



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS QUÍMICAS

CALIDAD DEL AIRE EN UNA REGION CAFETALERA, PACHO VIEJO, VERACRUZ

TESIS
PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA

Q. HARRY ALVAREZ OSPINA



TUTORA: DRA. TELMA GLORIA CASTRO ROMERO
AÑO: 2009



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

A Dios por darme la vida, la salud, el poder de decisión e interés para culminar mis estudios de Maestría.

A la Universidad Nacional Autónoma de México por brindarme la oportunidad de ampliar mi formación académica y su colaboración a través de sus centros de investigación (Centro de Ciencias de Atmosfera) para la realización de este trabajo, así como al posgrado en Ciencias Químicas y a DGAPA por el apoyo económico recibido a través de los proyectos PAPIIT IN119106, IN114108, IN122309.

A mi padre Marcial Alvarez Claros (Q. E. P. D.) por confiar en mí y ayudarme para seguir adelante y alcanzar mi sueño.

A mi madre Ana Leticia Ospina Claros por confiar en mí, darme todo el amor y el apoyo necesario para alcanzar este logro.

A mi madre Gladis Omaira Ortiz Claros por ser el punto de apoyo en mi aprendizaje desde el kinder hasta ser ya un profesional.

A Martha Adriana Leyte Lugo y Maria Priscila Lugo agradezco en especial por su amistad, amor, comprensión, confianza y apoyo tanto en los buenos como en los malos momentos que tuve en el desarrollo de la maestría.

A mis demás familiares que esperaron este momento con gran ilusión.

A la Doctora Telma G. Castro por haber confiado en mí para la realización de esta investigación.

A la Química María del Carmen Torres y al Doctor Hugo Padilla por el análisis químico de los iones inorgánicos por medio de cromatografía de líquidos (HPLC) y a la Doctora Rocío García y Raúl Belmont por el análisis químico por medio de espectrofotometría de absorción atómica.

Al jurado evaluador de este trabajo de grado, por sus sugerencias y su disposición.

A la Química María Isabel Saavedra por su colaboración y sugerencias oportunas, su interés y disposición.

A mis amigos del grupo *Aerosoles Atmosféricos* José García Yee, Manuel Mendoza, Giovanni Carabalí, Liliana Quetzalli, Erika Sánchez, Rubén Mendoza por su amistad sincera y por estar pendiente de mi y del feliz término de mi maestría.

A mis madres Ana Leticia Ospina y Gladis Omaira Ortiz y mi padre Marcial Alvarez por su apoyo incondicional, confianza, motivación y amor que hicieron esto posible.

INDICE

	Página
Lista de Figuras	I
Lista de Tablas	VI
Resumen	VII
Objetivos	IX
Hipótesis	X

1. CAPITULO UNO

1.1 Introducción	1
1.1.1 Clasificación de las partículas en función de su tamaño	5
1.1.2 Composición química de los aerosoles	6
1.1.3 Forma y tamaño de los aerosoles	7
1.1.4 Aerosoles y efectos sobre la salud	9
1.1.5 Propiedades físicas de los aerosoles	10
1.1.6 Contaminación del aire por gases y efectos sobre la salud	14
1.1.6.1 Monóxido de Carbono	14
1.1.6.2 Óxidos de Nitrógeno	16
1.1.6.3 Bióxido de Azufre	17
1.1.6.4 Ozono	17
1.2 Antecedentes	18

2. CAPITULO DOS

2.1 Diseño experimental	22
2.1.1 Sitio de muestreo	22
2.1.2 Diseño de campaña	23
2.1.3 Equipos de muestreo	23

	Página
2.2 Análisis gravimétrico	24
2.3 Análisis químico	25
2.3.1 Cromatografía líquida de intercambio iónico	27
2.3.2 Espectrofotométrica de absorción atómica	29
2.4 Gases	30
2.4.1 Analizador de ozono	30
2.4.2 Analizador de óxidos de nitrógeno	32
2.4.3 Analizador de bióxido de azufre	33
2.4.4 Analizador de monóxido de carbono	34
2.5 Propiedades ópticas	36
2.5.1 Contador de partículas (CPC)	37
2.5.2 Contador óptico de partículas (LASAIR II)	38
2.5.3 Nefelómetro	40
2.5.4 Fotómetro de absorción (PSAP)	42
2.6 Equipos para coleccionar y analizar partículas atmosféricas	44
2.6.1 Impactador de cascada MOUDI	44
2.6.2 Analizador de carbono	48

3. CAPITULO TRES

3.1 Análisis de gases	52
3.1.1 Ozono (O ₃)	52
3.1.2 Monóxido de carbono (CO)	55
3.1.3 Bióxido de azufre (SO ₂)	59
3.1.4 Óxidos de nitrógeno (NO, NO ₂)	61
3.1.5 Comparación entre días	65

3.2	Análisis de partículas	69
3.2.1	Concentración por tamaño de partícula	69
3.2.2	Concentración total de partículas por día de muestreo	73
3.2.3	Análisis de iones	75
3.2.4	Balance iónico	83
3.2.5	Análisis de carbono total	85
3.2.6	Resumen sobre la composición química de partículas	90
3.2.7	Correlaciones entre iones y gases	91
3.3	Análisis de propiedades ópticas	95
3.3.1	Concentración de partículas	101

4. CAPITULO CUATRO

4.1	Conclusiones	104
4.2	Recomendaciones	105

5. CAPITULO CINCO

5.1	Bibliografía	106
------------	---------------------	------------

ANEXO A		112
----------------	--	------------

INDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1 Media anual del forzamiento radiativo a escala global para los principales contaminantes atmosféricos.	2
Figura 2 Funciones de distribución de aerosoles típicos.	9
Figura 3 Diagrama del tacto respiratorio humano y esquema de los lugares de acceso de los diferentes tamaños de partículas.	10
Figura 4 Fenómenos de dispersión Mie y Rayleigh.	11
Figura 5 Fenómeno de dispersión no selectiva.	12
Figura 6 Imagen Satelital del sitio de Muestreo.	21
Figura 7 Diagrama de componentes de un HPLC.	26
Figura 8 Diagrama de los componentes de un AAS.	29
Figura 9 Diagrama del analizador de ozono.	30
Figura 10 Diagrama del analizador de NO y NO ₂ .	33
Figura 11 Diagrama del analizador de SO ₂ .	33
Figura 12 Diagrama del analizador de CO.	34
Figura 13 Equipos utilizados para la medición de propiedades ópticas.	35
Figura 14 Contador de partículas (CPC).	36
Figura 15 Diagrama de funcionamiento del contador de partículas.	37
Figura 16 Contador óptico de partículas (LASAIR II).	37
Figura 17 Diagrama de funcionamiento del contador óptico de partículas.	38
Figura 18 Nefelómetro.	39
Figura 19 Diagrama de funcionamiento del Nefelómetro.	40
Figura 20 Fotómetro de absorción (PSAP).	41
Figura 21 Diagrama del funcionamiento del Fotómetro de absorción.	42
Figura 22 Impactador de cascada MOUDI.	43
Figura 23. Etapa de impacción.	44
Figura 24 Diagrama de una etapa del MOUDI.	45
Figura 25 Diagrama esquemático de la impatación de las partículas.	46
Figura 26 Curvas de eficiencia del impactor de cascada MOUDI.	47

Figura 27 Analizador de carbono UIC CM5014.	47
Figura 28 Diagrama de funcionamiento del analizador de carbono.	48
Figura 29 Diagrama del sistema de detección.	50
Figura 30 Serie de tiempo de ozono en ppb, durante toda la campaña.	51
Figura 31 Series de tiempo de radiación total y ozono, durante toda la campaña.	52
Figura 32 Serie de tiempo de oxido de nitrógeno y ozono, durante toda la campaña.	53
Figura 33 Serie de tiempo de ozono por promedio de una hora, durante toda la campaña.	54
Figura 34 Serie de tiempo de monóxido de carbono en ppm, durante toda la campaña.	55
Figura 35 Serie de tiempo horario de monóxido de carbono por promedio en ppm, durante toda la campaña.	57
Figura 36 Serie de tiempo de monóxido de carbono por promedio móvil de ocho horas, durante toda la campaña.	57
Figura 37 Serie de tiempo de bióxido de azufre en ppb, durante toda la campaña.	58
Figura 38 Serie de tiempo horario de bióxido de azufre por promedio en ppb, durante toda la campaña.	59
Figura 39. Serie de tiempo de promedio de 24 horas bióxido de azufre en ppb, durante toda la campaña.	60
Figura 40 Serie de tiempo de bióxido de nitrógeno en ppb, durante toda la campaña.	61
Figura 41 Serie de tiempo horario de bióxido de nitrógeno por promedio en ppb, durante toda la campaña.	62
Figura 42 Serie de tiempo de bióxido de nitrógeno por promedio de una hora en ppb, durante toda la campaña.	63
Figura 43 Serie de tiempo de óxido nítrico en ppb, durante toda la campaña.	63

Figura 44 Series de tiempo de óxido y bióxido de nitrógeno, durante toda la campaña.	64
Figura 45 Series de tiempo de monóxido de carbono en el rancho la Malinche durante diferentes días de muestreo.	65
Figura 46 Series de tiempo de bióxido de nitrógeno en el rancho la Malinche durante diferentes días de muestreo.	66
Figura 47 Series de tiempo de bióxido de azufre en el rancho la Malinche durante diferentes días de muestreo.	66
Figura 48 Series de tiempo de ozono en el rancho la Malinche durante diferentes días de muestreo.	67
Figura 49 Concentración de los diferentes diámetros para el periodo comprendido entre el 09-10 de febrero del 2008.	69
Figura 50 Concentración de los diferentes diámetros para el periodo comprendido entre el 10-11 de febrero del 2008.	69
Figura 51 Concentración de los diferentes diámetros para el periodo comprendido entre el 11-12 de febrero del 2008.	70
Figura 52 Concentración de los diferentes diámetros para el periodo comprendido entre el 12-13 de febrero del 2008.	70
Figura 53 Concentración de los diferentes diámetros para el periodo comprendido entre el 13-14 de febrero del 2008.	71
Figura 54 Concentración de los diferentes diámetros para el periodo comprendido entre el 14-15 de febrero del 2008.	71
Figura 55 Concentración total de partículas durante toda la campaña de muestreo.	73
Figura 56 Concentración total de los diferentes diámetros aerodinámicos.	73
Figura 57 Concentración promedio de los diferentes cationes para ocho tamaños de partículas.	75
Figura 58 Concentración promedio de los diferentes aniones para ocho tamaños de partículas.	75

Figura 59 Concentración promedio de los iones analizados para ocho tamaños de partículas.	76
Figura 60 Comportamiento de iones por distribución de tamaño.	77
Figura 61 Concentración total de iones durante toda la campaña de muestreo.	78
Figura 62 Porcentajes de los diferentes iones con respecto a la suma de sus concentraciones.	79
Figura 63 Porcentajes de los diferentes iones con respecto a la concentración total de partículas.	80
Figura 64 Concentración total de iones durante toda la campaña de muestreo.	81
Figura 65 Concentración total de iones durante toda la campaña de muestreo.	82
Figura 66 Balance iónico para la atmosfera de Pacho Viejo.	84
Figura 67 Concentración de carbono total por tamaño de partícula para los días 9–10 febrero, 2008.	85
Figura 68 Concentración de carbono total por tamaño de partícula para los días 10–11 febrero, 2008.	85
Figura 69 Concentración de carbono total por tamaño de partícula para los días 11–12 febrero, 2008.	86
Figura 70 Concentración de carbono total por tamaño de partícula para los días 12–13 febrero, 2008.	86
Figura 71 Concentración de carbono total por tamaño de partícula para los días 13–14 febrero, 2008.	87
Figura 72 Concentración de carbono total por tamaño de partícula para los días 14–15 febrero, 2008.	87
Figura 73 Serie de tiempo de Carbono total en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, durante toda la campaña.	88
Figura 74 Porcentajes de carbono con respecto a la concentración total.	89
Figura 75 Porcentajes de iones y carbono durante toda la campaña.	90

Figura 76 Correlación entre sulfatos y bióxido de azufre.	91
Figura 77 Correlación entre nitratos y bióxido de nitrógeno.	92
Figura 78 Correlación entre carbono total y bióxido de carbono.	93
Figura 79 Concentración de partículas durante toda la campaña.	95
Figura 80 Coeficiente de absorción de la luz durante toda la campaña.	95
Figura 81 Coeficiente de dispersión de la luz durante toda la campaña.	96
Figura 82 Promedio horario de toda la campaña de muestreo.	98
Figura 83 Series de tiempo de la concentración de partículas de 0.3, 0.5 y 1 mm.	101
Figura 84 Series de tiempo de la concentración de partículas de 5, 10 y 25 mm.	102

INDICE DE TABLA

	Página
Tabla 1 Clasificación del Material Particulado.	4
Tabla 2 Clasificación de los aerosoles según el tipo de estudio o autor.	5
Tabla 3 Composición de aerosoles de origen mineral, marino, azufrados y nitrogenados.	7
Tabla 4 Efectos del monóxido de carbono en la salud humana.	15
Tabla 5 Equipos utilizados en la campaña.	23
Tabla 6 Condiciones empleadas en el análisis químico de los iones inorgánicos.	25
Tabla 7 Tamaños nominales en un impactor de 8 etapas.	45
Tabla 8 Valores promedio de los coeficientes de absorción, dispersión, extinción y de la concentración de partículas durante toda la campaña.	97
Tabla 9. Valores promedio del coeficiente de extinción y de la visibilidad durante toda la campaña.	99

RESUMEN

En el presente trabajo se realizó una evaluación de la calidad del aire de la región agrícola de Pacho Viejo, Veracruz y se determinó la influencia que tienen las ciudades aledañas de Jalapa y Coatepec sobre este sitio. Se colectaron muestras de material particulado, usando impactores de cascada de ocho etapas (0.18, 0.32, 0.56, 1, 1.8, 3.2, 5.6 y 10 μm) con las cuales posteriormente se determinó: la *concentración total*, los *iones* (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , K^+ , NH_4^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) y el *carbono total*, mediante la utilización de técnicas analíticas. También se realizaron mediciones de la concentración de los gases criterios: O_3 , SO_2 , NO , NO_2 , CO y de las variables meteorológicas (*radiación total*, *velocidad y dirección del viento*).

La campaña experimental se llevó a cabo durante el periodo comprendido entre el 9 y el 15 de febrero del 2008. Las partículas presentaron un comportamiento bimodal (con máximos en 0.56 y 5.62 μm) tanto para su *concentración*, como para el *carbono total*, que es característico de zonas rurales. Mientras que los iones *nitrato*, *cloruro*, *calcio*, *magnesio* y *sodio* mostraron un patrón típico de las zonas urbanas. Adicionalmente, se observó que las concentraciones de amonio fueron suficientes para neutralizar las grandes concentraciones de sulfatos, es decir, presenta una atmósfera neutra.

A partir de las propiedades físicas de las partículas se encontró que existe una estrecha relación entre los coeficientes de dispersión y de absorción con los sulfatos y el carbono total presentes en los aerosoles, respectivamente.

Mediante el análisis de los gases criterio se observó una relación muy estrecha entre la concentración de *ozono*, el *bióxido de nitrógeno* y la *radiación total* indicando que la mayor parte de la formación de ozono es de origen fotoquímico, registrándose concentraciones altas del orden de 100 ppb, comparables a la de las zonas urbanas.

Por otro lado, los valores más altos de concentración de gases y partículas se registraron durante el fin de semana (9 y 10 de febrero), sin embargo, no se rebasaron las Normas Oficiales Mexicanas.

A partir de todos los parámetros medidos se puede concluir que en general la atmosfera de Pacho Viejo, está fuertemente influenciada por los contaminantes atmosféricos generados en las ciudades de Jalapa y Coatepec.

OBJETIVOS

Objetivo General

- Evaluar la calidad del aire mediante la caracterización de los gases (criterio), composición química y óptica de las partículas atmosféricas presentes en una zona rural cafetalera (Pacho Viejo, Coatepec, Veracruz) y determinar si esta región está siendo influenciada por la contaminación generada en las ciudades de Jalapa y Coatepec.

Para alcanzar estos objetivos generales, se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Caracterizar con la composición química y la distribución del tamaño de las partículas atmosféricas (desde 0.18 a 10 μm), para los iones inorgánicos (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , K^+ , NH_4^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) en una zona rural cafetalera.
- Determinar la relación entre los gases criterio (SO_2 , NO_2 , CO), los iones SO_4^{2-} , NO_3^- y el carbono total.
- Evaluar la influencia de la contaminación atmosférica que se genera en las ciudades en crecimiento como Jalapa y Coatepec, usando las propiedades ópticas (coeficiente de dispersión, tamaño de partícula, concentración de partícula y coeficiente de absorción), los gases criterio y la composición química de las partículas.

HIPÓTESIS

Estudios recientes demuestran que las concentraciones mas altas de partículas se registran en las áreas urbanas, sin embargo, la presencia de contaminantes en las zonas rurales, es afectada principalmente por el transporte de contaminantes desde ciudades aledañas (Harrison *et al.*, 2005; Mogo *et al.*, 2005; Castro *et al.*, 2003)

La hipótesis en que se sustenta el presente trabajo es:

La calidad del aire en el municipio de Pacho Viejo, es influenciada por las ciudades de Jalapa y Coatepec, zonas que albergan un gran parque automotor, afectando de esta manera la composición química de las partículas y la composición de los gases en la atmosfera del lugar, por acción de los vientos.

Capítulo 1

1.1 Introducción

La contaminación atmosférica por gases y material particulado (PM) tiene efectos sobre la salud, los ecosistemas y el clima, dependiendo de la concentración, el número, el tamaño y la composición química. Siendo la concentración de partículas debido a su impacto en la salud el aspecto que más se tiene en cuenta en el momento de crear las leyes de control y regulación por parte del gobierno.

Esta influencia del material particulado sobre enfermedades cardíacas y pulmonares han sido demostrada y correlacionada con numerosos estudios (Dockery *et al.*, 1993; Molgavkar, 2000; Schwartz, 2002; Hoek *et al.*, 2002, Pope *et al.*, 2006), a su vez también los impactos sobre el clima han sido demostrados (IPPC, 2007), al igual que el deterioro de las construcciones y recubrimientos (Bravo *et al.*, 2006)

El material particulado presente en la atmosfera o aerosoles se define como el conjunto de partículas sólidas y/o líquidas en un gas (Jacobson, 2002). Las partículas líquidas ayudan a la formación de las nubes, mientras que las sólidas contribuyen a la formación de polvos (Wark *et al.*1997), además de generar una alteración en el albedo natural del planeta, provocando forzamiento radiativo positivo y negativo (Castro *et al.* 2003).

El forzamiento radiativo es el cambio en el flujo neto de energía radiativa hacia la superficie de la tierra producto de cambios internos en la composición química del material particulado presente en la atmósfera, o cambios en el aporte externo de la energía solar. El forzamiento se expresa en unidades de W/m^2 y se considera que un forzamiento radiativo positivo contribuye a aumentar la temperatura de la superficie de la Tierra, mientras que uno negativo favorece al enfriamiento de esta. Los efectos que provocan el forzamiento radiativo por los gases de efecto invernadero como metano y

bióxido de carbono, son bien conocidos, mientras que para el caso de los sulfatos y el material mineral no se conoce con certeza, tal como se observa en la figura 1.

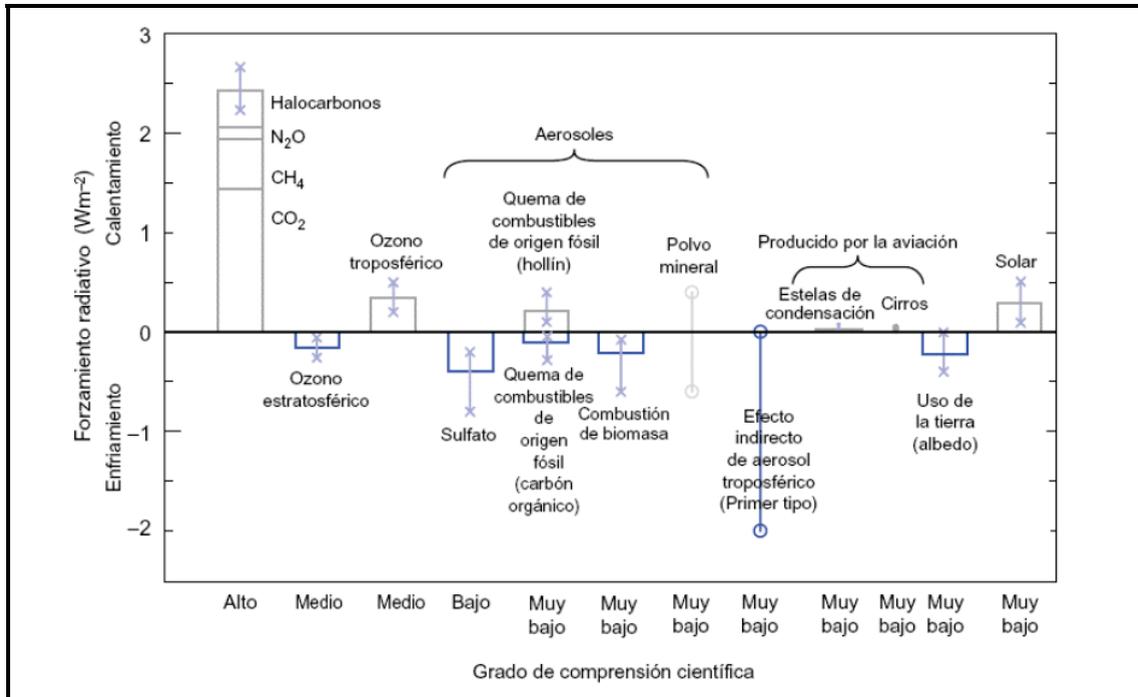


Figura 1. Media anual del forzamiento radiativo a escala global para los principales contaminantes atmosféricos (IPCC, 2007)

Los niveles del material particulado se expresan en unidades de concertación másica ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), volumen (cm^3/cm^2) ó número de partículas por unidad de volumen (n/cm^3).

Los aerosoles tienen un tamaño suficientemente pequeño (de 10 nanómetros hasta 100 micrones de diámetro), lo que les permite no caer rápidamente a la superficie de la tierra por influencia de la gravedad; algunos aerosoles pueden llegar a permanecer a la deriva por algunas horas, mientras que otros permanecen durante años (Turco, 2002).

El material particulado puede clasificarse de diversas maneras:

- Origen: natural o antrópico.
- Tamaño: partículas ultrafinas, partículas finas y partículas gruesas.

- Mecanismo de formación: las emitidas directamente en estado líquido o sólido desde una fuente de emisión se denominan aerosoles primarios y los generados a partir de estos precursores por procesos de coagulación y condensación se denominan aerosoles secundarios (Tabla 1).

Dentro de los aerosoles que se originan de forma *natural* se encuentran el polvo, generado principalmente de las tormentas sobre los desiertos y otras regiones áridas, el cual con acción del viento es transportado hacia la atmósfera; otros aerosoles naturales son las sales provenientes del rocío marino y las partículas provenientes de las erupciones volcánicas emitidas como las cenizas que llegan a permanecer en la atmosfera durante meses y hasta años. Por último, están las partículas de hollín provenientes de la quema de bosques.

Los aerosoles *antropogénicos* son los formados por las actividades de los seres humanos; siendo la quema de combustibles fósiles y la quema de carbón sus principales fuentes. Otra fuente de emisión de aerosoles se debe a los procesos de cambios de uso de suelo como la desertificación debido a que se destruye o se acaba con las plantas que contribuyen a prevenir la erosión de los suelos por acción del viento (Jacobson, 2002).

Estos aerosoles *primarios* o *secundarios* son eliminados de la atmósfera mediante acción gravitatoria, coagulación, condensación y sedimentación. El tiempo de vida media de las partículas en la atmósfera está relacionado con estos procesos de eliminación, que pueden variar desde minutos a semanas para la troposfera y a años cuando alcanzan la estratosfera, tal es el caso de los aerosoles producto de erupciones volcánicas (Seinfeld y Pandis, 1998).

Tabla 1. Clasificación del material particulado

Fuentes	Primario	Secundario
Natural	<ul style="list-style-type: none"> • Sal marina. • Polvo mineral. • Aerosoles orgánicos • Residuos biológicos. • Cenizas volcánicas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sulfatos de gases biogénicos • Sulfatos de SO₂ volcánicos • Nitrato de NO_x • Orgánico de COV biogénico
Antropogénico	<ul style="list-style-type: none"> • Polvo Industrial • Quema de biomasa • Hollín 	<ul style="list-style-type: none"> • Sulfatos de SO₂ • Nitratos de NO_x • Amonio de NH₃ • Orgánicos de COV

Las partículas muy pequeñas muestran gran tendencia a juntarse por coagulación, formando así, partículas de mayor radio, mientras que las muy pesadas son poco numerosas debido a su alta velocidad de sedimentación.

La nucleación es el proceso por el cual se asocian moléculas formando agregados. La nucleación es homogénea cuando se realiza en la misma fase, como sucede con los núcleos de nieve que se generan en el aire, es decir condensación de gases por acción de la sobresaturación, mientras que la nucleación heterogénea ocurre cuando estos forman los agregados en una superficie distinta la cual actúa como centro de la nucleación, por lo tanto, es la conversión de gas a partículas.

La coagulación se produce cuando las partículas se unen o se fusionan por colisiones, gracias a este proceso con el transcurso del tiempo, la cantidad o número de partículas en la atmosfera disminuye, debido a que su tamaño aumenta y por el proceso de sedimentación son eliminadas de la atmosfera.

1.1.1 Clasificación de las partículas en función de su tamaño

El tamaño de los aerosoles varía de acuerdo con la propiedad de estudio o según los autores (Tabla 2):

Tabla 2. Clasificación de los aerosoles según el tipo de estudio o autor (Horvath, 2000)

Nomenclatura	Intervalos de tamaños
Meteorología, según Junge	Partículas Aitken: de ≈ 1 a 100 nm Partículas grandes: de $0,1$ a 1 μm Partículas gigantes: > 1 μm hasta ≈ 100 μm
Según Whitby	Modo de nucleación: de ≈ 1 a 100 nm Modo de acumulación: de $0,1$ a 1 μm Modo grueso: > 1 μm hasta ≈ 100 μm
Actual	Modo de nucleación: de ≈ 1 a 30 nm Partículas Aitken: de ≈ 30 a 100 nm Modo de acumulación: de $0,1$ a 1 μm Modo grueso: > 1 μm hasta ≈ 100 μm
Intervalo de tamaños en electricidad en aire	Iones pequeños: $\approx 0,1$ nm Iones grandes: de $\approx 0,1$ a 1 nm
Importantes en óptica atmosférica	Partículas calina : $\approx 0,1$ a 1 μm
Química atmosférica y estudios de contaminación	≈ 100 nm a ≈ 10 μm

En la actualidad para estudios de contaminación atmosférica se distinguen cuatro diferentes tamaños: el modo de nucleación con tamaños de 1 hasta 30 nm, las partículas Aitken de 30 a 100 nm, modo de acumulación o fracción fina de $0,1$ a 1 μm y fracción gruesa mayores a 1 μm (Horvath, 2000).

El modo de nucleación, procede de la condensación de los vapores supersaturados. Su contribución a la masa total es despreciable debido a su tamaño pequeño, lo cual le permite una eliminación de la atmósfera muy eficiente, es decir su tiempo de vida media es del orden de horas debido a que usualmente se coagulan rápidamente con otras partículas y/o aumentan su tamaño por procesos de condensación (Seinfeld y Pandis, 1998). Este modo es favorecido por los descensos en la temperatura y/o los incrementos en la humedad relativa. Los precursores gaseosos más importantes que generan partículas por nucleación homogénea en la atmósfera son ácido sulfúrico, agua y amoníaco.

