción de los HAP de la atmósfera se observa durante los días de lluvia. Cabe mencionar que todos los coeficientes determinados

para la lluvia son el producto de registros promedios mensuales y solo en cuatro meses del año hubo lluvias, el resto fueron valores cero.

Por otra parte, **Park et al. (2002)** indicaron que en Seúl (Corea), no hallaron correlaciones significativas entre las concentraciones en el aire de los HAP y parámetros como la velocidad del viento, humedad y cantidad de radiación solar.

Sikalos et al. (2002) en la ciudad de Ioannina (Grecia) definieron una relación positiva entre mayores niveles de humedad relativa y de HAP, ya que la humedad favorece el que las aeropartículas sean atrapadas, estabilizando a los HAP y previniendo su degradación y disociación por causas naturales. En nuestro trabajo se obtuvo una relación opuesta a la antes señalada, donde los coeficientes negativos fueron significativos principalmente con los HAP de peso molecular bajo (fenantreno, fluoranteno, reteno, benzo(a)antraceno y criseno), posiblemente debido a que las partículas incrementaron su tamaño por la humedad y tendieron a precipitarse, disminuyendo así las concentraciones de los HAP. Los HAP de peso molecular alto mostraron relaciones negativas, pero no significativas.

Las concentraciones mensuales de los nitro-HAP totales correlacionaron solamente con NO_2 ($r = 0.62$, $p < 0.033$). Mientras que de forma individual 1-nitronaftaleno y 2-nitronaftaleno presentaron correlaciones significativas con las concentraciones en el aire de CO ($r = 0.62$, $p < 0.030$ y $r = 0.73$, $p < 0.006$, respectivamente). **Feilberg et al. (2001)** y **Bamford y Baker (2003)** determinaron correlaciones significativas entre O_3 y NO_x (NO y NO_2) con los nitro-HAP. En el caso del O_3 , la relación es negativa ya que este gas participa en las reacciones de degradación de nitro-derivados, aunque esta no sea la única vía existente en la atmósfera, mientras que con la presencia de NO_x es positiva debido a su participación en la formación de este grupo de compuestos por reacciones directas con los

HAP como ya se mencionó. En la relación individual entre NO₂ y cada nitro-HAP en el CCA-UNAM se observaron coeficientes positivos pero no significativos con relación a este último gas (datos no mostrados).

Bamford y Baker (2003) señalaron que 1-nitropireno y 3-nitrofluoranteno son emitidos directamente de las emisiones de motores a diesel, siendo una de las principales fuentes en las áreas urbanas, y que la baja correlación positiva con NO_x y CO puede deberse a una gran contribución de estos gases por las emisiones de la combustión de gasolina y no debido a fuentes de diesel.

Las concentraciones mensuales atmosféricas de los nitro-HAP totales tampoco correlacionaron con ninguno de los parámetros meteorológicos ($p > 0.05$). El **cuadro XVIII** muestra las correlaciones de los promedios mensuales de los parámetros meteorológicos con las concentraciones atmosféricas por mes de cada uno de los nitro-HAP. El 1-nitronaftaleno y su isómero 2-nitronaftaleno lo hicieron de manera inversa y significativa con la presión atmosférica y la humedad relativa. Las correlaciones significativas entre 9-nitroantraceno y la dirección del viento y entre (1,3 + 1,5) dinitronaftaleno y la presión atmosférica las consideramos más bien fortuitas.

Cuadro XVIII. Coeficientes de correlación de las concentraciones mensuales atmosféricas de 20 HAP y 10 nitro-HAP identificados con los promedios mensuales de los parámetros meteorológicos

	Temperatura		Presión		Humedad rel.		Lluvia		vel.viento	
	°C	p	(mm-Hg)	p	%	p	(mm)	p	(m/s)	p
Naftaleno	0.42	0.17	0.18	0.58	-0.17	0.60	-0.29	0.36	-0.26	0.41
Acenaftileno	n.c.	-	n.c.	-	n.c.	-	n.c.	-	n.c.	-
Acenafteno	n.c.	-	n.c.	-	n.c.	-	n.c.	-	n.c.	-
Fluoreno	n.c.	-	n.c.	-	n.c.	-	n.c.	-	n.c.	-
Fenantreno	-0.31	0.32	-0.34	0.29	-0.60	0.04	-0.69	0.01	0.04	0.91
Antraceno	0.22	0.49	0.37	0.23	0.31	0.33	0.36	0.25	-0.22	0.35
Fluoranteno	-0.20	0.54	-0.18	0.59	-0.65	0.02	-0.68	0.02	0.01	0.98
Pireno	-0.09	0.78	0.02	0.95	-0.42	0.17	-0.50	0.10	-0.15	0.65
Reteno	0.08	0.81	-0.27	0.40	-0.80	0.00	-0.70	0.01	0.24	0.44
Benzo(a)antraceno	-0.21	0.52	-0.44	0.15	-0.73	0.01	-0.61	0.03	0.02	0.94
Criseno	-0.26	0.41	-0.33	0.30	-0.64	0.02	-0.64	0.02	-0.02	0.95
Benzo(b+k)fluoranteno	-0.60	0.04	-0.47	0.13	-0.57	0.05	-0.39	0.21	-0.12	0.71
Benzo(e)pireno	-0.59	0.05	-0.53	0.07	-0.46	0.14	-0.28	0.37	-0.08	0.81
Benzo(a)pireno	-0.58	0.05	-0.55	0.06	-0.44	0.15	-0.25	0.43	-0.02	0.95
Perileno	-0.76	0.00	-0.31	0.32	0.07	0.84	-0.07	0.83	-0.13	0.68
Indeno (1,2,3)cd-pireno	-0.72	0.01	-0.33	0.30	-0.35	0.26	-0.44	0.15	0.06	0.85
Dibenzo(ah)antraceno	n.c.	-	n.c.	-	n.c.	-	n.c.	-	n.c.	-
Benzo(ghi)perileno	-0.62	0.03	-0.30	0.35	-0.41	0.18	-0.47	0.13	0.15	0.63
Coroneno	-0.4335	0.18	-0.19	0.58	-0.20	0.55	-0.36	0.27	0.15	0.65
1-Nitronaftaleno	-0.12	0.70	-0.59	0.04	-0.67	0.02	-0.33	0.30	0.12	0.71
2-Nitronaftaleno	-0.19	0.55	-0.82	0.00	-0.75	0.01	-0.48	0.11	0.11	0.73
(1,3+1,5)-Dinitronaftaleno	0.07	0.83	0.77	0.00	0.34	0.29	-0.08	0.82	-0.27	0.40
2-Nitrofluoreno	0.51	0.09	0.06	0.86	0.14	0.66	0.27	0.39	-0.20	0.53
9-Nitroantraceno	0.33	0.30	-0.29	0.36	-0.40	0.20	-0.04	0.90	0.17	0.59
1,8-Dinitronaftaleno	0.36	0.25	0.17	0.60	0.01	0.98	-0.13	0.69	0.20	0.53
9-Nitrofenantreno	-0.08	0.82	0.17	0.59	0.24	0.46	0.25	0.43	0.01	0.98
1-Nitropireno	-0.02	0.96	0.34	0.28	-0.17	0.60	-0.36	0.25	0.20	0.53
1,6-Dinitropireno	-0.33	0.29	-0.03	0.92	-0.03	0.92	-0.15	0.64	-0.44	0.16

n.c. No calculado.

6.5 Distribución de la MOE tras el proceso de fraccionamiento de los acumulados mensuales

Para alcanzar los objetivos de evaluación mutagénica mediante los ensayos biodirigidos con el modelo biológico empleado, los acumulados mensuales de la MOE se purificaron por columna abierta. La masa de la materia orgánica de cada una de las fracciones (FO 1 a 4) con respecto a la masa de MOE del acumulado mensual se expresó en porcentajes. El porcentaje promedio anual de la FO1 (hexano) representó el 9.6 % (max = 19.9 y min = 2.0), mientras que la FO2 (hexano-diclorometano) tan solo alcanzó el 5.3 % (max= 18.9 y min= 1.0). Por su parte la FO3 (diclorometano) mostró un 4.8 % (max=

17.6 y min= 1.2). En el caso de la FO4 (metanol) se observó el mayor porcentaje promedio con un 68.2 % (max= 141.8 y min= 26.7), pese a un ajuste por la cantidad de masa que aportó la fase estacionaria (sílice) al disolverse en el metanol usado en esta etapa del fraccionamiento. Cabe mencionar que durante junio y septiembre, no obstante a aplicar este ajuste a las respectivas FO4, su masa superó el 100 % de recuperación en cada caso. Al no considerar las aportaciones de estos dos meses el porcentaje de esta fracción fue de 56.6 %.

Al calcular los mismos porcentajes, ahora por temporadas, la FO1 pasó del 7.4 en la temporada de *incendios* a 10.7 % en *no incendios*. Este incremento fue más notorio en la FO2 ya que del 1.8 % en la primera temporada se incrementó al 7.0 % en la de *no incendios*. La FO3 también mostró un cambio similar de 3.3 % en *incendios* a 5.6 % en la segunda temporada. Mientras que en la FO4 se observó la disminución en el porcentaje en *incendios* de 75.6 a 64.5 % en *no incendios* (al no considerar junio y septiembre para esta fracción se disminuye hasta un 43.9 %) (**Figura 17**).

Al evaluar la recuperación de la materia orgánica para cada tipo de fracción en el año se observó que este procedimiento de purificación presenta una variación superior al 40 %, situación que la pone en desventaja ante técnicas menos variables como la extracción en fase sólida (EFS).

En un estudio de purificación de la materia orgánica extraída de las PM₁₀ de muestras de Sao Paulo, Brasil, **De Martinis et al. (1999)** usaron un esquema de purificación más elaborado (extracciones separadas con diclorometano y acetona y fraccionamiento mediante columnas con cianopropil como adsorbente), por lo que se realizó una comparación cualitativa. Ellos mencionaron que las fracciones eluidas con hexano

representaron el 23.5 % de la masa fraccionada, mientras que las obtenidas con hexano-diclorometano contribuyeron con un 27.5 % y las de diclorometano sólo un 17.5 %; las fracciones de metanol aportaron un 10 % de la masa fraccionada. Los porcentajes de recuperación de las tres primeras fracciones estuvieron por arriba de los promedios ya mencionados para el CCA-UNAM, respectivamente, no así en el caso de la fracción obtenida con metanol ya que nuestro estudio mostró una recuperación cinco a seis veces mayor. El porcentaje de recuperación total de la MOE presente en las fracciones considerando los promedios anuales fue del 88 % para el CCA, inferior al 95 % obtenido para dicha ciudad brasileña.

Otro trabajo sobre la purificación de la MOE asociada a las PM_{10} fue publicado por Černá *et al.* (2000) en muestras de las ciudades de Teplice y Prachatice (República Checa). En él se empleó un esquema de fraccionamiento ácido-base, obteniéndose tres fracciones: básica, ácida y neutra. Los resultados son expresados por temporadas (invierno 1993-1994, verano 1994 e invierno 1996-1997, este último período aplica solo a la primer ciudad). La fracción neutra fue purificada a través de un gradiente de polaridad creciente, permitiendo obtener cinco subfracciones, equivalentes a las que obtuvimos durante 1998.

Las fracciones alifáticas (obtenidas con hexano) en las dos ciudades representaron entre 13.6 y 11.8 %, las aromáticas (obtenidas con hexano-diclorometano) 9.6 y 28.4 %, las de polaridad media (obtenidas con diclorometano) oscilaron entre 29.7 y 43.9 %, mientras que las más polares (obtenidas con metanol) fluctuaron entre 9.0 y 13.8 %. Contrastados con estos resultados, los porcentajes de recuperación para el CCA de las primeras tres fracciones estuvieron por debajo de los observados en las ciudades de la República Checa, no así en el caso de la fracción más polar (metanol) ya que en nuestro trabajo se observó

una contribución entre 68 y 56 %.

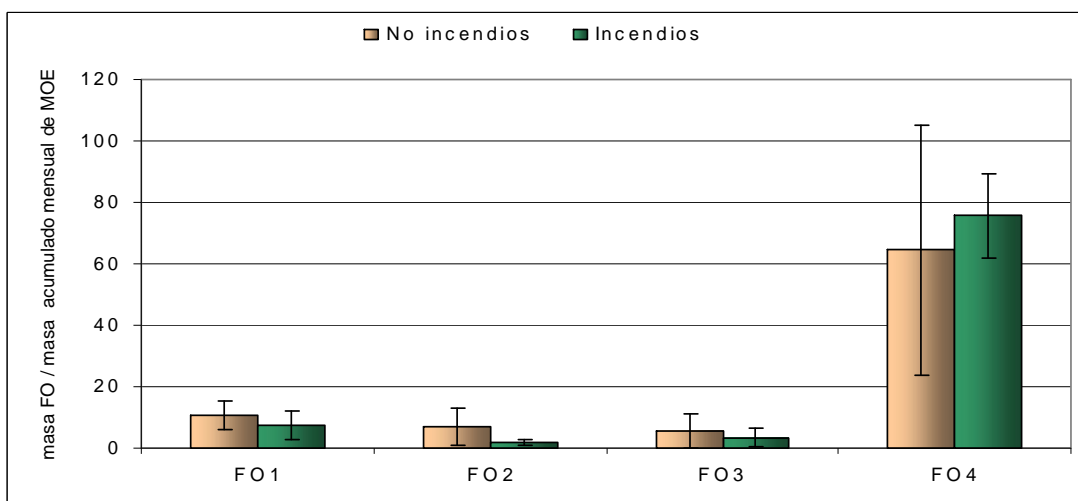


Figura 17. Proporción de la masa de las fracciones orgánicas (FO) respecto a la masa de los acumulados mensuales de la MOE en las temporadas de *incendios* y *no incendios*. Las barras corresponden a las desviaciones estándar en cada temporada.

6.5.1 Determinación de los HAP y nitro-HAP en la masa de las FO

Las **figuras 18 y 19** muestran el contenido de HAP y nitro HAP totales por unidad de masa de las FO. La cantidad mayor en masa de HAP se distribuyó principalmente en las FO2 y FO3, mientras que los nitroderivados lo hicieron en la FO3. La FO4 mostró muy poca cantidad de estos compuestos. **Cerná et al. (2000)** señalaron en un estudio de fraccionamiento de la MOE asociada a las aeropartículas en la República Checa, que los HAP fueron identificados principalmente en la subfracción aromática, mientras que los nitro-HAP estuvieron contenidos en la ligeramente polar, éstas muestras equivaldrían a las fracciones 2 y 3 (hexano-diclorometano y diclorometano, respectivamente) de nuestro trabajo y las cuales también mostraron la cantidad mayor de dichas familias de compuestos (**Fig. 18**).

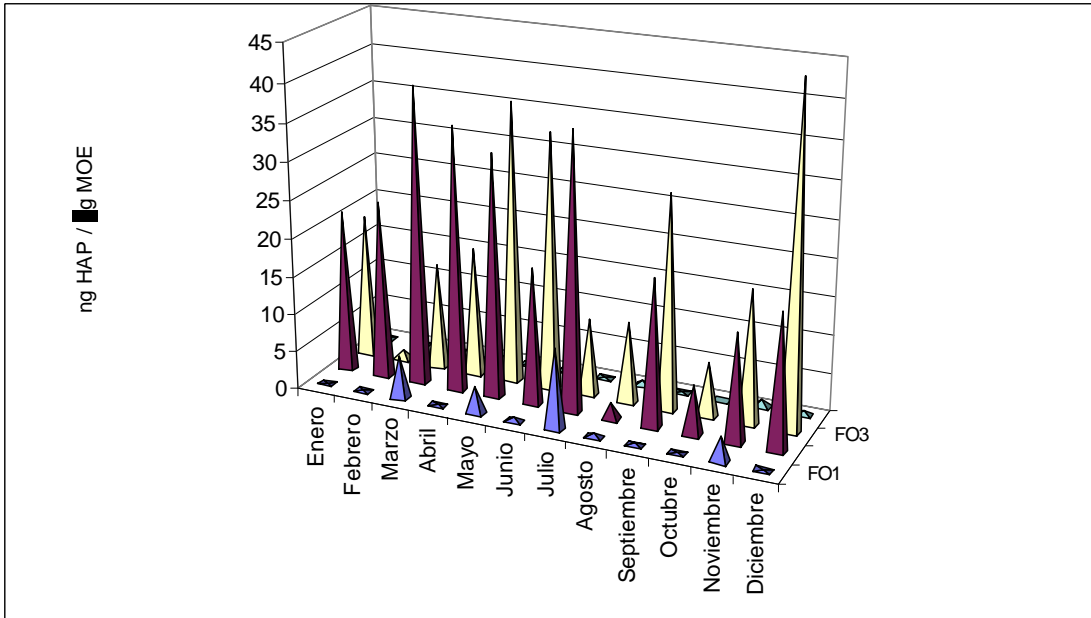


Fig. 18. Concentración de HAP totales por tipo de fracción de cada mes durante 1998.

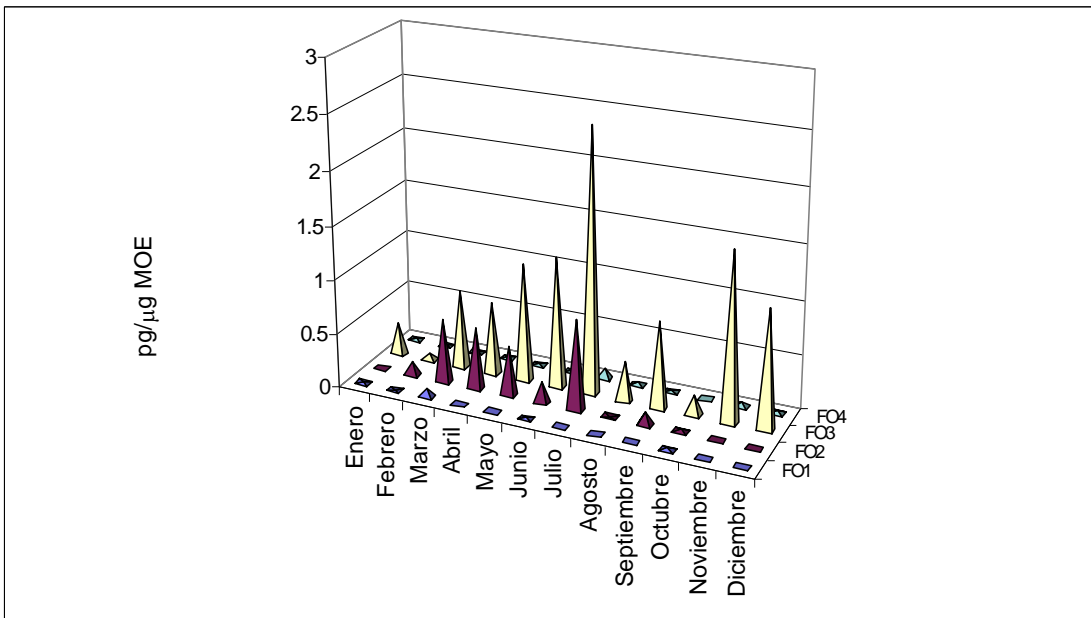


Fig. 19. Concentración de nitro-HAP totales por tipo de fracción de cada mes durante 1998.

Los cuadros XIX y XX contienen las cantidades de cada uno de los compuestos incluidos en este estudio presentes en cada una de las FO.

Cuadro XIX. HAP presentes en las FO por unidad de masa (ng / µg de MOE)

	Enero				Febrero				Marzo			
	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4
Nftelero	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.024	0.002	0.000	0.082	0.000	0.000	0.013
Acenftilero	0.002	0.040	0.016	0.004	0.003	0.018	0.003	0.000	0.028	0.012	0.000	0.000
Acenftilero	0.003	0.070	0.029	0.000	0.012	0.034	0.003	0.000	0.0124	0.000	0.000	0.000
Fluoreno	0.0016	0.033	0.014	0.000	0.000	0.013	0.007	0.000	0.0149	0.000	0.000	0.006
Fenftiteno	0.0009	0.275	0.103	0.004	0.0051	0.217	0.0067	0.0015	0.0377	0.1473	0.045	0.003
Antraceno	0.0024	0.000	0.000	0.004	0.000	0.0712	0.0024	0.0006	0.0247	0.000	0.000	0.002
Piteno	0.0023	0.157	0.091	0.0012	0.047	0.727	0.023	0.0039	1.034	1.224	0.034	0.0124
Fluoranteno	0.0048	0.255	0.281	0.003	0.003	0.630	0.0239	0.0029	0.202	1.031	0.234	0.011
Pireno	0.0020	0.501	0.394	0.006	0.018	0.794	0.0207	0.0026	0.315	1.244	0.187	0.015
Benzo(a)antraceno	0.000	0.519	0.398	0.007	0.000	0.537	0.0304	0.003	0.136	0.967	0.000	0.000
Ciseno+Trifenilero	0.000	0.928	1.074	0.005	0.010	1.532	0.036	0.0064	0.351	2.935	1.154	0.0024
Benzo(b)fluoranteno	0.000	3.203	2.76	0.009	0.013	3.437	0.2213	0.0176	0.605	6.632	2.033	0.003
Perileno	0.000	0.372	0.273	0.000	0.000	0.321	0.016	0.0011	0.000	0.471	0.194	0.000
Benzo(e)pireno	0.000	2.024	1.623	0.010	0.000	1.95	0.1234	0.0037	0.361	3.835	1.23	0.0027
Benzo(a)pireno	0.000	1.103	0.623	0.006	0.000	1.23	0.036	0.0044	0.232	1.811	0.430	0.0027
Indeno(1,2,3-c)pireno	0.0110	4.433	3.93	0.003	0.000	3.932	0.234	0.002	0.619	6.0174	2.631	0.004
Dibenzo(a,h)antraceno	0.000	0.192	0.423	0.002	0.009	0.313	0.0214	0.0026	0.103	0.452	0.039	0.003
Benzo(g)perileno	0.0104	3.753	3.636	0.0027	0.003	3.407	0.195	0.0163	0.645	5.797	2.370	0.004
Coroneno	0.000	3.521	3.424	0.006	0.000	4.075	0.240	0.0169	0.634	6.642	3.117	0.000

	Abril				Mayo				Junio			
	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4
Nftelero	0.000	0.000	0.000	0.000	1.904	0.077	0.740	0.010	0.037	0.000	0.000	0.000
Acenftilero	0.000	0.000	0.000	0.000	0.034	0.032	0.030	0.002	0.013	0.008	0.031	0.000
Acenftilero	0.000	0.000	0.000	0.009	0.019	0.009	0.014	0.000	0.007	0.010	0.007	0.000
Fluoreno	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.042	0.000	0.005	0.034	0.04	0.000
Fenftiteno	0.0071	0.303	0.173	0.000	0.015	0.307	0.334	0.0019	0.0031	0.234	0.24	0.000
Antraceno	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.033	0.001	0.002	0.070	0.057	0.000
Piteno	0.0401	6.131	1.447	0.013	0.130	3.747	3.701	0.023	0.029	0.440	0.163	0.010
Fluoranteno	0.000	0.921	0.320	0.000	0.037	0.726	0.834	0.0029	0.0079	0.402	0.451	0.000
Pireno	0.000	1.324	0.478	0.000	0.023	0.810	1.03	0.003	0.001	0.731	0.552	0.002
Benzo(a)antraceno	0.000	0.497	0.234	0.000	0.000	0.514	0.617	0.0034	0.014	0.291	0.430	0.000
Ciseno+Trifenilero	0.0027	2.213	0.920	0.000	0.16	2.676	2.609	0.0057	0.024	0.93	1.422	0.000
Benzo(b)fluoranteno	0.000	4.84	2.747	0.007	0.040	4.807	6.042	0.013	0.032	2.53	4.93	0.003
Perileno	0.000	0.34	0.194	0.000	0.000	0.340	0.234	0.000	0.000	0.142	0.23	0.00
Benzo(e)pireno	0.018	3.012	1.41	0.001	0.112	2.53	3.540	0.006	0.001	1.610	3.00	0.002
Benzo(a)pireno	0.0210	1.170	0.504	0.001	0.009	1.091	0.73	0.002	0.01	0.64	0.94	0.001
Indeno(1,2,3-c)pireno	0.0191	3.89	2.87	0.006	0.132	4.91	5.640	0.002	0.037	3.13	7.00	0.002
Dibenzo(a,h)antraceno	0.000	0.000	0.334	0.0027	0.43	0.33	0.473	0.004	0.1174	0.334	0.72	0.002
Benzo(g)perileno	0.000	5.02	2.47	0.009	0.210	4.27	4.60	0.012	0.03	3.60	6.43	0.004
Coroneno	0.000	4.910	3.394	0.004	0.07	4.34	5.37	0.0024	0.012	2.59	6.81	0.004

Continuación. Cuadro XIX. HAP presentes en las FO por unidad de masa (ng / µg de MOE)

	Julio				Agosto				Septiembre			
	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4
Nftaleno	34106	07516	00000	00000	00000	00000	00000	00206	00000	00017	00000	00000
Acenftileno	01362	00000	00000	00000	00000	00000	00000	00040	00000	00163	00166	00000
Acenftileno	00409	00134	00000	00000	00000	00016	00000	00000	00016	00040	00048	00000
Fluoreno	01126	00729	00000	00000	00000	00000	00000	00000	00000	00099	00148	00000
Fenantreno	00227	03372	00776	00042	00068	00319	00176	00046	00017	01326	01233	00000
Antraceno	00660	00372	00000	00092	00069	00091	00101	00028	00018	00609	00391	00000
Pireno	03676	03429	05137	00255	01174	00575	00700	00155	00262	02497	01738	00123
Fluoranteno	02048	07831	02291	00000	00313	00760	02316	00158	00000	02774	02541	00025
Pireno	01005	10120	02110	00000	00885	01444	02789	00187	00022	04486	04220	00017
Benzo(a)antraceno	02809	06944	02564	00000	00000	00327	01761	00127	00000	04978	06062	00000
Criseno+Trifenileno	04158	17880	04337	00000	00168	01094	04859	00194	00000	11715	13714	00000
Benzo(b,k)fluoranteno	12560	60228	17515	00511	00537	03997	20296	01001	00588	31928	46538	00354
Perileno	02186	03240	01202	00362	00000	00273	00360	00040	00000	02661	03473	00000
Benzo(e)pireno	03843	35232	09565	00167	00227	02292	11754	00524	00261	17605	26057	00137
Benzo(a)pireno	02830	12704	03983	00123	00161	00726	02828	00134	00128	11288	13662	00106
Indeno(1,2,3-c)pireno	05030	72744	15532	00199	00000	03158	17734	01254	00000	34559	54198	00263
Dibenzo(a,h)antraceno	16659	08768	08960	00316	00000	00444	02065	00233	00492	02009	05187	00132
Benzo(g,h)perileno	06888	62664	16974	00380	00394	03204	17871	01022	00342	30669	45373	00200
Coroneno	03224	48278	10668	00272	00314	02454	20177	01686	00200	34280	57738	00173

	Octubre				Noviembre				Diciembre			
	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4
Nftaleno	00000	00000	00000	-	00000	00000	00000	00000	00000	00000	00000	00045
Acenftileno	00026	00080	00000	-	00000	00000	00000	00059	00000	00000	00000	00074
Acenftileno	00000	00035	00000	-	00000	00000	00000	00000	00000	00000	00000	00000
Fluoreno	00000	00036	00000	-	00000	00000	00000	00000	00000	00000	00000	00006
Fenantreno	00000	00801	00255	-	00000	00787	01313	00030	00000	01813	03644	00064
Antraceno	00000	00000	00000	-	00000	00000	00000	00022	00000	00445	01085	00024
Pireno	00000	00818	00369	-	01284	04178	02398	00185	00000	05973	10251	00192
Fluoranteno	00032	00946	00744	-	00673	04571	03582	00198	00172	05809	10560	00135
Pireno	00015	01783	01008	-	00316	06176	04376	00243	00062	07334	12986	00181
Benzo(a)antraceno	00000	01341	00704	-	00818	00000	00000	00210	00000	04259	05120	00133
Criseno+Trifenileno	00132	02637	03502	-	01504	00000	00000	00474	00130	12629	33967	00246
Benzo(b,k)fluoranteno	00000	09549	10845	-	07065	35716	43132	01804	00000	27810	68471	00356
Perileno	00000	00668	01026	-	00000	00000	00000	00084	00000	01271	04245	00036
Benzo(e)pireno	00000	06056	07405	-	01780	19240	25732	00971	00000	16855	42047	00480
Benzo(a)pireno	00000	02797	02586	-	01638	06338	07350	00363	00000	05484	09483	00114
Indeno(1,2,3-c)pireno	00000	12108	13069	-	04199	19182	32556	02051	00000	27673	78891	01089
Dibenzo(a,h)antraceno	00000	00773	01175	-	07308	03182	01164	00475	00000	02267	06489	00176
Benzo(g,h)perileno	00132	13145	14957	-	03334	29089	32666	01859	00360	28238	73118	00314
Coroneno	00000	11088	14591	-	01774	13927	22331	02108	00000	29825	84208	01088

La FO4 de octubre no fue analizada por pérdida de la muestra.

Al análisis se adicionó la identificación de dos nuevo compuestos, el trifenileno y dibenzo(a,c)antraceno, los cuales se cuantificaron de manera conjunto con sus isómeros criseno y dibenzo(a,h)antraceno, respectivamente, con lo que su número se incrementó a 22

HAP. La muestra correspondiente a la FO4 de octubre no fue analizada por pérdida.

Estas cantidades de HAP y nitro-HAP determinadas en las fracciones orgánicas fueron relacionadas con las actividades mutagénicas inducidas por estas mismas muestras expresadas en revertantes/ μg de MOE.

Cuadro XX. Nitro-HAP presentes en las FO por unidad de masa (pg / μg de MOE)

Nombre	Enero				Febrero				Marzo			
	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4
1-Nitronaftaleno	0.0006	0.0000	0.0031	0.0003	0.0000	0.0001	0.0020	0.0000	0.0001	0.0000	0.0229	0.0000
2-Nitronaftaleno	0.0012	0.0000	0.0013	0.0002	0.0000	0.0001	0.0011	0.0000	0.0001	0.0000	0.0196	0.0000
1,5-Dinitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0003	0.0000	0.0000	0.0473	0.0000
1,3-Dinitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0011	0.0000	0.0000	0.0000	0.0006	0.0000	0.0000	0.0000	0.0019
2-Nitrofluoreno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0014	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0007	0.0000	0.0825	0.0000
9-Nitroantraceno	0.0000	0.0000	0.0806	0.0000	0.0000	0.0409	0.0417	0.0000	0.0000	0.2155	0.3434	0.0000
1,8-Dinitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0016	0.0003	0.0000	0.0000	0.0000	0.0607	0.0014
9-Nitrofenantreno	0.0000	0.0000	0.0258	0.0000	0.0000	0.0019	0.0005	0.0000	0.0000	0.0000	0.0474	0.0016
1-Nitropireno	0.0000	0.0000	0.0500	0.0018	0.0020	0.0134	0.0064	0.0007	0.0206	0.0000	0.1006	0.0000
1,6-Dinitropireno	0.0000	0.0000	0.1450	0.0000	0.0000	0.0681	0.0099	0.0000	0.0632	0.3784	0.0000	0.0000
Nombre	Abril				Mayo				Junio			
	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4
1-Nitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0309	0.0000	0.0000	0.0000	0.0332	0.0000	0.0000	0.0000	0.0054	0.0000
2-Nitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0130	0.0000	0.0000	0.0000	0.0177	0.0000	0.0000	0.0000	0.0071	0.0000
1,5-Dinitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0040	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0007
1,3-Dinitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0099	0.0000	0.0000	0.0000	0.0027	0.0100	0.0000	0.0000	0.0013
2-Nitrofluoreno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0057	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0025	0.0000	0.0000	0.0016
9-Nitroantraceno	0.0000	0.5681	0.4524	0.0000	0.0000	0.1710	0.5127	0.0000	0.0000	0.0000	0.4452	0.0024
1,8-Dinitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0505	0.0010	0.0096	0.0000	0.0000	0.0008
9-Nitrofenantreno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0582	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
1-Nitropireno	0.0000	0.0000	0.1777	0.0000	0.0000	0.0000	0.1121	0.0000	0.0000	0.1871	0.2258	0.0000
1,6-Dinitropireno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.2908	0.3065	0.0000	0.0000	0.0000	0.5317	0.0000
Nombre	Julio				Agosto				Septiembre			
	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4
1-Nitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0004	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0042	0.0000
2-Nitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0094	0.0000
1,5-Dinitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0280	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0301	0.0000
1,3-Dinitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0597	0.0000	0.0000	0.0000	0.0091	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
2-Nitrofluoreno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0154	0.0000	0.0000	0.0000	0.0082
9-Nitroantraceno	0.0000	0.8391	1.5611	0.0000	0.0000	0.0000	0.1997	0.0000	0.0000	0.0000	0.3935	0.0000
1,8-Dinitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0060	0.0000	0.0000	0.0000	0.0008
9-Nitrofenantreno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0641	0.0000	0.0000	0.0000	0.0404	0.0000
1-Nitropireno	0.0000	0.0000	0.8891	0.0000	0.0000	0.0000	0.1062	0.0000	0.0000	0.0000	0.0889	0.0000
1,6-Dinitropireno	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.1111	0.2344	0.0000
Nombre	Octubre				Noviembre				Diciembre			
	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4	FO1	FO2	FO3	FO4
1-Nitronaftaleno	0.0000	0.0214	0.0005	-	0.0000	0.0000	0.0010	0.0000	0.0000	0.0000	0.0068	0.0000
2-Nitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0014	-	0.0000	0.0000	0.0021	0.0000	0.0000	0.0000	0.0035	0.0000
1,5-Dinitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	-	0.0000	0.0000	0.1046	0.0070	0.0000	0.0000	0.0661	0.0064
1,3-Dinitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	-	0.0000	0.0000	0.0000	0.0247	0.0000	0.0000	0.0000	0.0144
2-Nitrofluoreno	0.0000	0.0000	0.0000	-	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
9-Nitroantraceno	0.0149	0.0000	0.0808	-	0.0000	0.0000	0.4888	0.0000	0.0000	0.0000	0.3940	0.0000
1,8-Dinitronaftaleno	0.0000	0.0000	0.0000	-	0.0000	0.0000	0.0000	0.0067	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
9-Nitrofenantreno	0.0000	0.0000	0.0112	-	0.0000	0.0000	0.1303	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
1-Nitropireno	0.0000	0.0000	0.0233	-	0.0000	0.0000	0.2379	0.0000	0.0000	0.0000	0.1800	0.0127
1,6-Dinitropireno	0.0000	0.0000	0.0608	-	0.0000	0.0000	0.5902	0.0000	0.0000	0.0000	0.4515	0.0000

La FO4 de octubre no fue analizada por pérdida.

7. Presencia de marcadores en las cepas de *Salmonella typhimurium* empleadas con la prueba de Ames

Las **figuras 20 (1-4)** representan los resultados de las pruebas de marcadores de las cepas utilizadas al menos en cuatro ocasiones a lo largo del estudio. Se aprecia cualitativamente la presencia y buen funcionamiento de estos marcadores contrastados con la cepa silvestre LT2. En la **figura 20-4** se observa crecimiento de estrías de las cepas TA98 y YG1021 en un medio con una concentración específica de ampicilina, resistencia que es conferida por la presencia del plásmido pKM101, mientras que la cepa silvestre LT2 no tuvo la capacidad de desarrollo por carecer de dicho plásmido y por tanto de resistencia al antibiótico. El **cuadro XXI** corresponde al comportamiento de la respuesta de las cepas empleadas ante los compuestos en solución que sirvieron como testigos positivos y negativos. Para la cepa TA98, los coeficientes de variación de todos los testigos oscilaron entre 30 y 41 % para la reversión espontánea (RE) y el testigo positivo benzo(a)pireno, respectivamente.

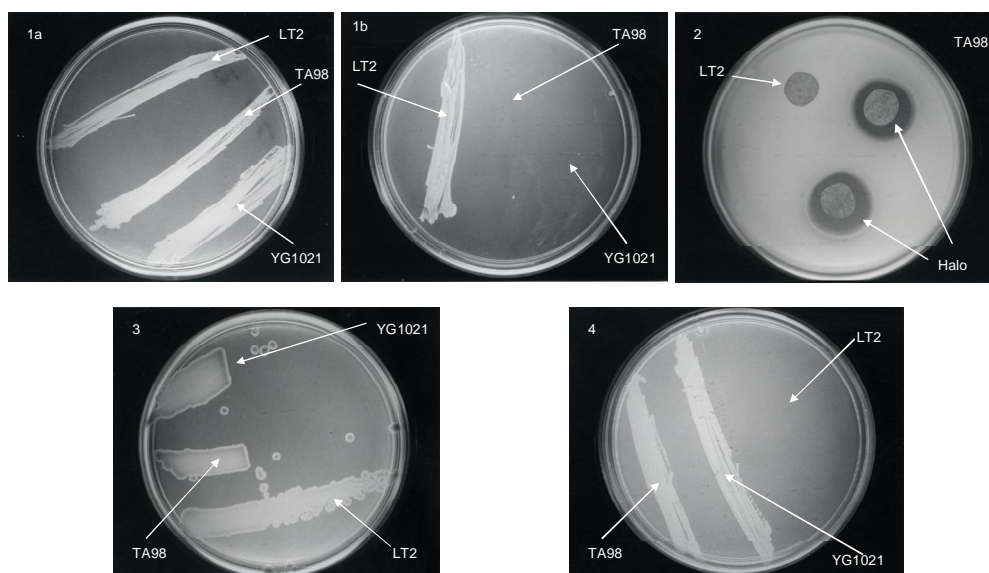


Figura 20. Prueba de marcadores de las cepas TA98 y YG1021 de *Salmonella typhimurium*. ¹ - Requerimientos de histidina y biotina (a) y biotina (b), ²-Presencia de una mutación en el gen rfa mediante una solución de cristal violeta (10 µL de una solución al 0.1%), ³-Deleción en el gen UvrB (exposición a radiación UV mediante una lámpara de 15 W a 33 cm de distancia), ⁴-Presencia del plásmido pKM101 mediante una solución de ampicilina (10 µg/mL). LT2-corresponde a la cepa silvestre de *S. typhimurium*.

En el caso de YG1021 la mayor variación se obtuvo con el testigo negativo DMSO (56 %), en tanto que la menor se observó con el positivo 1-Nitropireno (26 %). Según **Krewski et al. (1992)**, en un análisis comparativo, estos resultados son aceptables con lo reportado para diferentes laboratorios del mundo.

Tabla XXI. Comportamiento de los testigos negativos y positivos de las cepas empeladas durante 1998

	n	RE	DE	DMSO	DE	B(a)P	DE	1-NP	DE
TA98	76	40	12	44	18	126	52	537	166
YG1021	60	99	54	90	51	-	-	480	127

n, tamaño de muestra. RE-Reversión espontánea, DMSO- Dimetilsulfóxido, B(a)P-Benzo(a)pireno y 1-NP-1-Nitropireno. DE-Desviación estándar. En el caso del B(a)P para TA98 se utilizó una concentración de 1 µg/placa más la adición de la fracción S9, mientras que con la cepa YG1021 fue de 0.1 µg/placa de 1-NP.