Las partículas o núcleos de Aitken se forman de procesos de coagulación a partir de partículas del modo de nucleación y por reacciones en fase líquida. Estas se condensan en partículas de mayor tamaño permitiendo sufrir una coalescencia en cadenas de agregados, siendo eliminados fácilmente por precipitación en el agua de lluvia, es decir, estas partículas Aitken actúan como núcleos de condensación, permitiendo la formación de nubes (Vergaz, 2001). El carbono de origen primario, producto de la combustión de motores es uno de los principales elementos que se acumulan en este modo.

El modo de acumulación o fracción fina forma una parte sustancial de la masa total, pero tienen el problema de ser eliminadas de la atmósfera de una manera menos eficaz por los procesos de depositación húmeda y seca, permitiendo tiempos de vida más largos de aproximadamente una semana, esta fracción fina suele ser la que más influye en la interacción con la radiación (Horvath, 2000).

El material particulado grueso comprende las partículas generadas principalmente por procesos mecánicos como el rocío del mar, la erosión, las emisiones volcánicas, siendo las que más contribuyen a la masa total de los aerosoles, pero casi despreciable cuando se considera el número total de partículas. Estas partículas debido a su gran tamaño son eliminadas de la atmósfera por acción de la gravedad o sedimentación.

1.1.2 Composición química de los aerosoles

La composición química del material particulado presente en la atmósfera es muy variada, debido a que está relacionada directamente con su fuente de emisión, hay algunos aerosoles en los cuales resulta difícil determinar su origen ya que pueden provenir de diversas fuentes. En la Tabla 3 se muestran algunos de los compuestos de origen mineral y marino, así como los principales compuestos azufrados y nitrogenados en mayor y menor proporción.

Tabla 3. Composición de aerosoles de origen mineral, marino, azufrados y nitrogenados

	Compuestos en mayor cantidad	Compuestos en menor cantidad
Compuestos de origen mineral	SiO ₂ , CaCO ₃	CaMg(CO ₃) ₂ , KAlSi ₃ O ₈
Compuestos de origen marino	NaCl	MgCl ₂ , MgSO ₄
Compuestos azufrados	NH ₄ HSO ₄ , (NH ₄) ₂ SO ₄	CaSO ₄ , Na ₂ SO ₄
Compuestos nitrogenados	NH ₄ NO ₃	NaNO ₃ , Ca(NO ₃) ₂

1.1.3 Forma y tamaño de los aerosoles

En cuanto a la forma de los aerosoles estos varían de acuerdo con su estado físico, es decir, las partículas líquidas son aproximadamente esféricas, pero las sólidas son muy irregulares y altamente variables, por esta razón en los modelos actuales que involucran los aerosoles se asume que las partículas son esféricas y esto se fundamenta en que la mayoría o gran parte de las partículas de forma irregular se comportan en promedio como lo hacen las esféricas.

El tamaño de un aerosol se caracteriza por su radio (r), y la distribución de tamaños por una función, $n(r)$, definida como:

$$n(r) = dN/dr \quad (\text{Ec.1})$$

Donde dN representa el número de partículas por unidad de volumen (m^3) cuyos radios están comprendidos entre r y $r+dr$ (Vergaz, 2001).

La distribución de tamaño en número, en volumen o en superficie se definen en forma análoga y para partículas esféricas de densidad (ρ) se relacionan entre sí y con la distribución en masa a través de:

$$\left(\frac{dN}{dr}\right) = \frac{4\pi}{3} r^3 \rho \left(\frac{dN}{dr}\right) \quad (\text{Ec.2})$$

Estas a su vez se pueden definir para intervalos de tamaño: (dN/d ln r): si el intervalo del radio es (r, r+dr), entonces $d \ln (r+ dr) - \ln r = dr/r$ y la masa dN de partículas en este intervalo es $dN = (dN/d \ln r) dn r$, obteniéndose así para la relación entre las distribuciones de tamaños entre intervalos logarítmico y lineal:

$$\left(\frac{dN}{d \ln r}\right) = r \left(\frac{dN}{dr}\right) \quad (\text{Ec.3})$$

Los modelos empíricos empleados más frecuentemente para la distribución de tamaños de los aerosoles atmosféricos son: la distribución logarítmica normal, que es una buena representación para los aerosoles tanto en áreas limpias como contaminadas y está representada por la Ecuación 4 (Figueroa, 2004):

$$\left(\frac{dM}{d \ln r}\right) = \frac{1}{\ln \sigma_g \sqrt{2\pi}} \exp\left(\frac{-(\ln r - \ln r_g)^2}{2 \ln^2 \sigma_g}\right) \quad (\text{Ec. 4})$$

Donde: dM representa la masa de partículas por m³ comprendida en el intervalo de tamaños (r, r+dr), σ_g es la desviación geométrica estándar, la cual define la anchura de la distribución y el radio geométrico medio, r_g .

En la Figura 2 se muestran las funciones logarítmicas de distribución en número de diferentes tipos de aerosoles. Esta clasificación ha permitido usarlos principalmente para los estudios de óptica atmosférica (Horvath, 1998).

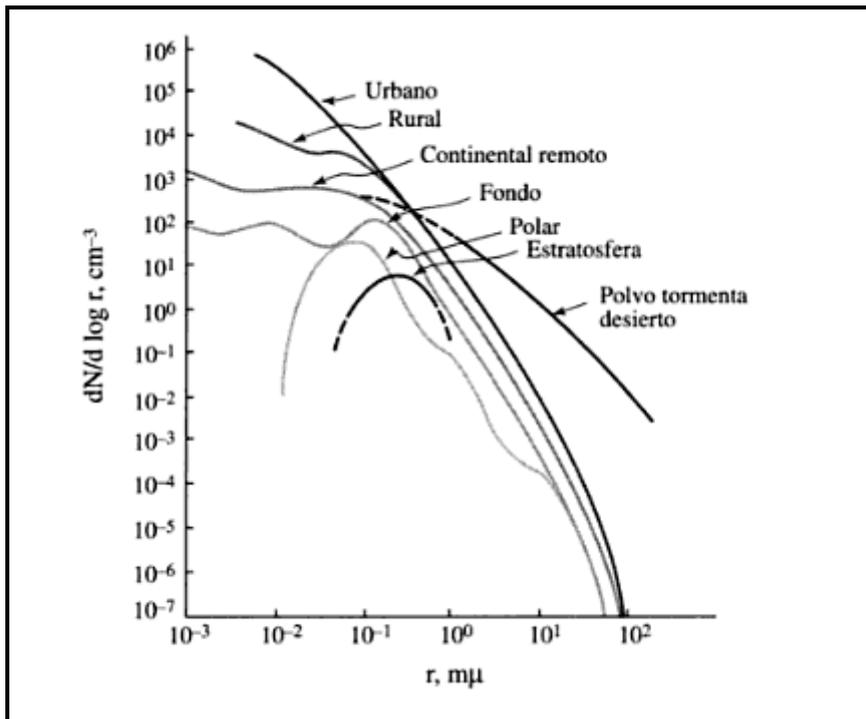


Figura 2. Funciones de distribución de aerosoles típicos (Jaenicke, 1998)

1.1.4 Aerosoles y efectos sobre la salud

Para el estudio de los aerosoles y sus efectos sobre la salud, las partículas se clasifican en fracciones: PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ y $\text{PM}_{0.1}$. Las partículas con diámetro aerodinámico mayores a $10 \mu\text{m}$ no presentan muchos riesgos debido al proceso de sedimentación, mientras que las de diámetro aerodinámico igual o inferior a $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}) se consideran dañinas para la salud ya que no son retenidas por el sistema de limpieza natural del sistema respiratorio, es decir, suelen llegar más allá de la garganta y se les conoce como partículas torácicas y son eliminadas por acción ciliar.

Las de diámetro igual o inferior a $2.5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) pueden llegar hasta los pulmones, por último, están las partículas ultrafinas, con un diámetro igual o inferior a $0.1 \mu\text{m}$, pueden llegar a pasar del alvéolo pulmonar a la sangre (Figura 3), por lo tanto estas últimas representan un mayor riesgo para la salud humana, debido a que estas no pueden ser fácilmente expulsadas del organismo y generan isquemia o arritmia cardíaca (Manaham, 2007).

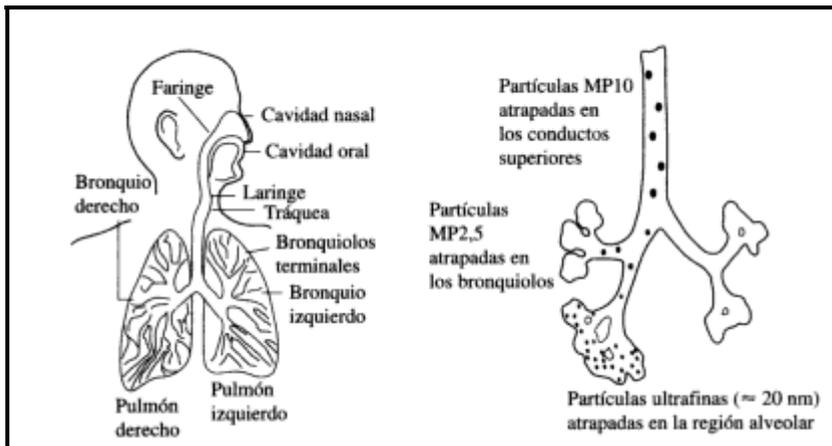


Figura 3. Diagrama del tracto respiratorio humano y esquema de los lugares de acceso de los diferentes tamaños de partículas (Figueruelo, 2004)

Las propiedades físicas (solubilidad) de los aerosoles atmosféricos también afectan a la salud, pues al entrar en los pulmones causan irritación de las membranas internas. Muchos gases son solubles en la capa acuosa que recubre las mucosas del tracto respiratorio. Los muy solubles quedan por completo retenidos en estas superficies antes de llegar a los pulmones, pero las partículas muy pequeñas son transportadas a zonas pulmonares profundas, donde pueden ceder los gases absorbidos (Spedding, 1981).

La composición química de los aerosoles puede tener efectos sobre la salud, tal como se ha demostrado en estudios los cuales indican que el mayor impacto sobre la salud es originado por partículas de carbono elemental, nitratos, sulfatos, compuestos orgánicos específicamente los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y algunos metales como cadmio, níquel y arsénico. Estos compuestos o elementos mencionados anteriormente se acumulan generalmente en la fracción $PM_{2.5}$ lo que contribuye a aumentar los efectos adversos sobre la salud (Wichmann y Peters, 2000).

1.1.5 Propiedades físicas de los aerosoles

La importancia de estudiar las propiedades físicas de los aerosoles radica principalmente en su interacción con la luz del Sol, lo cual conduce a diferentes fenómenos que se presentan en atmosfera, como la visibilidad, el calentamiento del aire, la formación de nubes, etc. Para su estudio, es

necesario entender el concepto de algunos fenómenos naturales que se presentan en dicha interacción.

La *dispersión* de luz se produce cuando una onda electromagnética interactúa con una partícula presente en la atmosfera, generando la difusión de la radiación incidente en todas las direcciones del espacio (Rothman, 1983), dentro de la dispersión se consideran tres mecanismos:

- La dispersión de Mie se observa cuando los diámetros de las partículas atmosféricas son esencialmente iguales a la longitud de onda de la radiación y tiende a influenciar la radiación de longitudes de onda mayor que las afectadas por la dispersión de Rayleigh (Figura 4).
- La dispersión Rayleigh es el resultado de la interacción de la radiación con los aerosoles y partículas pequeñas cuyo diámetro es menor que la longitud de onda de la radiación con la que interactúan, es decir, tienden a dispersar las longitudes de onda más cortas, un ejemplo de esta dispersión es el color azul del cielo (Figura 4).

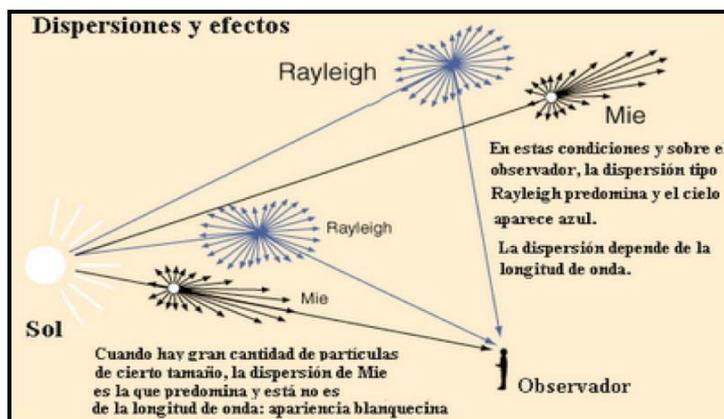


Figura 4. Fenómenos de dispersión Mie y Rayleigh. http://4.bp.blogspot.com/_71i2-sKk-pU/Rv9CrGuuBkl/AAAAAAAAABBA/aBBGqNOXLrU/s320/dispersionnoselectiva.jpg

- La dispersión no selectiva se produce cuando los diámetros de las partículas o aerosoles que producen la dispersión son mucho mayores que las longitudes de onda con que interactúan. Un ejemplo es el color blanco de las nubes y de la niebla (Figura 5).



Figura 5. Fenómeno de dispersión no selectiva. http://4.bp.blogspot.com/_71i2-sKk-pU/Rv9CrGuuBkl/AAAAAAAAABBA/aBBGqNOXLrU/s320/dispersionnoselectiva.jpg

La *absorción* es el proceso inverso a la dispersión, en este lo que se produce es una transferencia de energía de la radiación a los constituyentes atmosféricos (aerosoles). Cada sustancia va a absorber una serie de frecuencia de radiación, no va a absorber todas, debido a esto las moléculas hacen que la atmósfera constituya un medio opaco para ciertos rangos espectrales, mientras que ofrece ventanas libres de absorción en otros rangos, las cuales son aprovechadas por los satélites. Los absorbentes más eficaces de la radiación solar son el agua, el dióxido de carbono y el ozono.

Cuando un haz de luz paralelo se propaga a través de una atmósfera uniforme, es decir cuando no hay dispersión, su intensidad decrece exponencialmente con la distancia x (Ecuación 5) (Bohren y Huffman. 1998).

$$I = I_0 e^{-\sigma x} \quad (\text{Ec. 5})$$

Donde I_0 es la intensidad inicial y σ el coeficiente de extinción.

El *coeficiente de extinción* del medio (σ) se expresa como la suma de los coeficientes de dispersión de luz (σ_s) y el coeficiente de absorción de la luz (σ_a), que son las constantes de proporcionalidad de la pérdida de energía del rayo por dispersión y absorción, respectivamente (Ecuación 6), este coeficiente también depende del número de partículas por unidad de volumen (η).

$$\sigma = \eta (\sigma_s + \sigma_a) \quad (\text{Ec. 6})$$

Los gases atmosféricos pueden afectar al coeficiente de extinción, debido a que este depende de los fenómenos de absorción y de dispersión. Esto último es fundamentalmente dispersión Rayleigh, para la cual la frecuencia de la luz incidente no cambia en el proceso de dispersión. Así ocurre con moléculas de gas y partículas de tamaño mucho menor que la longitud de onda de la luz incidente, es decir, radio menor a $0.1 \mu\text{m}$, por lo que las partículas Aitken tienen gran importancia en este fenómeno. Por otro lado, la contribución de la dispersión Rayleigh a la reducción de la visibilidad atmosférica es muy pequeña comparada con otros fenómenos como la dispersión Mie (Spedding, 1981).

La *visibilidad* se refiere a la máxima distancia a la que puede verse sobre el horizonte un objeto oscuro de tamaño apropiado. La posibilidad de ver un objeto de estas características depende de procesos (absorción y dispersión) que influyen en la transmisión luminosa, siendo posible demostrar que el contraste aparente (C), a una distancia x se puede calcular por medio de la Ecuación 7.

$$C = C_0 e^{-\sigma x} \quad (\text{Ec. 7})$$

Donde C_0 es el contraste real del objeto y σ el coeficiente de extinción, debido a que la visibilidad atañe a un objeto obscuro (negro), $C_0 = -1$, por lo tanto:

$$-C = e^{-\sigma x} \quad (\text{Ec. 8})$$

En la determinación de la visibilidad se utiliza el ojo humano como receptor y existe un umbral mínimo de determinación del contraste del 2 %, es decir, $C = 0.02$, por lo tanto al introducir este valor en la Ecuación 8, obtenemos:

$$-(0.02) = e^{-\sigma x} \quad (\text{Ec. 9})$$

Sacando logaritmo natural a ambos lados de la Ecuación 9 y reemplazando la distancia x que es el margen visual por V , obtenemos la Ecuación 10.

$$\text{Visibilidad} = 3.912 / \sigma \quad (\text{Ec. 10})$$

A la Ecuación 10 se le conoce como ecuación de Koschmieder (Seinfeld y Pandis, 1998; Jacobson, 2002). La visibilidad principalmente es afectada por la presencia de material particulado fino ($PM_{2.5}$) en la atmósfera (Shendrikar y Steinmetz, 2003).

1.1.6 Contaminación del aire por gases y efectos sobre la salud

1.1.6.1 Monóxido de Carbono

El *monóxido de carbono*, CO , es un gas incoloro e inodoro, constituyente natural de la atmósfera y considerado un contaminante cuando está presente en la atmósfera por encima de las concentraciones normales de fondo (Novelli, 2003).

El CO se genera o se produce a partir de la combustión incompleta de los compuestos que contienen carbono, tanto de forma natural (quema de biomasa) como de forma antrópica (quema de combustibles fósiles), también se forma naturalmente a partir de la oxidación del isopreno y el metano. Las emisiones por parte de los motores de combustión interna son la mayor fuente de origen de este contaminante, encontrándose que en áreas urbanas congestionadas se alcanzan concentraciones de 50-100 ppm, muy peligrosas

para la salud humana (Manaham, 2007). Los niveles atmosféricos de este en las áreas urbanas muestran una correlación positiva con la densidad de tráfico vehicular y negativa con la velocidad del viento.

La inhalación de *monóxido de carbono* en pequeñas cantidades puede producir hipoxia y daño neurológico, mientras que en concentraciones más altas ocasiona la muerte, esta se debe a que el oxígeno no se distribuye fácilmente por la hemoglobina de la sangre, debido a que el CO presenta una mayor afinidad con ésta provocando que se inhibe el transporte, liberación y uso de oxígeno que a su vez interfiere con la liberación normal de éste a las células, es decir una exposición prolongada al monóxido de carbono puede reducir la cantidad de oxígeno usado por el cerebro hasta el punto en que se puede sufrir daño cerebral o muerte por hipoxia (Jacobson, 2002). Algunos de los efectos del *monóxido de carbono* aparecen en la tabla 4.

Tabla 4. Efectos del monóxido de carbono en la salud humana. (<http://www.sma.df.gob.mx/simat2/informaciontecnica/index.php?opcion=2&opcionmonitoreo=3>)

Concentración de CO	Tiempo de exposición	Daños en la salud
35 ppm	6-8 h	Dolor de cabeza y mareo
100 ppm	1-2 h	Dolor de cabeza leve
200 ppm	1-2 h	Dolor de cabeza leve
400 ppm	1-2 h	Dolor frontal de cabeza
800 ppm	45 minutos	Mareo, náuseas y convulsiones
1,600 ppm	20 minutos	Dolor de cabeza, mareo y náusea
	2 h	Muerte
3,200 ppm	5-10 min	Dolor de cabeza, mareo y náusea
	30 min	Muerte
6,400 ppm	1-2 min	Dolor de cabeza y mareo
	<20 min	Muerte

En México, la Norma Oficial Mexicana **NOM-021-SSA1-1993** establece un límite máximo permitido de 11 ppm en un promedio móvil de 8 horas, lo cual no debe excederse más de una vez al año (<http://www.sma.df.gob.mx>).

El CO se elimina de la atmosfera mediante microorganismos que ayudan a capturarlo en el suelo (Manaham, 2007) y por reacción con el radical hidroxilo, formando el dióxido de carbono, el cual a su vez se elimina de la atmosfera, por disolución en el mar.

1.1.6.2 Óxidos de Nitrógeno

Los óxidos de nitrógeno más importantes son el bióxido de nitrógeno (NO₂) y el óxido nítrico (NO), estos gases son especies inorgánicas muy reactivas que ocasionan la disminución de la visibilidad (formación de smog fotoquímico), de lluvia acida y responsables del agotamiento de la capa de ozono estratosférico (Crawford *et al.*, 2003).

El *óxido nítrico* es incoloro e inodoro, mientras que el *bióxido de nitrógeno* es rojo castaño e irritante, a estos gases conjuntamente se les denominan NO_x. La fuente de origen de estos puede ser natural (relámpagos y por acción de microorganismos sobre los fertilizantes de nitrógeno) como antrópico (quema de combustibles fósiles).

El tiempo de vida del NO₂ en la atmosfera varía desde 2 a 5 minutos, debido a que está involucrado en la formación de nuevos contaminantes que contribuyen a la producción de aerosoles ácidos, nitratos y diversos compuestos orgánicos nitrogenados (Jacobson, 2002).

El NO es menos toxico que el NO₂. El *óxido nítrico* al igual que el monóxido de carbono se adhiere a la hemoglobina y reduce la eficiencia del transporte de oxígeno, mientras que el *bióxido de nitrógeno* ocasiona inflamación del tejido pulmonar y bronquitis, cuando se encuentra en concentraciones considerablemente grandes.

La norma oficial mexicana **NOM-023-SSA1-1993** establece un límite máximo permitido de 0.21 ppm promedio horario para el *bióxido de nitrógeno*, la cual no debe excederse más de una hora al año (<http://www.sma.df.gob.mx>).

1.1.6.3 Bióxido de Azufre

El *bióxido de azufre* es un gas incoloro, con sabor picante e hidrosoluble, el cual al reaccionar con el agua produce el ácido sulfúrico, causante de la lluvia ácida. El SO_2 se forma a partir de la oxidación del azufre en presencia de oxígeno y sus principales fuentes de emisión de origen antrópico son la quema de combustóleo, de diesel y de carbón que contiene azufre (Middlenton, 1995), mientras que de forma natural es emitido por acción geotérmica (volcanes).

A diferencia del CO y de los óxidos de nitrógeno, que pueden permanecer alrededor de 3 años en la atmósfera, el bióxido de azufre sólo tiene un período de residencia de 3 ó 4 días en la atmósfera, esto se debe principalmente a la fácil oxidación de este, generando trióxido de azufre (SO_3).

Aunque el *bióxido de azufre* no es muy tóxico, puede generar irritación y aumento en la resistencia al flujo de aire en las vías respiratorias, es decir puede aumentar el esfuerzo requerido para respirar, causando enfermedades como bronquitis y traqueítis (Jacobson, 2002).

La Norma Oficial Mexicana **NOM-022-SSA1-1993** de *bióxido de azufre* establece como límite de protección a la salud, una concentración de 0.13 ppm promedio de 24 horas, una vez al año y 0.03 ppm en una media aritmética anual para proteger a la población susceptible (<http://www.sma.df.gob.mx>).

1.1.6.4 Ozono

El *ozono* es un contaminante secundario que se forma por reacciones fotoquímicas de los óxidos de nitrógeno y de los compuestos orgánicos volátiles. Es considerado uno de los gases de mayor preocupación, debido a que es un agente altamente oxidante y reactivo, además genera radicales

libres en los tejidos que pueden causar la peroxidación de lípidos, la oxidación de grupos sulfhidrilo.

La mayor parte del O₃ se encuentra en la estratosfera, la cual contiene más del 90 % del ozono en la atmósfera, formando de esta manera lo que se conoce como la capa de ozono, que tiene como función protegernos de la radiación ultravioleta proveniente del sol. El 10 % restante se encuentra en la troposfera en donde actúa como contaminante afectando a la salud humana, a las plantas y a los animales (Jacobson, 2002).

El ozono puede causar desde la irritación de los ojos, del sistema respiratorio, de los pulmones y dolores de cabeza severos hasta un edema pulmonar (acumulación anormal de fluido en el tejido pulmonar).

La Norma Oficial Mexicana **NOM-020-SSA1-1993** establece como límite máximo permitido para ozono 0.11 ppm, en una hora, para protección a la salud de la población susceptible (<http://www.sma.df.gob.mx>)

1.2 Antecedentes

La contaminación del aire debido a contaminantes dañinos en la atmósfera es un problema antiguo y amplio. El alcance de la contaminación atmosférica varía enormemente. Puede ocurrir en una escala muy pequeña en forma de contaminación del aire en interiores, a escala local como es el caso con una fábrica contaminante, también a nivel regional, que ocurre en una escala de hasta varios cientos de kilómetros cuadrados, como el smog fotoquímico que aflige la gran área metropolitana de la Ciudad de México (Molina y Molina, 2002) y a escala global gases como el dióxido de carbono y metano causan el calentamiento de todo el planeta (Manaham, 2007).

En grandes ciudades como la Ciudad de México se han realizado múltiples estudios sobre el material particulado presente en la atmósfera; algunos han estado direccionados en la medición de partículas suspendidas totales (PM₁₀) (Falcón et al, 1988, Fuentes-Gea y García, 1990), otros se han enfocado en

como estos contaminantes afectan a la salud humana (Borja-Aburto *et al.*, 1997, 1998) y otros en determinar la composición inorgánica de estos (Mireya *et al.*, 2003), cuando se realizan estos últimos estudios se examinan 8 iones inorgánicos (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , K^+ , NH_4^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), debido a que se encuentran presentes en concentraciones lo suficientemente altas como para ser considerados como los principales componentes de las partículas atmosféricas (Jhon *et al.*, 1990), por esta razón, estos iones inorgánicos constituyen una herramienta muy útil para estimar el grado de contaminación existente en una región determinada.

A escala rural la calidad del aire en México no ha sido muy estudiada, principalmente debido a que las zonas que presentan mayor riesgo para la salud humana son las urbanas o las semiurbanas.

Entre los estudios realizados en sistemas agroforestales se destaca el café, el cual se ha encontrado que estos secuestran dióxido de carbono desde la atmósfera y lo almacenan en su biomasa, además de proveer madera, frutas y otros servicios ambientales a sus propietarios, a su vez disminuye la deforestación de los bosques (Christina, 2004).

Teniendo en cuenta que los sistemas agroforestales tienen la capacidad de capturar carbono ha surgido la necesidad de determinar la calidad del aire en dichas regiones, debido principalmente que en muchas de ellas se lleva a cabo quema de biomasa, la cual libera gran cantidad de contaminantes tanto en forma gaseosa como en forma de partículas. Algunos de los gases emitidos de estas combustiones son el dióxido de carbono y el óxido nítrico, los cuales contribuyen al efecto invernadero (Crutzen y Goldammer, 1992; Pillay *et al.*, 1995; Mukherjee y Viswanathan, 2001), por otro lado los óxidos de azufre y de nitrógeno ocasionan un incremento en la acidez del agua, generando el fenómeno de la lluvia ácida (Losno *et al.*, 1991; Lacaux *et al.*, 1992; Chebbi y Carlier, 1996; Khare *et al.*, 1999; Souza *et al.*, 1999).

Uno de los cultivos agrícolas en los cuales se ha investigado a fondo de cómo y cuánto afectan a la calidad del aire de las zonas rurales donde se cultivan es la caña de azúcar, debido principalmente que para su cosecha se requiere de la

quema de sus hojas, lo cual provoca un aumento en las concentraciones de monóxido de carbono y eventualmente de ozono en la troposfera (Kirchhoff *et al.*, 1991), llegándose a encontrar que durante las temporadas de cosecha se emiten alrededor de 40 kg ha^{-1} de nitrógeno y 20 kg ha^{-1} de azufre (Urquiaga *et al.*, 1998).

Otro problema que surge en zonas rurales o específicamente en los ecosistemas agrícolas o boscosos es la depositación del material particulado sobre la superficie terrestre, ya sea por depositación húmeda o seca, tal es el caso de los metales que al depositarse pueden afectar las características edáficas e inhibir las funciones importantes como la toma de nutrientes por parte de las plantas, además la depositación de material particulado ácido puede ocasionar la acidificación de los suelos ocasionando efectos adversos en los cultivos agrícolas y en las zonas boscosas, siendo los nitratos unos de los principales responsables de la eutrofización de las aguas subterráneas.