7.1 Evaluación de la repetibilidad y la reproducibilidad de la prueba de Ames

La determinación de la repetibilidad y reproducibilidad de las condiciones experimentales bajo las que se desarrollaron los ensayos biológicos con la cepa TA98 con y sin S9, son parámetros que expresan la calidad con la que se hicieron los mismos. Estos parámetros pueden evaluarse mediante el coeficiente de variación (CV) y para ello se utilizó el polvo urbano de referencia SRM-1649a del National Institute of Standards and Technology (**NIST 1998**). Las muestras de la serie SRM tienen la intención de desarrollar, evaluar y certificar técnicas de análisis químico para mezclas complejas ambientales. Sin embargo, dichas muestras también han sido acopladas con bioensayos que permiten la valoración de sus efectos ante la exposición a mezclas complejas ambientales (**Hughes et al. 1997**), parte de estos resultados pueden consultarse en un estudio efectuado por la Organización Mundial de la Salud y la EPA (**Claxton et al. 1992**).

De este polvo urbano de referencia se extrajo la MOE siguiendo el procedimiento ya mencionado y posteriormente se probó con las cepas arriba indicadas. Se realizaron tres ensayos en días diferentes y se calculó la pendiente de las curvas de concentración-respuesta. La desviación estándar de estas rectas entre el valor de las pendientes define la repetibilidad (**Cuadro XXII**).

El promedio de las pendientes de los tres ensayos y su desviación estándar permitió estimar la reproducibilidad. La actividad mutagénica indirecta con TA98 +S9 osciló entre 0.71 ± 0.10 y 1.43 ± 0.18 revertantes/ $\mu\text{g}/\text{mL}$ de MOE con una repetibilidad entre 13 y 17%. La actividad mutagénica promedio con +S9 fue de 1.09 ± 0.36 revertantes/ $\mu\text{g}/\text{mL}$ de MOE con una reproducibilidad del 33% entre los tres ensayos.

Cuadro XXII. Potencias mutagénicas inducidas en TA98 con y sin S9 por la MOE (revertantes/ μg) obtenida del polvo de la NIST.

TA98 +S9				
	Ensayo 1	Ensayo 2	Ensayo 3	Promedio
Pendiente	0.71	1.44	1.11	1.09
DE	0.11	0.18	0.19	0.36
CV, %	15	13	17	33
TA98 -S9				
	Ensayo 1	Ensayo 2	Ensayo 3	Promedio
Pendiente	0.75	1.11	1.33	1.06
DE	0.20	0.12	0.24	0.29
CV, %	26	11	18	27

Para la actividad mutagénica directa con TA98 –S9 las potencias mutagénicas estuvieron entre 0.75 ± 0.19 y 1.32 ± 0.24 revertantes/ $\mu\text{g}/\text{mL}$ de MOE y una repetibilidad entre 11 y 26 % y una potencia promedio de 1.06 ± 0.29 y una reproducibilidad del 27% (**Figura 21**). La repetibilidad de cada una de las distintas actividades mutagénicas está por debajo de lo

señalado por el estudio intralaboratorio mencionado por **Claxton *et al.* (1992)** y **Krewski *et al.* 1992** para muestras de referencia del NIST, que osciló entre 18 y 40%; en el caso de la reproducibilidad señalan que fue al menos dos veces mayor a la repetibilidad (36 y 80 %). Estos resultados sugieren que los procedimientos involucrados durante los ensayos para nuestro estudio fueron inferiores, por lo que cumplen con los requerimientos mínimos de calidad definidos en otros laboratorios del mundo.

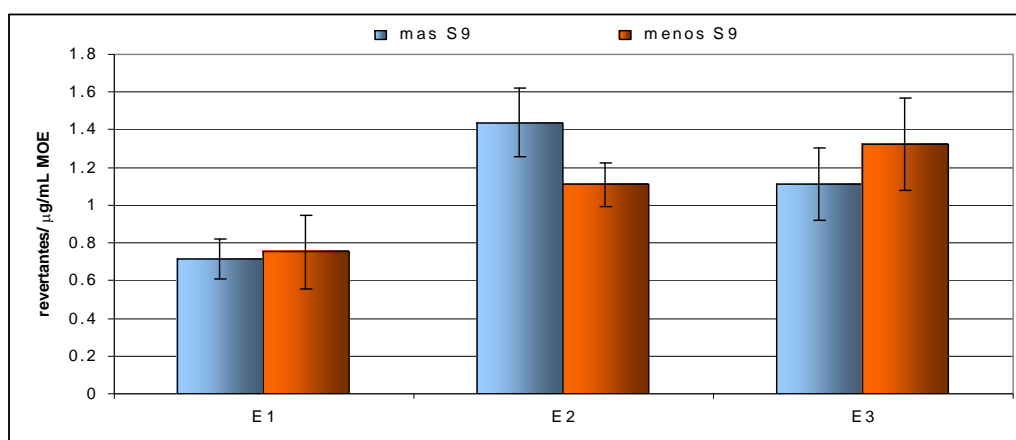


Figura 21. Potencias mutagénicas inducidas por la MOE obtenida del polvo urbano del NIST. E1, E2 y E3 corresponden al número de ensayos realizados en diferentes días.

7.2 Evaluación de la presencia de mutágenos en los acumulados mensuales de la MOE de las PM₁₀ mediante diferentes cepas de *Salmonella typhimurium*, expresada en revertantes/m³

La presencia de mutágenos en los acumulados mensuales de la MOE y de las cuatro fracciones orgánicas se evaluó mediante dos cepas de *Salmonella typhimurium* en diferentes concentraciones ($\mu\text{g/mL}$ de MOE) para establecer una relación lineal significativa con el número de revertantes inducidos (de his^- a his^+). Las pendientes de las regresiones lineales, consideradas como *potencias mutagénicas*, aportan un criterio de la capacidad inductora de revertantes de las muestras. Para el caso de los acumulados mensuales de la MOE, esta capacidad inductora puede expresarse en términos de revertantes / m³, haciendo congruente su análisis estadístico con las concentraciones atmosféricas de los contaminantes de interés (PM₁₀, MOE, HAP y nitro-HAP) ó bien como revertantes/ μg de MOE para la comparación con las actividades mutagénicas de las fracciones correspondientes. El cuadro **XXIII** y la **figura 22** muestran los revertantes/m³ (rev/m³) inducidos por los acumulados mensuales de la MOE a lo largo del período de estudio.

De 12 acumulados mensuales de MOE se obtuvieron un total de 36 potencias mutagénicas dado que cada una de las muestras fue probada en tres ocasiones (TA98 con y sin S9 y YG1021). De este total, el 58 % de las respuestas fueron clasificadas como “significativas” y el 42 % restante como “indicativas” de mutagenicidad (**pag. 36**), según los criterios para definir a una muestra como mutagénica mencionados en **Ducatti et al. (2003)**.

En el caso de la presencia de mutágenos indirectos evaluados con la cepa TA98 +S9, el promedio anual fue de 15 revertantes/m³ con máximo y mínimo de 53 y 2 rev/m³, correspondientes a mayo y diciembre, respectivamente.

Cuadro XXIII. Potencias mutagénicas inducidas por los acumulados mensuales de MOE expresados por m³ con las cuatro cepas de *Salmonella typhimurium*.

	TA98 +S9	DE	TA98 -S9	DE	YG1021	DE
Enero	7	1	11	2	31	4
Febrero	15	3	18	2	21	2
Marzo	4	1	10	3	42	8
Abril	39	4	25	2	23	3
Mayo	53	5	25	4	43	5
Junio	7	1	10	2	31	4
Julio	20	1	13	1	9	1
Agosto	7	1	1	1	19	3
Septiembre	14	1	12	2	11	2
Octubre	7	1	8	2	20	8
Noviembre	3	1	5	1	7	3
Diciembre	2	2	21	3	65	12
Promedio						
anual	15	16	13	8	27	17
Incendios ¹	28	23	19	7	32	12
No incendios ²	8	6	10	6	24	19

¹- Febrero a mayo. ²- enero, junio a diciembre.

DE- Desviación estándar. En negritas valores clasificados como *indicativos* de mutagenicidad por no cumplir con al menos uno de los criterios para definir a una muestra como mutagénica, las restantes considerados como *significativos*.

La presencia de mutágenos directos señalada por la cepa TA98 -S9 mostró un promedio anual de 13 rev/m³, donde la respuesta más elevada de 25 rev/m³ fue para abril y mayo, en tanto que la menor se obtuvo en agosto con 1 rev/m³. La cepa YG1021 específica para mutágenos directos del tipo de los nitro-HAP, indujo 27 rev/m³ en promedio anual, oscilando entre los 65 rev/m³ de diciembre y 7 rev/m³ de noviembre. La respuesta más elevada de esta cepa es debido a una mayor capacidad de síntesis de las enzimas específicas (nitrorreductasas) para metabolizar a estos compuestos y por la limitada transformación metabólica de TA98 -S9.

Las actividades mutagénicas indirecta y directa con TA98 +S9 y -S9, respectivamente, durante el año de estudio correlacionaron significativamente mediante la prueba de rangos de Spearman ($r = 0.62, p < 0.03$) al igual que lo reportado por Černá *et al.* (1999), aunque

no indicaron el valor de la correlación. Por su parte **Feildberg et al. (2001)** también encontraron correlaciones significativas entre las dos actividades mutagénicas con TA98 a partir de muestras colectadas en el área urbana de Copenaghe (en 1996) y en un sitio semi-rural (en 1998) a 40 km de dicha ciudad ($r = 0.86$ y $r = 0.83$, respectivamente). Entre TA98-S9 y YG1021 no hubo relación significativa en nuestro trabajo ($r = 0.36$, $p > 0.245$), lo que sugirió que la actividad mutagénica directa no sólo se debe a la presencia de nitro-derivados de los HAP, sino que posiblemente existen otros compuestos de acción directa que fueron detectados por la cepa TA98, debido a su menor especificidad ante mutágenos directos de este tipo.

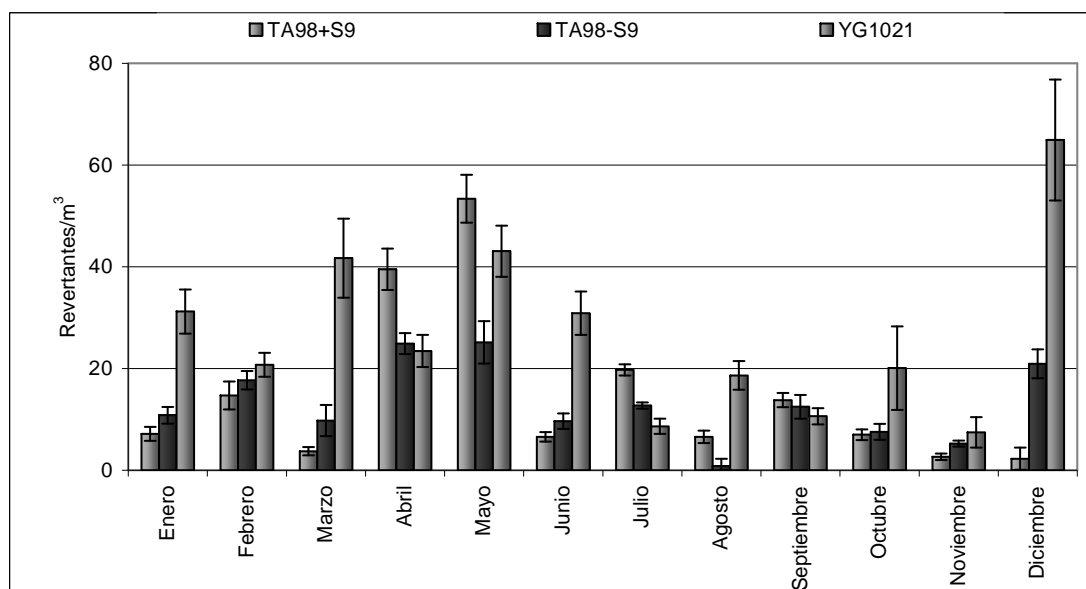


Figura 22. Potencias mutagénicas (revertantes/m³) inducidas por los acumulados mensuales de la MOE. Las barras representan la desviación estándar.

Por otra parte, basados en la división en temporadas de *incendios* y *no incendios*, ninguna de las tres condiciones de prueba mostraron diferencias significativas por temporada mediante la *U de Mann-Whitney* ($p > 0.05$, en todos los casos). La gran variación de las

actividades mutagénicas durante el año imposibilita establecer con claridad diferencias entre las temporadas (**Figura 23 a-c**).

La falta de diferencias entre temporadas es opuesta a lo observado durante los períodos de diciembre 1989 – marzo 1990 y septiembre - diciembre de 1992 en el mismo sitio de muestreo. En el primer caso la actividad mutagénica con TA98 +S9 de extractos orgánicos de PST y PM₁₀ mostró respuestas mayores, mientras que en el segundo período la actividad mutagénica con TA98 -S9 tuvo una respuesta significativamente más elevada (**Villalobos-Pietrini *et al.* 1995, 1998**).

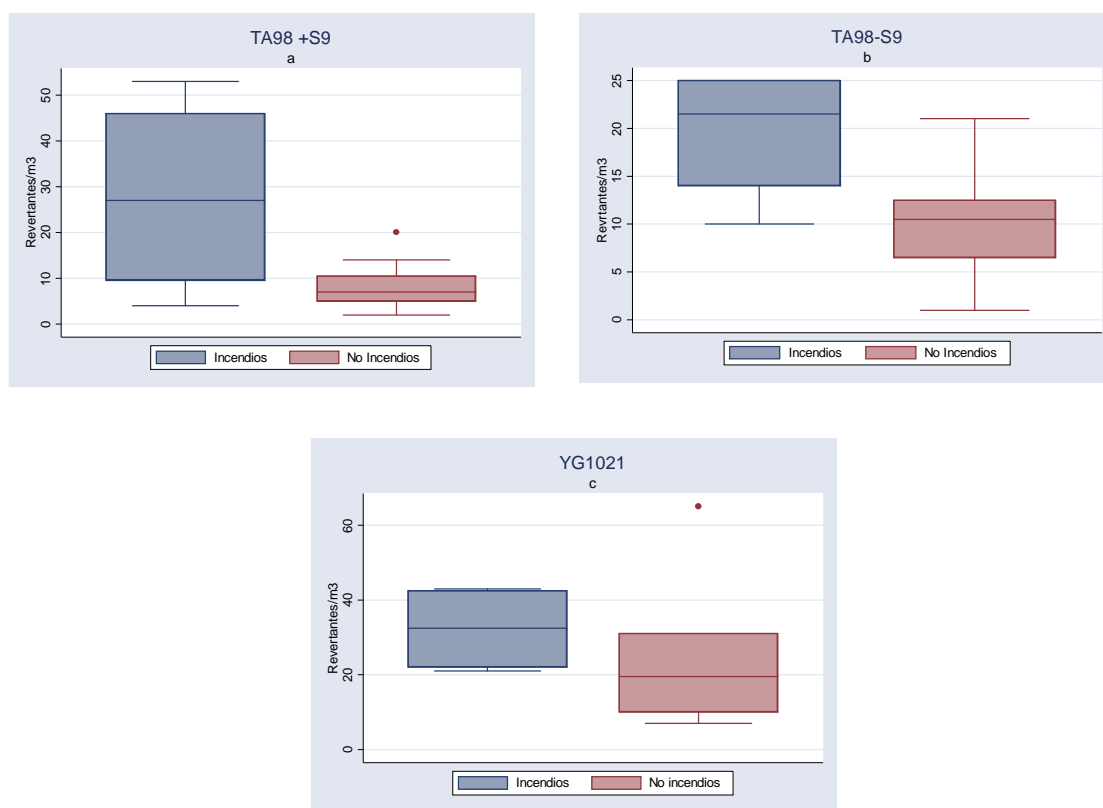


Figura 23. Comportamiento por temporadas de las actividades mutagénicas (revertantes/m³) con las distintas cepas de Salmonella typhimurium. (a) TA98 +S9, (b) TA98 -S9 y (c) YG1021

Al comparar los tipos de actividades mutagénicas de este trabajo con los resultados reportados en otras partes del mundo, **Du Four et al. (2004)** encontraron para un sitio urbano de la ciudad de Flanders, Bélgica, la actividad mutagénica promedio con TA98 –S9 de 39.5 en invierno y 26.8 en primavera, mientras que la actividad mutagénica promedio en TA98 +S9 fue de 50.1 y 19 para los mismos períodos, todos expresados como revertantes/m³ y con diferencias significativas entre las temporadas, que fueron distintas a nuestros resultados. Ellos lo explican sugiriendo que la composición química o al menos la proporción entre mutágenos de actividad directa e indirecta no fue la misma para las temporadas de estudio, ya que también observaron diferencias por temporadas de las concentraciones de 15 de los 16 HAP analizados.

En los alrededores de la capital de la República Checa se realizaron estudios de la mutagenicidad asociada a las PM₁₀ durante el invierno y verano de 1993-1994 y 1996-1997 (en dos sitios de muestreo), de diciembre-1996 a diciembre-1997 (cuatro sitios de muestreo) y durante el invierno-verano del 2000-2001 (tres sitios de muestreo), respectivamente. El primer estudio incluyó la zona de Teplice (ciudad en el norte de la región de Bohemia) con marcadas características industriales que mostró durante el invierno de 1993-1994, 17.8 y 26.9 rev/m³ con TA98 –S9 y +S9, respectivamente; en tanto que en verano de 1994 presentó un marcado descenso de ambas actividades de 5.3 y 4.2 rev/m³ para –S9 y +S9. En esta misma zona pero durante el invierno de 1996-1997 se observó otra vez el incremento de las actividades mutagénicas, 24.3 y 25.4 rev/m³ con –S9 y +S9, respectivamente. El otro punto de muestreo de este estudio fue la zona rural de Prachatice que en invierno de 1993-1994 presentó 17.2 y 10.9 rev/m³ con –S9 y +S9, mientras que en verano de 1994 las actividades fueron las más bajas, alcanzando solamente

1.9 y 2.6 rev/m³ con -S9 y +S9 (Černá *et al.* 2000).

En el segundo trabajo, se muestrearon dos localidades (Plzen y Ustí nad Labem) en los alrededores de la capital, caracterizadas por nivel industrial alto y carga vehicular pesada y dos áreas rurales (Benesov y Zd'ár nad Sázavou). Se determinó que la actividad mutagénica directa promedio de todos los sitios de muestreo con TA98 -S9 durante el invierno estuvo entre 1.4-107 rev/m³, en tanto que en verano se encontró entre 1.1 y 22.5 rev/m³. Para la actividad mutagénica indirecta TA98 +S9 en invierno osciló entre los 1.7 y 85 rev/m³ y en verano entre 1.7 y 22.2 rev/m³, encontrando diferencias significativas entre dichas temporadas. Los autores también sugieren que la estructura química de la MOE o al menos la relación entre los distintos tipos de mutágenos con actividades directas e indirectas, no es la misma durante el año (Černá *et al.* 1999).

Para el estudio más reciente en las proximidades de la capital de la república Checa realizado por Binková *et al.* 2003 se consideraron tres sitios de muestreo. La zona de Teplice mostró actividad mutagénica directa (-S9) en verano entre 4 y 6 rev/m³, en tanto que para el invierno estuvo entre 10 y 15 rev/m³. En cuanto a la actividad mutagénica indirecta (+S9) en la primer temporada se encontró entre 6 y 8 rev/m³, mientras que durante el invierno la respuesta alcanzó los 25 rev/m³. Para el punto de Praga-Smíchov (área centro de la ciudad) la actividad sin S9 fue de 6 y 12.5 rev/m³ en verano e invierno, respectivamente; mientras que con S9 alcanzó los 7.5 y 25 rev/m³ para las mismas temporadas. El último sitio de muestreo fue la zona de Praga-Libus (área suburbana de la ciudad) donde la actividad con -S9 fue de 4 rev/m³ en verano y en invierno de 12 rev/m³. La actividad mutagénica indirecta con +S9 en verano fue de 5 rev/m³ y de 22 rev/m³ en invierno. En todos los casos las respuestas durante el invierno resultaron

significativamente mayores que en verano. Los resultados de ambos tipos de actividades mutagénicas del presente trabajo para el suroeste de la ciudad de México son inferiores a los obtenidos por **Černá et al. (1999, 2000)** y similares a los reportados en las ciudades europeas del estudio realizado por **Binková et al. 2003**.

Uno de los estudios más completos sobre mutagenicidad en un período de 18 años fue el llevado a cabo por **Matsumoto et al. (1998)** quienes definieron para la actividad mutagénica directa con TA98 un promedio de 15 rev/m³ con un máximo y mínimo de 35 y 4 rev/m³, respectivamente. En el caso de la actividad mutagénica indirecta con la misma cepa observaron un promedio de 18 rev/m³ con máximo y mínimo de 59 y 5 rev/m³. En ambos tipos de actividades mutagénicas, los promedios son muy parecidos a los determinados para el presente estudio y concluyeron que los principales factores que causan las diferencias estacionales en la actividad mutagénica en las regiones frías son el aumento en el consumo de combustibles para la generación de calor y factores meteorológicos tales como la temperatura y la estabilidad atmosférica.

Feilberg et al. (2002) encontraron en dos sitios de la ciudad de Copenhague 17.4 y 10.6 rev/m³ con TA98 con y sin S9 para el área urbana, mientras que para la semi-rural las actividades oscilaron entre 3.7 y 6.2 rev/m³. El área urbana tuvo respuestas similares a las determinadas para el CCA, en tanto que la otra mostró respuestas bajas.

En una de las revisiones más recientes sobre la mutagenicidad asociada a las aeropartículas de distintas ciudades en el mundo y agrupadas en áreas geográficas, **Claxton et al. (2004)** señalan que Latinoamérica mostró actividad mutagénica entre 1 y 799 revertantes/m³ (incluye reportes de la Ciudad de México, Santiago de Chile y Sao Paulo) siendo la mayor de cuatro áreas geográficas (EUA, Latinoamérica, Europa y Asia). La región de Asia (que

incluye ciudades como Tokio, Sapporo y Taichung) fue la segunda con actividad mutagénica mayor. Con excepción de sitios como Sao Paulo y Tokio, ninguna de las ciudades de Latinoamérica y Asia tuvo valores menores a 5 rev/m^3 . También menciona que nueve de quince ciudades de Europa y de EUA mostraron respuestas mutagénicas menores a 5 rev/m^3 , señalando que en EUA hay menores concentraciones de mutágenos en el aire, aunque estos resultados deben tomarse con algunas reservas. Los promedios anuales de las actividades mutagénicas con TA98 + y -S9 para el CCA durante 1998 se pueden ubicar en la parte inferior del intervalo determinado para Latinoamérica.

En la ciudad de Wroclaw, al suroeste de Polonia, **Zwoździak et al. (2001)** emplearon a la cepa YG1021 junto con la TA98 con y sin S9 para la evaluación de la mutagenicidad de materia orgánica extraída de las PM_{10} . Dicho estudio se caracterizó por reportar la cantidad de metros cúbicos de aire muestreado por mes necesarios para obtener una respuesta mutagénica positiva, por lo que nuestros datos fueron manejados de igual forma. De esta manera, para dicha ciudad durante agosto-1997 a julio-1998 se requirieron de 0.2 a 2.9 m^3 de aire para que esta cepa mostrara respuestas positivas, con una clara tendencia de decremento de agosto a diciembre y una creciente de enero a julio (**Figura 24 a**). Este comportamiento estacional lo explican porque las partículas colectadas en invierno contienen mayor cantidad de compuestos orgánicos que en verano, producto posiblemente de los aumentos en las emisiones de partículas con mutágenos adsorbidos causados por el alto consumo de combustibles de origen fósil. Para el CCA los volúmenes necesarios para una respuesta positiva oscilaron entre 1.1 y 11.5 m^3 de aire con la misma tendencia de enero a julio, pero no así de agosto a diciembre donde se observó una variación mayor

(Figura 24 b), lo que sugiere una menor concentración de nitro-derivados para la zona aledaña al sitio de muestreo, respecto de dicha ciudad europea. En nuestro estudio además de las emisiones diarias de los vehículos alrededor del sitio de estudio y su aporte de mutágenos en las partículas, hay que añadir la contribución de las emisiones de los incendios durante ese año.

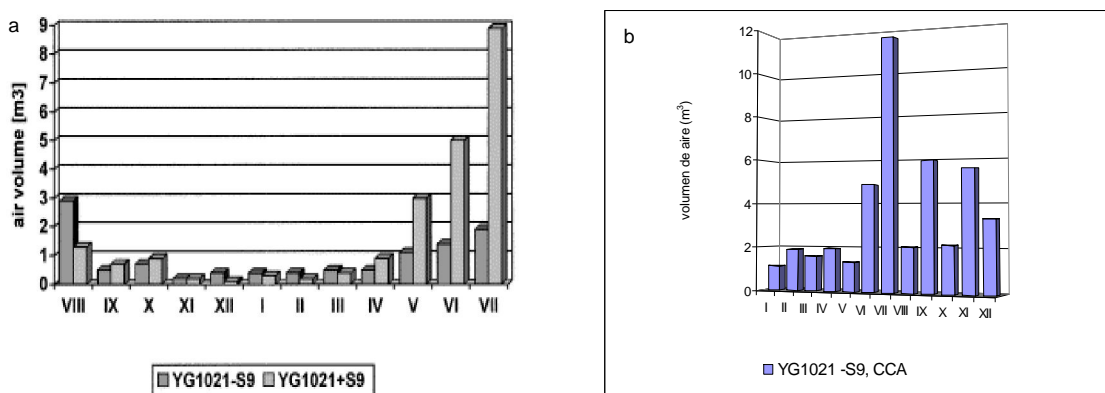


Figura 24. Equivalentes en metros cúbicos de aire muestreado correspondientes a la actividad mutagénica de YG1021 (-S9) en a, CCA y b, Wrocław, Polonia (**Zwoździak et al. 2001**). La numeración romana corresponde a cada uno de los meses del año, aunque para la ciudad europea el estudio inició en agosto (VIII).

Debido a que la mayoría de estos estudios sobre mutagenicidad asociada a aeropartículas de diversos tamaños se llevaron a cabo en áreas urbanas, se considera que las fuentes móviles (vehículos automotores a gasolina y diesel) tienen una contribución significativa con el nivel de los mutágenos en el aire y con sus efectos (**Lee et al. 1994, Sato et al. 1995, Kuo et al. 1998, Matsumoto et al. 1998**). Para el CCA además de estas fuentes debe considerarse la contribución de los incendios durante enero a mayo. Es importante resaltar que las comparaciones hechas en este trabajo en cuanto a la actividad mutagénica de la

materia orgánica adsorbida a las PM₁₀ deben tomarse con cuidado dado que fueron diseñados con distintos objetivos, además de que las muestras fueron colectadas en sitios muy diversos entre si y en temporadas diferentes del año, bajo condiciones meteorológicas cambiantes. Sin olvidar que el protocolo de manejo de obtención de las muestras orgánicas a partir de las aeropartículas también puede variar (Claxton *et al.* 2004).

7.2.1 Correlación de la actividad mutagénica inducida por los acumulados mensuales de la MOE (revertantes/m³) y las concentraciones atmosféricas de PM₁₀, MOE, HAP y nitro-HAP

El comportamiento conjunto de la actividad mutagénica de las dos cepas en revertantes/m³ y el de las concentraciones de PM₁₀ y MOE se representa en la **figura 25**. Las variables mostraron comportamiento normal mediante *Shapiro-Wilk* ($p > 0.05$, con excepción de TA98 +S9). Los revertantes/m³ fueron asociados con las concentraciones atmosféricas de las PM₁₀ y de la MOE, los respectivos coeficientes de correlación se muestran en el **cuadro XXIV**. Las respuestas mutagénicas con las cepas TA98 -S9 y YG1021 (ambas directas) correlacionaron significativamente con las concentraciones de las PM₁₀ y MOE, mientras que no la hubo con la actividad indirecta (TA98 +S9).

En cuanto a las asociaciones con los compuestos de interés, la actividad mutagénica indirecta de TA98 +S9 no correlacionó con la concentración de HAP totales ($r = 0.06$, $p > 0.05$). De la misma manera la actividad con TA98 -S9 no mostró correlación significativa con las concentraciones de nitro-HAP totales ($r = 0.48$, $p > 0.05$), ni tampoco la actividad con YG1021 ($r = 0.05$, $p > 0.05$).

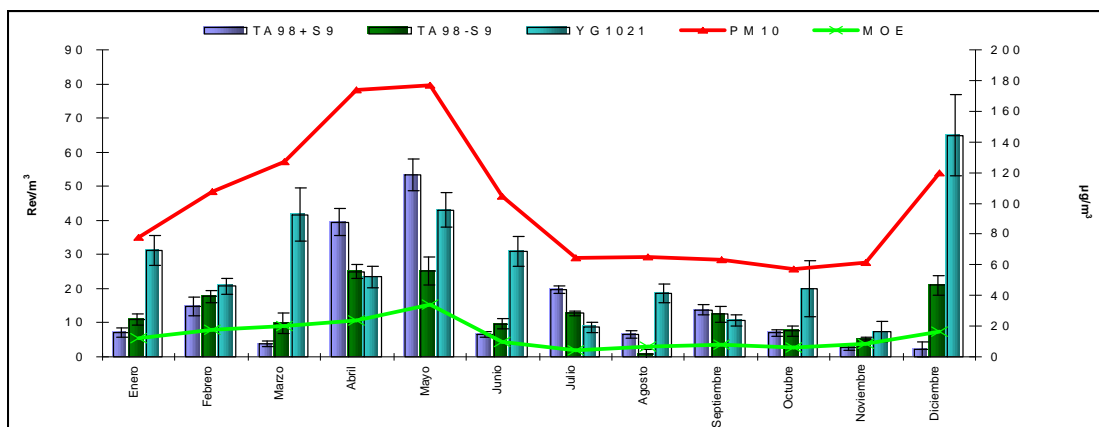


Figura 25. Comportamiento conjunto de la actividad mutagénica (revertantes/m³) con las cepas TA98 + y - S9 y YG1021 de *S. typhimurium* y las concentraciones mensuales de las PM₁₀ y la MOE durante el período de estudio.

Cuadro XXIV. Coeficientes de correlación de Spearman entre la actividad mutagénica inducida en dos cepas de *Salmonella typhimurium* (revertantes/m³) con las concentraciones mensuales de las PM₁₀ y de la MOE

	TA98 +S9	TA98 -S9	YG1021
PM ₁₀	0.26	0.68	0.78
p	n.s.	0.01	0.00
MOE	0.20	0.63	0.73
p	n.s.	0.03	0.00

n.s.- No significativo

Las concentraciones individuales de cada uno de los 20 HAP tampoco correlacionaron con la respuesta mutagénica +S9, mientras que el (1,3+1,5) dinitronaftaleno fue el único que lo hizo significativamente con TA98 -S9 ($r= 0.66$, $p<0.018$); la cepa YG1021 correlacionó sólo con 1-nitronaftaleno ($r = 0.60$, $p<0.04$), pese a tener especificidad mayor ante esta familia de compuestos.

Cerná et al. (1999) determinaron correlaciones significativas entre la actividad mutagénicas de TA98 + y - S9 y las concentraciones de PM₁₀ y MOE, pero también correlaciones bajas y moderadas entre +S9 y la suma de seis HAP carcinogénicos, así como con estos compuestos de manera individual.

Nuestros resultados sugieren que el contenido de los HAP y nitro-HAP en la MOE acumulada mensual no está directamente relacionado con los dos tipos de actividades mutagénicas (o sólo de manera parcial) evaluadas en este estudio, ello abre la posibilidad de que otros grupos de compuestos pudieran estar vinculados con los efectos observados o que debido a la complejidad de estas mezclas complejas orgánicas, estos nuevos posibles grupos también tuvieran una contribución moderada al explicar las actividades mutagénicas.

En una revisión de numerosos estudios de mutagenicidad en todo el mundo llevada a cabo por **Claxton et al. (2004)**, encontraron que algunos de ellos muestran una disparidad significativa entre la actividad mutagénica de la materia orgánica extraída de las aeropartículas y las cantidades determinadas de HAP mutagénicos y/o cancerígenos presentes. Y aunque se ha observado que en algunos casos los HAP pueden contribuir de manera importante a la mutagenicidad de dichos extractos, este grupo de compuestos no son la clase predominante de mutágenos identificados. En este sentido, **Adonis y Gil (1993)** y **Lee et al. (1994)** reportaron que los HAP presentes en extractos orgánicos no aportan elementos de predicción de la actividad mutagénica indirecta observada y sugieren que la posible explicación es la enorme cantidad de compuestos que integran los extractos orgánicos de las aeropartículas y sus interacciones, afectando así las propiedades de los HAP en la inducción de revertantes. Para respaldar esta suposición, **Bu-Abbas et al. (1994)** demostraron que incluso las interacciones de compuestos del mismo grupo de los HAP (antraceno y benzo(a)antraceno) disminuyen la actividad mutagénica del benzo(a)pireno. **Haugen y Peak (1983)** encontraron que las mezclas de HAP aisladas a partir de carbón inhiben la activación y la habilidad del benzo(a)pireno para ligarse al ADN, evitando así

posibles eventos mutagénicos, sin embargo dicha mezcla no tiene el mismo efecto con el respectivo diol epóxido o con mutágenos de actividad directa como el 2-nitrofluoreno.

Otra posibilidad para explicar la no correspondencia entre los niveles de HAP y la actividad mutagénica es atribuida a la presencia de ácidos grasos de cadena larga en los extractos orgánicos de las aeropartículas, entre ellos el palmítico, oléico y esteárico (**Iwado et al. 1991, 1994**). **Cherng et al. (1996)** y **Donnelly et al. (1998)** estudiaron este fenómeno al que se ha denominado *antagonismo* y sugieren que puede ser debido a la reducción en la conversión de mutágenos tales como el benzo(a)pireno en sus metabolitos reactivos (benzo(a)pireno-diol epóxidos), debido a las interacciones físicas con ácidos grasos al ser atrapados en estructuras similares a las micelas (**Hayatsu et al. 1981**). Eventos de esta misma naturaleza posiblemente ocurren con los nitro-HAP en los acumulados mensuales de la MOE y por ello no se observa una clara correspondencia con la actividad mutagénica directa con ambas cepas.

Es importante remarcar que pese a no haber determinado correlaciones significativas entre las actividades mutagénicas con las distintas cepas usadas y las concentraciones de la mayoría de los HAP y nitro-derivados en los acumulados mensuales de la MOE, estudios como los realizados por **Mersch et al. (1992)** y **White et al. (1997)** señalaron que los HAP de cinco y seis anillos de $PM > 252$ g/mol, (para el CCA los más constantes y abundantes en el año), también son metabolizados a diol-epóxidos, los cuales son compuestos mutagénicos y carcinógenicos en modelos animales, por lo que la exposición a estos compuestos presentes en las partículas respirables no dejan de tener riesgos en la salud de la población.

7.2.2 Correlación de la actividad mutagénica de los acumulados mensuales de la MOE (revertantes/m³) con las concentraciones atmosféricas de CO, NO₂, O₃, SO₂, así como con los parámetros meteorológicos

La actividad mutagénica indirecta con la cepa TA98 + S9 no correlacionó con ninguno de los promedios de las concentraciones mensuales de los otros cuatro contaminantes criterio incluidos en este trabajo, aunque fueron positivos (excepto con SO₂), mientras que la actividad mutagénica directa con TA98 – S9 mostró correlaciones significativas con las concentraciones atmosféricas de CO y NO₂; la actividad directa con la cepa YG1021 lo hizo también con las de CO y SO₂ (**Cuadro XXV**). Los contaminantes gaseosos considerados en esta apartado son de importancia ya que se ha comprobado que tienen actividad co-mutagénica y al reaccionar con los contaminantes orgánicos presentes en la atmósfera pueden originar derivados mutagénicos (**Motykievicz y Pendzich 1991, citado en Zwoździak et al. 2000**), esto posiblemente explicaría las correlaciones positivas pero no significativas en nuestro trabajo.

Van Houdt et al. (1987) mediante un análisis de correlación múltiple en un área rural de Holanda, observaron que las concentraciones de SO₂, NO₂, NO, CO y O₃ contribuyeron con el 70 % de la varianza de la actividad mutagénica directa y hasta 80 % de la varianza de la actividad mutagénica indirecta. Aunque este estudio se llevo a cabo en un área distinta al suroeste de la ciudad de México y a otras urbes del mundo, puede ser una referencia para entender la dinámica del comportamiento de la mutagenicidad debido al contenido orgánico asociado a las partículas respirables.

Ninguna de las actividades mutagénicas se asoció significativamente con los parámetros meteorológicos (**Cuadro XXVI**). **Kuo et al. (1998)** al evaluar la mutagenicidad para la ciudad de Taichung (Taiwán) no encontraron correlaciones con parámetros meteorológicos

como la precipitación, dirección y velocidad del viento y temperatura, por lo que consideraron que estas variables poco tuvieron que ver con la mayor actividad biológica en el año.

Cuadro XXV. Coeficientes de correlación de Spearman entre las actividades de las distintas actividades mutagénicas (revertantes/m³) y los promedios mensuales de las concentraciones de CO, NO₂, O₃ y SO₂.

	CO	NO ₂	O ₃	SO ₂
TA98 + S9	0.21	0.22	0.35	-0.16
p	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
TA98 - S9	0.63	0.58	0.50	0.45
p	0.028	0.050	n.s.	n.s.
YG1021	0.59	0.42	0.16	0.79
p	0.045	n.s.	n.s.	0.004

n.s. – No significativo.

Barale et al. (1989), Sato et al. (1995), Matsumoto et al. (1998) encontraron que la mutagenicidad correlaciona inversamente con la temperatura, presentando picos de actividad mayor durante los períodos de temperaturas más bajas. Sin embargo, para el CCA la mayor actividad mutagénica en las tres condiciones de prueba ocurrió durante abril y mayo, período de las temperaturas promedio mensuales más altas (en ambos casos 22° C) y de incendios frecuentes, lo cual pudo generar una mayor cantidad de compuestos con propiedades mutagénicas.

Valerio y Pala (1991) señalaron que las condiciones meteorológicas como viento, temperatura y humedad relativa pueden influir en la actividad mutagénica de las partículas en el aire. Esto ocurre porque la química atmosférica y el transporte de las masas de aire con contaminantes varían con las distintas condiciones meteorológicas (**De Martinis et al. 1999**).

Cuadro XXVI. Coeficientes de correlación de Spearman entre las distintas actividades mutagénicas inducidas por los acumulados mensuales de la MOE y los parámetros meteorológicos

	Temperatura, ° C	Presión, mmHg	Humedad relativa, % HR	Lluvia, mm	Viento, velocidad m/s
TA98 +S9	0.47	-0.32	-0.24	0.13	0.45
p	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
TA98 -S9	0.23	-0.25	-0.47	0.04	0.24
p	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
YG1021	-0.08	-0.19	-0.55	-0.31	-0.08
p	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

7.3 Evaluación de la presencia de mutágenos en las fracciones orgánicas obtenidas de los acumulados mensuales de la MOE

Con el fraccionamiento de los acumulados mensuales de la MOE de las PM₁₀ se purificaron los grupos de compuestos orgánicos en función de su polaridad, incluyendo la separación selectiva de los mutágenos. La **figura 26 a-1** muestra la inducción de revertantes de los acumulados mensuales de la MOE y de las fracciones orgánicas (FO), expresada en revertantes/μg de MOE (rev/μg de MOE).