También las partículas de gran tamaño, como el polvo mineral, al depositarse sobre la superficie de las hojas de las plantas puede causar disminución en el proceso de difusión del dióxido de carbono y oxígeno entre los tejidos de las plantas y la atmósfera, es decir ocasionan el decremento en el intercambio gaseoso y por ende en la fotosíntesis, causando de esta manera una limitación en el crecimiento de las plantas (Botkin y Keller, 1995).

Por el contrario debido a los fenómenos de transporte las partículas atmosféricas pueden proporcionar un medio de redistribución de nutrientes a las plantas, como es el caso de nitratos, fosfatos, potasio y otros elementos trazas (Vitousek y Sanford, 1986).

Las zonas agrícolas también generan por si mismas una contaminación muy local producto de la aplicación de fertilizantes, arado de las tierras y de procesos de descomposición (amoníaco), además de vapores orgánicos, los cuales dan lugar a partículas orgánicas secundarias.

Capítulo 2

2.1 Diseño Experimental

2.1.1 Sitio de Muestreo

La región cafetalera de Coatepec, Veracruz, conocida mundialmente como la capital del café, se seleccionó para hacer una campaña de mediciones de contaminantes atmosféricos, durante el periodo comprendido del 8 al 15 de febrero del 2008. El lugar específico donde se llevaron a cabo las mediciones fue en el Rancho la Malinche del poblado de Pacho Viejo (Figura 6), el cual está localizado al Este de la Sierra Madre Oriental en las coordenadas latitud de 19° 27' N, longitud de 96° 54' y altitud promedio de 1250 metros sobre el nivel del mar. El clima de este municipio es templado-húmedo, con un intervalo de precipitación pluvial media anual de 1,926 mm y temperatura promedio de 19.2 °C. Los ecosistemas principales del municipio son: las plantaciones de café de la variedad arábica, caña de azúcar y los bosques mesófilo de montaña con especies como el alamillo, palo de baqueta, palo barranco, álamo, cedro y ocozote.

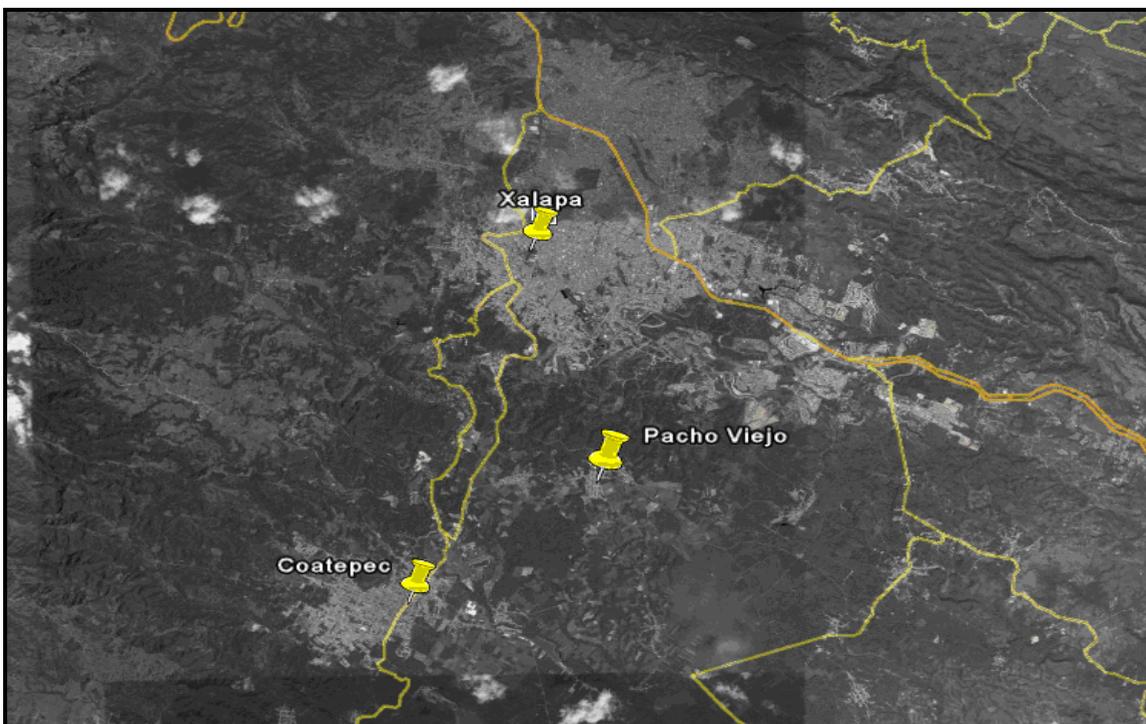


Figura 6. Imagen satelital del sitio de muestreo (Tomada de GoogleTM Earth)

2.1.2 Diseño de Campaña

Durante la campaña experimental, se realizaron mediciones de las propiedades ópticas de los aerosoles, se colectaron muestras de partículas atmosféricas con dos impactadores de cascada MOUDI (Micro-Orifice Uniform Deposit Impactor), uno con sustrato de aluminio y otro con sustrato de policarbonato; con los cuales se determinó el contenido de *carbono total* y algunos de los *iones* presentes en la atmósfera (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , K^+ , NH_4^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) usando técnicas analíticas.

Adicionalmente se realizaron mediciones de la concentración de algunos gases como O_3 , SO_2 , NO , NO_2 , CO y de las variables meteorológicas (temperatura, radiación global, HR, velocidad del viento).

2.1.3 Equipos de muestreo

Durante el desarrollo de la campaña se utilizaron los equipos con las especificaciones descritas en la Tabla 5.

Tabla 5. Equipos utilizados en la campaña

EQUIPO	PARÁMETRO	INTERVALO	MODELO
Contador de partículas (CPC)	Concentración y número de partículas totales	0.01 - 3 μm	TSI, modelo 3010
Contador óptico de partículas (LASAIR II)	Número de partículas por distribución de tamaño	0.3, 0.5, 1, 5, 10 y 25 μm	PMS, modelo 310 ^a
Nefelómetro	Coefficiente de dispersión	10^{-6} - 10^{-3} m^{-1}	Radiance Research, modelo M903
Fotómetro de absorción (PSAP)	Coefficiente de absorción	10^{-7} - 10^{-2} m^{-1}	Radiance Research
Impactador de cascada (MOUDI)	Partículas en función del diámetro aerodinámico	0.18, 0.32, 0.56, 1, 1.8, 3.2, 5.6, 10 μm	MSP (MOUDI, modelo 100)
Analizador de SO_2	Concentración de SO_2	0 – 1 ppbv	API, modelo 100
Analizador de CO	Concentración de CO	0 – 10 ppmv	API, modelo 300
Analizador de O_3	Concentración de O_3	0 – 1 ppmv	API, modelo 400 ^a
Analizador de NO, NO_2	Concentración de NO, NO_2	0 – 1 ppmv	API, modelo 100

2.2 Análisis gravimétrico

La concentración en masa de las partículas colectadas se determinó haciendo un análisis gravimétrico a los sustratos que se utilizaron en el impactador de cascada MOUDI. Para lo cual se considero: el peso de los sustratos (antes y después de cada muestreo), el flujo de alimentación de aire y el tiempo de funcionamiento del impactador (Ec. 11).

$$\text{Concentración: } \frac{\text{Peso final del sustrato} - \text{Peso inicial del sustrato}}{\text{Flujo del MOUDI} \times \text{Tiempo de funcionamiento del MOUDI}} \quad (\text{Ec. 11})$$

En particular los sustratos de aluminio tienen un tratamiento previo con el cual se garantiza que estén libres de material orgánico. Este tratamiento consiste en introducirlos en una mufla a temperatura de 450 °C, durante aproximadamente 8 horas, una vez transcurrido el tiempo se trasladan a la sala de pesaje donde se almacenan a temperatura y humedad relativa constantes por un periodo de 24 horas con el objeto de que se estabilicen, posteriormente son pesados y colocados en cajas de Petri que finalmente son selladas con *parafilm*. Después de realizado el muestreo, son introducidos nuevamente en las cajas de Petri que son selladas, colocados en un refrigerador con el objetivo de evitar pérdidas por volatilización de compuestos y a su vez se evita que ocurra una ganancia de compuestos por adición de polvos o material particulado (McMurry, 2000). Para obtener el peso final de la muestra de material particulado colectado, se colocan nuevamente en el cuarto de pesaje bajo las mismas condiciones de temperatura y humedad relativa durante 24 horas.

2.3 Análisis Químico

El análisis químico que se realizó a los sustratos de policarbonato fue para determinar la concentración de algunos iones inorgánicos (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , K^+ , NH_4^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) presentes en el aire, basándose en el método reportado por Chow y Watson (1999).

Inicialmente se coloca cada sustrato de policarbonato en un vaso de precipitado que contiene 3 ml de agua desionizada, los cuales son puestos en un baño ultrasónico durante una hora, con el objeto de extraer los iones del sustrato y que estos se disuelvan en el agua, posteriormente, la solución resultante se transfiere a un matraz aforado de 5 ml. Esta solución se hace pasar por un acrodisco de nylon de 0.45 μm de poro, con la finalidad de eliminar las impurezas, nuevamente se transfieren a un matraz para su posterior análisis. Durante todo este procedimiento se utilizan materiales de polimetilpenteno, ya que si se usan de vidrio, estos proporcionarían un error debido a la disolución de los silicatos presentes en él.

Una vez realizada la extracción de los iones, se utilizó cromatografía líquida de intercambio iónico con columna sencilla y modulo de supresión, para obtener la concentración de cloruros, sulfatos, nitratos, potasio, amonio y sodio, para el caso de los iones magnesio y calcio se utilizo espectrofotometría de absorción atómica (Tabla 6). Para el análisis de los iones magnesio y calcio se les agrego 30 µl de disolución de óxido de lantano a las muestras, que sirve como agente liberador.

En la determinación de los iones por el método de cromatografía líquida se utilizo un cromatógrafo Perkin Elmer con detector de conductividad LDC, bomba isocrática LC y un espectrofotómetro de absorción atómica de llama GBC 932AA.

Tabla 6. Condiciones empleadas en el análisis químico de los iones inorgánicos

Iones	Condiciones
Cloruros, Sulfatos, Nitratos	Columna sencilla Hamilton PRP-X100, volumen de inyección 100 µl, flujo 2 mL/min, fase móvil ácido ftalico 2 mM en 10 % acetona, ajustada a pH 5 utilizando NaOH.
Potasio, Sodio, Amonio	Columna sencilla Hamilton PRP-X200 Modulo supresor catiónico Alltech 335SPCS, volumen de inyección 50 µl, flujo 2 mL/min, fase móvil ácido nítrico 4 mM en solución metanol:agua (3:7)
Magnesio, Calcio	Lámparas de cátodo hueco de magnesio y calcio, de longitudes de onda de 282.5 y 422.7 nm, respectivamente.

2.3.1. Cromatografía líquida de intercambio iónico

La cromatografía líquida de alta resolución ó HPLC (High Performance Liquid Chromatography, por sus siglas en inglés) es una técnica analítica que se utiliza principalmente para separar y determinar los componentes o especies de una mezcla basándose en diferentes tipos de interacciones químicas de las sustancias analizadas y la columna cromatográfica.

En la cromatografía de líquidos, la muestra pasa a través de una columna cromatografía conocida como fase estacionaria, mediante el bombeo de un disolvente líquido (fase móvil) a presión elevada, la muestra introducida es retenida y separada en sus múltiples componentes dependiendo de las interacciones físicas y químicas (naturaleza del compuesto) con la fase estacionaria a medida que pasa por la columna (Figura 7). El tiempo o grado de retención depende también de la composición de la fase estacionaria y de la fase móvil que se utilice, este tiempo permite identificar características propias de un analito en determinada fase estacionaria y móvil. La cromatografía de líquidos se clasifica dependiendo de la naturaleza de la fase estacionaria.

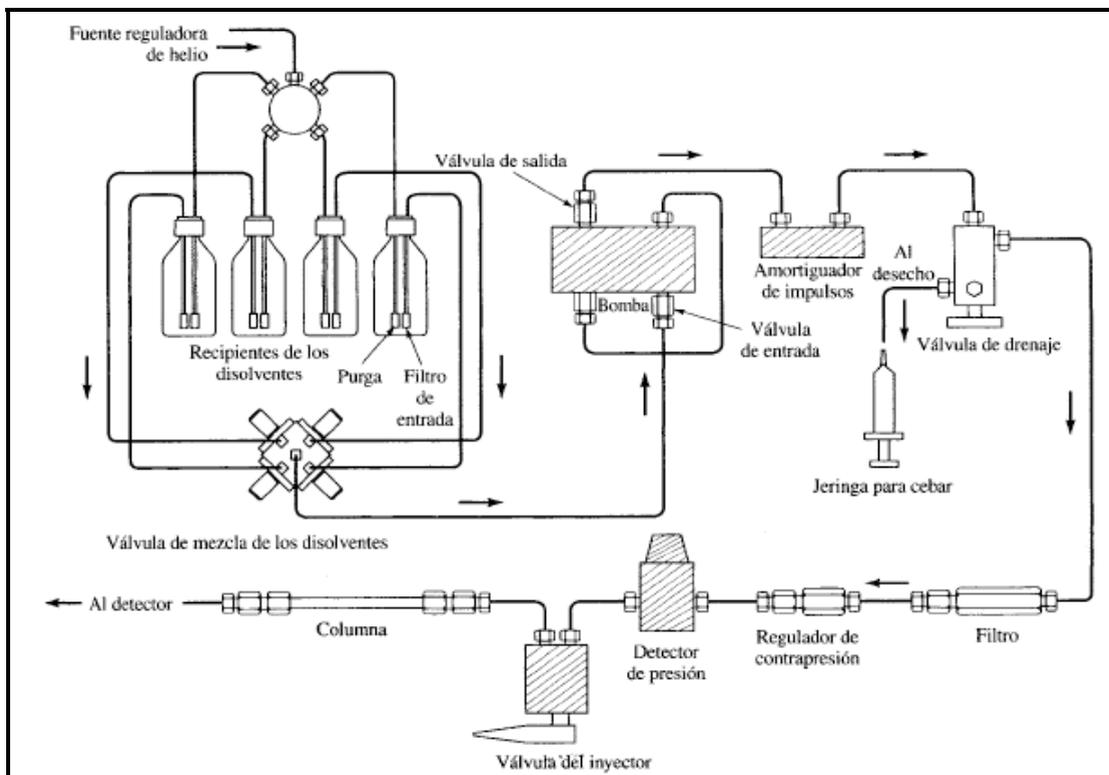


Figura 7. Diagrama de componentes de un HPLC (Skoog *et al.*, 2005)

Para el análisis de los analitos de interés se utilizó la cromatografía de intercambio iónico. En este tipo de cromatografía la retención se basa en la atracción electrostática entre los iones en solución y las cargas inmovilizadas de la fase estacionaria. Los iones de la misma carga son excluidos mientras que los de carga opuesta son retenidos por la columna.

Se distinguen dos tipos de cromatografía de intercambio iónico, la que se basa en la utilización de supresores y en la que sólo se utiliza una columna, éstas se diferencian en el método empleado para evitar que la conductividad del eluyente interfiera con la medición de la conductividad del analito .

En la cromatografía iónica con columnas supresoras, el módulo supresor se empaca con otra resina de intercambio de iónico, que convierte de forma selectiva los iones de disolvente que se utiliza de fase móvil en especies moleculares menos ionizables y, además, no altera la conductividad por los iones del analito. Este tipo de módulos o columnas supresoras suelen estar después de la columna de intercambio de iones.

En general los intercambiadores iónicos favorecen la unión de iones de elevada carga y de radio pequeño. Un incremento en la concentración del contraión (respecto a los grupos funcionales de la resina) reduciendo el tiempo de retención.

Para los analitos cloruros, sulfatos, nitratos se utilizó la cromatografía iónica en columna sencilla, la cual se basa en las pequeñas diferencias en conductividad entre los iones de la muestra y los que predominan en el eluyente. Para amplificar estas diferencias de conductividad, se emplean intercambiadores iónicos de baja capacidad que permite utilizar soluciones eluyentes de baja concentración electrolítica y conductividad (Skoog *et al.*, 2005).

2.3.2. Espectrofotometría de absorción atómica

La espectrometría de absorción atómica (AAS) es un método de determinación unielemental y sirve para determinar unos pocos elementos sin cambiar la fuente y esto se debe a que los átomos libres en estado fundamental pueden absorber la luz a una cierta longitud de onda. La absorción es específica, por lo que cada elemento absorbe a longitudes de onda únicas y una cualidad de la absorción atómica es la ausencia de interferencias espectrales de otras líneas atómicas o iónicas.

La AAS (Figura 8) es un método instrumental que está basado en la atomización del analito que se encuentra en la muestra en forma líquida y que utiliza comúnmente un nebulizador o un pre-quemador con el objetivo de crear una niebla de la muestra y un quemador con forma de ranura que da una llama con una longitud de trayecto más larga con la cual los analitos son atomizados, posteriormente estos son irradiados por un haz de luz de determinada longitud de onda que es emitida por una lámpara de cátodo hueco construida con el mismo analito a determinar, luego este haz de luz llega a un monocromador y posteriormente a un detector, la cantidad de luz absorbida después de pasar a través de la llama determina la cantidad de analito existente en la muestra (Skoog *et al.*, 2005).

La absorción y la concentración del analito, están cuantitativamente relacionados con la ley de Beer-Lambert (Ec. 12).

$$A = \epsilon l c \quad (\text{Ec. 12})$$

Donde:

A = absorbancia

ϵ = coeficiente de absorptividad molar

l = Longitud del camino óptico

c = concentración del analito

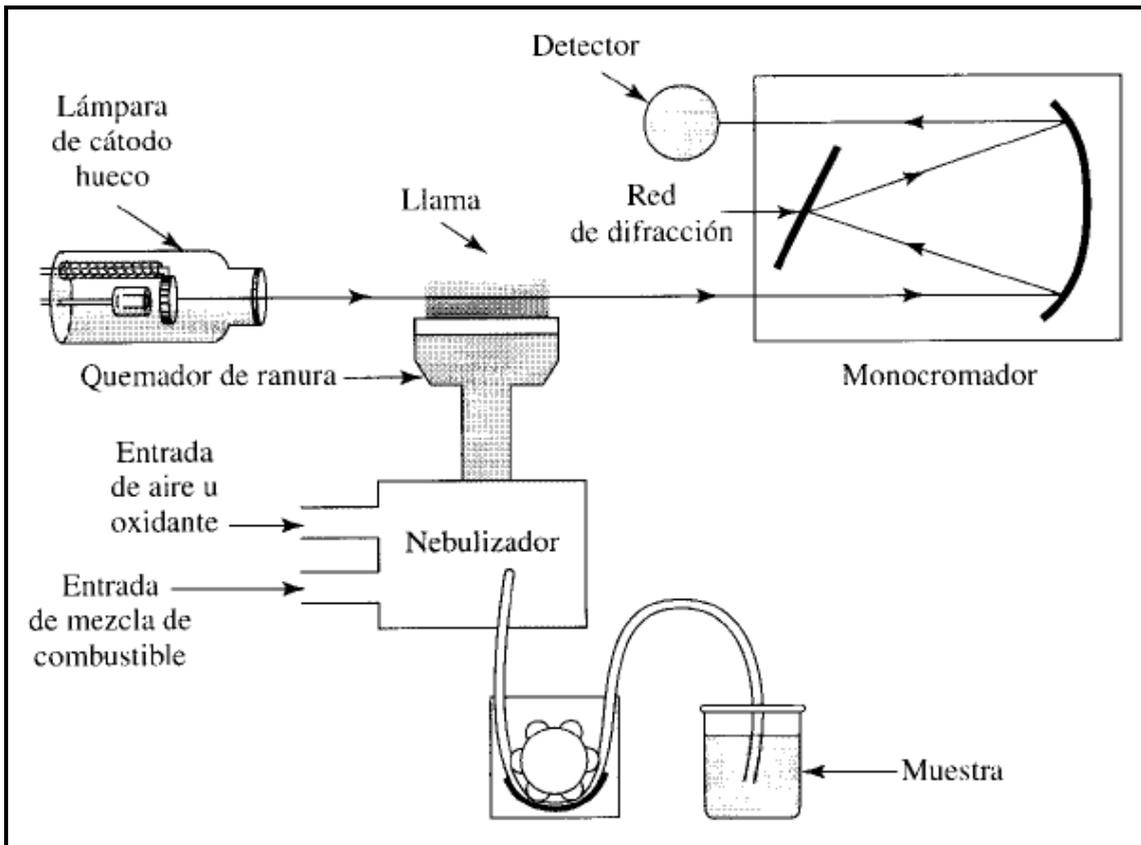


Figura 8. Diagrama de los componentes de un AAS

2.4 Gases

Para realizar las mediciones de la concentración de gases en el sitio de estudio, se utilizó la unidad móvil del Centro de Ciencias de la Atmósfera, la cual cuenta con los detectores adecuados para la determinación de ozono, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono y dióxido de azufre presentes en la atmósfera.

2.4.1 Analizador de Ozono

El instrumento utilizado para la determinación de ozono, es un analizador por absorción ultravioleta API 400A. Este equipo se fundamenta en el hecho de que la molécula de ozono tiene una absorción máxima a 254 nm a causa de una resonancia electrónica interna, por esta razón el espectrofotómetro de absorción monocromático del equipo utiliza una lámpara de mercurio de baja presión.

En este equipo se irradia alternativamente la muestra del aire a analizar y una muestra de aire a la cual se le ha eliminado el ozono mediante un catalizador “scrubber”; de esta manera un fotómetro mide la absorción de la radiación ultravioleta y así se eliminan las interferencias continuamente (Figura 9) (<http://www.sma.df.gob.mx>).

Utilizando la relación de Beer-Lambert e introduciendo los valores de presión y temperatura se obtiene el valor de la concentración (Ec. 13).

$$[O_3] = \frac{10^9}{\alpha \times L} \times \frac{T}{273K} \times \frac{29.92inHg}{P} \times \ln \frac{I}{I_0} \quad (\text{Ec. 13})$$

Donde:

I = Intensidad de luz que atraviesa la muestra

I_0 = Intensidad de luz que atraviesa la muestra libre de ozono

α = Coeficiente de absorción

L = Longitud de recorrido

$[O_3]$ = Concentración de ozono en ppb

T = Temperatura de la muestra en grados Kelvin

P = Presión en pulgadas de mercurio

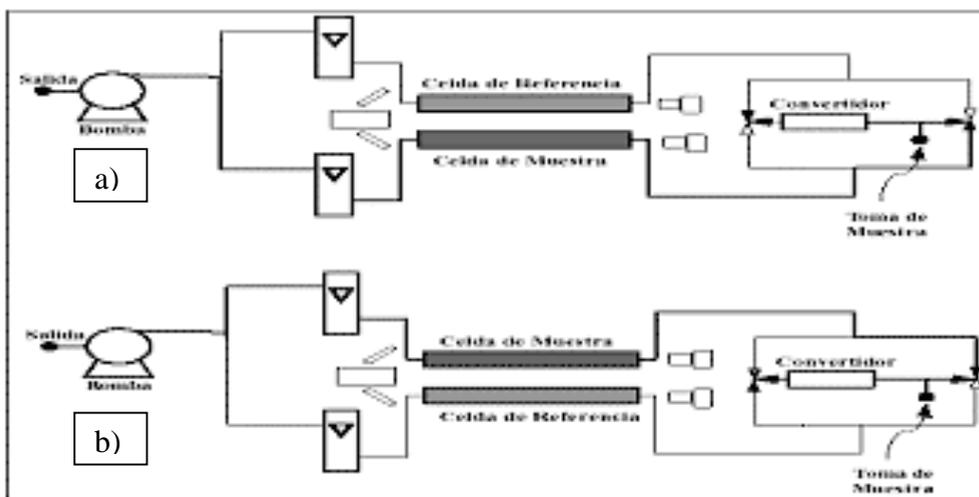


Figura 9. Diagrama del analizador de ozono.

a) el haz de luz pasa por la muestra, b) el haz de luz pasa por la referencia. (<http://www.sma.df.gob.mx/simat/gif3.htm>)

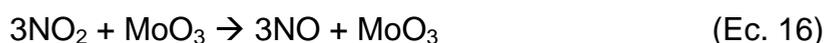
2.4.2 Analizador de Óxidos de Nitrógeno

Para determinar la concentración de óxido nítrico (NO), dióxido de nitrógeno (NO₂) y óxidos de nitrógeno totales (NO_x) presentes en el aire, se utilizó un analizador API 200A. Este instrumento se basa en el método de quimioluminiscencia, en el cual se mide la intensidad luminosa resultante de la reacción entre el óxido nítrico y el ozono, siendo esta intensidad directamente proporcional a la concentración de óxido nítrico presente en la muestra de aire.



Tal como se puede observar en las ecuaciones 14 y 15 las moléculas de óxido nítrico reaccionan con el ozono, generando dióxido de nitrógeno en estado excitado, que posteriormente pasa a su estado basal (menor energía) emitiendo el exceso de energía en forma de luz, la cual es detectada por un tubo fotomultiplicador que transforma las señales en concentración con ayuda de un microprocesador.

Para medir el dióxido de nitrógeno en la muestra es necesario reducirlo a óxido nítrico, para llevar a cabo este proceso se utiliza un convertidor catalítico como el molibdeno a temperatura de 315 °C (Ec. 16).



En el equipo, la muestra de aire pasa por un solenoide intercaladamente a la cámara de reacción y al convertidor catalítico, cuando pasa directamente hacia la cámara, la concentración que detecta el equipo es el óxido nítrico y cuando pasa con anterioridad a través del convertidor catalítico la concentración detectada es la suma del dióxido de nitrógeno y el óxido nítrico, es decir, la concentración de óxidos de nitrógenos totales, por lo tanto la diferencia entre estos dos valores corresponde a la concentración del dióxido de nitrógeno (Figura 10) (<http://www.sma.df.gob.mx>).

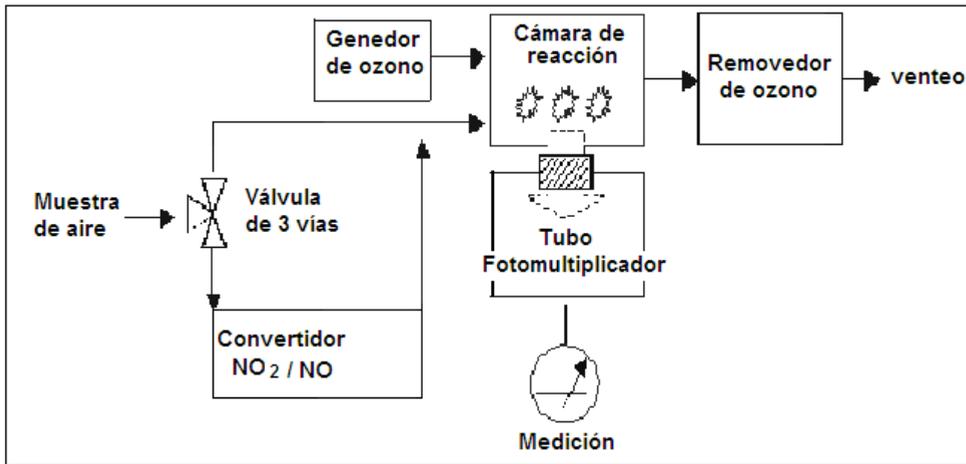


Figura 10. Diagrama del analizador de NO y NO₂ (<http://www.sma.df.gob.mx/simat/gif4.htm>)

2.4.3 Analizador de Bióxido de Azufre

El analizador API 100A es un instrumento utilizado para la determinación de SO₂, que se basa en la medición de la fluorescencia. En este equipo la muestra de aire se irradia con una lámpara de luz ultravioleta que posee un filtro, el cual hace que solo pase la radiación de 214 nm para de esta manera excitar a las moléculas de dióxido de azufre, las cuales posteriormente decaen a un estado electrónico de menor energía emitiendo luz en el intervalo de 220 a 240 nm (Ec. 17 y 18).