En las fracciones no polares (FO1) obtenidas de la materia orgánica asociada a las aeropartículas colectadas en el CCA, las actividades mutagénicas de TA98 +S9 estuvieron por debajo de 1 rev/μg MOE, con excepción de julio donde alcanzó los 2.3 revertantes por unidad de concentración, siendo la fracción uno de este mes la de mayor concentración de HAP totales en el año (10.46 ng HAP totales/μg de MOE). En cuanto a la respuesta con TA98 -S9 durante seis meses estuvo ausente y en el período restante no superó los 1.1 rev/μg de MOE de marzo. La actividad directa con YG1021 en marzo y mayo mostró las respuestas más altas con 1.9 y 2.6 rev/μg de MOE. Estudios sobre el fraccionamiento

de la materia orgánica de las aeropartículas realizados por **Barale et al. (1989)** para 17 ciudades en Italia y **Černá et al. (2000)** en las áreas de Teplice y Prachatice (República Checa), coinciden en señalar que las fracciones no polares contienen hidrocarburos alifáticos, que contribuyen en poco o nada a la mutagenicidad observada. **De Martinis et al. (1999)** identificaron en la fracción no polar heptadecano, octadecano, eicosano y docosano.

En cuanto a las FO2 con TA98 +S9 febrero, abril, julio y septiembre tuvieron las respuestas más elevadas con 1.7, 1.5, 2.2 y 1.4 rev/ μ g de MOE, además de pertenecer al grupo de seis muestras con contenido mayor a 19 ng HAP totales / μ g de MOE. La actividad con TA98 –S9 en julio alcanzó 2.2 revertantes por unidad de MOE y presentó una de las mayores concentración de nitro-HAP totales (2.4 pg / μ g de MOE); en los restantes meses la respuesta estuvo ausente o fue inferior a 0.6 revertantes. Por su parte, la actividad directa con la cepa YG1021 durante abril, mayo y noviembre indujo las respuestas más elevadas con 1.6, 3.3 y 2.4 rev/ μ g de MOE, respectivamente. Las fracciones 2 (aromáticas) mostraron la mayor cantidad de HAP totales por unidad de masa de MOE en el caso del CCA (comparadas con las cantidades presentes en las otras tres fracciones), pero sin inducir la mayor respuesta mutagénica. **Zhao et al. (2002)** después de aplicar un esquema de fraccionamiento ácido-base-neutra a la materia orgánica de aeropartículas colectadas en la ciudad de Shanghai, observó que la fracción ácida y la subfracción aromática, principalmente durante el verano, mostraron las mayores actividades mutagénicas con TA98 + y –S9, contrastando con lo que determinamos en nuestro estudio dado que las mayores actividades fueron ubicadas en las fracciones orgánicas 3 y 4. En este mismo estudio de Shanghai se sugiere que pese a la correspondencia entre la presencia de

los HAP y la mutagenicidad observada, debe ponerse atención a otros contaminantes mutagénicos que pueden estar presentes en las fracciones más polares. **Černá et al. (2000)** señalan que aunque las fracciones aromáticas contienen HAP mutagénicos y cancerígenos, dichos compuestos contribuyeron muy poco a las actividades mutagénicas determinadas con TA98 +S9.

Las FO3 (moderadamente polar) de todo el año mostraron en general las mayores actividades mutagénicas. En el caso particular de TA98 +S9 de febrero a mayo su respuesta estuvo por debajo de 0.9 rev/μg de MOE, mientras que en junio alcanzó el nivel mayor (5.7 rev/μg de MOE) y el resto del período osciló entre 9.8 y 1 revertantes, correspondientes a septiembre y agosto, respectivamente. El contenido de HAP totales en estas fracciones sólo estuvo por debajo del determinado para en las FO2. La actividad con TA98 –S9 de febrero a mayo osciló entre 0.4 y 0.9 revertantes y junio, julio y septiembre indujeron las mayores respuestas (2.4, 1.7 y 1.2 rev/μg de MOE, respectivamente). Con la cepa YG1021 durante marzo, abril y mayo las actividades mutagénicas fueron 7.4, 4.9 y 4.4 revertantes por μg de muestra, respectivamente, mientras que sus contenidos de nitro-HAP totales estuvieron en concentraciones inferiores a 1 pg por μg de MOE. De junio a diciembre hubo actividad entre 4.4 y 14.3 revertantes. Para julio no hubo suficiente muestra para probarse con esta cepa y en octubre se mostró la menor respuesta (0.4 rev/μg de MOE). **De Matinis et al. (1999)** en un estudio de fraccionamiento de muestras colectadas en la ciudad de Sao Paulo reportaron la inducción de 368 y 408 reve/μg de MOE en TA98 + y –S9, respectivamente, mediante la técnica de microsuspensión. Estos resultados fueron mayores a los determinados a lo largo del año para el CCA incluso si se considera la sensibilidad de la técnica que emplearon (diez veces mayor al procedimiento de incorporación en placa usado

en nuestro estudio). Al igual que en nuestro trabajo señalan a las fracciones eluidas con diclorometano como las de mayor actividad mutagénica.

Para las FO4 (polar), la actividad mutagénica con TA98 +S9 osciló entre 3.8 y 0.4 en revertantes / μg de MOE de septiembre y diciembre, respectivamente. La mutagenicidad directa de TA98 -S9 fue mayor durante junio, julio, septiembre y octubre. Mientras que con YG1021 de junio a diciembre se presentaron las respuestas más elevadas. La respuesta con las cepas TA98 -S9 y YG1021 sugiere la presencia de nitroderivados o bien la de otros compuestos mutagénicos de acción directa. Černá *et al.* (2000) identificaron en fracciones obtenidas con metanol compuestos orgánicos como ácidos carboxílicos y alcoholes. Por su parte, Alsberg *et al.* (1985) señalaron la presencia de compuestos de bajo peso molecular formados por oxígeno y nitrógeno como benzamidazoles alquilados, hidroxí y etoxibenzaldehidos e indoleonas.

Se efectuó la comparación entre las pendientes lineales inducidas por la MOE acumulada mensual y las pendientes de las FO mediante la *t de student*. Por ejemplo, la actividad mutagénica indirecta con TA98+S9 inducida por la MOE mensual acumulada de enero, se comparó con la misma actividad de las cuatro fracciones orgánicas del mismo mes. Siguiendo este procedimiento, se establecieron un total de 105 comparaciones considerando los dos tipos de actividades mutagénicas (indirecta con TA98 +S9 y directa con TA98-S9 y YG1021) durante todo el año. De éstas, 66 mostraron una actividad significativamente mayor en las FO (62 %). Del total de 105, 45 correspondieron a la actividad mutagénica indirecta con TA98 + S9 entre MOE mensual y FO, donde 27 casos mostraron una actividad significativamente mayor en las FO, representando el 62 %. En cuanto a la actividad mutagénica directa con las dos cepas, se establecieron 60

comparaciones y en 39 de ellas se observó una respuesta mayor inducida por las FO, equivaliendo al 65 % de las comparaciones. Estos resultados señalan que aproximadamente en dos terceras partes de las comparaciones entre las actividades mutagénicas de los acumulados mensuales de la MOE y sus fracciones, las potencias fueron significativamente mayores en éstas últimas. En general, la mayor actividad mutagénica se obtuvo en las FO3 (medianamente polar) y FO4 (polar), seguidas en menor grado por las fracciones orgánicas 2 (ligeramente polar) y 1 (no polar).

Esto sugiere que la presencia de interacciones de los incluso miles de compuestos que integran los acumulados mensuales de la MOE, provocan menor expresión de los mutágenos presentes, respecto de las respuestas mayores en las fracciones. Sin embargo, es importante mencionar que el fraccionamiento no sólo separó los mutágenos de la materia orgánica de las aeropartículas, sino que incrementó las proporciones en las que se encontraban con respecto de la masa original de la MOE, lo que posiblemente explicaría la respuesta mutagénica más elevada de algunas FO. De esta manera están involucrados en el descenso de la actividad mutagénica de los acumulados mensuales de la MOE la presencia de otros compuestos orgánicos con distintas propiedades, mientras que la mayor expresión de la mutagenicidad en las fracciones es debido a la reducción de tales compuestos y al incremento en las cantidades de los mutágenos presentes. Este último punto relacionado con el cambio en las cantidades de mutágenos será abordado más adelante.

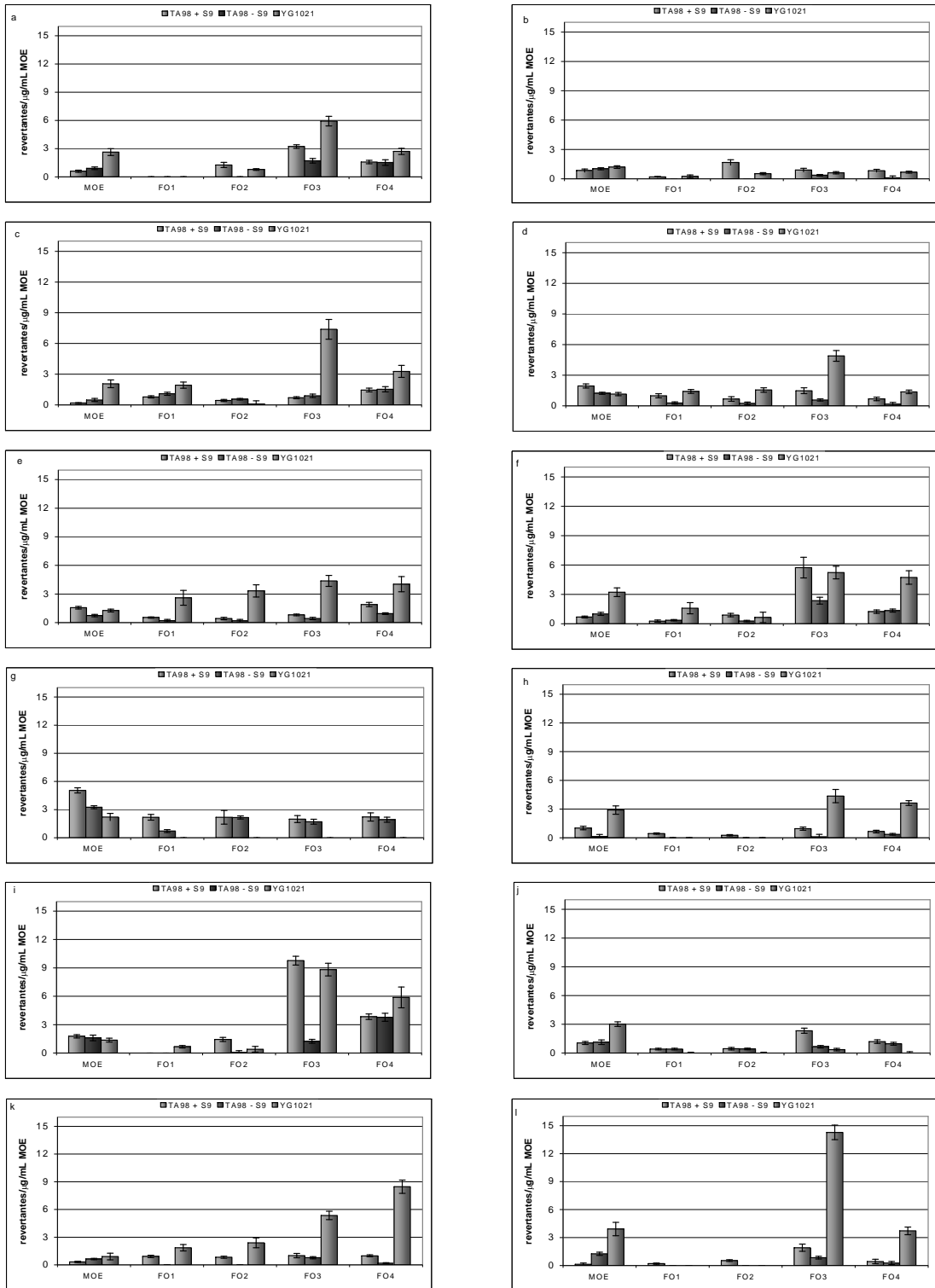


Figura 26. Potencias mutagénicas de los acumulados mensuales de la MOE y sus respectivas fracciones orgánicas con dos cepas de *Salmonella typhimurium*. a, enero; b, febrero; c, marzo; d, abril; e, mayo; f, junio; g, julio; h, agosto; i, septiembre; j, octubre; k, noviembre y l, diciembre. Las barras corresponden a la desviación estándar.

7.3.1 Correlación entre el contenido de HAP (ng) y nitro-HAP (pg) por μg de MOE y la actividad mutagénica inducida por las fracciones (revertantes/ μg de MOE)

El fraccionamiento de los acumulados mensuales de la MOE mostró que la mayor cantidad de HAP y nitro-HAP se distribuyó en las FO2 y FO3, sin embargo también se identificaron en las restantes fracciones (**Fig. 18 y 19**). Considerando esta nueva distribución y el incremento del número de muestras (48 fracciones totales en el año), se optó por realizar los análisis de correlación (*Spearman*) entre los compuestos de interés y las correspondientes actividades mutagénicas considerando el total de fracciones, de esta manera la mayor representatividad por el incremento del número de muestras permitió definir relaciones mucho más confiables.

La cantidad de HAP totales con TA98 +S9 no tuvo correlación ($r= 0.27$, $p>0.05$), no así en el caso de la actividad con TA98 -S9 que si lo hizo con los nitro-HAP totales ($r= 0.48$, $p<0.0005$), al igual que la respuesta con la cepa YG1021 con los nitroderivados totales ($r = 0.47$, $p<0.001$). Este mismo análisis pero ahora con las cantidades individuales de los compuestos de interés se presenta en el **cuadro XXVII**. La actividad mutagénica indirecta con TA98 +S9 mostró asociaciones significativas con fluoreno, benzo(a)pireno, indeno(1,2,3-cd)pireno, dibenzo(ah+ac)antraceno y coroneno. Con excepción del primero y el último compuestos, los demás son considerados como probables carcinógenos en el humano según la **EPA (1994 a, b, c)**. Asimismo, **la IARC (1987)** coincide en señalar al indeno(1,2,3-cd)pireno dentro de esta clasificación y además al benzo(a)pireno y benzo(a)antraceno como cancerígenos; el primero correlacionó significativamente con la actividad de TA98 +S9.

La actividad mutagénica directa con TA98 –S9 sólo correlacionó con 9-nitroantraceno y 1-nitropireno. Por su parte, la cepa YG1021, que posee mayor especificidad ante este grupo de derivados, lo hizo con estos dos compuestos mencionados y con 1,3-dinitronaftaleno, 1,5-dinitronaftaleno y 1,6-dinitropireno. Asimismo, la **IARC (1989)** señala al 1-nitropireno y a diversos dinitro-derivados como potentes mutágenos de acción directa y que correlacionaron principalmente con la cepa YG1021.

Claxton et al. (2004) mencionaron que aunque los HAP sean reconocidos como cancerígenos probables asociados a las aeropartículas, no contribuyen a explicar la mayoría de la actividad mutagénica detectada, pudiendo estar involucrados un extenso número de compuestos de distintas clases químicas, siendo esta diversidad, la que impide clarificar la disparidad entre los niveles de actividad mutagénica de los extractos de aeropartículas y su cantidad de policíclicos mutagénicos.

Cuadro XXVII. Correlaciones mediante la r de Spearman entre las cantidades de HAP y nitro-HAP y la actividad mutagénica inducida por las fracciones orgánicas durante 1998

	TA98+S9		TA98-S9		YG1021		
	r	p	r	p	r	p	
Naftaleno	0.03	ns	1-Nitronaftaleno	0.21	ns	0.16	ns
Acenftileno	0.05	ns	2-Nitronaftaleno	0.26	ns	0.28	ns
Acenfteno	-0.01	ns	1,5-Dinitronaftaleno	0.14	ns	0.38	0.01
Fluoreno	0.29	0.05	1,3-Dinitronaftaleno	0.17	ns	0.30	0.05
Fenantreno	0.17	ns	2-Nitrofluoreno	0.24	ns	0.17	ns
Antraceno	0.11	ns	9-Nitroantraceno	0.38	0.01	0.36	0.02
Reteno	0.11	ns	1,8-Dinitronaftaleno	0.23	ns	0.26	ns
Fluoranteno	0.09	ns	9-Nitrofenantreno	0.23	ns	0.25	ns
Pireno	0.10	ns	1-Nitropireno	0.29	0.05	0.38	0.01
Benzo(a)antraceno	0.27	ns	1,6-Dinitropireno	0.20	ns	0.32	0.04
Quiseno + Trifenileno	0.13	ns					
Benzo(b+h)fluoranteno	0.26	ns					
Perileno	0.27	ns					
Benzo(e)pireno	0.25	ns					
Benzo(a)pireno	0.32	0.03					
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0.33	0.02					
Dibenzo(a,h+c)antraceno	0.29	0.05					
Benzo(g,h)perileno	0.22	ns					
Coroneno	0.29	0.05					

n.s.- No significativo

7.4 Exploración de la antimutagenicidad de compuestos orgánicos extraídos de las aeropartículas mediante la combinación de las fracciones en dos diferentes esquemas

Para explorar el fenómeno de antimutagenicidad debido a la presencia de compuestos en los extractos orgánicos de las aeropartículas, se optó por realizar la combinación de las fracciones de enero que indujeron mayor mutagenicidad (FO3) con las restantes tres fracciones (FO1, FO2 y FO4) y probarlas en las cepas TA98 +S9 y YG1021. El primer esquema de combinación de fracciones consistió en probar las cepas mencionadas en concentraciones de MOE preparadas en las siguientes proporciones: FO3 + FO1 – 1:7.5, FO3 + FO2 – 1:1.2 y FO3 + FO4 – 1:24.5. Las diferentes proporciones se estimaron a partir a la masa de MOE de todas las fracciones, respecto de la masa de la FO3. La **figura 27 a-b** muestra el comportamiento de las actividades mutagénicas de las fracciones por mes antes y después de la combinación.

Las actividades mutagénicas con las dos cepas en las combinaciones FO3 + FO1 y FO3 + FO4 no mostraron un comportamiento lineal mediante un análisis de varianza (TA98 +S9 $p=0.14$, $p=0.92$ y YG1021 $p=0.47$, $p=0.44$, respectivamente), sin embargo se establecieron comparaciones cualitativas con las respuestas de los acumulados mensuales de MOE y las FO3 para explicar los resultados observados. Las combinaciones con la FO1 y FO4 en TA98 +S9 indujeron 0.1 rev/ μg de MOE, en ambos casos, resultados inferiores a los inducidos por la FO3 y el acumulado mensual de la MOE (3.2 y 0.6 rev/ μg de MOE, respectivamente). Estas mismas combinaciones pero con la cepa YG1021 indujeron 0.3 y 0.1 revertantes, respectivamente; valores también inferiores a los observados para la FO3 y el acumulado de MOE. Estos resultados sugieren que los compuestos orgánicos contenidos en la FO1 y FO4 disminuyeron la actividad mutagénica de la FO3.

Las actividades mutagénicas indirecta con TA98 +S9 y directa con YG1021 en la combinación FO3 + FO1 mostraron respuestas esperadas ya que la FO1 cuando fue probada sola no mostró inducción de revertantes, además de que se combinaron en una proporción 1:7.5, suficiente como para diluir las concentraciones de los mutágenos presentes en la FO3, tanto de HAP y aún más en el caso de los nitro-HAP que estuvieron presentes en concentraciones del orden de picogramos. Como ya se mencionó algunos de los principales compuestos en la FO1 son los hidrocarburos alifáticos de cadena larga y posiblemente estén involucrados en el descenso de la mutagenicidad observada en la FO3 ó bien no poseen la capacidad para generar efecto mutagénico.

En el caso de la combinación FO3 + FO4 la dilución de los mutágenos (de la FO3) fue aún más marcada ya que la proporción de esta combinación fue la más alta (1:24.5). Sin embargo, se esperaba al menos una respuesta muy similar a la obtenida cuando la FO4 fue probada sola en las dos cepas, situación que no se presentó. Dado que en la FO4 no se determinaron cantidades altas de HAP y nitro-HAP como en el los casos FO3 y FO2 (**Figuras 18 y 19**) y considerando además la dilución de los mutágenos de la FO3, sugerimos: 1) que algunos de los compuestos presentes en la fracción más polar (FO4), distintos de los HAP y nitro-HAP, son responsables de la actividades mutagénicas inducidas cuando esta se probó sola y 2) que posiblemente los HAP y los nitro-HAP que estuvieron muy diluidos en la combinación intervinieron en el descenso de la inducción de revertantes por parte de los posibles mutágenos de la FO4. A este respecto, **Lewtas *et al.* (1990) (en Arey *et al.* 1992)** señalan que en los extractos orgánicos de las aeropartículas las fracciones más mutagénicas contienen compuestos más polares que los nitro-HAP, los cuales también pueden ser otros tipos de derivados de los HAP.

En la combinación FO3 + FO2, la de menor diferencia entre proporciones (1:1.2), TA98 +S9 y YG1021 mostraron respuestas lineales ($p < 0.01$ en ambos casos) con 0.6 y 2.0 rev/ μ g de MOE, respectivamente. Ambas actividades en esta combinación estuvieron a nivel de la observada para el acumulado mensual de la MOE ($p > 0.05$, en ambos casos) e inferiores a FO3 ($p < 0.005$, en ambos casos). Dada la similitud en las proporciones para esta combinación se esperaban al menos actividades mutagénicas promedio similares a cuando se probaron solas (TA98 +S9 igual a 2.4 y YG1021 con 3.3 rev/ μ g de MOE, respectivamente), no obstante ello no ocurrió incluso cuando estas dos fracciones presentaron las mayores cantidades de HAP y nitro-HAP totales. Estos resultados podrían ser explicados por interacciones de tipo antagonista entre compuestos del mismo grupo de los HAP. **Smolarek et al. (1987)** y **Bu-Abbas et al. (1997)** mencionaron que el antraceno y benzo(a)antaceno abatían la actividad mutagénica del benzo(a)pireno en distintos modelos biológicos.

En el segundo esquema se realizaron las mismas combinaciones arriba mencionadas, pero esta vez todas en proporciones 1:1 de las muestras de mayo y fueron probadas con la cepa YG1021 debido a la limitada cantidad de material. La selección de las muestras de este mes fue por la disponibilidad de muestra de las fracciones. La **figura 28** muestra las potencias mutagénicas correspondientes, las cuales fueron lineales para cada combinación ($p < 0.05$, en todos los casos). Como se puede observar, las actividades mutagénicas no mostraron diferencias significativas respecto de la actividad del acumulado mensual de la MOE ($p > 0.05$, respectivamente), pero sí respecto de la FO3 siendo menores ($p < 0.05$, en todos los casos). Asimismo, entre las potencias inducidas por las combinaciones de mayo no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$, en todos los casos), estando todas ellas a niveles

similares. En la misma figura puede apreciarse la actividad mutagénica con YG1021 pero de las combinaciones correspondientes a las fracciones de enero, las cuales resultaron menores a las de mayo en las combinaciones FO3 + FO1 y FO3 + FO4, pero no en el caso de la combinación FO3 + FO2, posiblemente a su semejanza en las proporciones a las cuales fue preparada esta combinación en ambos meses.

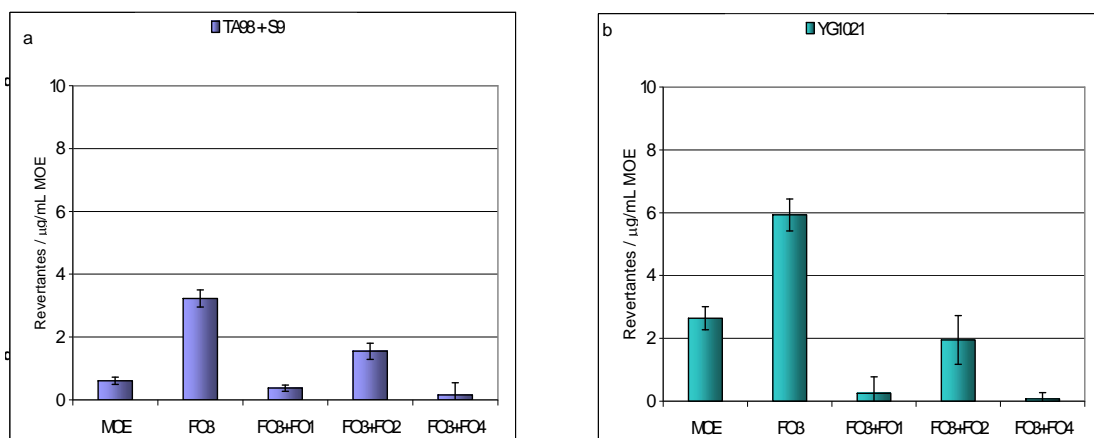


Figura 27. Potencias mutagénicas de TA98 +S9 y YG1021 resultado de la exposición a las distintas combinaciones de las fracciones de enero.

Los resultados hasta ahora, indican dos posibles situaciones dentro de los acumulados mensuales de la MOE (o mezclas complejas orgánicas), por una parte la presencia de compuestos orgánicos capaces de abatir el efecto inductor de los mutágenos presentes ya sea por interacciones físicas (como en el caso de los ácidos grasos al formar micelas conteniendo a los mutágenos) o por su competencia hacia los tipos de enzimas específicas que también metabolizan a los mutágenos presentes. Por otra parte, y tras los resultados de los distintos esquemas de combinación de fracciones, queda de manifiesto la importancia en la cual se encuentran los mutágenos y compuestos no mutagénicos en los extractos

orgánicos de las aeropartículas, dado que cuando las combinaciones se realizaron en proporciones semejantes las actividades mutagénicas fueron similares entre si y superiores a aquellas donde las diferencias en proporciones fueron muy grandes. Es importante dejar en claro que estos resultados también dependen de la composición química de los extractos de las aeropartículas y que solo incrementando el número de compuestos identificados en ellos se podrá determinar si este es variable a lo largo del año.

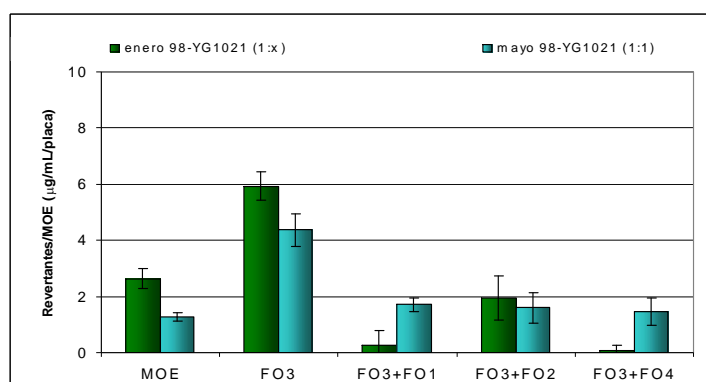


Figura 28. Potencias mutagénicas inducidas en la cepa YG1021 por las fracciones combinadas en proporciones diferentes e iguales de muestras de enero y mayo, respectivamente.

8. CONCLUSIONES

- Las concentraciones de las PM_{10} en el suroeste de la Ciudad de México (Centro de Ciencias de la Atmósfera-CCA) rebasaron en 17.6 % de los muestreos el límite máximo para 24 h ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, NOM-025-SSA1-1993), alcanzando un 92.1 % al compararse con el máximo permitido en países de la comunidad europea ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 h). Para las concentraciones de la materia orgánica extraída (MOE) no hay norma que regule sus concentraciones en el aire y representaron en promedio anual el 14 % de las concentraciones de las PM_{10} .
- Se hallaron diferencias en las concentraciones de las PM_{10} y la MOE entre *incendios* (febrero a mayo) y *no incendios* (enero, junio a diciembre), siendo la primera temporada probablemente fuentes naturales de estos contaminantes. Se sugiere que la humedad relativa dada sus correlaciones negativas tuvo que ver con el descenso de las partículas a lo largo del año y por ende de la MOE. La correlación positiva de las PM_{10} con la temperatura posibilita la presencia de que algunas de ellas fueran formadas a partir de mecanismos secundarios en la atmósfera.
- Las concentraciones de las PM_{10} mostraron una correlación positiva con su contenido de materia orgánica extraída (MOE), lo cual indica que su composición está estrechamente vinculada ya sea a las fuentes de combustión de donde provienen la mayoría de los contaminantes orgánicos en el aire o a compuestos orgánicos secundarios producto de reacciones en la atmósfera, capaces en ambos casos de adsorberse a la superficie de las partículas.
- Las PM_{10} correlacionaron positivamente con otros contaminantes atmosféricos que también definen la calidad del aire (CO , NO_2 , O_3 y SO_2), evidenciando su vínculo. En algunos casos provienen de las mismas fuentes o bien algunos de ellos pueden integrarse como parte de los componentes de las aeropartículas por reaccionar con algunas de las especies químicas para dar origen a otras nuevas.

➤ Las PM_{10} y la MOE se asociaron significativamente sólo con los HAP de $PM < 252$ g/mol, pero no con los HAP más pesados, ni tampoco con las concentraciones de los nitro-HAP. Ello indica que las aeropartículas de este tamaño no son el mejor indicador para definir las concentraciones de estos grupos de compuestos en el aire. Una posible causa es la pérdida o transformación de los compuestos por los grandes volúmenes de aire que se necesitan para obtener cantidades útiles de partículas. Los resultados de este estudio deben usarse tomando en cuenta estas consideraciones.

➤ Las concentraciones en el aire de los HAP totales oscilaron entre 4.1 y 34.62 ng / m³ durante el año, mientras que las de los nitro-HAP totales que tan solo fueron del orden de picogramos mostraron algunos de sus niveles más altos en febrero y mayo. Acenaftileno y fluoreno, compuestos muy volátiles no se encontraron en ninguna muestra, mientras que dibenzo(a,h)antraceno estuvo por abajo del límite de detección del método de análisis. En promedio anual compuestos de $PM > 252$ g/mol como benzo(ghi)perileno, benzo(b+k)fluoranteno, coroneno e indeno(1,2,3-cd)pireno fueron los más abundantes; mientras que de los nitro-HAP 9-nitroantraceno y 1-nitropireno resultaron los más constantes y de concentración mayor, por lo que junto con los HAP ya mencionados podrían proponerse como indicadores de procesos específicos de combustión de mayor impacto, asociados a partículas, en el suroeste de la Ciudad de México, en particular de diesel y gasolina.

➤ El proceso de purificación por fraccionamiento al que se sometieron los acumulados mensuales de la MOE mostró que los componentes polares que integraron las FO4 son los de mayor contribución a la masa de los acumulados y que en promedio alcanzó de 68.2 % a 56.6 %, por lo que deberán incrementarse los esfuerzos de identificación de los compuestos orgánicos que las integran. Las fracciones de polaridad ligera y media (FO2 y FO3, respectivamente) fueron las que concentraron las mayores cantidades de HAP y nitro-HAP, contribuyendo en menos del 5 % de la masa de los acumulados.

- Se evidenció la presencia de mutágenos indirectos y directos capaces de generar mutaciones por corrimiento en el marco de lectura en las cepas TA98 + y -S9 y YG1021 (58 % de las actividades mutagénicas consideradas como significativas y 48 % como indicativas) en la MOE acumulada mensual de partículas $\leq 10 \mu\text{m}$. La gran variación de las actividades mutagénicas en el año imposibilitó observar diferencias entre temporadas, lo cual contrastó con anteriores estudios en esa misma zona durante 1989-1990 y 1992.

- La actividad mutagénica directa con TA98 -S9 y YG1021 correlacionó con las concentraciones de PM_{10} y MOE, no así en el caso de la indirecta con TA98 +S9. Tampoco lo hicieron con las concentraciones totales e individuales de nitro-HAP y HAP, respectivamente (sólo TA98 -S9 y YG1021 lo hicieron con (1,3 + 1,5)dinitronaftalenos y 1-nitronaftaleno, en ese orden). Pese a que los HAP y nitro-HAP son considerados de los principales y más potentes mutágenos y cancerígenos presentes en muestras ambientales, otros estudios han observado una disparidad significativa entre la actividad mutagénica de la MOE de las aeropartículas y las cantidades de ellos, atribuyendo este resultado en parte a la enorme cantidad de compuestos orgánicos presentes y sus interacciones en las mezclas complejas orgánicas que posiblemente interfieren en la inducción de revertantes.

- En general los dos tipos de actividades mutagénicas correlacionaron positivamente con las concentraciones de contaminantes criterio como CO , NO_2 , O_3 y SO_2 , aunque no fueron significativas. Suponemos que estos resultados son debido a que dichos contaminantes gaseosos tienen una función co-mutagénica, ya que al reaccionar con otros contaminantes orgánicos presentes en la atmósfera pueden generar derivados mutagénicos.

- Después del proceso de purificación y la redistribución de la masa de MOE en las fracciones, se observó que las actividades mutagénicas con las dos cepas (y tres condiciones de prueba) fue más elevada en las FO3 y FO2 (con menos de 5 % de la masa de MOE), las cuales mostraron las mayores concentraciones de HAP y nitro-HAP por unidad de masa. La cantidad total de HAP no correlacionó con la mutagenicidad indirecta en todas las fracciones, pero si lo hicieron los nitro-HAP con TA98 -S9 y YG1021. Las concentraciones individuales de fluoreno, benzo(a)pireno, indeno(1,2,3-cd)pireno,

dibenzo(ah-ac)antraceno y coroneno lo hicieron significativamente con TA98 +S9, algunos de los cuales son considerados como probables carcinógenos en humanos según la **EPA (1994 a, b, c)** y que mostraron mayor constancia y concentración a lo largo del año. TA98 -S9 correlacionó con 9-nitroantraceno y 1-nitropireno, mientras que YG1021 lo hizo también con 1,3-dinitronaftaleno, 1,5-dinitronaftaleno y 1,6-dinitropireno, compuestos también considerados como potentes mutágenos de acción directa por la **IARC (1989)**. El bajo nivel de los coeficientes entre estas variables sugiere la moderada contribución de estos grupos de compuestos a la mutagenicidad total de los extractos orgánicos de las aeropartículas.

➤ Los resultados de las combinaciones de fracciones en proporciones diferentes (según la relación de la masa de las fracciones), permiten inferir que en las mezclas FO3 + FO1 y FO3 + FO4 de enero además de la posible presencia de compuestos que pudieron intervenir en el descenso de la expresión de los mutágenos presentes, la dilución de estos últimos puede explicar en parte también las bajas de las actividades mutagénicas observadas respecto de la FO3, dado que estas combinaciones fueron las de mayores diferencias en proporciones. Esto es apoyado por el hecho de que en la combinación FO3 + FO2 (1:1.2) el descenso no alcanzó los niveles tan bajos de las otras, posiblemente por la casi equidad de las proporciones. Con las fracciones de mayo y YG1021 se probaron las mismas combinaciones en proporciones iguales y pese a que fue menor la actividad mutagénica respecto del efecto en la FO3, las respuestas entre ellas fueron similares.

➤ En las fracciones se establecieron correlaciones significativas entre algunos de los HAP de PM_{>252} g/mol y los nitro-HAP con las correspondientes actividades mutagénicas indirecta y directa, los cuales resultaron ser los de concentración mayor y más constantes a lo largo del año y que han sido reportados como de los más abundantes en las aeropartículas más pequeñas (al igual que los nitro-HAP), lo que implica que tienen un grado mayor de penetración en el tracto respiratorio llegando incluso a nivel de alvéolos. Esta situación posibilita la incorporación de algunos de sus componentes (orgánicos e inorgánicos) al torrente sanguíneo, hecho preocupante sobretodo si los compuestos mutagénicos llegan a acumularse o entrar en contacto en las células germinales o en

órganos blanco vitales, incrementando los riesgos en el deterioro de la salud de la población humana por la exposición a estos contaminantes del aire.

9. SUGERENCIAS

- Por ser la Prueba de Ames y sus resultados el primer paso en la determinación de compuestos cancerígenos, recomendamos el uso de pruebas capaces de detectar daño al ADN en células de mamífero tales como eventos mutagénicos y alteraciones estructurales a nivel cromosómico y numérico para evaluar con mayor rigor el efecto de mezclas complejas ambientales, principalmente de aquellas provenientes de aeropartículas de zonas urbanas a las que todos sus habitantes estamos expuestos de manera permanente.

- Asimismo, para tener una mejor idea del comportamiento de la actividad mutagénica en la ZMVM por la presencia de compuestos mutagénicos con potencial cancerígeno asociados a las aeropartículas, se ha propuesto llevar a cabo un estudio que contemple un mayor número de sitios de muestreo (norte, sur, centro, oriente y poniente) haciendo sus resultados más representativos en cuanto a la determinación del efecto negativo en la salud de la población de esta zona.

- Se recomienda evaluar las concentraciones de los HAP y nitro-HAP y la mutagenicidad no sólo de aeropartículas sino también de la fase gaseosa, lo cual favorecerá a estimaciones más precisas al definir los riesgos en la salud.

9. REFERENCIAS

Adonis M. y Gil L. (1993). Mutagenicity of organic extracts from Santiago (Chile) airborne particulate matter. *Mutat. Res.* 229, 51-61.

Allen G., Sioutas C. y Koutrakis P. (1997). Evaluation of the TEOM method for measurement of ambient particulate mass in urban areas. *J. Air. Waste Manag. Assoc.* 47, 682-689.

Alsberg T., Stenberg U., Westerholm R. y Strandell M. (1985). Chemical and biological characterization of organic material from gasoline exhaust particles. *Environ. Sci. Technol.* 19, 43-50.

Alves C., Pio C. y Duarte A. (2001). Composition of the extractable organic matter of air particles from rural and urban Portuguese areas. *Atmos. Environ.* 35, 5485-5496.

Amador-Muñoz O. (1996). Determinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos en la fracción orgánica asociada a las aeropartículas de la Ciudad de México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Tlaxcala, Tlaxcala, México.

Amador-Muñoz O. (2003). Estudio de los hidrocarburos aromáticos policíclicos adsorbidos a las aeropartículas $\leq 10 \mu\text{m}$ del suroeste de la Ciudad de México. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Ames B.N., Lee F.D. y Durston W.E. (1973). An improved bacterial test system for the detection and classification of mutagens and carcinogens. *Proc. Natl. Acad. Sci. (USA)* 70, 782-786.

Ames B.N., McCann J. y Yamasaki E. (1975). Methods for detecting carcinogens and mutagens with the Salmonella/mammalian-microsome mutagenicity test. *Mutat. Res.* 31, 347-364.

Anderson H.R., Ponce de Leon A., Bland J.M., Bower J.S. y Strachan D.P. (1996). Air pollution and daily mortality in London: 1987-1992. *Brit. Med. J.* 1. 312, 665-669.

Andrade F., Orsini C. y Maenhaut W. (1994). Relation between aerosol source and meteorological parameters for inhalable atmospheric particles in Sao Paulo City, Brazil. *Atmos. Environ.* 14, 2307-2315.

Arey J., Zielinska B., Atkinson R., Winer A. M., Ramdahl T. y Pitts Jr. J.N. (1986). The formation of nitro-PAH from the gas-phase reactions of fluoranthene and pyrene with the OH radical in the presence of NO_x . *Atmos. Environ.* 20, 2339-2345.

Arey J., Zielinska B., Atkinson R. y Winer A. M. (1987). Polycyclic aromatic hydrocarbons and nitroarene concentrations in ambient air during a wintertime high-NO_x episode in the Los Angeles Basin. *Atmos. Environ.* *21*, 1437-1444.