(Ec. 18)

Esta emisión de luz pasa por un filtro de 250 a 390 nm y es detectada por un tubo fotomultiplicador que transforma la intensidad en señales y finalmente en concentración de SO₂ (Figura 11). Para evitar interferencias a causa de hidrocarburos el equipo cuenta con un supresor de estos (<http://www.sma.df.gob.mx>).

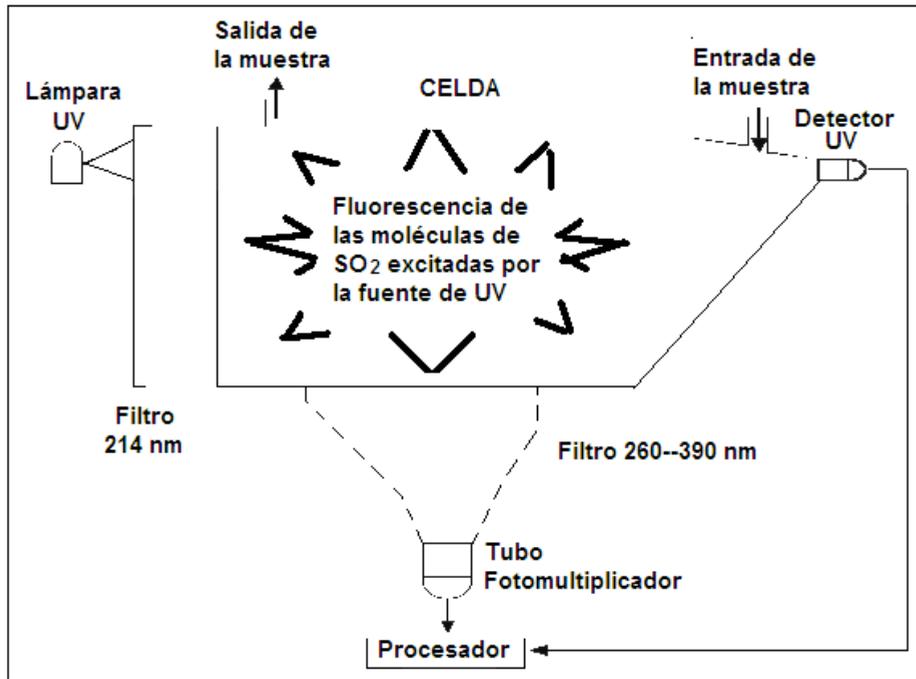


Figura 11. Diagrama del analizador de SO₂ (<http://www.sma.df.gob.mx/simat/gif5.htm>)

2.4.4 Analizador de Monóxido de Carbono

La determinación de la concentración de monóxido de carbono se basa en la absorción de radiación infrarroja a longitudes de onda cercana a 4.7 μm , el equipo utilizado es el analizador API 300.

En este equipo se utiliza una luz infrarroja que es generada por un elemento incandescente, la cual pasa a través de una rueda giratoria que causa que la luz se alterne entre una celda llena de nitrógeno (celda de medición) y una de monóxido de carbono y nitrógeno (celda de referencia), es decir, el haz de luz se modula en pulsos de referencia y de medición a una frecuencia de 30 ciclos por segundos, este haz de luz una vez en la cámara de reacción es reflejado internamente por la acción de espejos colocados en los extremos de la cámara. Dentro de la cámara de reacción se mantiene un flujo constante de aire ambiental. Cuando el haz pasa por la mitad que contiene nitrógeno puro, la energía infrarroja lo traspasa sin sufrir mayor atenuación, produciendo un haz de medición que al llegar a la cámara de reacción sufrirá una atenuación por efecto de las moléculas de CO. Posteriormente el haz infrarrojo atraviesa la mitad del filtro de gas conteniendo CO saturado, y la energía infrarroja es

atenuada totalmente y el CO existente en la muestra de aire no puede atenuar más la señal.

El efecto del filtro rotatorio es producir una señal modulada, cuya amplitud es proporcional a la concentración de CO en la muestra. Finalmente el haz sale de la cámara hacia un detector de energía infrarroja, la respuesta del detector es procesada electrónicamente para determinar la concentración del compuesto. La salida del detector es electrónicamente desmodulada para generar dos señales de corriente directa, CO medido y CO de referencia, estos voltajes son proporcionales a la intensidad de la luz en el detector durante el pulso de medición y el pulso de referencia (Figura 12). La presencia de otros gases en la cámara de reacción no causan modulación de la señal detectada ya que atenúan por igual los haces de referencia y de medición. Esta técnica se conoce como método de correlación de IR (<http://www.sma.df.gob.mx>).

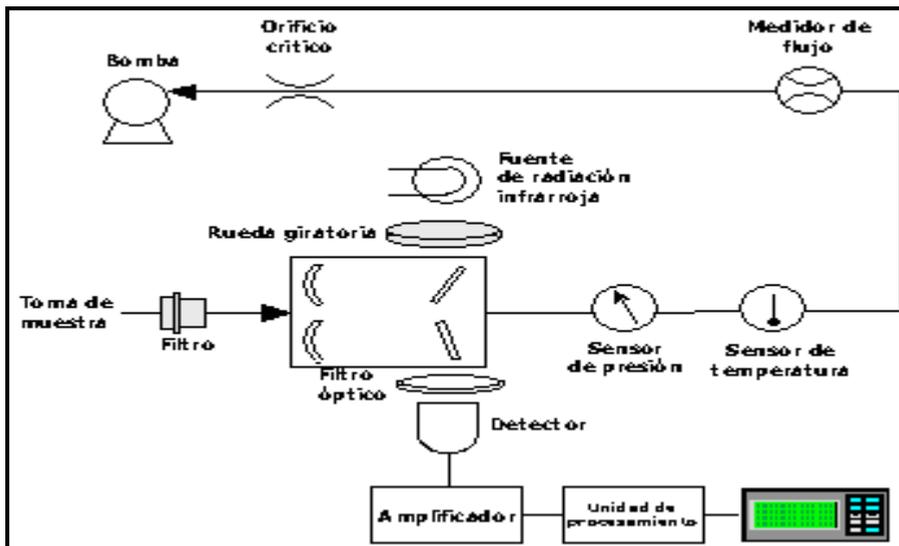


Figura 12. Diagrama del analizador de CO (<http://www.sma.df.gob.mx/simat/gif6.htm>)

2.5. Propiedades ópticas

Las mediciones de las propiedades ópticas de los aerosoles presentes en el sitio de estudio se realizaron tomando muestras a una altura de aproximadamente tres metros con la ayuda de una manguera de silicón que evita la acumulación o la pérdida de partículas de aerosol debido a la estática. Se tomaron muestras cada diez segundos y se promediaron cada minuto, durante las 24 horas del día, utilizando un contador de partículas (CPC, TSI, modelo 3010), un nefelómetro (Radiance Research, modelo M903) un fotómetro de absorción (PSAP, Radiance Research) y un contador óptico de partículas (LASAIR II, PMS, modelo 310A). Estos datos fueron registrados por el sistema de adquisición de datos SAD (Figura 13).

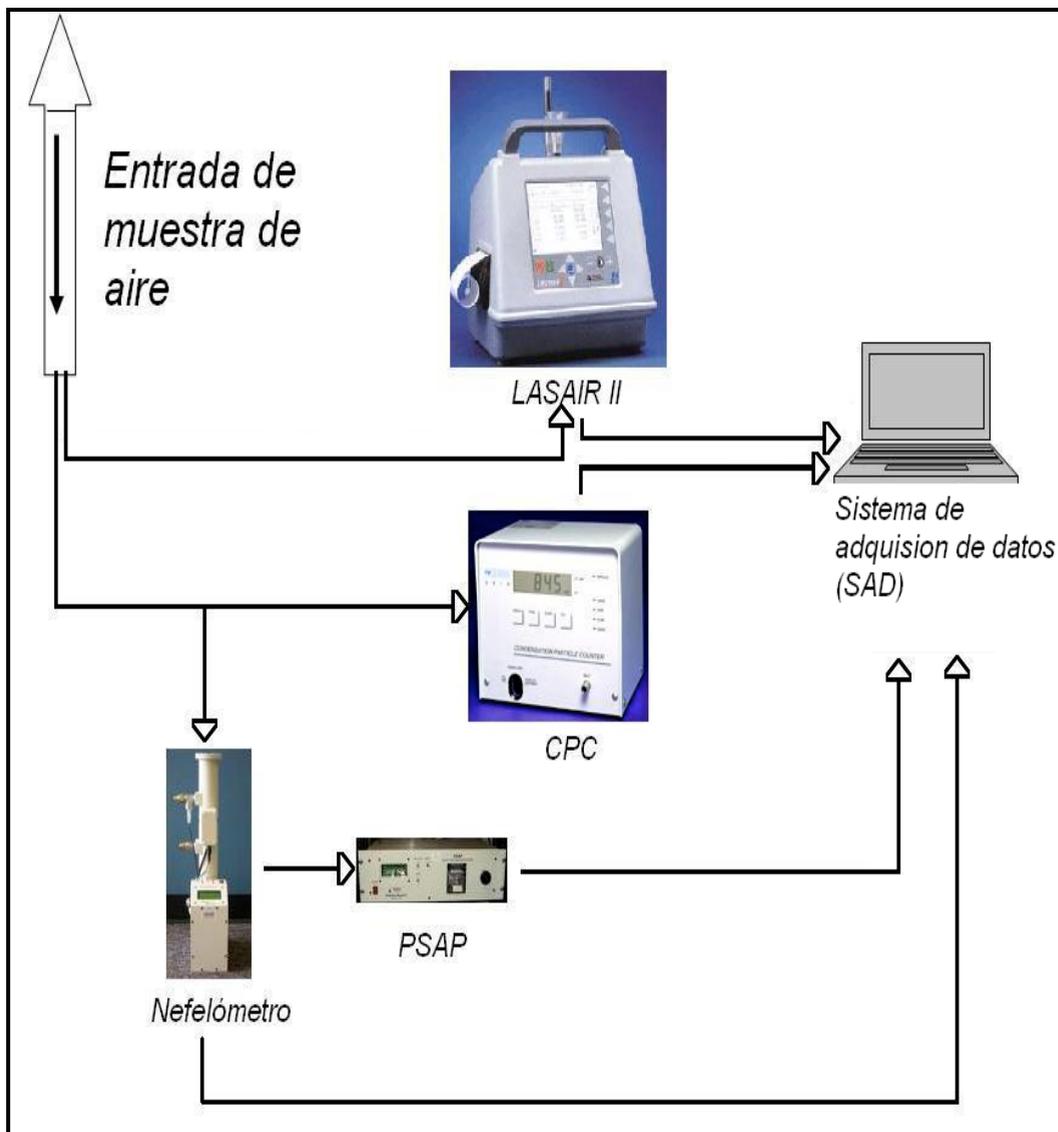


Figura 13. Equipos utilizados para la medición de propiedades ópticas

2.5.1 Contador de partículas (CPC)



Figura 14. Contador de partículas (CPC)

El contador de partículas es utilizado para determinar el número de partículas presente en una muestra de aire con diámetro de 0.01 a 3 μm ; debido al diámetro tan pequeño, la detección y la contabilidad de las partículas se dificulta, por ello el equipo hace que las partículas de aerosol aumenten de tamaño con la ayuda de butanol (Figura 15).

Una vez que las partículas de aerosol entran al equipo pasan por una cámara de saturación, la cual se encuentra a temperatura alta y saturada por alcohol n-butílico en estado gaseoso, el cual se combina con las partículas. La temperatura alta favorece que las partículas asciendan hacia la cámara de condensación por un proceso de convección natural en donde son templadas, gracias a una bomba termoeléctrica de enfriamiento, es decir, se condensan aumentando de tamaño. Inmediatamente, estas gotas de aerosol son dirigidas hacia la cámara de detección, en donde se hace pasar un rayo de luz proveniente de un diodo láser que tiene longitudes de onda muy cercanas entre sí, por lo tanto adicionalmente se utilizan unos lentes enfocadores o colimadores y de esta manera el rayo de luz unidireccional incide sobre las gotas de aerosol, haciendo que el rayo de luz sea dispersado. Posteriormente

estos rayos de luz son enfocados por lentes esféricas y dirigidos hacia un fotodetector que cuantifica la radiación óptica que incide sobre la superficie sensora convirtiendolos a pulsos eléctricos, los cuales pasan a un microprocesador que los transforma en concentración (partículas/m³) (Condensation Particle Counter, Manual de operación. Modelo 3010, TSI Inc.).

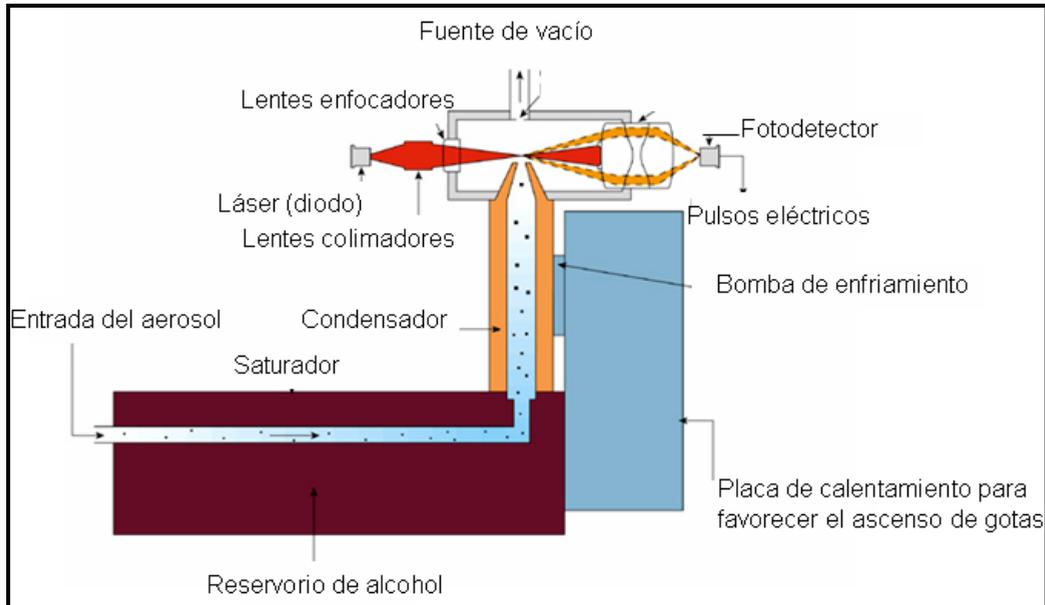


Figura 15. Diagrama de funcionamiento del contador de partículas (Condensation Particle Counter, Manual de operación. Modelo 3010, TSI Inc)

2.5.2 Contador óptico de partículas (LASAIR II)



Figura 16. Contador óptico de partículas (LASAIR II)

El LASAIR II es empleado al igual que el CPC para determinar el número de partículas presentes en una muestra de aire, con la única diferencia de que el LASAIR II registra seis diferentes tamaños de diámetro 0.3, 0.5, 1.0 5.0, 10.0 y 25.0 μm .

La muestra de aire es introducida a la cámara de análisis donde un haz de luz proveniente de un diodo láser incide sobre las partículas de aerosol presentes en la muestra, las cuales dispersan la luz en diferentes direcciones, y mediante una serie de espejos esta radiación es enfocada para poder garantizar que sea registrada por un fotodetector, el cual transforma esta radiación en pulsos eléctricos, que son transformados en concentración de partículas (partículas/ m^3) por microprocesador (Figura 17). La altura de la señal corresponde al tamaño de las partículas y el número de pulsos equivale a su concentración (LASAIR II. Manual de Operación. Modelo 310A. PMS).

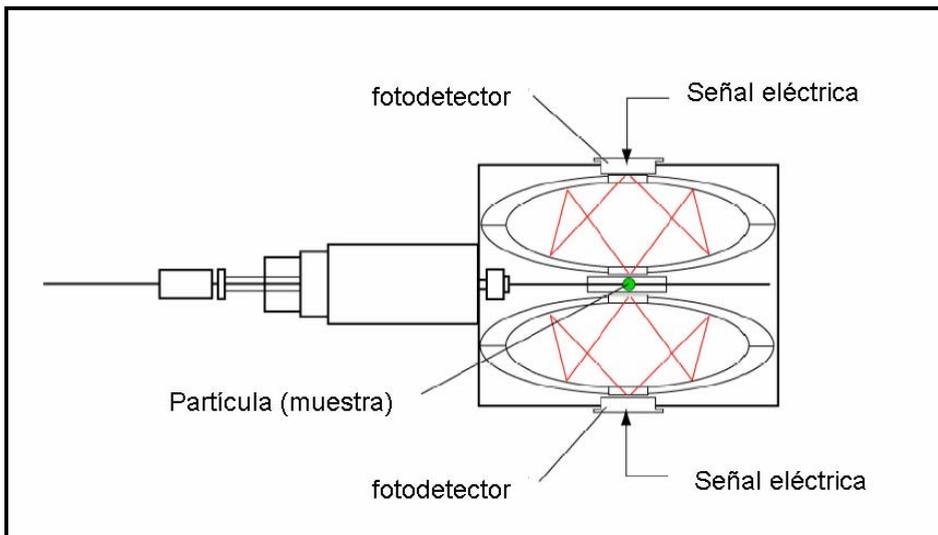


Figura 17. Diagrama de funcionamiento del contador óptico de partículas (LASAIR II, Manual de Operación. Modelo 310A. PMS)

2.5.3 Nefelómetro



Figura 18. Nefelómetro

El nefelómetro es un instrumento muy utilizado en estudios de visibilidad atmosférica y calidad del aire, gracias a que mide el coeficiente de dispersión de la luz (σ_s). Cuando hay menor concentración de partículas presentes en la muestra, menor intensidad de luz se dispersa, pero a mayor concentración más intensidad de luz llega al sensor. La intensidad de luz y la concentración de partículas de la muestra son proporcionales.

El nefelómetro es un cilindro de 56 cm de largo en el cual una lámpara irradia la muestra de aire con un haz de luz, la cual ha pasado por un filtro óptico que hace que tenga una longitud de onda de 530 nm y la diferencia de luz dispersada por las partículas de aerosol es medida con un detector fotomultiplicador (Figura 19).

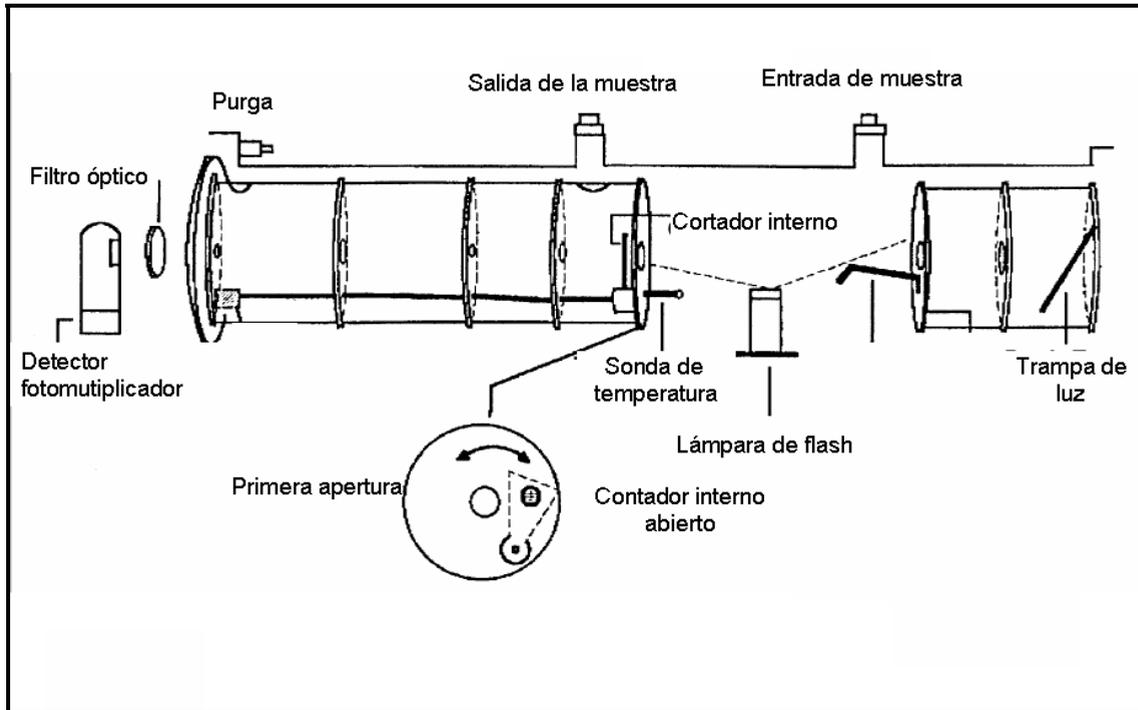


Figura 19. Diagrama de funcionamiento del Nefelómetro (Nephelometer, Manual de Operación, Modelo M903. Radiance Research)

El nefelómetro cuenta con sensores de presión, temperatura y humedad que corrigen las variaciones en las mediciones por efecto de la dispersión del aire (Nephelometer, Manual de Operación, Modelo M903. Radiance Research).

2.5.4 Fotómetro de absorción (PSAP)



Figura 20. Fotómetro de absorción (PSAP)

Este instrumento se utiliza para medir en tiempo real el coeficiente de absorción de la luz (σ_a), con el cual se puede estimar la concentración de las partículas finas de hollín presente en la atmósfera del sitio de muestreo.

El PSAP se basa en la técnica de platos integrados (Bond *et al.*, 1999), en donde se relaciona la ley de Beer con un coeficiente de calibración. En este instrumento un rayo de luz de un diodo emisor (LED) a una longitud de onda de 565 nm incide en un filtro de cuarzo de 10 mm, donde se han depositado partículas de aerosol y la transmisión óptica del filtro se mide con un fotodiodo, la cual se relaciona con el coeficiente de absorción, de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\sigma_a = \frac{\text{Area}}{\text{Volumen}} \text{Ln} \left(\frac{I}{I_0} \right) \quad (\text{Ec. 19})$$

Donde: I es la intensidad de luz transmitida e I_0 es la intensidad de la luz original, es decir, antes de que pase el filtro (Figura 21). El área es la que ocupan las partículas de aerosol en el filtro y el volumen se refiere a la cantidad de aire que ingresa al equipo (Baumgardner *et al.*, 2007); para esto se utiliza una bomba de vacío la cual garantiza un flujo fijo de 0.5 L/min.

En el PSAP se compara continuamente la transmisión óptica del filtro de muestreo con uno de referencia (Particle Soot Absorption Photometer, Manual de Operación., Radiance Research).

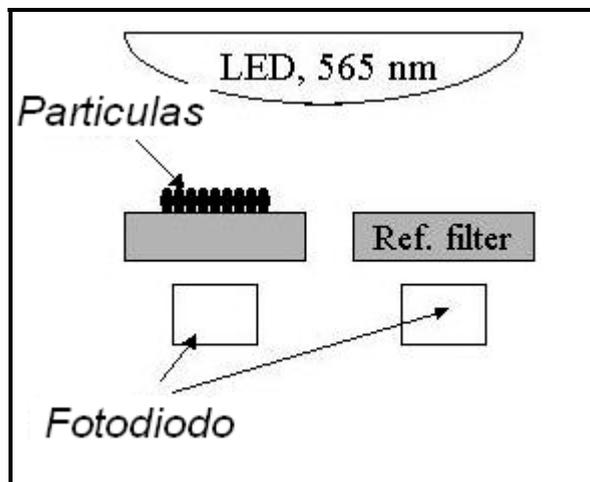


Figura 21. Diagrama del funcionamiento del Fotómetro de absorción (Particle Soot Absorption Photometer, Manual de Operación, Radiance Research)

El coeficiente de absorción de luz se corrige mediante la ecuación 20 debido a que el PSAP, interpreta cerca del 2 % de la dispersión como absorción, una vez corregido este efecto, la absorción medida es 22 % mayor que la absorción de referencia.

$$\sigma_a = \frac{\sigma_m - 0.02\sigma_s}{1.2} \quad (\text{Ec. 20})$$

Donde σ_a es el coeficiente de absorción corregido, σ_m es el coeficiente de absorción medido por el instrumento y σ_s es el coeficiente de dispersión (Bond *et al.*, 1999).

2.6 Equipos para coleccionar y analizar partículas atmosféricas

2.6.1 Impactador de cascada MOUDI



Figura 22. Impactador de cascada MOUDI

En la determinación de iones en partículas presentes en la atmósfera se utilizó un impactador de cascada MOUDI (Micro-Orifice Uniform Deposit Impactor), por sus siglas en inglés), este equipo cuenta con ocho etapas, las cuales permiten separar las partículas de acuerdo con su diámetro aerodinámico de 10, 5.6, 3.2, 1.8, 1.0, 0.56, 0.32 y 0.18 μm (Figura 22).



Figura 23. Etapa de impactación.

En este equipo cada etapa posee un plato de impactación (Figura 23) sobre el cual se coloca un sustrato de aluminio o de policarbonato dependiendo del tipo de muestreo que se desee realizar, estos platos son asegurados o fijados mediante imanes impidiendo que se muevan durante el muestreo (Figura 24), adicionalmente al equipo se le adapta una bomba de vacío externa, la cual permite tomar una muestra de aire de la atmosfera continuamente con un flujo constante, para asegurar que las partículas de aerosol puedan ser colectadas a bajas velocidades de flujo y a su vez evitar caídas excesivas de presión, cada plato de impactación posee microrifícios (Tabla 7). Cabe mencionar que cuando los microrifícios están tapados ocurre una caída de presión que puede ser observada en alguno de sus dos manómetros dependiendo de la etapa obstruida (de 0.18 – 10 μm o de 0.18 – 1.0 μm).

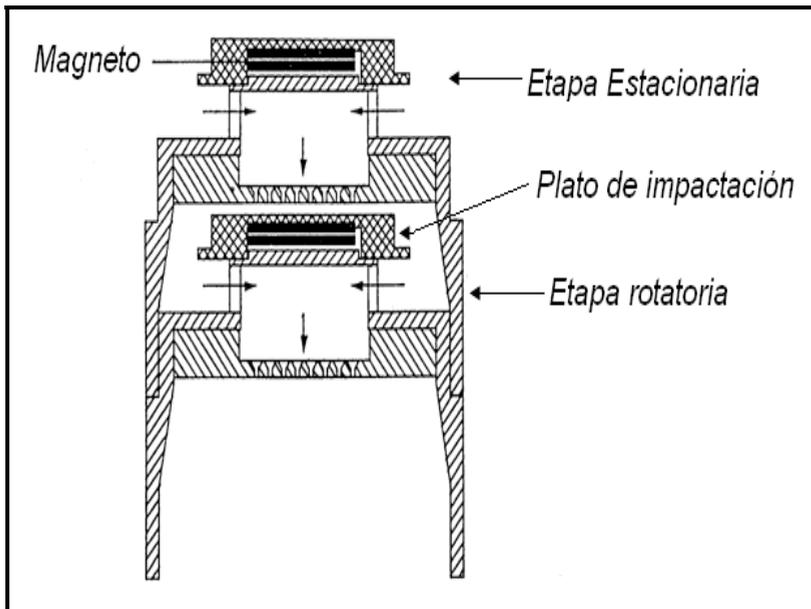


Figura 24. Diagrama de una etapa del MOUDI. (Marple *et al*, 1991).

Para cada etapa existe un tamaño nominal de partículas y un número determinado de orificios (Tabla 7):

Tabla 7. Tamaños nominales en un impactador de 8 etapas (Marple *et a.*, 1991)

ETAPA	Tamaño nominal (μm)	Orificios por etapa
0	18	1
1	10.0	3
2	5.6	10
3	3.2	10
4	1.8	20
5	1.00	40
6	0.56	80
7	0.32	900
8	0.18	900

Los impactadores de cascada MOUDI funcionan de igual manera que un impactador inercial de cascada con múltiples orificios (Baron, 2001). En este equipo el aire muestreado pasa por cada una de las etapas empezando por la de tamaño nominal más grande, logrando que las partículas con alta inercia, es decir, las partículas de tamaño mayor que el tamaño nominal del plato de impactación choquen contra este, impidiéndolas seguir las líneas de flujo, mientras que las otras continúan hacia la siguiente etapa; de esta manera se colectan las partículas en cada etapa (Figura 25). Para asegurar una

deposición más uniforme y homogénea, algunas etapas giran mientras que otras permanecen estacionarias (Marple et al., 1991).

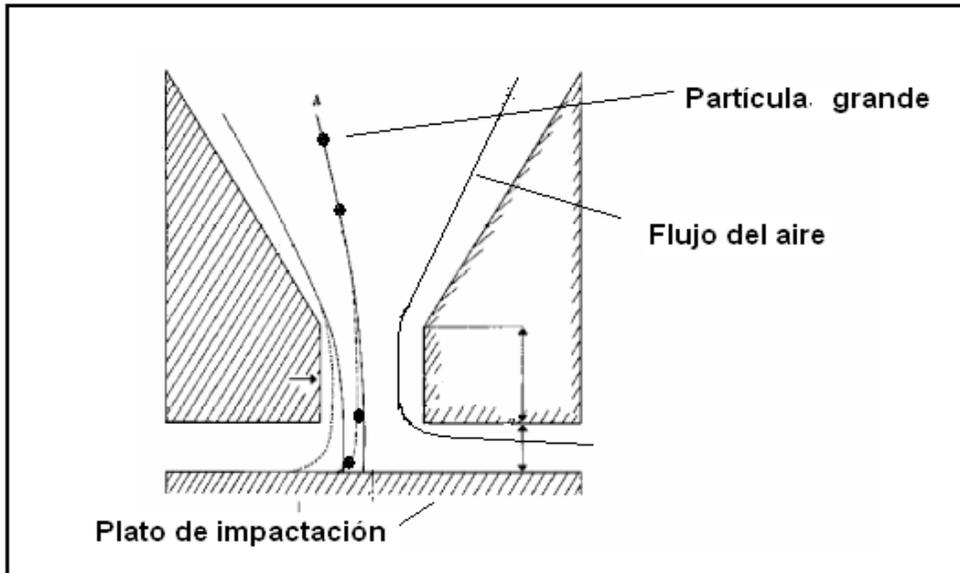


Figura 25. Diagrama esquemático de la impactación de las partículas (Marple et al., 1991)

El MOUDI presenta una eficiencia de colecta de partículas en cada etapa, el cual se puede visualizar por un sistema de curvas que poseen pendientes infinitas (Figura 26), observándose que todas las partículas de tamaño mas pequeños que el nominal pasan a la siguiente etapa y las partículas de mayor tamaño nominal serán colectadas (Marple et al., 1991).

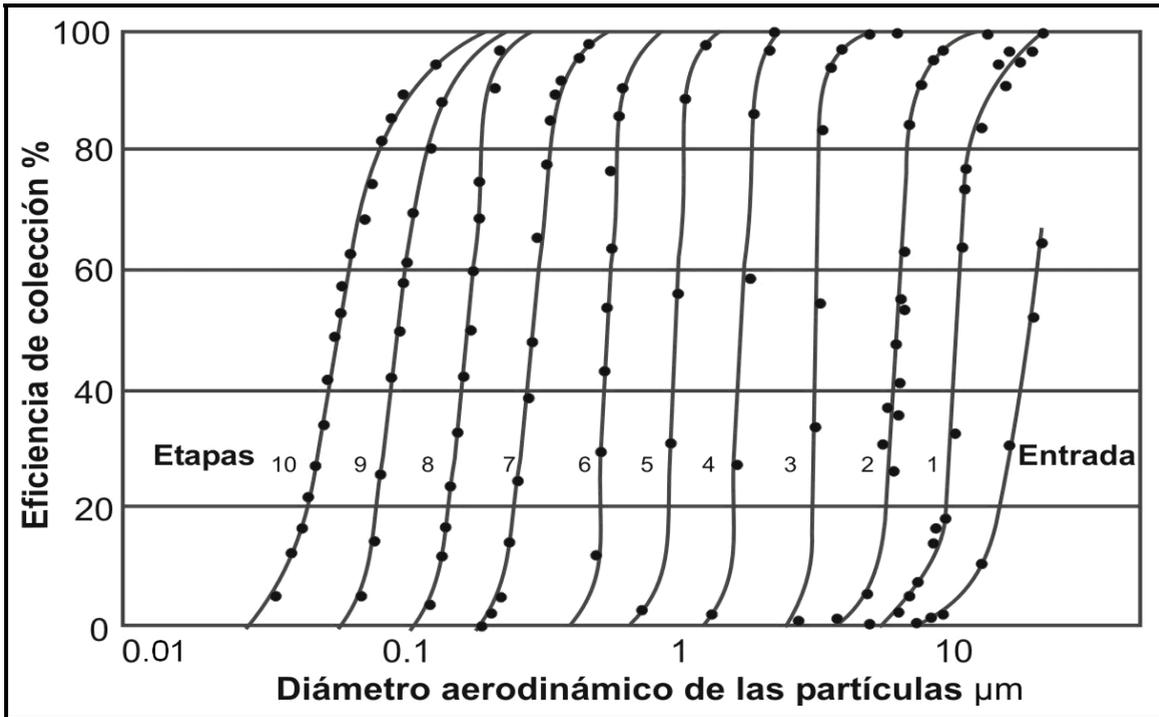


Figura 26. Curvas de eficiencia del impactor de cascada MOUDI (Marple *et al.*, 1991)

2.6.2 Analizador de carbono



Figura 27. Analizador de carbono UIC CM5014 (<http://www.uicinc.com>)

Para determinar el contenido de *carbono total* presente en las partículas atmosféricas, se utilizó un analizador de carbono CM5014, el cual tiene la particularidad de realizar mediciones de *carbono orgánico*, *inorgánico* y *total*

tanto para muestras líquidas como para sólidas: en nuestro caso solo se realizó un análisis de carbono total a las muestras colectadas en sustratos de aluminio.

En este equipo el sustrato de aluminio es colocado en un portamuestra de porcelana, el cual posteriormente se introduce en un tubo de cuarzo cilíndrico que se encuentra a temperatura promedio de 700 °C, de esta manera se logra que en el proceso de combustión todo el carbono orgánico e inorgánico se oxide, ya que si trabajamos a temperaturas inferiores solo se va a oxidar el carbono inorgánico (carbonatos). Una vez que el carbono presente en la muestra se oxida, empieza a ser emitido en forma de CO₂ y es arrastrado por una corriente de oxígeno hacia una trampa de agua con el objetivo de eliminarla, luego se hace pasar este gas por un dispositivo que contiene perclorato de magnesio anhidrido y de esta manera garantizar que toda el agua ha sido eliminada. Posteriormente el gas pasa por otro dispositivo que contiene dicromato ácido en silogel y dióxido de manganeso por separado; el primero para evitar que pasen óxidos de nitrógeno y el segundo para evitar que los compuestos de azufre y halógenos den una mala cuantificación. Por último el gas se dirige hacia el coulómetro donde se realiza la cuantificación (Figura 28). El oxígeno que se utiliza como gas de arrastre se purificado con anterioridad haciéndose pasar por una solución de hidróxido de potasio al 45 %.

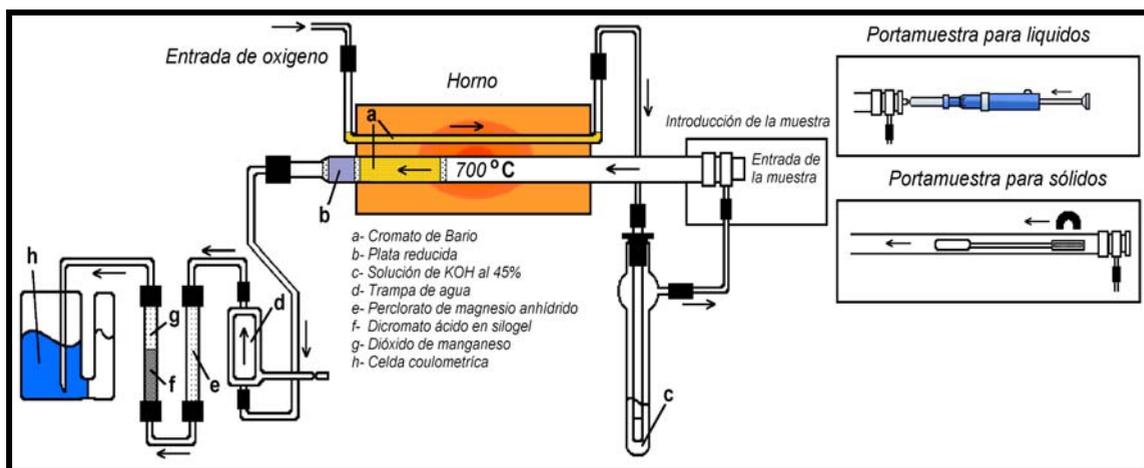


Figura 28. Diagrama de funcionamiento del analizador de carbono (<http://www.uicinc.com>)

Una vez el dióxido de carbono es arrastrado hacia la celda coulométrica, este reacciona de la siguiente manera:

A. Reacciones en la solución catódica**I. Absorción del CO₂ por la monoetanolamina****II. Generación electroquímica de OH⁻****III. Neutralización del CO₂ absorbido por la monoetanolamina con el OH⁻ generado electroquímicamente****B. Reacción en la solución anódica**

La *celda coulométrica* consta de dos compartimientos separados por una membrana, uno contiene solución de monoetanolamina, un indicador de pH y un electrodo de platino; el otro contiene yoduro de potasio y un electrodo de plata. Por la solución catódica pasa un haz de luz la cual llega a un sensor fotoeléctrico (Figura 29), cuando el CO₂ es absorbido por la HOCH₂CH₂NH₂, se forma el ácido HOCH₂CH₂NHCOOH, haciendo que el color azul de indicador desaparezca (Ec. 25).



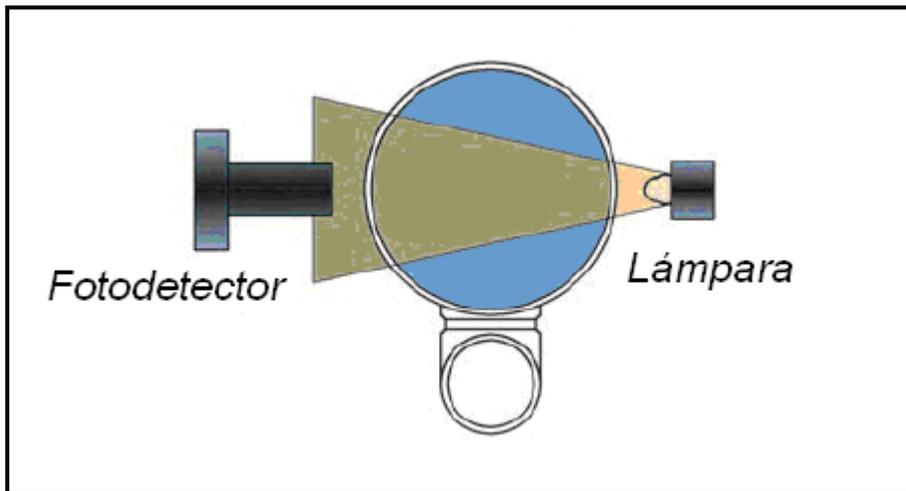


Figura 29. Diagrama del sistema de detección (<http://www.uicinc.com>)

El sensor fotoeléctrico (fotodetector) tiene como función registrar el cambio de color como porcentaje de transmitancia y cuando la solución retorna al color original (azul) se da por terminada la titulación o determinación de la concentración de carbono total.

Capítulo 3

3.1 Análisis de Gases

Los gases que se analizan son: monóxido de carbono (CO), bióxido de azufre (SO₂), ozono (O₃) y óxidos de nitrógeno (NO₂, NO), conocidos también como “gases criterio”. Estos gases atmosféricos se escogieron debido a que presentan los mayores riesgos para la salud humana.

3.1.1 Ozono (O₃)

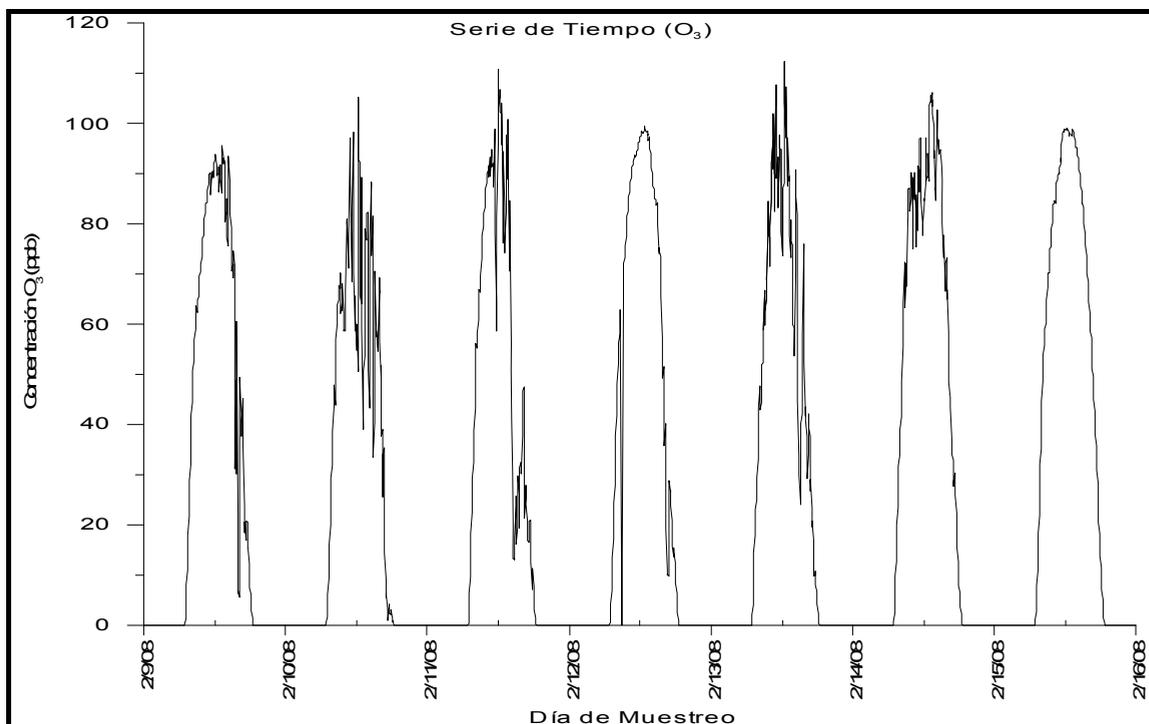


Figura 30. Serie de tiempo de ozono en ppb, durante toda la campaña

En la Figura 30 se observa que la concentración de ozono aumenta durante las horas de la mañana llegando a su punto más alto entre las 13 y 14 horas y posteriormente disminuye, este comportamiento se debe principalmente a que el ozono a nivel de la troposfera es un contaminante secundario que depende de los óxidos de nitrógeno (NO_x) y de los compuestos orgánicos volátiles (COV), los cuales mediante procesos fotoquímicos dan como producto el ozono.

La dependencia del ozono y la radiación solar se puede observar claramente en la Figura 31, en la cual los dos se comportan de igual manera incrementándose en las mañanas y atenuándose en las horas de la tarde. Por otro lado, la dependencia con el óxido de nitrógeno se observa en la Figura 32, esto es, a medida que aumenta el ozono la concentración del óxido disminuye y esto es debido a que el óxido de nitrógeno es muy reactivo y en presencia de luz solar reacciona fácilmente con el oxígeno formando ozono (Ecuaciones 20-22).

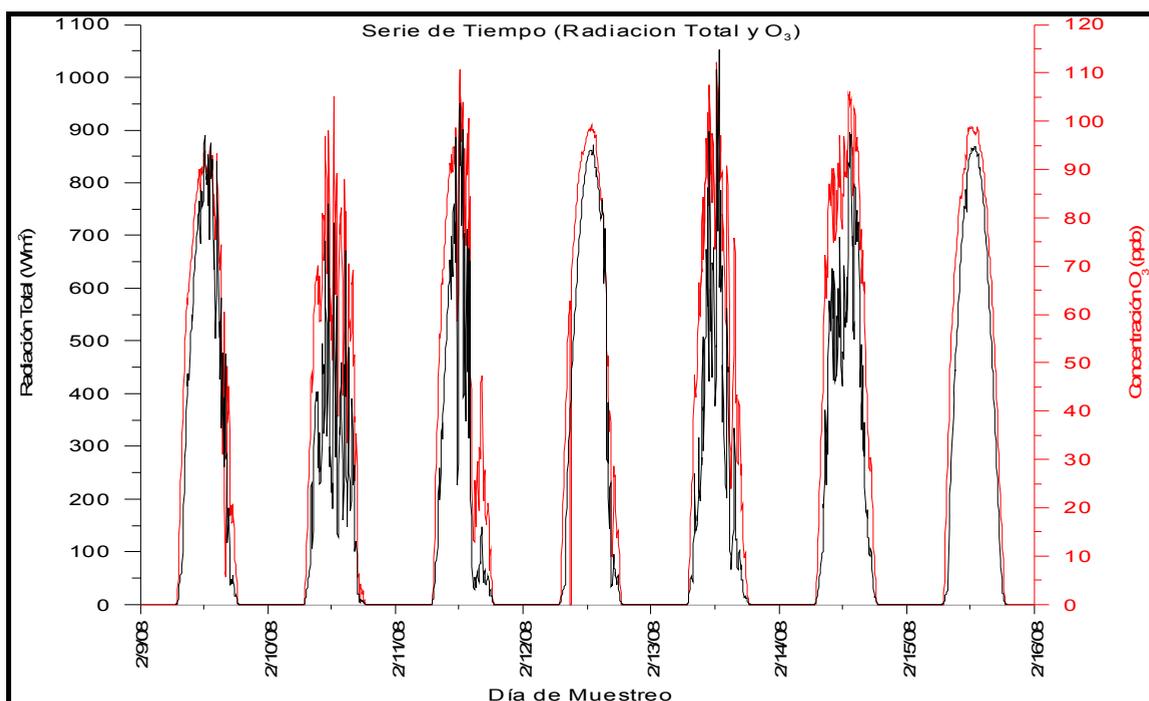


Figura 31. Series de tiempo de radiación total y ozono, durante toda la campaña

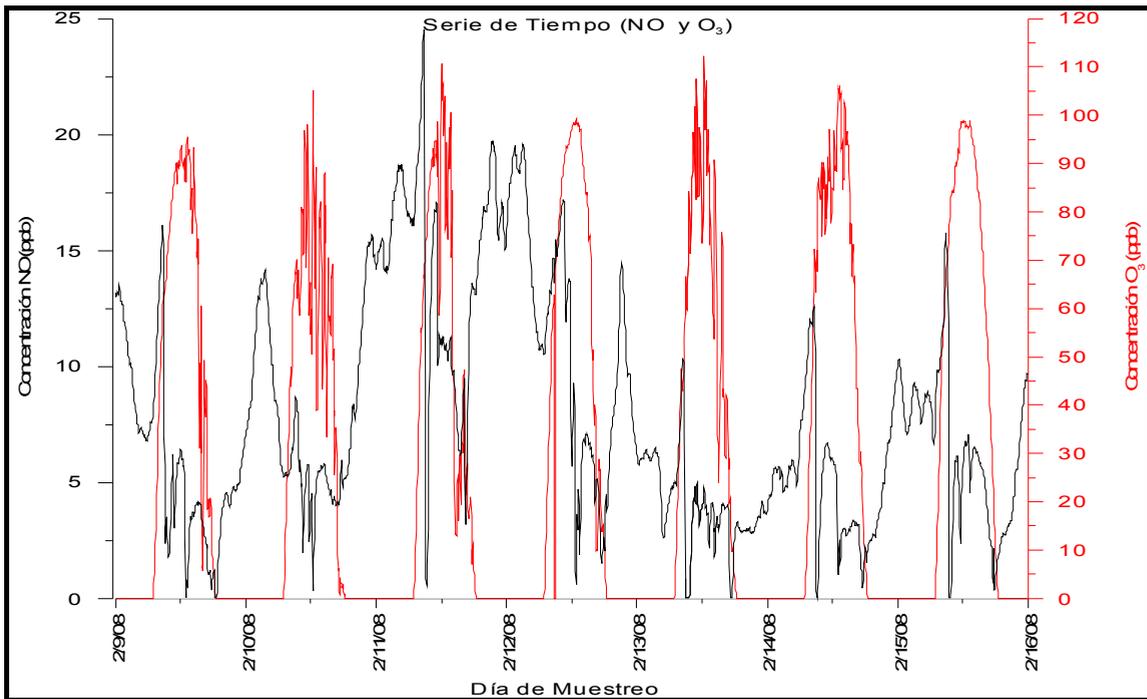


Figura 32. Serie de tiempo de óxido de nitrógeno y ozono, durante toda la campaña

Teniendo en cuenta que el ozono es considerado como uno de los contaminantes de mayor preocupación en la actualidad, debido a que es muy oxidante y afecta a los tejidos vivos, se realizaron promedios horarios (Figura 33) para hacer una comparación con la Norma Oficial Mexicana NOM-022-SSA1-1993, la cual fija como límite permisible 110 ppb, encontrándose que en ninguno de los días analizados se alcanzó este valor, pero se encontró que las concentraciones de ozono son considerablemente altas, pues durante toda la campaña estuvieron entre 90 a 100 ppb. El día de mayor concentración de ozono fue el 12 de febrero posiblemente debido a que este día fue el de mayor radiación solar y el menor fue el día 10, lo cual se puede asociar a que durante todo el día se observó la presencia de abundante nubosidad, lo cual disminuye la radiación total.

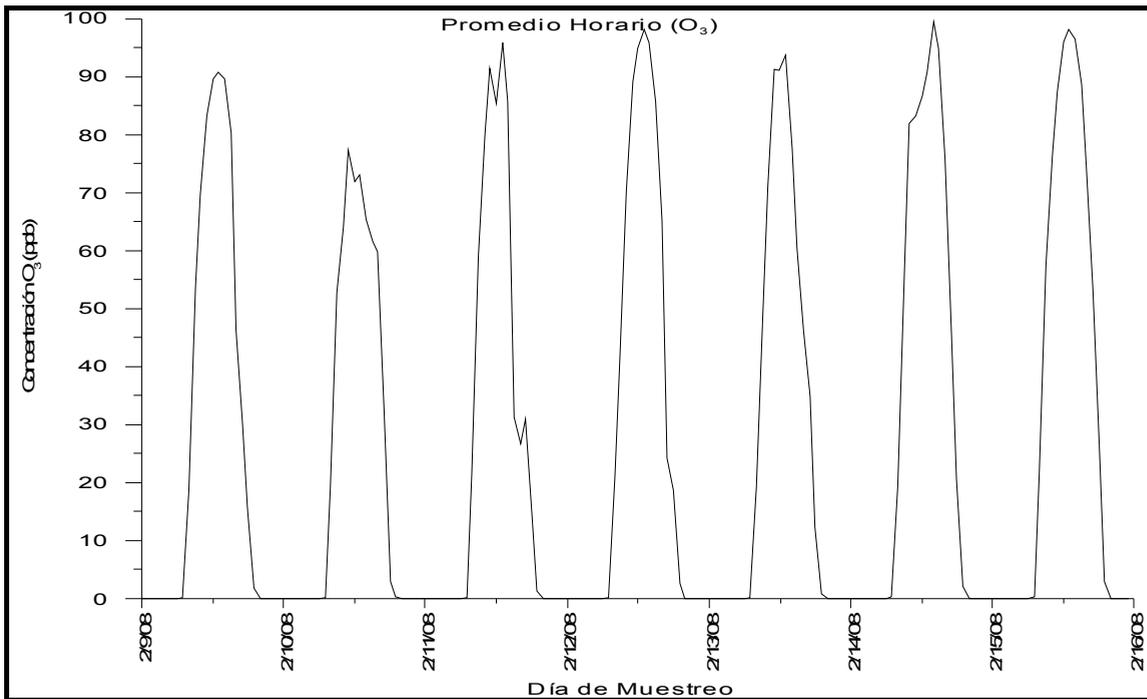


Figura 33. Serie de tiempo de ozono por promedio de una hora, durante toda la campaña

3.1.2 Monóxido de Carbono (CO)

Durante toda la campaña experimental, la concentración de monóxido de carbono tuvo un comportamiento variable tal como se observa en la Figura 34 en donde el día 15 de febrero (viernes) se reportan los valores más altos de concentración de este contaminante. Los vientos en este día provenían del SSW hacia nuestro sitio de muestreo (Anexo A), una hipótesis sería que los altos niveles de este contaminante pudieron ser originados de la ciudad de Coatepec, sitio turístico que durante los fines de semana presenta un aumento en el flujo vehicular.

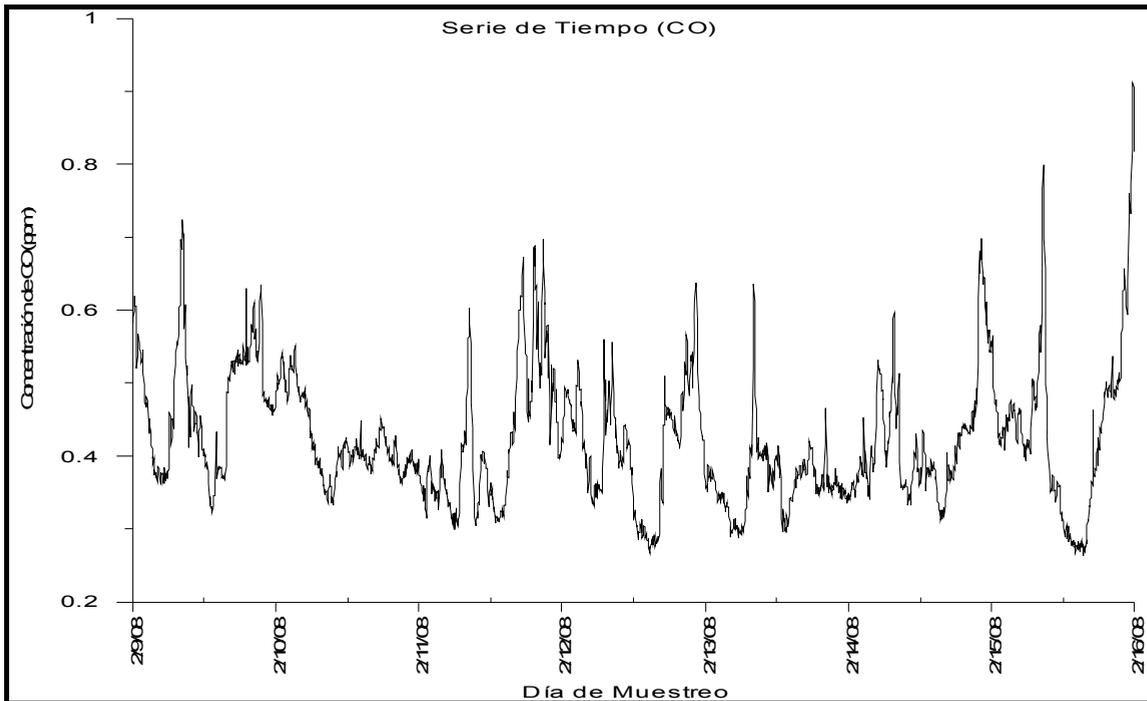


Figura 34. Serie de tiempo de monóxido de carbono en ppm, durante toda la campaña

La concentración alta de CO durante las horas de la tarde del día 14, está relacionada con la quema de caña de azúcar cerca del sitio de muestreo, la cual pudo haber sido la principal fuente emisora del monóxido de carbono.

Por otro lado, las concentraciones más bajas de CO se registraron durante la tarde del día 10, periodo en el cual el viento provenía del norte (anexo A), es decir, de la ciudad de Jalapa, posiblemente este valor bajo se deba a que en las tardes la actividad de la población disminuye y que adicionalmente se presentaron lluvias durante estas horas, lo cual pudo haber generado una limpieza en la atmosfera, y de esta manera no afectó de forma directa los valores de concentración en el sitio de muestreo.