Arey J., Harger W.P., Helming D. y Atkinson R. (1992). Bioassay-directed fractionation of mutagenic PAH atmospheric photooxidation products and ambient particulate extracts. *Mutat. Res.* *281*, 67-76.

Atkinson R., Aschmann S.M., Arey J., Zielinska B. y Schuetzle D. (1989). Gas-phase atmospheric chemistry of 1- and 2-nitronaphthalene and 1,4-naphthoquinone. *Atmos. Environ.* *23*, 2679-2690.

Baek S.O., Field A., Goldstone M.E., Kirk P.W. y Lester J.N. (1991). A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, fate and behaviour. *Water, Air Soil Pollut.* *60*, 279-300.

Báez A.P. (1989). Medición de la concentración del CO₂ atmosférico como un posible índice de contaminación atmosférica en la Ciudad de México. En: *Ecología Urbana*. SEDUE, México, pp. 19-20.

Bamford H.A. y Baker J.E. (2003). Nitro-polycyclic hydrocarbon concentrations and sources in urban and suburban atmospheres of the Mid-Atlantic region. *Atmos. Environ.* *37*, 2077-2091.

Barale R., Zucconi D., Giorgelli F., Carducci A. L., Tonelli M. y Loprieno N. (1989). Mutagenicity of airborne particles from a nonindustrial town in Italy. *Environ. Mol. Mutagen.* *13*, 227-233.

Batschelet E. (1981). *Circular statistic in biology*. Academic Press. Londres. 158 p.

Berico M., Luciani A. y Formignani M. (1997). Atmospheric aerosol in urban area-measurements of TSP and PM₁₀ standards and pulmonary deposition assessments. *Atmos. Environ.* *21*, 3659-3665.

Bi X., Sheng G., Peng P., Zhang Z. y Fu J. (2002). Extractable organic matter in PM₁₀ from Liwan district of Guangzhou City, PR China. *Sci. Tot. Environ.* *300*, 213-228.

Binková B., Černá M., Pastorková A., Jelínek R., Benés I., Novák J. y Srám R. (2003). Biological activities of organic compounds adsorbed onto ambient air particles: comparison between the cities of Teplice and Prague during the summer and winter seasons 2000-2001. *Mutat. Res.* *525*, 43-59.

- Bogo H., Otero M., Castro P., Ozafrán M.J., Kreiner A., Calvo E.J. y Negri R.M. (2003). Study of atmospheric particulate matter in Buenos Aires city. *Atmos Environ.* 37, 1135-1147.
- Björseth A. y Ramdahl T. (1985). Source and emisión of PHA. En: *Handbook of polycyclic aromatic hydrocarbons* (A. Björseth y T. Ramdahl, Eds.). Dekker, Nueva York, Vol. 2, pp. 1-20.
- Bravo A.H., Sosa E.R., Sánchez A.P., Jaimes P.M. y Saavedra R.M.I. (2002). Impact of wildfires on the air quality of Mexico City, 1992-1999. *Environ. Pollut.* 117, 243-253.
- Bravo J. L., Amador M. O., Villalobos-Pietrini R. y Mhulia A. (2005). Influence of some meteorological parameters and forest fires in PM10 concentrations in a Southwest zone of Mexico Valley. En prensa.
- Brook J., Dann T. y Burnett R. (1997). The relation among TSP, PM10, PM2.5 and inorganic constituents of atmospheric particulate matter at multiple Canadian locations. *J. Air Waste. Manag.* 47, 2-19.
- Brunekreef B., Hoek G., Fisher P. y Spieksman F.T. (2000). Relation between airborne pollen concentrations and daily cardiovascular and respiratory-disease mortality. *Lancet.* 355, 1517-1518.
- Brusick D. (1988). Evolution of testing for genetic toxicity. *Mutat. Res.* 205, 69-78.
- Bu-Abbas A., Ioannides C. y Walker R. (1994). Evaluation of antimutagenic potential of anthracene: in vitro and in vivo studies. *Mutat. Res.* 309, 1101-1107.
- Calderón-Garcidueñas L., Rodríguez A.A., Villarreal C.A., Lyght O., Janszen D. y Morgan T. K. (1998). Nasal epithelium as a sentinel for airborne environmental pollution. *Toxicol Sci.* 46, 352-364.
- Calderón-Segura M. E., Gómez A. S., Villalobos P. R., Butterworth F. M. y Amador M. O. (2004). The effects of seasonal weather on the genotoxicity, cytokinetic properties, cytotoxicity and organochemical content of extracts of airborne particulates in Mexico City. *Mutat. Res.* 558, 7-17.
- Campbell M.J. y Tobias A. (2000). Causality and temporality in the study of short-term health effects of air pollution on health. *Int. J. Epidemiol.* 29, 271-273.
- Cao J.J., Lee S.C., Ho K.F., Zhang X.Y., Zuo S.C., Fung K., Chow J.C. y Watson J.G. (2003). Characteristics of carbonaceous aerosols in Pearl River Delta Region, China during 2001 winter period. *Atmos. Environ.* 37, 1451-1460.

Caricchia A.M., Chiavirni S. y Pezza M. (1999). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmospheric particulate matter in the city of Naples (Italy). *Atmos. Environ.* *33*, 3731-3738.

Casellas M., Fernández P., Bayona J.M. y Solanas A.M. (1995). Bioassay-directed chemical analysis of genotoxic components in urban airborne particulate matter from Barcelona (Spain). *Chemosphere* *30*, 725-740.

Castanho D. A. A. y Artaxo P. (2001). Wintertime and summertime Sao Paulo aerosol source apportionment study. *Atmos. Environ.* *35*, 4889–4902.

Černá M., Pastorková A., Vrbíková V., Šmíd J. y Rössner P. (1999). Mutagenicity monitoring of airborne particulate matter (PM10) in the Czech Republic. *Mutat. Res.* *444*, 373-386.

Černá M., Pochmanová D., Pastorková A., Beneš I., Leníček J., Topinka J. y Binková B. (2000). Genotoxicity of urban air in the Czech Republic Part I. Bacterial mutagenic potencies of organic compounds adsorbed on PM10 particulates. *Mutat. Res.* *469*, 71-82.

Chaloulakou A., Kassomenos P., Spyrellis N., Demokritou P. y Koutrakis P. (2003). Measurements of PM₁₀ and PM_{2.5} particle concentrations in Athens, Greece. *Atmos. Environ.* *37*, 649-660.

Cherng S. H., Lin T. S. y Lee H. (1996). Modulatory effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on the mutagenicity of 1-nitropyrene: a structure-activity relationship study. *Mutat. Res.* *367*, 177-185.

Chow J. C. (1995). Measurement methods to determine compliance with ambient air quality standards for suspended particles. *J. Air. Waste Manag. Assoc.* *45*, 320-382.

Chuang J. C., Mack G. A., Kuhlman M. R. y Wilson N. K. (1995). Polycyclic aromatic hydrocarbons and their derivatives in indoor and outdoor air in eight-home study. *Atmos. Environ.* *25B*, 369-380.

Ciccioli P., Cecinato A., Brancaleoni E., Frattoni M. y Zacchei P. (1996). Formation and transport of 2-nitrofluorantene and 2-nitropyrene of photochemical origin in the troposphere. *J. Geoph. Res.* *101*, 19567-19581.

Cifuentes L., Borja-Aburto V. H., Gouveia N., Thurston G. y Davis D. L. (2001). Assessing the health benefits of urban air pollution reductions associated with climate change mitigation (2000-2020): Santiago, Sao Paulo, México City and New York City. *Environ. Health Perspect.* *109*, 419-425.

Cincinelli A., Mandorlo S., Dickhut R.M. y Lepri L. (2003). Particulate organic compounds in the atmosphere surrounding an industrialised area of Prato (Italy). *Atmos. Environ.* 37, 3125-3133.

Clapp L. J. y Jenkin M. E. (2001). Análisis of the relationship between ambient levels of O₃, NO₂ and NO as a function of NO_x in the UK. *Atmos. Environ.* 35, 6391-6405.

Claxton D.L., Allen J., Auletta A., Mortemans K., Nestmann E. y Zieger E. (1987). Guide for the *Salmonella typhimurium*/mammalian microsome test for bacterial mutagenicity. *Mutat. Res.* 189, 83-91.

Claxton L.D., Creason J., Leroux B., Agurell E., Bagley S., Bryant D.W., Courtois Y.A., Douglas G., Clare C.B., Goto S., Quillardet P., Jagannath D.R., Kataoka K., Mohn G., Nielsen P.A., Ong T., Pederson T. C., Shimizu, Nylund L., Tokiwa H., Vink G.J., Wang Y. y Warshawsky D. (1992) Results of the IPCS collaborative study on complex mixtures. *Mutat. Res.* 276, 23-32.

Claxton L.D., Matthews P. Peggy y Warren H. S. (2004). The genotoxicity of ambient outdoor air, a review: *Salmonella* mutagenicity. *Mutat. Res.* 567, 347-399.

Cohen A. J., Pope C. A. y Speizer F. E. (1997). Ambient air pollution as a risk factor for lung cancer. *Salud Pública de México.* 4, 1-10.

Daisey J. M. (1990). Organic compounds in urban aerosols. *Ann. N.Y. Acda. Sci.* 338, 50-69.

Deacon A. R., Derwent R.G., Harrison R.M., Middleton D.R. y Moorcott S. (1997). Analysis and interpretation of measurements of suspended particulate matter at urban background sites in the United Kingdom. *Sci. Tot. Environ.* 203, 17-36.

Dejmek J., Selevan S.G., Benes I., Solansky I. y Sram R.J. (1999). Fetal growth and parental exposure to particulate matter during gestation. *Environ. Health Perspect.* 107: 475-480.

Dejmek J., Solansky I., Benes I., Lenicek J. y Sram R.J. (2000). The impact of polycyclic aromatic hydrocarbons and fine particles on pregnancy outcome. *Environ. Health Perspect.* 108, 1159-1564.

DeMarini D.M., Shelton M.L. y Bell D.A. (1996). Mutation spectra of chemical fractions of a complex mixtures: role of nitroarenes in the mutagenic specificity of municipal waste incinerator emissions. *Mutat. Res.* 349, 1-20.

De Martinis S.B., Kado Y. N., de Carvalho R. F. L., Okamoto R. A. y Grundel A. L. (1999). Genotoxicity of fractionated organic material in airborne particles from Sao Paulo, Brazil. *Mutat. Res.* 446, 83-94.

Diario Oficial de la Federación (1993). Norma Oficial Mexicana 0025-SSA1-1993.

Didyk B.M., Simoneit B.R.T., Pezoa L.A., Riveros M.L. y Flores A.A. (2000). Urban aerosols particles of Santiago, Chile: organic content and molecular characterization. *Atmos. Environ.* 34, 1167-1179.

Dimashki M., Harrard S. y Harrison M. (2000). Measurements of nitro-PAH in the atmospheres of two cities. *Atmos. Environ.* 34, 2459-2469.

Dockery D.W., Pope III C.A., Xu X., Spengler D.J., Ware J.W., Fay M.E., B.G. Ferris Jr. y Speizer F.A. (1993). An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N. Engl. J. Med.* 329, 1753-1759.

Donnelly K. C., Claxton L., Huebner H. J. y Capizzi J. L. (1998). Mutagenic interactions of model chemical mixtures. *Chemosphere.* 37, 1253-1261.

Ducatti A. y Ferrão V. M. (2003). Mutagenic activity of airborne particulate matter as an indicative measure of atmospheric pollution. *Mutat. Res.* 540, 67-77.

Du Four V.A., Van Larebeke N. y Janssen C.R. (2004). Genotoxic and mutagenic activity of environmental air samples in Flanders, Belgium. *Mutat. Res.* 558, 155-167.

Ehrlichmann H., Dott W. y Eisentraeger A. (2000). Assessment of the water-extractable genotoxic potential of soil samples from contaminated sites. *Ecotoxicol. Environ.* 46, 73-80.

Einisto P., Watanabe M., Ishidate M. y Nohmi T. (1991). Mutagenicity of 30 chemicals in *Salmonella typhimurium* strains possessing different nitroreductase or O-acetyltransferase activities. *Mutat. Res.* 259, 95-102.

Elsom D. 1987. *Atmospheric pollution: causes, effects and control policies*. Blackwell, Nueva York.

EPA (U. S. Environmental Protection Agency) (1994a). Federal Register. 59 FR 15504

EPA (U. S. Environmental Protection Agency) (1994b). Federal Register. 59 FR 9808

EPA (U. S. Environmental Protection Agency) (1994c). Federal Register. 59 FR 1788

EPA (U. S. Environmental Protection Agency) (1999). Compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air. Second edition. Compendium Method TO-13A, Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Ambient Air Using Gas Chromatography / Mass Spectrometry (CG / ES). Center for Environmental Research. Information Office of Research and Development. U. S. EPA. Cincinnati, OH 45286.

EPQS (1995). Particles. Department of the Environment Expert Panel on Air Quality Standards. HMSO. Londres.

Eskinja I. y Soljic Z. (1996). Sources and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air of urban and rural Croatian sites. *Int. J. Anal. Chem.* 63, 251-268.

Feilberg A., Kamens R.M., Strommen M.R. y Nielsen T (1999). Modeling the formation, decay and partitioning of semivolatile nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons (nitronaphthalenes) in the atmosphere. *Atmos. Environ.* 33, 1231-1243.

Feilberg A., Poulsen M.W.B., Nielsen T. y Skov H. (2001). Occurrence and sources of particulate nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air in Denmark. *Atmos. Environ.* 35, 353-366.

Feilberg A., Nielsen T., Binderup M.L., Skov H. y Poulsen M.W.B. (2002). Observations of the effect of atmospheric processes on the genotoxic potency of airborne particulate matter. *Atmos. Environ.* 36, 4617-4625.

Fernández B.A.A. y Ashmore M.R. (1995). Exposure of commuters to carbon monoxide in México City-I. Measurements of in-vehicle concentrations. *Atmos. Environ.* 29, 525-532.

Finlayson-Pitts B.J. y Pitts Jr. J.N. (2000). Chemistry of the upper and lower atmosphere. Academic Press, San Diego, CA.

Galindo I. (1989). Transformaciones energéticas en la atmósfera urbana originadas por la contaminación atmosférica. En: *Ecología Urbana*. SEDUE, México. pp. 7-19.

Goldberg S. M., Burnett T.R., Bailar C.J., Brook J., Bonvalot Y., Tamblyn R., Singh R., Valois M.F. y Vincent R. (2001). The association between daily mortality and ambient air particle pollution in Montreal, Quebec. *Environ. Res. Sec.* 86, 26-36.

González F.J. (1990). Molecular genetics of the P450 superfamily. *Pharmacol. Ther.* 45, 1-38.

Gouveia N. y Fletcher T. (2000). Air pollution and daily mortality in Sao Paulo, Brazil; effects by cause, age and socioeconomic status. *J. Epidemiol. Commun Health.* 54, 750-755.

Grimmer G. (1983). *Environmental carcinogens: Polycyclic aromatic hydrocarbons: Chemistry, occurrence, biochemistry and carcinogenicity*. Grimmer, Boca raton, Florida.

Guo Z. G., Sheng L.H., Feng L.J. y Ming F. (2003). Seasonal variation of solvent extractable organic compounds in the aerosols in Qingdao, China. *Atmos. Environ.* 37, 1825-1834.

Harris W.R. y Chess E.K. (1984). Contribution of nitropyrene to the mutagenic activity of coal fly ash. *Environ. Mutagen.* 6, 131-144.

Harrison R.M., Deacon A.R., Jones M.R. y Appleby R.S. (1997). Sources and processes affecting concentrations of PM₁₀ and PM_{2.5} particulate matter in Birmingham (U.K.). *Atmos. Environ.* 37, 4103-4117.

Harrison R.M. (2004). Kel pollutants-airborne particles. En prensa. www.sciencedirect.com

Haugen D. A. y Peak M. J. (1983). Mixtures of polycyclic aromatics compounds inhibit mutagenesis in the Salmonella / microsome assay by inhibition of metabolic activation. *Mutat. Res.* 116, 257-269.

Hayatsu H., Arimoto S. y Negishi T. (1981). Inhibitory effects of the extracts of human feces on activities of mutagen: inhibition by oleic and olinoleic acids. *Mutat. Res.* 81, 287-293.

Hileman B. (1981). Particulate matter: the inhalable variety. *Environ. Sci. Technol.* 15, 983-986.

Hinds W. (1982). *Aerosols Technology. Properties, behavior and measurements of airborne particles*. Wiley-Interscience, Nueva York, 424 p.

Hughes J. T., Lewtas J. y Claxton D. L. (1997). Development of standard reference material for diesel mutagenicity in the Salmonella plate incorporation assay. *Mutat. Res.* 391, 243-258.

IARC (International Agency for Research on Cancer) 1987. Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemical to humans: an updating of IARC monographs. World Health Organization, Lyon, Francia. Vol. 1 a 42, supplement 7, 252-254.

IARC (International Agency for Research on Cancer) 1989. Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemical to humans: an updating of IARC monographs. World Health Organization, Lyon, Francia. Vol. 46.

Informes Anuales de la Calidad del Aire en el Valle de México (1996, 1998 y 1999). Secretaría del Medio Ambiente. Distrito Federal, México.

Informe Climatológico Ambiental de la Cuenca del Valle de México (2002). Secretaría del Medio Ambiente. Distrito Federal, México.

Isakson J. P., Persson T. A. y Lindgren E.S. (2003). Identification and assessment of ship emissions and their effects in the harbour of Göteborg, Sweden. *Atmos. Environ.* *35*, 3659-3666.

Iwado H., Naito M. y Hayatsu H. (1991). Mutagenicity and antimutagenicity of air-particulates. *Mutat. Res.* *246*, 93-102.

Iwado H., Koyano M., Goto S., Kira S. y Hayatsu H. (1994). Ubiquitous presence of mutagenic and antimutagenic components in air-borne particulates of two Japanese cities. *Mutat. Res.* *322*, 329-339.

Jarvis S. A., Honeycutt E. M., McFarland V., Bulich A.A. y Bounds C.H. (1996). A comparison of the Ames assay and mutatox in assessing the mutagenic potential of contaminated dredged sediment. *Ecotoxicol. Environ.* *33*, 193-200.

Jinhui X. y Lee S.C.F. (2000). Quantification of nitrated polynuclear aromatic hydrocarbons in atmospheric particulate matter. *Anal. Chem. Acta.* *416*, 111-115.

Jorquera H., Palma W. y Tapia J. (2000). An intervention analysis of air quality data at Santiago, Chile. *Atmos. Environ.* *34*, 4073-4084.

Kado N.Y., Langley D. y Eisenstadt A. (1983). A simple modification of the Salmonella liquid-incubation assay: increased sensitivity for detecting mutagens in human urine. *Mutat. Res.* *121*, 23-25.

Kamens R.M., Guo J., Guo Z. y McDow S.R. (1990). Polynuclear aromatic hydrocarbon degradation by heterogeneous reactions with N₂O₅ on atmospheric particles. *Atmos. Environ.* *24*, 1161-1173.

Kawanaka Y., Matsumoto E., Sakamoto K., Wang N. y Yun S. J. (2004). Size distribution of mutagenic compounds and mutagenicity in atmospheric particulate matter collected with a low-pressure cascade impactor. *Atmos Environ.* *38*, 2125-2132.

Kingham S., Briggs D., Elliot P., Fischer P. y Lebret E. (2000). Spatial variation in the concentrations of traffic-related pollutants in indoor and outdoor air in Heddersfield, England. *Atmos. Environ.* *34*, 905-916.

Kiss G., Varga-Puchony Z., Rohrbacher G. y Hlavay J. (1998). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons on atmospheric aerosol particles of different sizes. *Atmos. Res.* *46*, 253-261.

- Kretzschmar J.G. (1994). Particulate matter levels and trends in México City, Sao Paulo, Buenos Aires and Rio de Janeiro. *Atmos. Environ.* 19, 3181-3191.
- Krewski D., Leroux B. G., Creason J. y Claxton L. (1992). Sources of variation in the mutagenic potency of complex chemical mixtures based on the Salmonella / microsome assay. *Mutat. Res.* 276, 33-59.
- Kuo C.Y., Cheng Y.W., Chen C.Y. y Lee H. (1998). Correlation between the amounts of polycyclic aromatic hydrocarbons and mutagenicity of airborne particulate samples from Taichung City, Taiwan. *Environ. Res.* 78, 43-49.
- Langer P.J., Shanabruch W.G. y Walker G.C. (1981). Functional organization of plasmid pKM101. *J. Bacteriol.* 145, 1310-1316.
- La Rocca C., Conti L., Crebelli R., Crochi B., Iacovella N., Rodriguez F., Baldassari T. L. y Domenico A. (1996). PAH content and mutagenicity of marine sediments from the Venice Lagoon. *Ecotoxicol Environ.* 33, 326-245.
- Lee H., Su S. Y., Liu K. S. y Chou M. C. (1994). Correlation between meteorological conditions and mutagenicity of airborne particulate samples in tropical monsoon climate area from Kaohsiung City. *Environ. Mol. Mutagen.* 23, 200-207.
- Legzdins A.E., McCarry B.E. y Marvin C.H. (1995). Methodology for bioassay-directed fractionation studies of air particulate material and other complex environmental matrices. *Atmos. J. Anal. Chem.* 60, 79-94.
- Lewis A.C., Robinson R.E., Bartle K.D. y Pilling M.J. (1995). On-line coupled LC-CG-ITD/MS for the identification of alkylated, oxygenated and nitrated polycyclic aromatic compounds in urban air particulate extracts. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1977-1981.
- Li C. K. y Kamens R. M. (1993). The use of polycyclic aromatic hydrocarbons as source signatures in receptor modeling. *Atmos. Environ.* 27A, 523-532.
- Lioy P. J., Waldman J.M., Buckley T., Butler J. y Pietarinen C. (1990). The personal, indoor and outdoor concentrations of PM-10 measured in an industrial community during the winter. *Atmos. Environ.* 24B, 57-66.
- Magaña R. V. O. (1999). Los impactos de El Niño en México (V. Magaña, Ed.). Dirección General de Protección Civil. Secretaría de Gobernación, pp. 6-11.

Manoli E., Kouras A. y Samara C. (2004). Profile análisis of ambient and source emitted particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons from three sites in northern Greece. *Chemosphere*. 56, 867-878.

Maron D. M. y Ames B.N. (1983). Revised methods for the *Salmonella* mutagenicity test. *Mutat. Res.* 113, 173-215.

Marcazzan G.M., Vaccaro S., Valli G. y Vecchi R. (2001). Characterisation of PM10 and PM2.5 particulate matter in the ambient air of Milan (Italy). *Atmos. Environ.* 35, 4639-4650.

Matsumoto Y., Sakai S., Kato T., Nakajima T. y Satoh H. (1998). Long-term trends of particulate mutagenic activity in the atmosphere of Sapporo. 1. Determination of mutagenic activity by the conventional tester strains TA98 and TA100 during an 18-years period (1974-1992). *Environ. Sci. Technol.* 32, 2665-2671.

McCann J., Springarns N.E., Kabori J. y Ames B.N. (1975). Detection of carcinogens as mutagens: bacterial tester strains with R factor plasmid. *Proc. Natl. Acad. Sci. (USA)* 72, 979-983.

McCann J. y Ames B.N. (1976). Detection of carcinogens as mutagens in the *Salmonella*/microsome test: assay of 300 chemicals: discussion. *Proc. Natl. Acad. Sci. (USA)* 73, 950-954.

McClellan O.R. (2002). Setting ambient air quality standards for particulate matter. *Toxicol.* 181, 329-347.

McDonnell W.F., Nishino-Ishikawa N., Petersen F.F., Chen L.H. y Abbey D.E. (2000). Relationships of mortality with the fine and coarse fractions of long term ambient PM10 concentrations in nonsmokers. *J. E. A. Environ. Epidemiol.* 10, 427-436.

McKendry I. G. (2000). PM10 levels in the lower Fraser Valley, British Columbia, Canada: An overview of spatiotemporal variations and meteorological controls. *J. Air. Waste. Manage. Assoc.* 50, 443-452.

McMurry P. H. (2000). A review of atmospheric aerosols measurements. *Atmos. Environ.* 34, 1959-1999.

Menichini E., Berolaccini M.A., Taggi F., Falleni F. y Monfredini F. (1999). A 3-year study of relationships among atmospheric concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons, carbon monoxide and nitrogen oxides at an urban site. *Sci. Tot. Environ.* 241, 27-37.

- Mermelstein R., Kiriakides D. K., Butler M., Mc Coy E. C. y Rosenkranz H. S. (1981). The extraordinary mutagenicity of nitropyrenes in bacteria. *Mutat. Res.* 89, 187-196.
- Mersch-Sundermann V., Mochayed S. y Kevekordes S. (1992). Genotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Escherichia coli* PQ3. *Mutat. Res.* 278, 1-9.
- Möller M. y Löfroth G. (1982). *Mutagens in our environment*. Alan R. Liss, Nueva York, pp. 221-234.
- Mönkkönen P., Uma R., Srinivasan D., Koponen I. K., Lehtinen K. E. J., Hämeri K., Zures R., Sharma V. P. y Kulmala M. (2004). Relationship and variations of aerosol number and PM10 mass concentrations in highly polluted urban environment-New Delhi, India. *Atmos. Environ.* 38, 425-433.
- Monn C., Kirkpatrick P.A., Künzli N., Defila C., Peeters A., Liebrich U.A. y Leuenberger P. (1999). Short communication. Air pollution, climate and pollen comparisons in urban, rural and alpine regions in Switzerland (SPALDIA study). *Atmos. Environ.* 33, 2411-2416.
- Morawska L., Thomas S., Bofinger N., Wainwright y Neale D. (1998). Comprehensive characterization of aerosols in a subtropical urban atmosphere: particle size distribution and correlation with gaseous pollutants. *Atmos. Environ.* 32, 2467-2478.
- Motelay-Maessee A., Ollivon D., Garban B. y Chevreuril M. (2003). Polycyclic aromatic hydrocarbons on bulk deposition at a suburban site: assessment by principal component analysis of the influence of meteorological parameters. *Atmos. Environ.* 37, 3135-3146.
- Namdeo A.K., Colls J.J. y Baker C.J. (1999). Dispersion and re-suspension of fine and coarse particulates in an urban street canyon. *Sci. Tot. Environ.* 235, 3-13.
- Nardini B. y Clonfero E. (1992). Mutagens in urban air particulate. *Mutagenesis* 7, 421-425.
- NIST (National Institute of Standard and Technology) (1998). Certificate of analysis. Standard Reference Material 1649a, Urban dust. Certificated issued date: 19 November 1998. Gaithersburg, MD 20899.
- Nunes T.V. y Pio C.A. (1993). Carbonaceous aerosols in industrial and coastal atmospheres. *Atmos. Environ.* 27, 1339-1346.
- Odum E. P. (1983). *Basic Ecology*. College Publishing, Saunders, Philadelphia.
- Ohgaki H., Matsukura N., Morino K., Kawachi T., Sugimura T., Morita K., Tokiwa H. y Hirota T. (1982). Carcinogenicity in rats of the mutagenic compounds 1-nitropyrene and 3-nitrofluoranthene. *Cancer Letters* 15, 1-7.

Okey A.B. (1990). Enzyme induction in the cytochrome P450 system. *Pharmacol. Ther.* 45, 241-298.

Pandis S. N., Harley R. A., Cass G. R. y Seinfeld J. H. (1992). Secondary organic aerosol formation and transport. *Atmos. Environ.* 26A, 2269-2282.

Pandis S. N., Wexler A. S. y Seinfeld J. H. (1993). Secondary organic aerosol formation and transport. II Predicting the ambient secondary organic aerosol size distribution. *Atmos. Environ.* 27, 2403-2416.

Panther B.C., Hooper M.A. y Tapper N-J. (1999). A comparison of air particulate matter and associated polycyclic aromatic hydrocarbons in some tropical and temperate urban environments. *Atmos. Environ.* 33, 4087-4099.

Paputa-Peck M.C., Marano R.S., Schuetzle D., Riley T.L., Hampton C.V., Prater T.J., Skewes L.M., Jensen T. E., Ruehle P.H., Bosch L.C. y Duncan W.P. (1983). Determination of the nitrated polynuclear aromatic hydrocarbons in particulate extracts by capillary column gas chromatography with nitrogen selective detection. *Anal. Chem.* 55, 1946-1954.

Park S.S., Kim Y.J. y Kang Ch.H. (2002). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Seoul, Korea. *Atmos. Environ.* 36, 2917-2924.

Parrish D.D., Holloway J. S., Trainer M., Murphy P.C., Forbes G. L. y Fehsenfeld F.C. (1993). Export of north American ozone pollution to the north Atlantic Ocean. *Science.* 259, 1436-1439.

Pekkanen J., Timonen K. L., Ruuskanen J., Reponen A. y Mirmes A. (1997). Effects of ultrafine and fine particles in urban air on peak respiratory flow among children with asthmatic symptoms. *Environ. Res.* 74, 24-33.

Pérez P. y Reyes J. (2002). Prediction of maximum of 24-h average of PM10 concentrations 30 h in advance in Santiago, Chile. *Atmos. Environ.* 36, 4555-4561.

Pistikopoulos P., Masclet P. y Mouvier G. (1990). A receptor model adapted to reactive species: polycyclic aromatic hydrocarbons; evaluation of sources contribution in an open urban site-I. Particle compounds. *Atmos. Environ.* 24A, 1189-1197.

Pitts Jr. J.N. (1987). Nitration of gaseous polycyclic aromatic hydrocarbons in simulated and ambient urban atmospheres: a source of mutagenic nitroarenes. *Atmos. Environ.* 21, 2531-2547.

Pope III A., Thun M. J., Namboodiri M.M., Dockery D. W., Evans S., Speizer F. E. y Heath C. W. (1995a). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Respir. Crit. Care. Med.* *151*, 669-674.

Pope III A., Dockery D. y Schwartz J. (1995b). Review of epidemiological evidence of health effects of particulate air pollution. *Inhal. Toxicol.* *7*, 1-18.

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

Ramdahl T. (1983). Retene-a molecular marker of wood combustion in ambient air. *Nature.* *306*, 580-582.

Reynolds J.L. y Richards J. R. (2001). Can toxicogenomics provide information on the bioreactivity of diesel exhaust particles? *Toxicology.* *165*, 145-152.

Rehwagen M., Müller A., Massolo L., Herbarth O. y Ronco A. (2005). Polycyclic aromatic hydrocarbons associated with particles in ambient air from urban and industrial areas. *Sci. Total Environ.* En prensa.

Romero R., Sierna 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. *Atmos. Environ.* *36*, 2375-2381.

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

Salazar S., Lemoyne L. y Rosas I. (1992). Preliminary results of size distribution airborne particles in Mexico City. *Water, Air Soil Pollut.* *64*, 649-658.

Saldiva P. H. N., Lichtenfels A. J. F.C., Paiva P. S. O., Barone I. A., Martins M. A., Massad E., Pereira J. C. R., Xavier V. P., Singer J. M. y Bohm G. M. (1994). Association between air pollution and mortality due to respiratory diseases in children in Sao Paulo, Brazil: a preliminary report. *Environ. Res.* *65*, 218-225.

Sato M. I. Z., Umbuzeiro V. G., Coimbrao C. A., Coelho M. C. L. S., Sanchez S. P., Darwin A. C. y Therezinha M. M. (1995). Mutagenicity of airborne particulate organic material from urban and industrial areas of Sao Paulo, Brazil. *Mutat. Res.* *335*, 317-330.

Schnelle-Kreis J., Gebefugi I., Wizi G., Jaensch T. y Kettruo A. (2001). Occurrence of particle-associated polycyclic aromatic compounds in ambient air of the city of Munich. *Atmos. Environ.* *35*, S71-S81.

Sera N., Kai M., Horikawa K., Fukuhara K., Miyata N. y Tokiwa H. (1991). Detection of 3,6-dinitrobenzo(a)pirene in airborne particulates. *Mutat. Res.* 263, 27-32.

Sharma M., Kiran Y. N. V. M. y Shandilya K. K. (2003). Investigations into formation of atmospheric sulfate under high PM10 concentration. *Atmos. Environ.* 37, 2005-2013.

Sikalos T. I., Paloelogos E. K. y Karayannis M. I. (2002). Monitoring of time variation and effect of some meteorological parameters in polynuclear aromatic hydrocarbons in Ioannina, Greece with the aid of HPLC-fluorescence analysis. *Talanta.* 58, 497-510.

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

Smolarek T. A., Moynihan C. y Salmon C. P. (1986). Benz(a)anhracene-induced alterations in the metabolic activation of benzo(a)pyrene by embryo cell cultures. *Cancer Lett.* 30, 243-249.

So K. L. y Wang T. (2003). On the local and regional influence on ground-level ozone concentrations in Hong Kong. *Environ. Pollution.* 123, 307-317.

Steel R.G.D. y Torrie J.H.(1995). Bioestadística. Principios y procedimientos. 2ª Edición. Mc Graw-Hill, México. 622 p.

Stern C.A. (1968). *Air pollution*. Vol 1, 2ª. ed. Academic Press, Nueva York.

Tsai Y. I. y Cheng M. T. (1999). Visibility and aerosols chemical compositions near the coastal area in central Taiwan. *Sci. Total Environ.* 231, 37-51.

Tsai Y. I. y Cheng M. T. (2004). Characterization of chemical species in atmospheric aerosols in a metropolitan basin. *Chemosphere.* 54, 1171-1181.

Turpin B. J., Huntzicker J. J., Larson S. M. y Cass G. R. (1991). Los Angeles summer midday particulate carbon: primary and secondary aerosols. *Environ. Sci. Technol.* 25, 1788-1793.

USEPA. (1982). Reference method for the determination of suspended particulate matter in the atmosphere (high-volume method). *Federal Register* 47, 723-736.

USEPA. (1987). Reference method for the determination of particulate matter as PM10 in the atmosphere. *Federal Register* 52, 24664.

Valerio F., Pala M., Lazzarotto A., Stella A., Ciccarelli F., Balducci D. y Brescianini C. (1996). Air quality standard for benzo(a)pyrene (BaP) in Genoa (1994-1995). *Polycyclic aromatic compounds*. 9, 61-66.

Van der Wal J.T. y Jensen L. H. J. M. (2000). Analysis of spatial and temporal variations of PM10 concentrations in the Netherlands using Kalman filtering. *Atmos. Environ.* 34, 3675-3687.

Van Houdt J. J., Alink G. M. y Boleij J. S. M. (1987). Mutagenicity of airborne particles related to meteorological and air pollution parameters. *Sci. Tot. Environ.* 61, 23-36.

Vasconcellos P. C., Zacarias D., Pires M. A. F., Pool C. S. y Carvalho L. R. F. (2003). Measurements of polycyclic aromatic hydrocarbons in airborne particles from the metropolitan area of Sao Paulo City, Brasil. *Atmos. Environ.* 37, 3009-3018.

Vega E., Reyes E., Sánchez G., Ortiz E., Ruiz M., Chow J., Watson J. y Edgerton S. (2002). Basic statistics of PM2.5 and PM10 in the atmosphere of México City. *Sci. Tot. Environ.* 287, 167-176.

Venkataraman C., Lyons J.M. y Friedlander S. (1994). Size distributions of aromatic hydrocarbons and elemental carbon. 1. Sampling, measurements methods and source characterization. *Environ. Sci. Tech.* 28, 555-562.

Viidanoja J., Sillanpää M., Laakia J., Matti-Kerminen V., Hillamo R., Aarnio P. y Koskentalo T. (2002). Organic and black carbon in PM2.5 and PM10: 1 year of data from an urban site in Helsinki, Finland. *Atmos. Environ.* 36, 3183-3193.

Villaseñor R., López-Villegas M. T., Eidels-Dubovoi S., Quintanar A. y Gallardo J.C. (2003). A mesoscale modeling study of wind blown dust on the Mexico City Basin. *Atmos. Environ.* 37, 2451-2462.

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

Villalobos-Pietrini R., Gómez-Arroyo S., Delgado R.A. y Amador M.O. (1998). Mutagenicidad de las aeropartículas. *Vertientes 1*, 3-14.

Villalobos-Pietrini R., Blanco-Jiménez S. y Gómez-Arroyo S. (1999). Direct- and indirect-acting mutagens of airborne particles from south-western Mexico City. *Toxicol. Environ. Chem.* 70, 103-133.

Wasserkort R., Hartmann A., Widmer R.M. y Burtscher H. (1998). Correlation between on line-PAH detection in airborne particles samples and their bacterial genotoxicity. *Ecotoxicol. Environ.* 40, 126-136.

Watanabe M., Ishide M. y Nhomi T. (1989). A sensitive method for the detection of mutagenic nitroarenes: construction of nitroreductase-overproducing derivatives of *Salmonella typhimurim* strains TA98 and TA100. *Mutat. Res.* 216, 211-220.

Watanabe M., Ishide M. y Nhomi T. (1990). Sensitive method for the detection of mutagenic nitroarenes and aromatic amines: new derivatives of *Salmonella typhimurim* tester strains possessing elevated O-acetyltransferase levels. *Mutat. Res.* 234, 337-348.

Weber R. J., Orsini D., Daun Y., Lee Y.N., Klotz P.J. y Brechtel F. (2001). A particle into liquid collector for rapid measurement of aerosol bulk chemical composition. *Assoc. Sci. Technol.* 35, 718-727.

White P. A., Blaise C. y Rasmussen J. B. (1997). Detection of genotoxic substances in bivalve mollusks from the Saguenay Fjord (Canada), using the SOS chromotest. *Mutat. Res.* 392, 277-300.

Williams G.M. y Weisburger J.H. (1988). Application of a cellular test battery in the decision point approach to carcinogen identification. *Mutat. Res.* 205, 79-90.

Wilson N. K., McCurdy T. R. y Chuang J. C. (1995). Concentrations and phase distributions of nitrated and oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. *Atmos. Environ.* 29, 2575-2584.

Wolman A. (1965). The metabolism of cities. *Scienti. Amer.* 213, 178-190.

Zhao X., Wan Z., Chen G., Zhu H., Jiang S. y Yao J. (2002). Genotoxic activity of extractable organic matter from urban airborne particles in Shanghai, China. *Mutat. Res.* 514, 177-192.

Zwoździak J., Jadczyk P. y Kucharczyk J. (2001). Seasonal variability of the mutagenicity of airborne particles in the town center. *Aerosol Sci.* 32, 409-423.

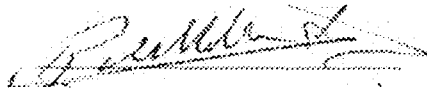
El jurado designado por la
División de Ciencias Biológicas y de la Salud
de la Unidad Iztapalapa aprobó la tesis que presentó

Leonel Hernández Mena

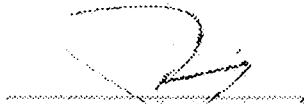
El día 22 de Julio del año de 2005

Comité Tutoral

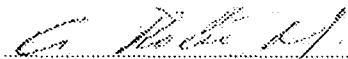
Tutor: Dr. Rafael Villalobos-Pietrini



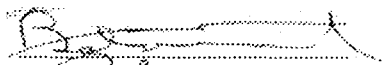
Asesor: Dr. José Ramírez Pulido



Asesor: Dra. Rocío Ortíz Muníz



Sinodal: Dr. José Miguel Betancourt Rule



Sinodal: Dra. Judith Isabel Guzmán Rincón