En general se observa que a lo largo de la campaña, durante la 1-5 de la mañana hay una disminución de este contaminante, debido a que no hay flujo vehicular, posteriormente a las 8 se presenta un pico, posiblemente producto de las emisiones de origen antrópico local, dado que es una zona donde se usa todavía la quema de leña para cocinar, además de que a estas horas comienza el flujo vehicular provocando el aumento, luego este disminuye tal vez por su reacción con el radical hidroxilo (Ecuación 23) y posteriormente en las horas de la tarde se observa un aumento, este se debe al flujo vehicular y a la oxidación del metano, el cual a su vez se produce por la descomposición anaeróbica de la materia orgánica y de las heces de los animales (Figura 35).



Cabe mencionar que las concentraciones de monóxido de carbono son relativamente bajas comparadas con las concentraciones registradas en un sitio semirural como Tecamac durante marzo de 2006 (García, 2009), lo cual posiblemente se debe a que el sitio de muestreo es una zona rural cuya principal actividad es agrícola.

En la Figura 36 se puede observar que la concentración promedio móvil de ocho horas para el monóxido de carbono es muy baja comparada con el valor permisible que es de 11 ppm, es decir, no se rebasa la norma oficial mexicana para este contaminante (NOM-021-SSA1-1993).

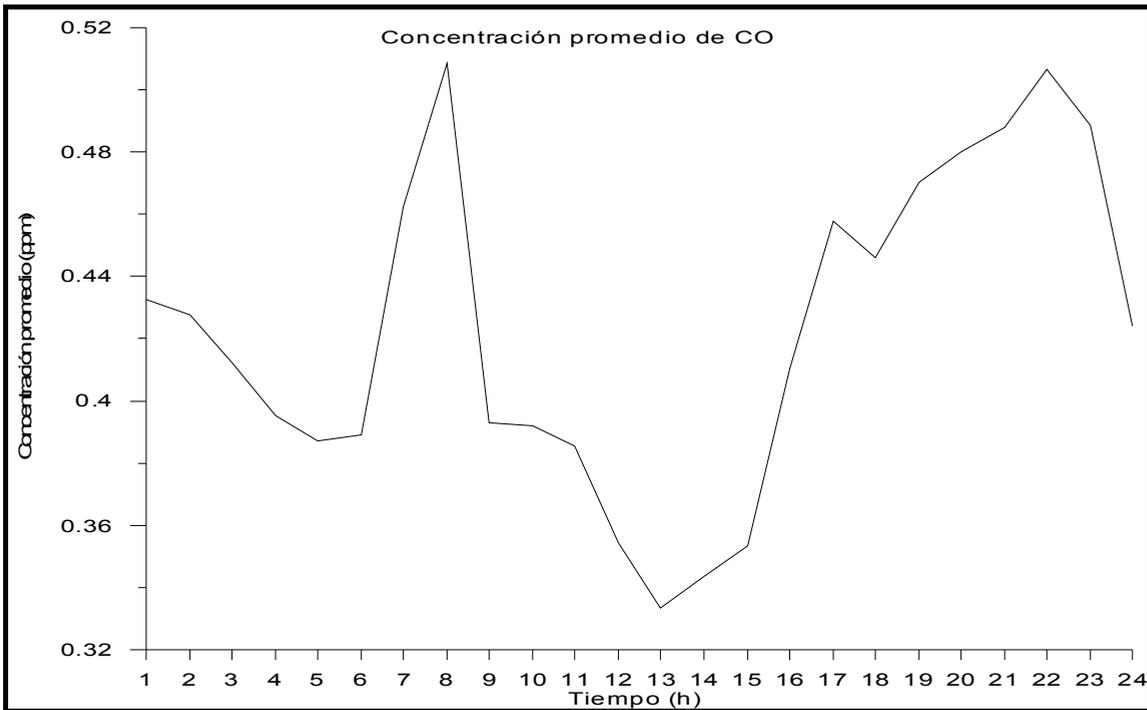


Figura 35. Serie de tiempo horario de monóxido de carbono por promedio en ppm, durante toda la campaña

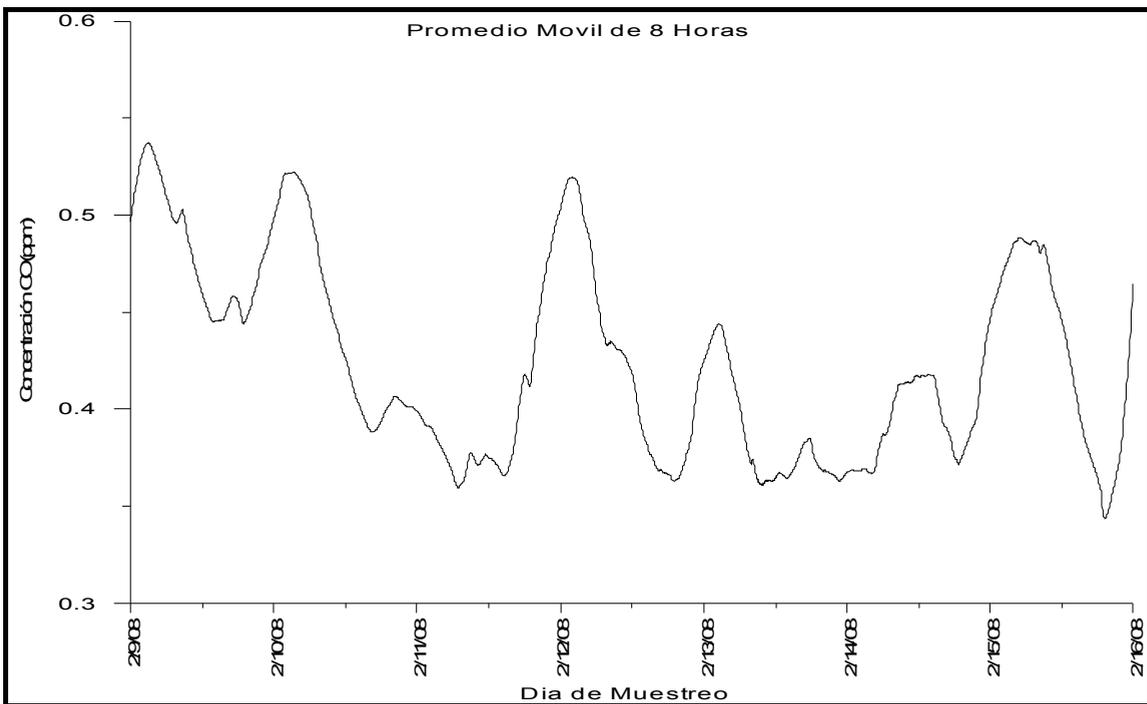


Figura 36. Serie de tiempo de monóxido de carbono por promedio móvil de ocho horas, durante toda la campaña

3.1.3 Bióxido de Azufre (SO₂)

En la Figura 37 se muestra la serie de tiempo del bióxido de azufre a lo largo de la campaña, en la cual se nota que para el 10 de febrero se presentó el pico de concentración más alto de este contaminante, por lo que el origen de este es el producto de la quema de combustibles fósiles emitidos de la Ciudad de Jalapa, pues durante este día el viento provenía principalmente desde este lugar hacia el sitio de muestreo.

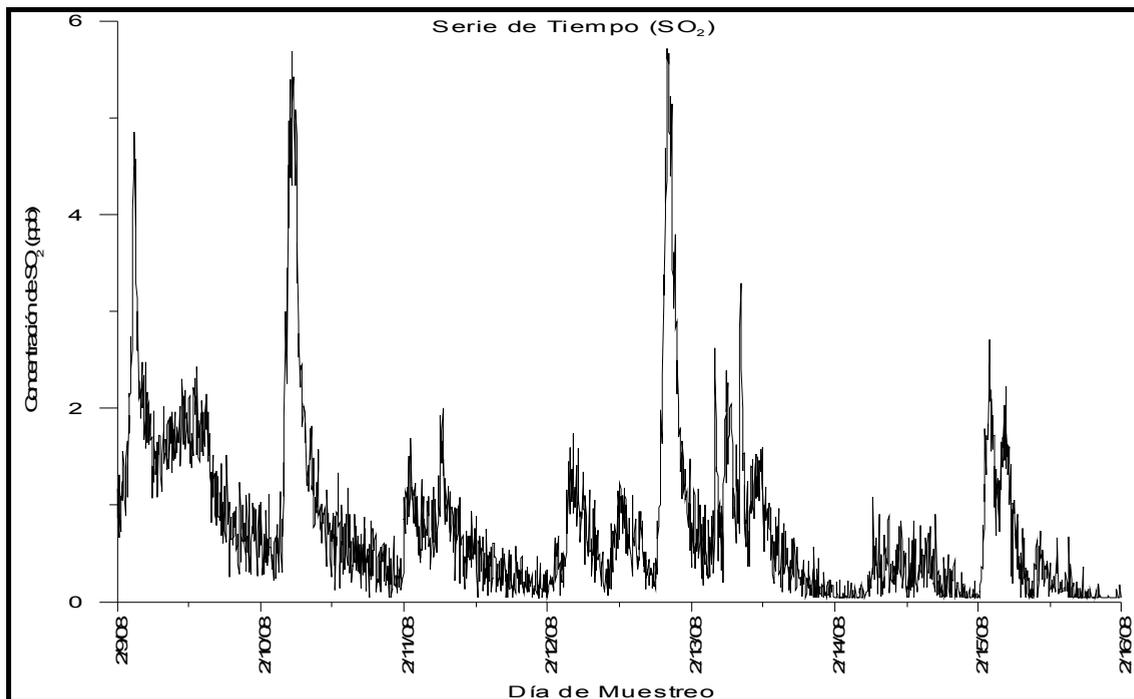


Figura 37. Serie de tiempo de bióxido de azufre en ppb, durante toda la campaña

Por otro lado, la figura 37 también se muestra que durante el fin de semana (días 9 y 10) es donde se registran las concentraciones más altas, lo cual se debe al elevado flujo vehicular. Además se observó que para el 12 de febrero en las horas de la tarde se presentó un pico muy alto, el cual se asocia con la quema de combustibles fósiles, puesto que también en estas horas se presentó un pico alto de la concentración de monóxido de carbono (ver Figura 33).

El bióxido de azufre presenta un comportamiento cíclico, tal como se aprecia en la Figura 38, en el cual durante las horas del día su concentración disminuye, principalmente debido al proceso de oxidación, en donde este se transforma o se convierte en tritóxidos de azufre y sulfatos por acción del radical hidroxilo y de la radiación solar, mientras que en ausencia de la radiación, el radical hidroxilo y en las horas de tránsito vehicular su concentración aumenta significativamente.

En las horas de la noche cuando la concentración del radical hidroxilo es baja, ocurren reacciones del bióxido de azufre con alquenos y ozono, con lo cual se forma un intermediario de Criegee, a través de un mecanismo de reacción muy complejo, aunque el proceso ocurre en una pequeña proporción comparado con la reacción con el radical hidroxilo (<http://www.sma.df.gob.mx/simat2/informaciontecnica/index.php?opcion=2&opcionmonitoreo=4>. 03/junio/2009).

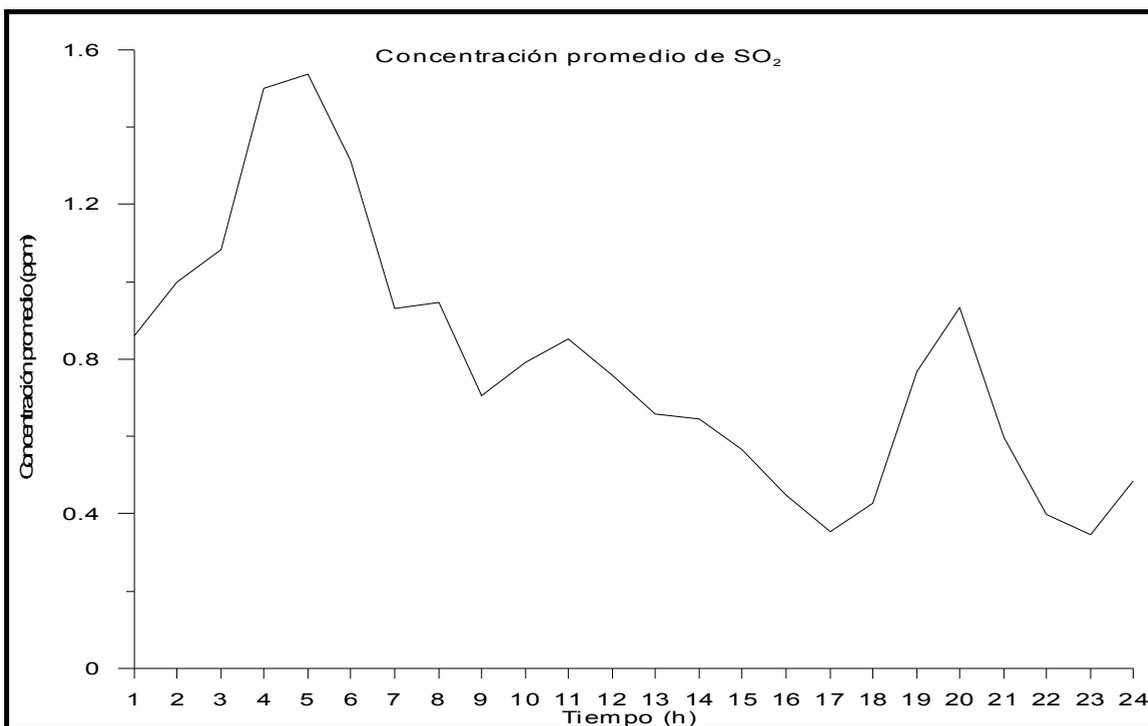


Figura 38. Serie de tiempo horario de bióxido de azufre por promedio en ppb, durante toda la campaña

En cuanto a la concentración promedio de 24 horas de bióxido de azufre (Figura 39) se observa que está muy por debajo del límite permisible que es de 130 ppb (NOM-022-SSA1-1993) y además se confirma que el día con mayor concentración de bióxido de azufre fue el 9 de febrero.

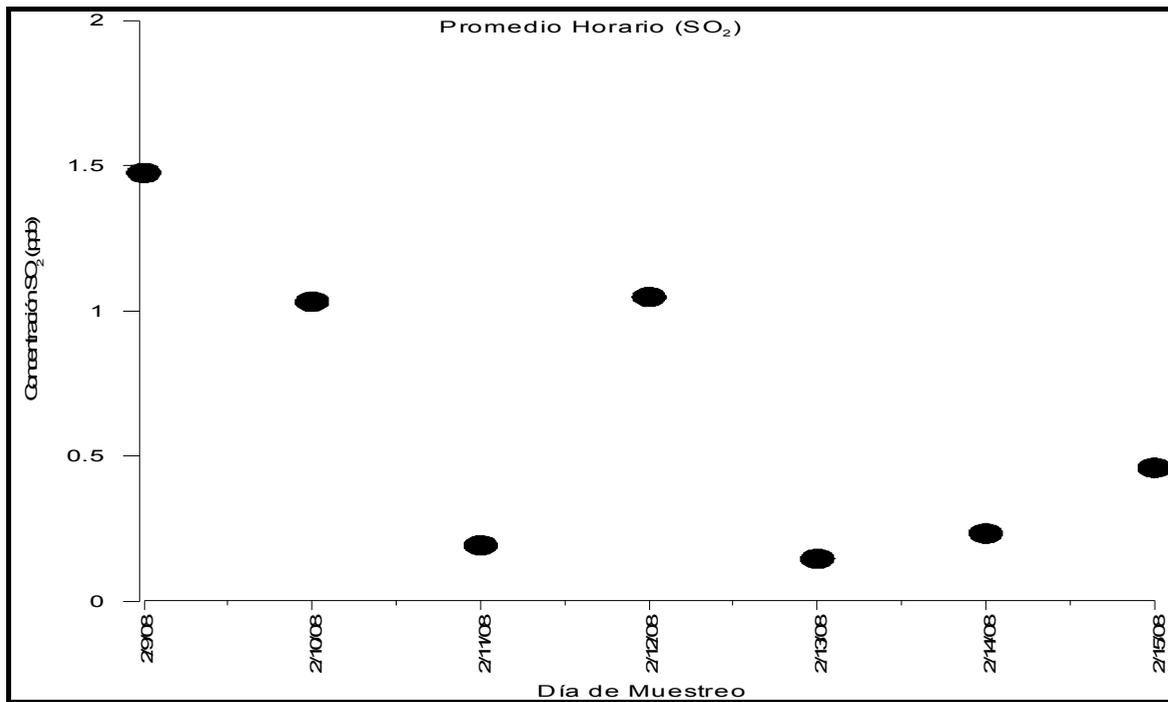


Figura 39. Serie de tiempo de promedio de 24 horas bióxido de azufre en ppb, durante toda la campaña

3.1.4 Óxidos de Nitrógeno (NO, NO₂)

La evolución del contaminante secundario bióxido de nitrógeno a lo largo de la campaña de muestreo (Figura 40) también presenta un comportamiento cíclico como el bióxido de azufre, pero durante las primeras horas de la mañana se observa una disminución, esto posiblemente se deba que en ausencia de la radiación solar el bióxido de nitrógeno se transforma en nitrato por acción del ozono (Ec. 24), posteriormente sufre un aumento, lo cual se le atribuye al nitrato remanente (nitrato que no reaccionó en las horas de la noche) tan pronto hay la radiación solar, se rompe por fotólisis produciendo principalmente dióxido de nitrógeno y oxígeno elemental (Ec. 25). Adicionalmente también se forma el NO₂ a partir del óxido nítrico (NO). También durante el día las concentraciones disminuyen (Figura 41) debido su interacción con la radiación

para formar ozono (Ec. 21) y con el radical hidroxilo para formar ácido nítrico (Ec. 26) .

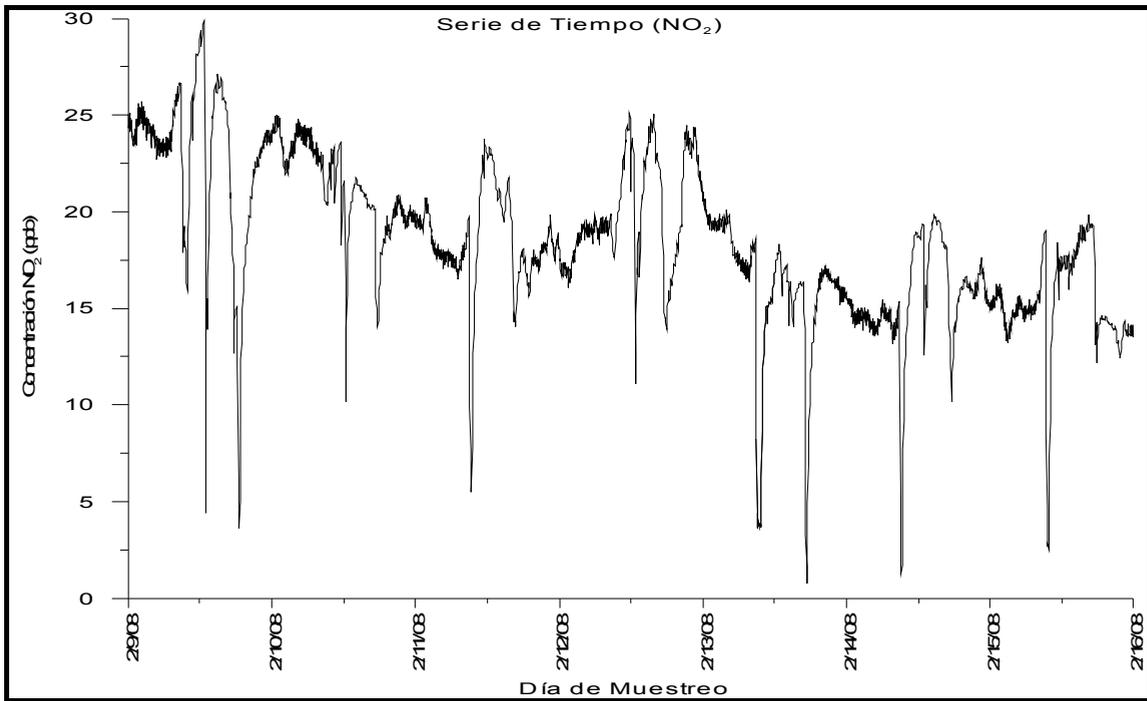
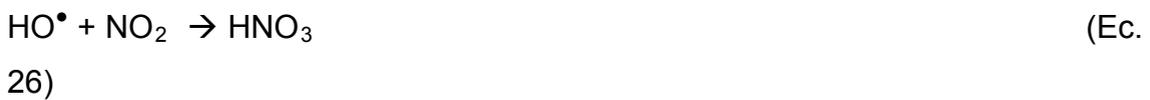


Figura 40. Serie de tiempo de bióxido de nitrógeno en ppb, durante toda la campaña



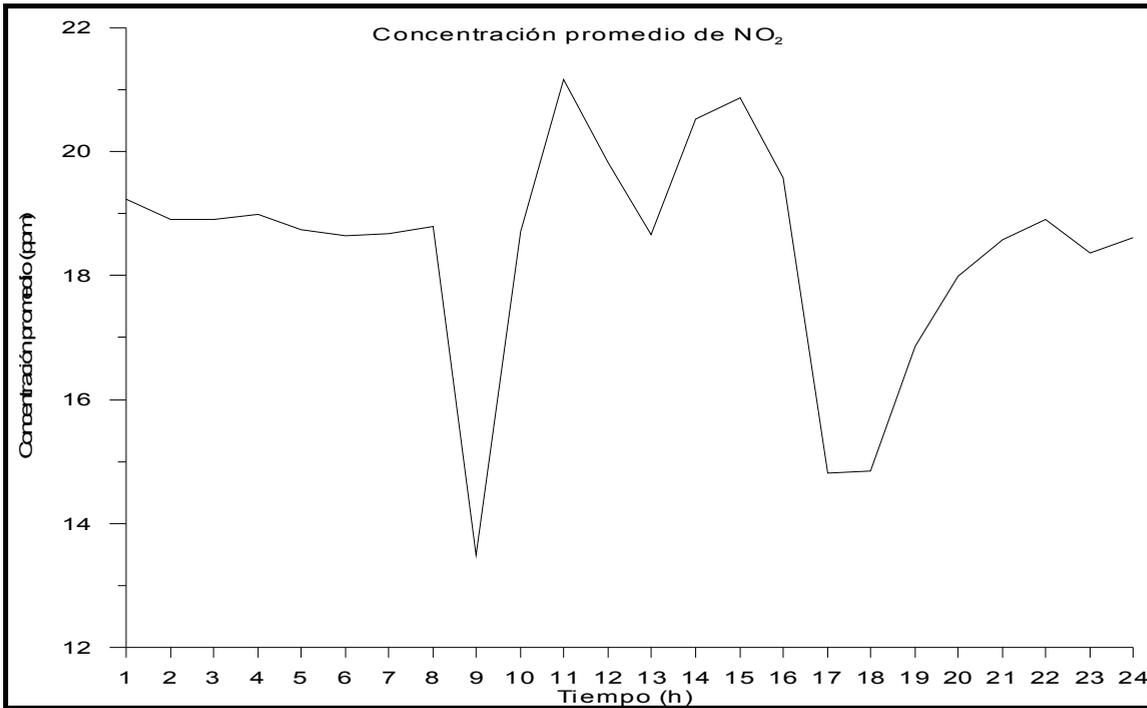


Figura 41. Serie de tiempo horario de bióxido de nitrógeno por promedio en ppb, durante toda la campaña

La concentración promedio de una hora para el bióxido de nitrógeno (Figura 42) no rebasó la norma oficial mexicana que establece como límite máximo 210 ppb, siendo en nuestro caso el valor más alto 30 ppb.

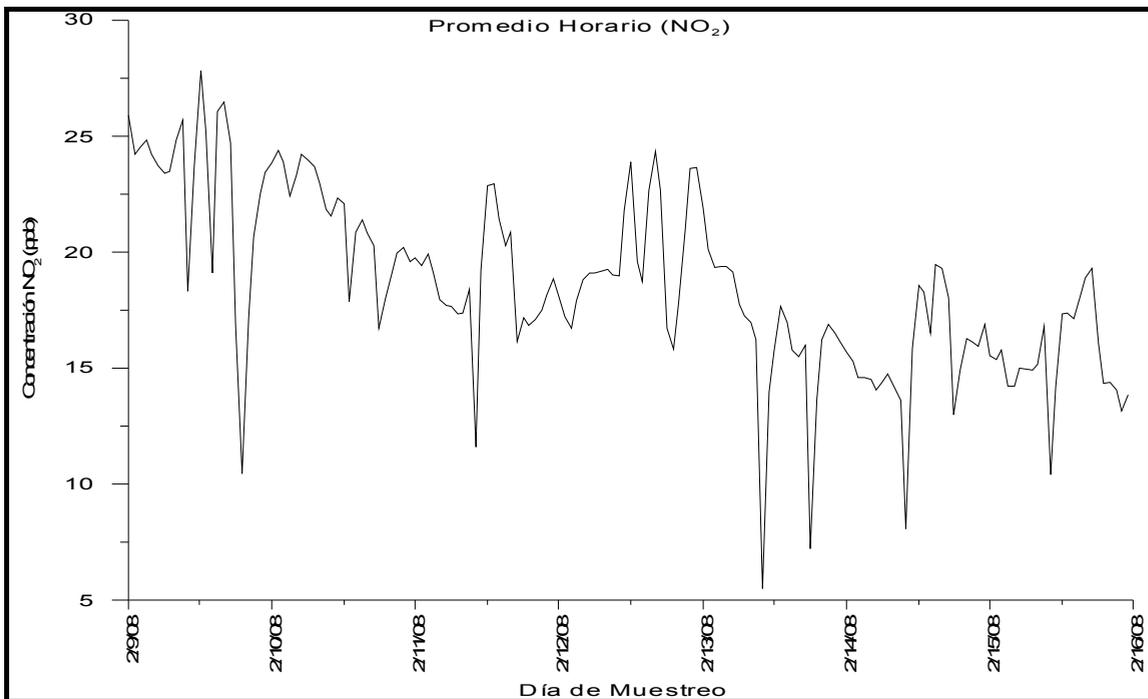


Figura 42. Serie de tiempo de bióxido de nitrógeno por promedio de una hora en ppb, durante toda la campaña

En cuanto al comportamiento del contaminante primario óxido nítrico (Figura 43) se observa que presenta uno muy típico suyo, en el cual durante las primeras horas de la mañana sus concentraciones disminuyen por su reacción con los radicales hidroxilos (Ec. 27) y al medio día este aumenta debido a la quema de combustibles fósiles por parte de los vehículos.

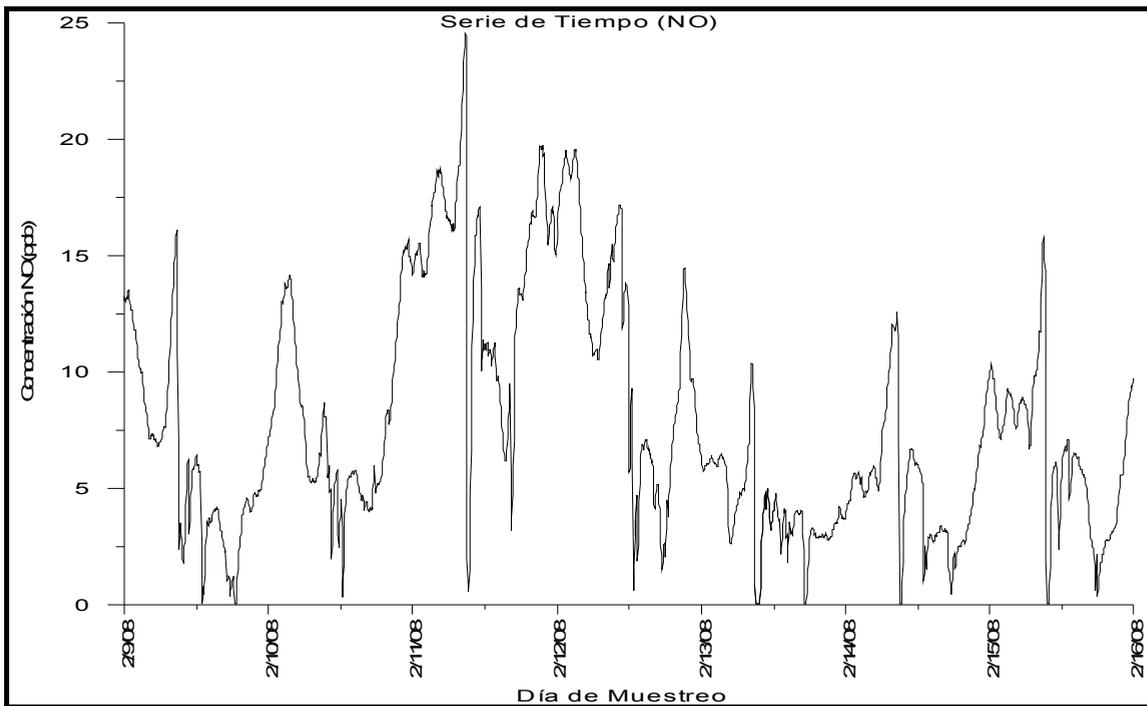
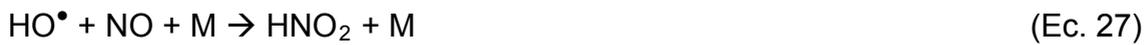


Figura 43. Serie de tiempo de óxido nítrico en ppb, durante toda la campaña

A partir de la Figura 44 podemos observar que a medida que aumenta la concentración del bióxido de nitrógeno, la concentración de NO disminuye y de esta manera se puede comprobar que la principal fuente de formación del NO_2 es a partir de la conversión del óxido nítrico mediante sus reacciones con los radicales hidroperoxi y alquilperoxi, las cuales son reacciones que ocurren relativamente rápido en la troposfera (Ec. 28 y 29).



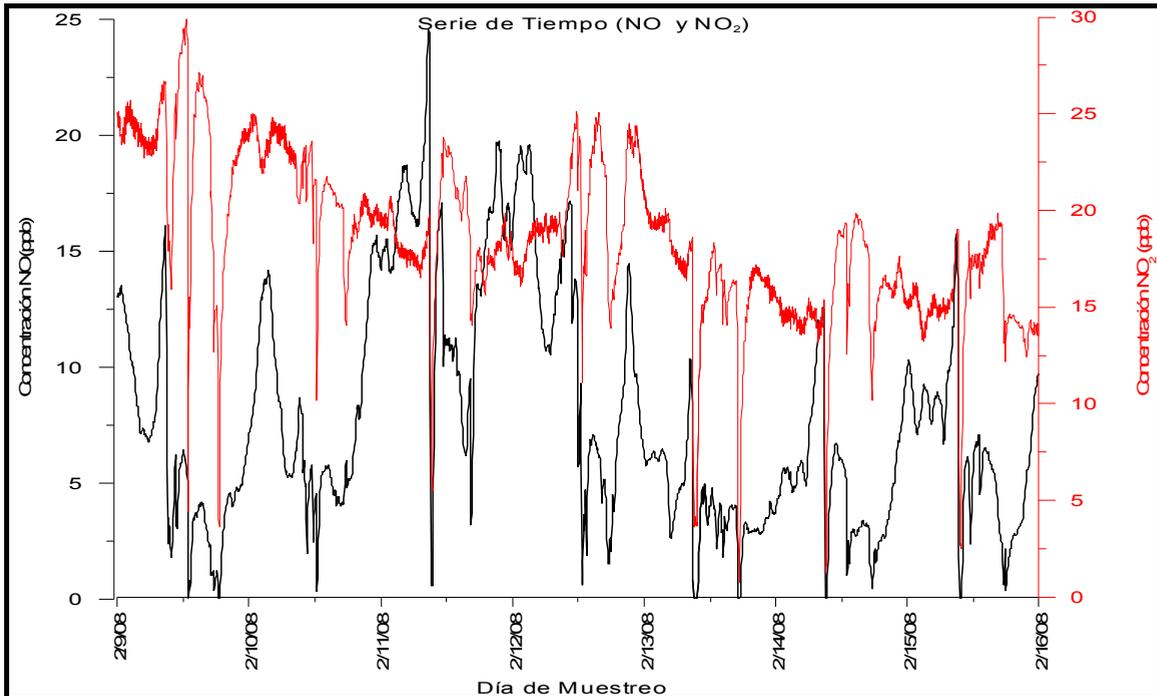


Figura 44. Series de tiempo de óxido y bióxido de nitrógeno, durante toda la campaña.

3.1.5 Comparación entre días

En la Figura 45 se observa que cuando los vientos provienen de Jalapa, las concentraciones de *monóxido de carbono* aumentan a partir de las 9 de la mañana y durante el resto del día, debido principalmente a la quema de combustibles fósiles por parte de los automóviles, mientras que cuando los vientos provienen de Coatepec, estos provocan un aumento tanto en las horas de la mañana como en las horas de la tarde, es decir, son emitidos desde la misma fuente que cuando provienen de Jalapa, aunque en las horas de la noche el aumento tan alto pudo haber sido generado por el proceso de quema y tostado del café para su venta.

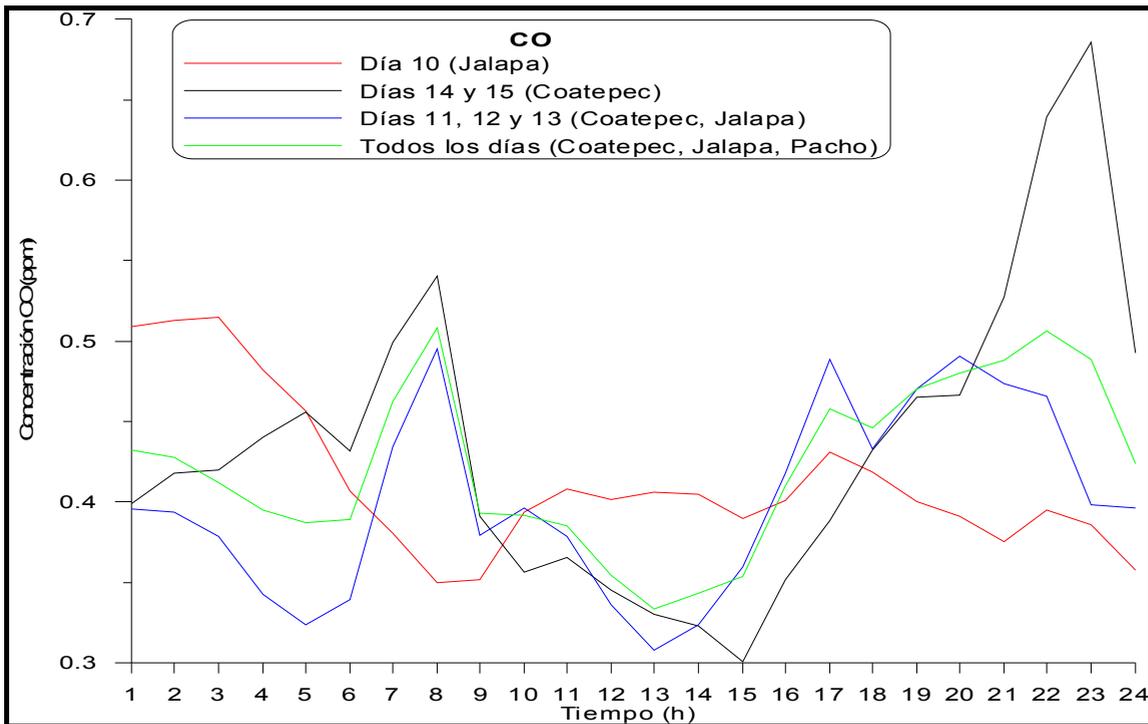


Figura 45. Series de tiempo de monóxido de carbono en el rancho la Malinche durante diferentes días de muestreo.

El promedio de concentración horaria para todos los días (del 9 al 15 de febrero) del bióxido de nitrógeno presentó un comportamiento análogo que cuando los vientos provenían de Coatepec y Jalapa (del 11 al 13 de febrero), lo que indica que son los responsables de la concentración de este contaminante. Por otro lado, se observa que cuando provienen de un solo lugar sus concentraciones son diferentes, para el caso de Jalapa son mayores y para Coatepec menores en comparación al comportamiento en conjunto (Figura 46).

Para el caso del bióxido de azufre (Figura 47) se observó que cuando los vientos provienen de la ciudad de Jalapa se genera un solo pico de concentración alto en las horas de la mañana comparado con el promedio de toda la campaña, mientras que cuando los vientos provienen de Coatepec y Jalapa estos presentan un comportamiento similar al del promedio de toda la campaña, diferenciándose únicamente en el pico de las horas de la noche, lo cual nos hace concluir que en general las ciudades de Jalapa y Coatepec influyen en la concentración de este contaminante, principalmente producto de la quema de combustibles fósiles por parte de los vehículos.

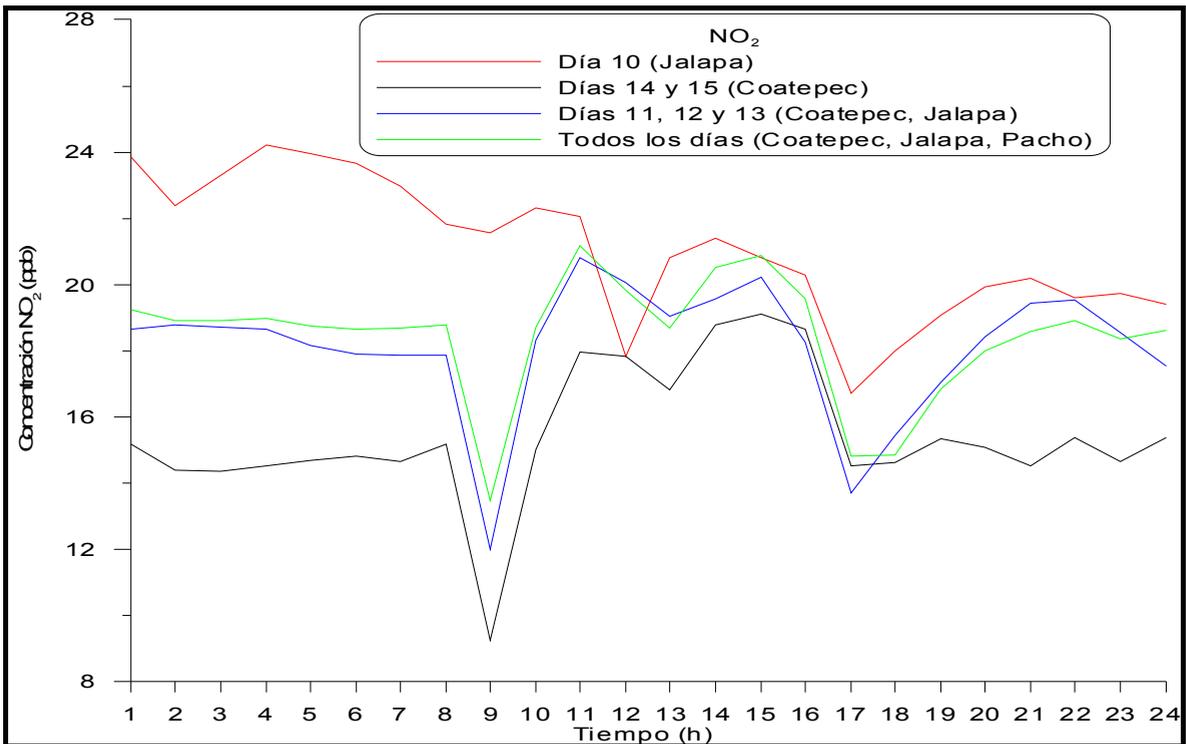


Figura 46. Series de tiempo de bióxido de nitrógeno en el rancho la Malinche durante diferentes días de muestreo

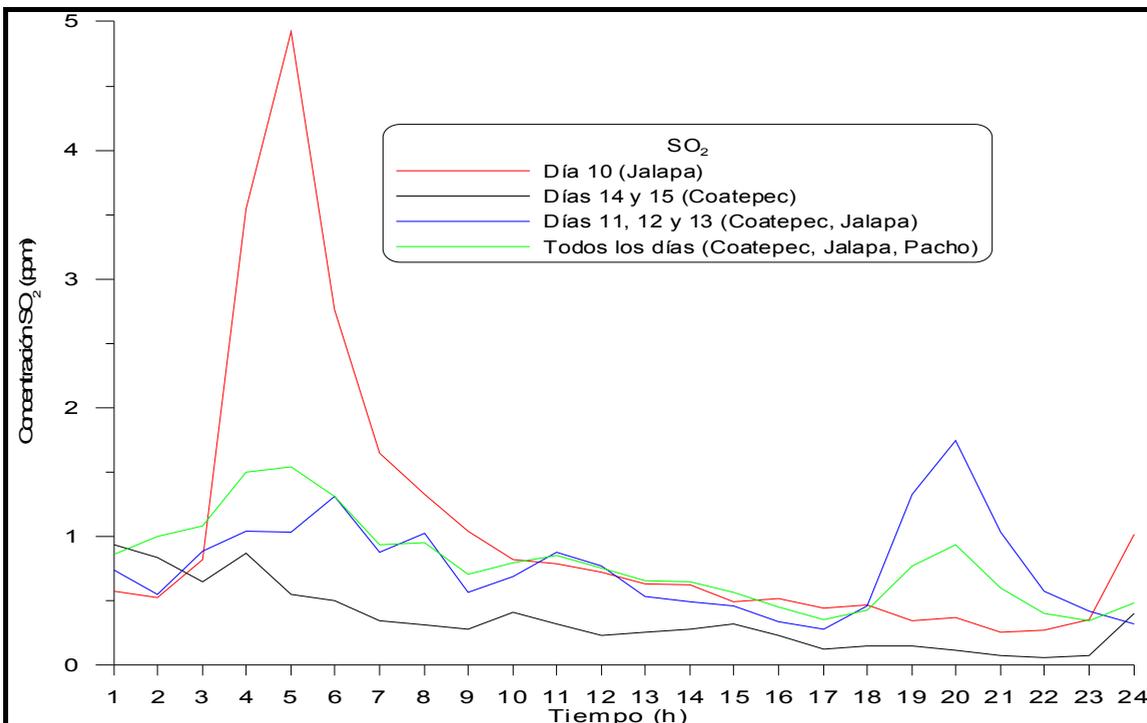


Figura 47. Series de tiempo de bióxido de azufre en el rancho la Malinche durante diferentes días de muestreo

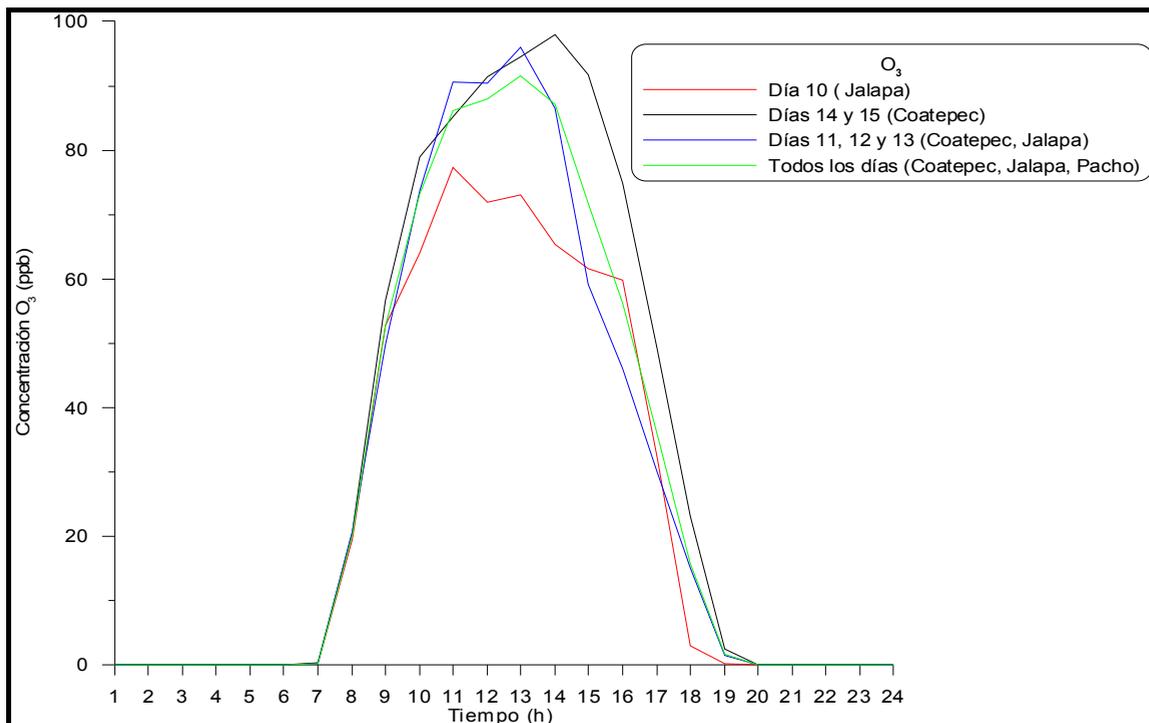


Figura 48. Series de tiempo de ozono en el rancho la Malinche durante diferentes días de muestreo

El ozono por su parte presentó un comportamiento en el cual se observa que cuando los vientos provienen de Coatepec se genera un aumento en su concentración, mientras que cuando provienen de Jalapa ocurre la disminución de este contaminante (Figura 48).

Analizando en forma general todas las graficas de cada contaminante se puede notar claramente que el municipio de Coatepec es el que más contribuye al aumento de las concentraciones de los contaminantes ozono y monóxido de carbono, mientras que Jalapa contribuye para los gases bióxido de azufre y bióxido de nitrógeno, afectando en conjunto la atmosfera de la localidad de Pacho Viejo.

3.2 Análisis de partículas

Para determinar la concentración de las partículas presentes en la atmósfera, se realizó un análisis gravimétrico a los sustratos de policarbonato y mediante la ecuación 11 se calcularon concentraciones por tamaño de partícula (en unidades de $\mu\text{g}/\text{m}^3$) para cada día de muestro de toda la campaña. Cabe mencionar que cada muestreo fue de 23 horas, iniciando a las 10 de la mañana hasta las 9 del siguiente día.

3.2.1 Concentración por Tamaño de Partícula

Para el análisis de las partículas se tomó en cuenta su tamaño, lo que permitió hacer una clasificación de acuerdo con su diámetro. Así, en el presente estudio se consideran dos grupos: “partículas finas” (menores o iguales a $1.0 \mu\text{m}$) y “partículas gruesas” (mayores de $1.0 \mu\text{m}$)

En la Figura 49 se muestra la concentración de partículas para el periodo comprendido entre los días 9 y 10 de febrero, observándose un comportamiento bimodal, donde los máximos se alcanzan en el diámetro aerodinámico de 0.56 y $5.62 \mu\text{m}$, este comportamiento también se observa para los periodos comprendidos entre los días 12-13 y 14-15 (Figuras 52 y 54, respectivamente).

Por otro lado, los días 11-12 y 13-14 también tienen un comportamiento bimodal, tal como se puede observar en las Figuras 51 y 53 las cuales presentan sus máximos en 0.56 y $3.62 \mu\text{m}$ en el modo fino y grueso, respectivamente. Mientras que el periodo del 10 al 11 de febrero (Figura 50) se caracterizó por alcanzar sus máximos en el mismo modo grueso ($5.62 \mu\text{m}$) y diferente máximo en el modo fino ($1\mu\text{m}$).

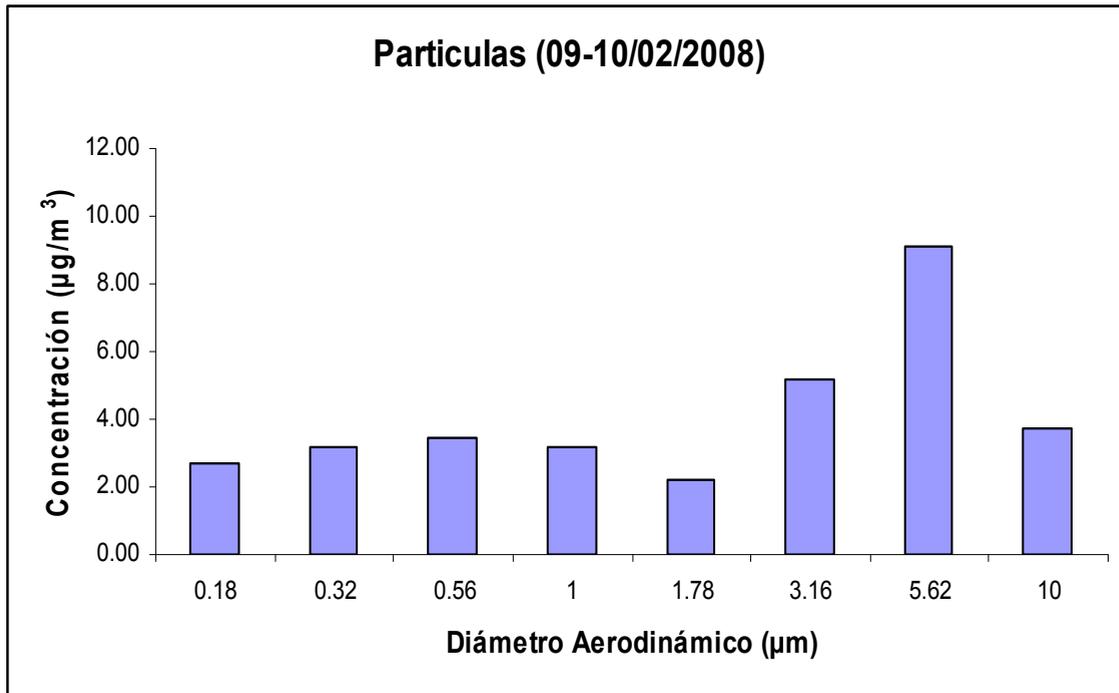


Figura 49. Concentración de los diferentes diámetros para el periodo comprendido entre el 09-10 de febrero del 2008

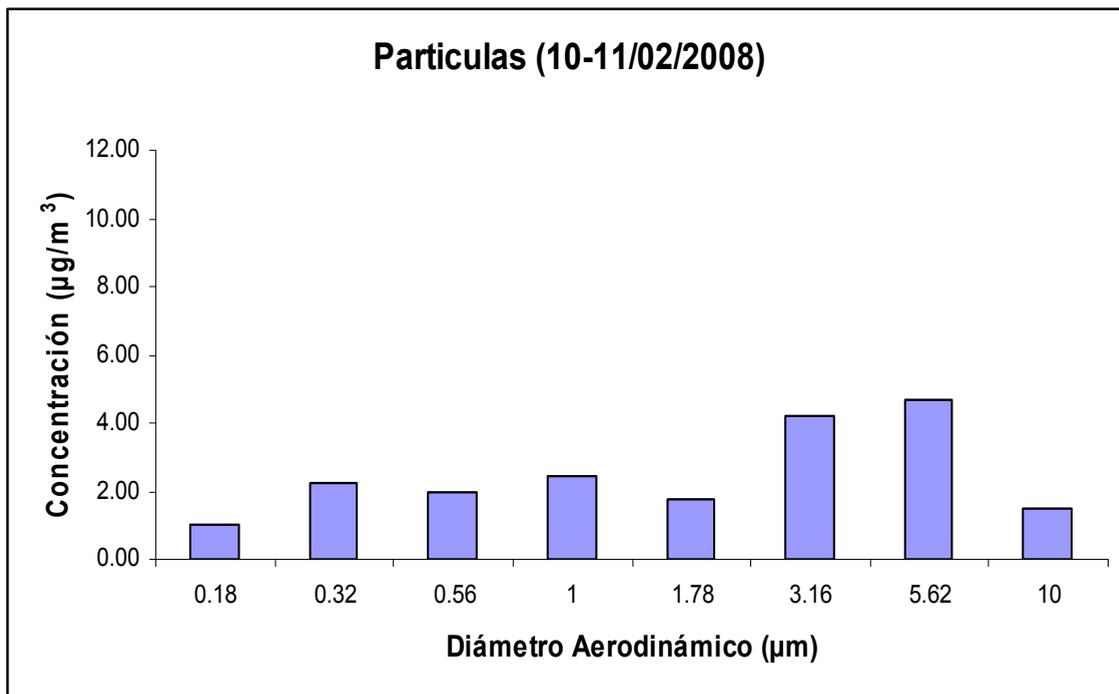


Figura 50. Concentración de los diferentes diámetros para el periodo comprendido entre el 10-11 de febrero del 2008

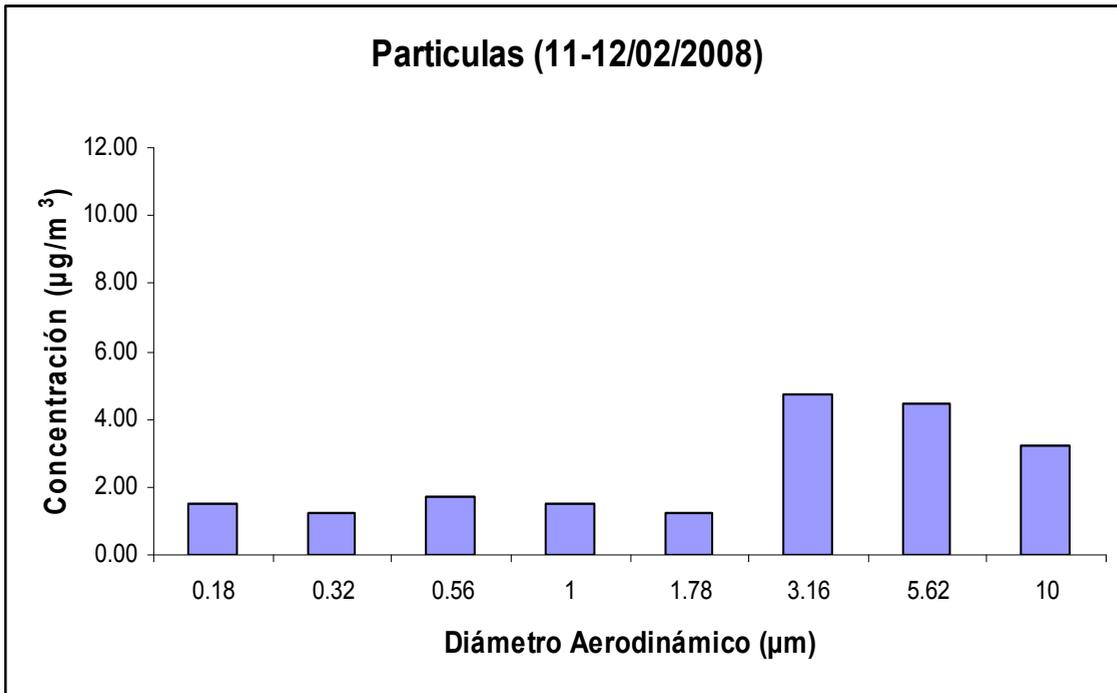


Figura 51. Concentración de los diferentes diámetros para el periodo comprendido entre el 11-12 de febrero del 2008

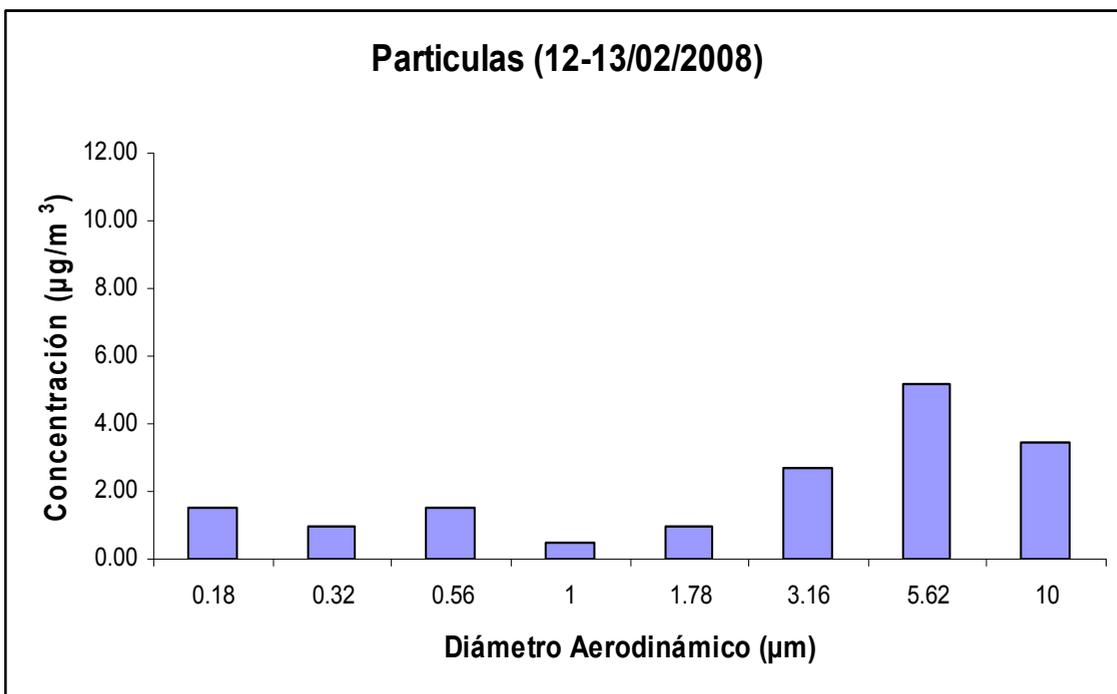


Figura 52. Concentración de los diferentes diámetros para el periodo comprendido entre el 12-13 de febrero del 2008

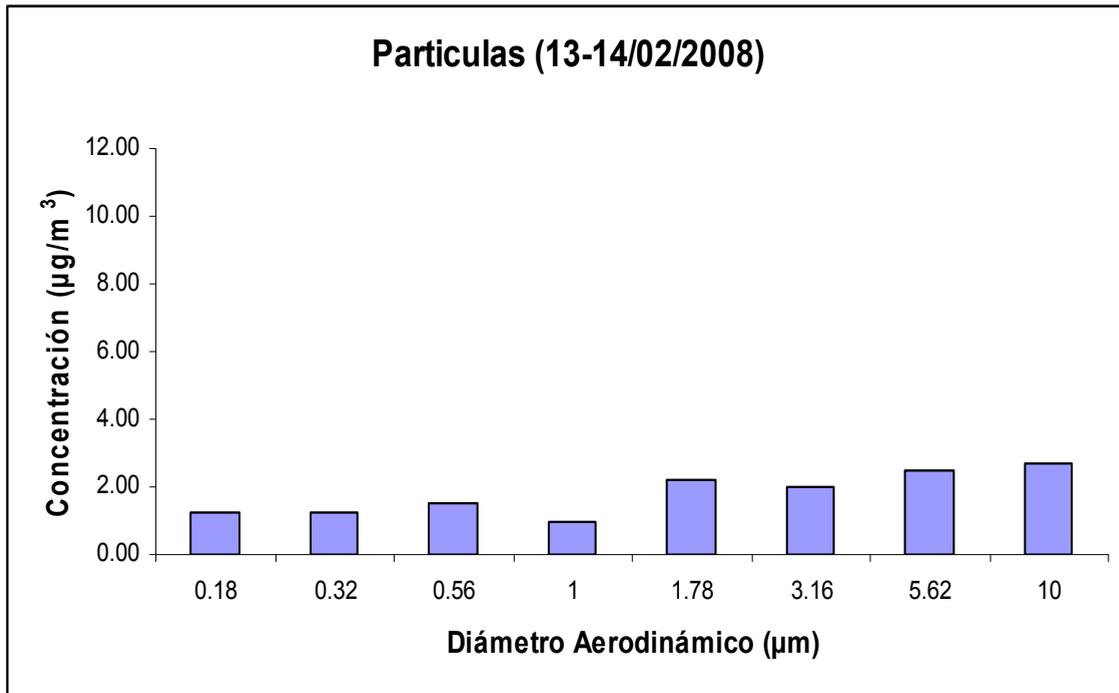


Figura 53. Concentración de los diferentes diámetros para el periodo comprendido entre el 13-14 de febrero del 2008

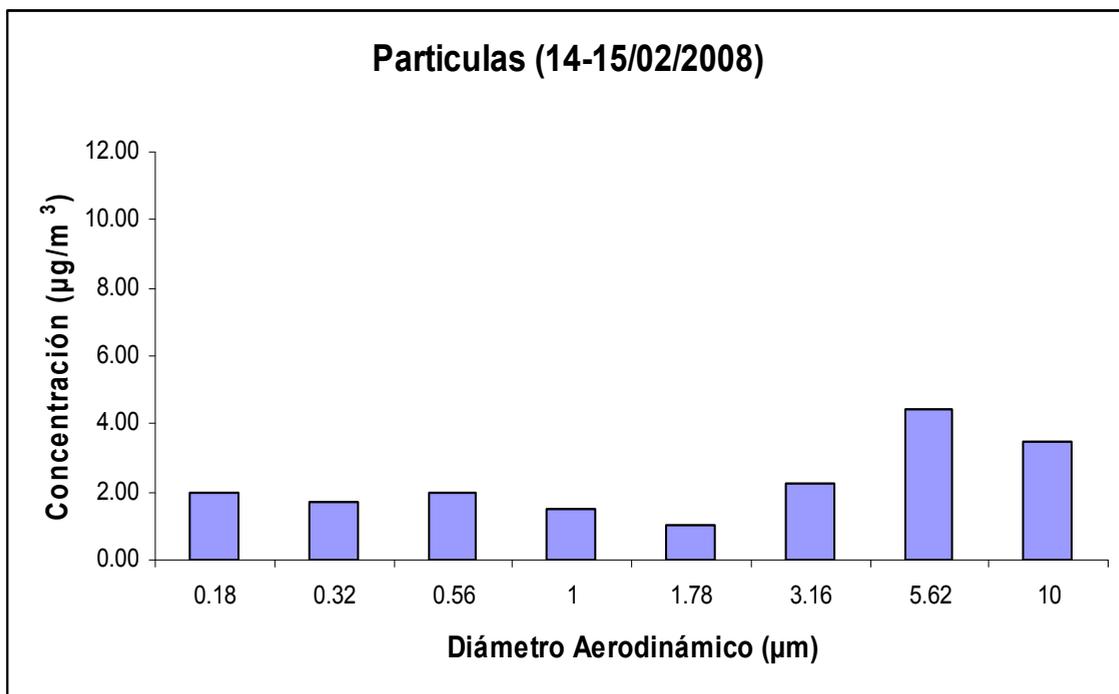


Figura 54. Concentración de los diferentes diámetros para el periodo comprendido entre el 14-15 de febrero del 2008

En resumen, para todos los casos se presentó una distribución bimodal, donde el segundo máximo siempre fue más alto que el primero. Este comportamiento bimodal es típico de áreas continentales rurales (Seinfeld y Pandis, 1998) en donde las principales fuentes de contaminantes son de origen natural pero con una influencia moderada de fuentes antrópicas (Hobbs, 2000).

3.2.2 Concentración total de partículas por días de muestreo

La Figura 55 muestra el comportamiento de la concentración total de partículas por día, para toda la campaña. Se puede observar que la máxima concentración fue para el periodo comprendido entre los días 9-10, mientras que para los días 13-14 fue la más baja. El valor más alto se puede atribuir a efectos locales, dado que los fines de semana hay mucha actividad vehicular cercana al sitio de muestro por la presencia de la Penitenciaría del poblado de Pacho Viejo. Lo anterior, pudo generar emisión de partículas por la combustión incompleta, así como, levantar polvos que contienen partículas gruesas.

Este efecto también se puede observar con más detalle en la Figura 56 donde el modo grueso es el que predomina durante toda la campaña. En general, se sabe que su origen se debe a procesos mecánicos: biogénico (polvo arrastrado por el viento, emisiones volcánicas etc.) y antrópico (construcciones, resuspensión de polvo por vehículos, etc.) (Seinfeld y Pandis, 1998).

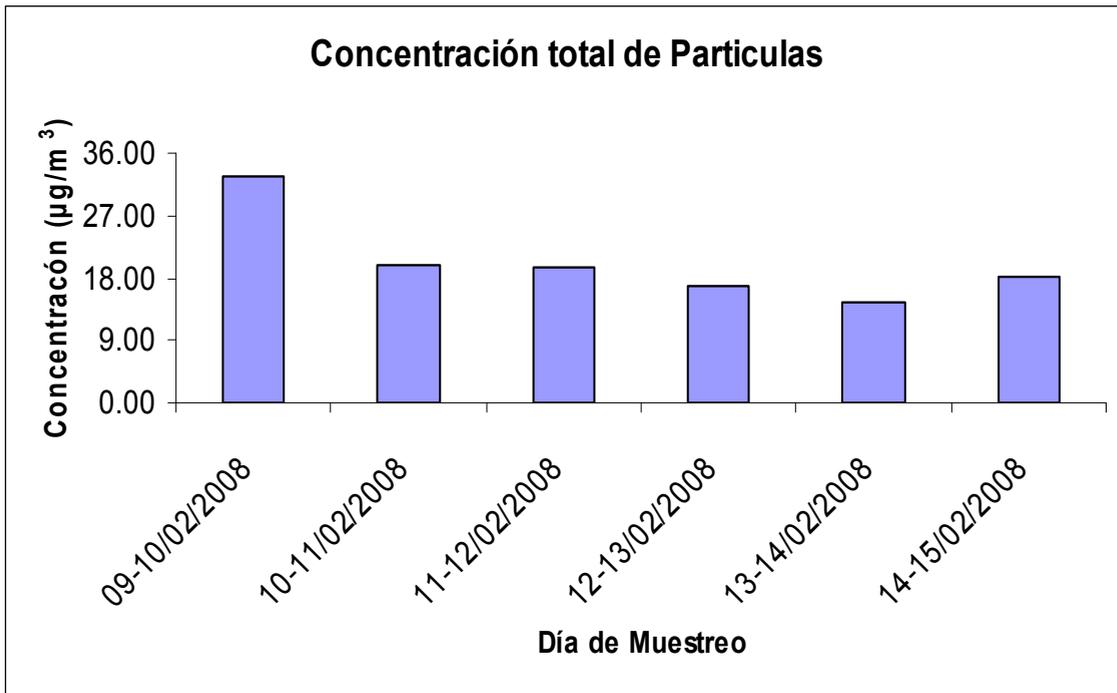


Figura 55. Concentración total de partículas durante toda la campaña de muestreo

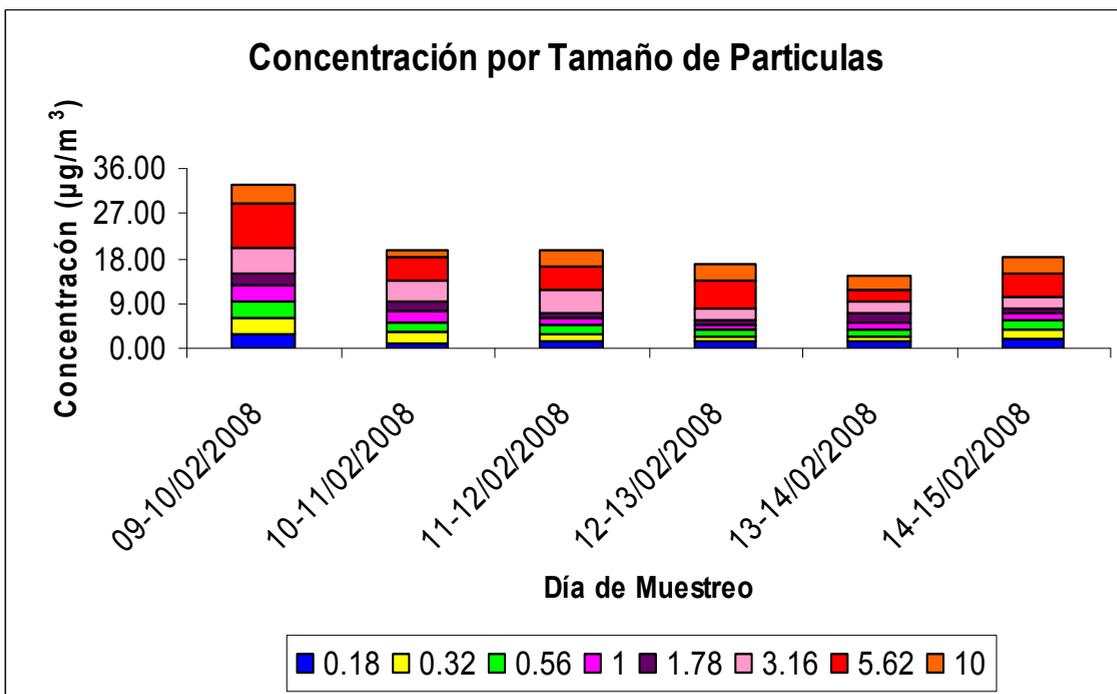


Figura 56. Concentración total de los diferentes diámetros aerodinámicos

3.2.3 Análisis de Iones

La Figura 57 muestra el comportamiento de la concentración promedio de los Cationes *magnesio*, *calcio*, *potasio*, *sodio* y *amonio* durante toda la campaña de muestreo en sus diferentes diámetros aerodinámicos, encontrándose que en el *modo grueso* el *amonio* fue el más abundante, con un máximo en 5.62 μm . Esto se atribuye principalmente a la descomposición de la materia orgánica (cáscaras de café), a la orina y heces del ganado presente en esta zona y además de que el área generalmente se lleva a cabo el proceso de fertilización de los cultivos. Mientras que en el *modo fino* se observa que el ión predominante es el *sodio*, siendo el tamaño de 0.56 μm el más abundante, lo cual corresponde al modo de acumulación, que de acuerdo con la literatura (Seinfeld y Pandis, 1998) es originado principalmente por la condensación de gases y vapores de baja volatilidad, provenientes de actividades de combustión de fuentes fijas de quema de vegetación.

Por otro lado, se observa que el *potasio* conforme aumenta el tamaño, también se incrementa su concentración hasta alcanzar su máximo en 5.62 μm , el origen de este contaminante se debe a la quema de biomasa y a la resuspensión de polvos (Seinfeld y Pandis, 1998). Las concentraciones de *magnesio* y *calcio* mas altas se registraron en el diámetro aerodinámico 0.56 μm , el origen de estos iones proviene de la superficie de los suelos.

En general, la resuspensión de polvos que se atribuye a varios iones se genera principalmente por la preparación de las tierras para la siembra, pues la zona de muestreo es agrícola.

Los aniones analizados fueron *nitrate*, *cloruro* y *sulfato*. En la Figura 58 se observa que en las partículas gruesas el *sulfato* es el que predomina principalmente en el diámetro de 5.62 μm , mientras que el *nitrate* predomina mas en las finas (0.56 μm). El *cloruro* es el menos abundante de los tres aniones estudiados. Durante la campaña, el sitio de muestreo estuvo bajo

fertilización y quema de caña de azúcar. Por lo que se puede asociar el origen de estos aniones a estos eventos.

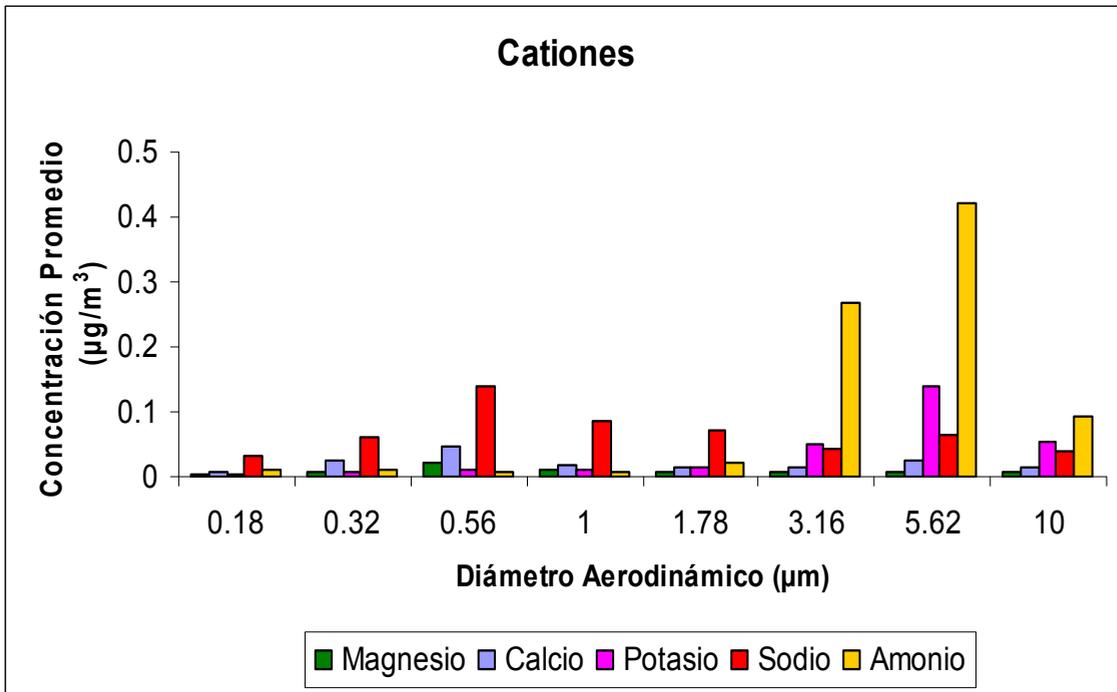


Figura 57. Concentración promedio de los diferentes cationes para ocho tamaños de partículas

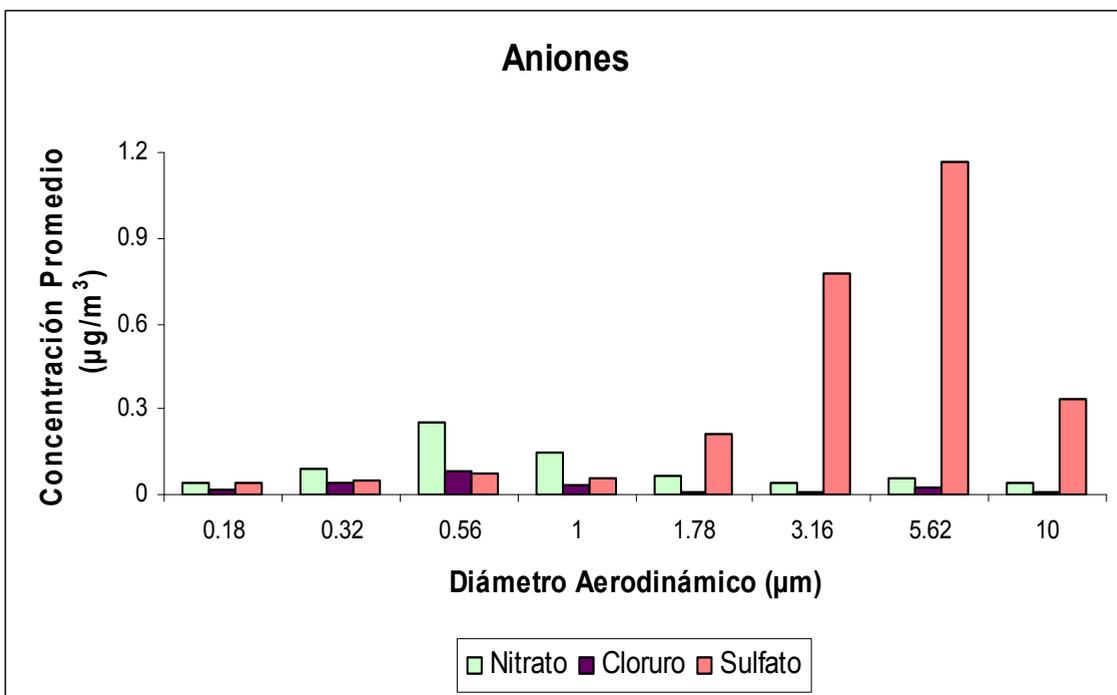


Figura 58. Concentración promedio de los diferentes aniones para ocho tamaños de partículas

Analizando el comportamiento de todos los iones (Figura 59) se encontró que el ión predominante en las partículas finas fue el *nitrato*, mientras para el modo grueso el *sulfato*. En la Figura 60 se puede observar que la distribución de masa para *sulfato*, *amonio* y *potasio* tiene un comportamiento dominante en las partículas *gruesas*, lo cual concuerda con la literatura para zonas rurales (Seinfeld et al., 1998), mientras que en el caso de *nitrato*, *cloruro*, *calcio*, *magnesio* y *sodio*, el pico dominante se presentó en el modo fino, característico de zonas urbanas, lo cual indica que existe una influencia de las ciudades aledañas de Jalapa y Coatepec (por acción de los vientos) esto se confirma también por el análisis de gases presentado anteriormente en este trabajo. (Ver sección 3.1)

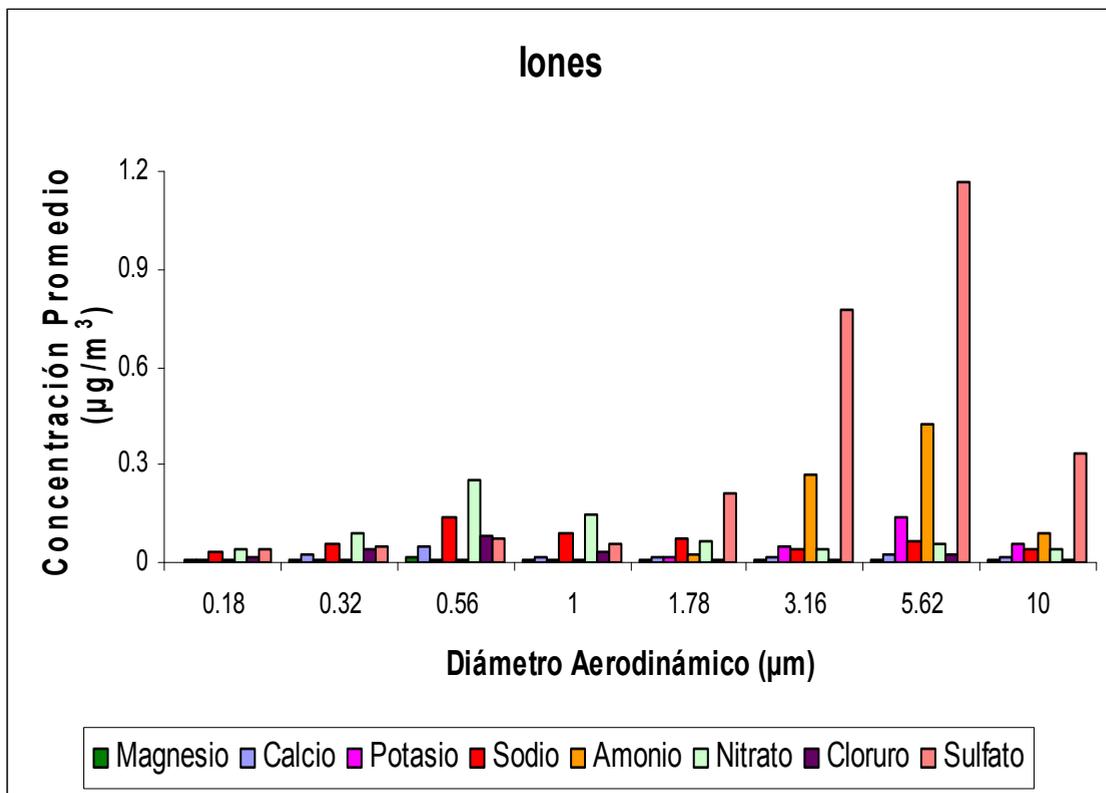


Figura 59. Concentración promedio de los iones analizados para ocho tamaños de partículas

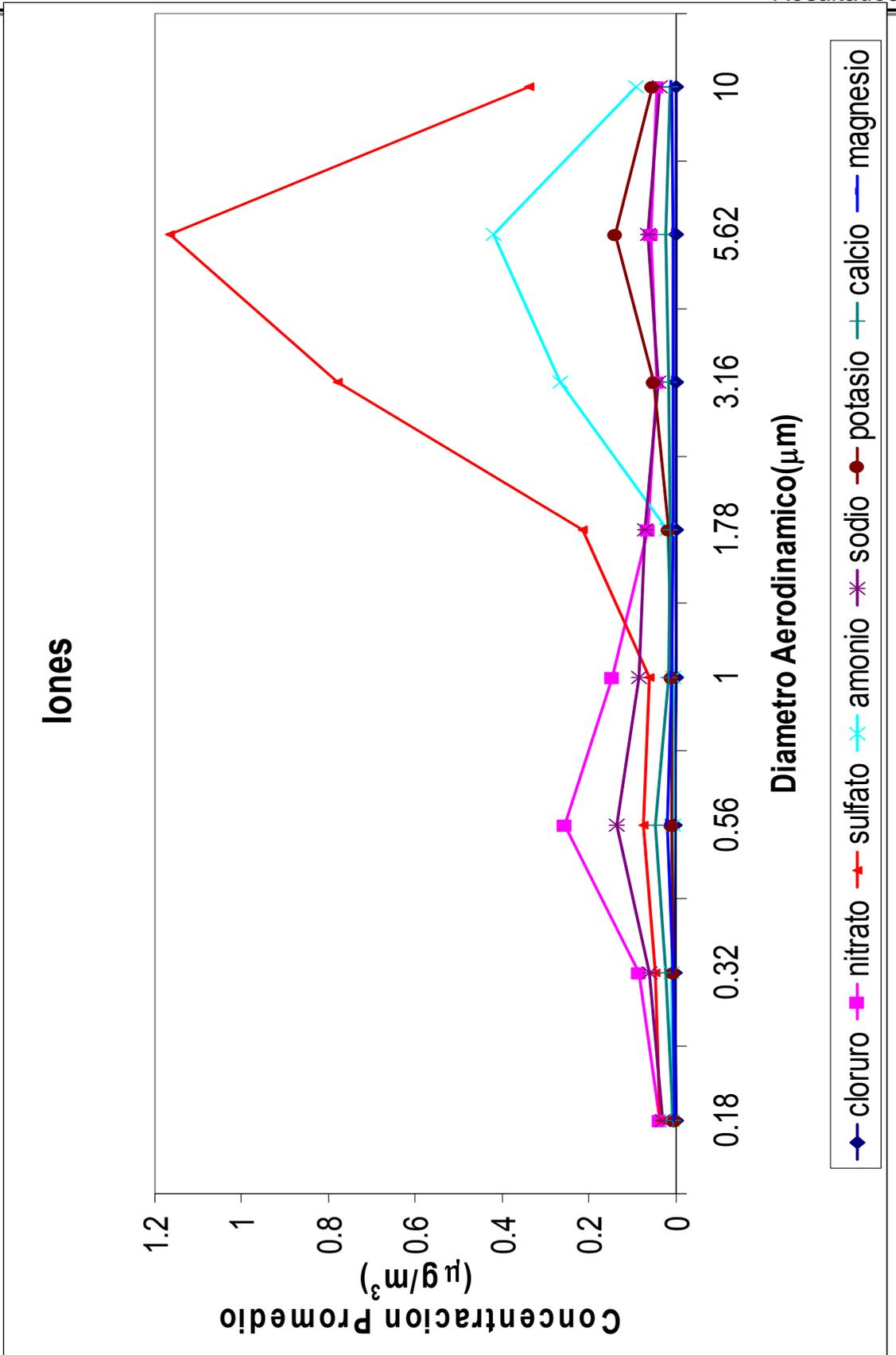


Figura 60. Comportamiento de iones por distribución de tamaño

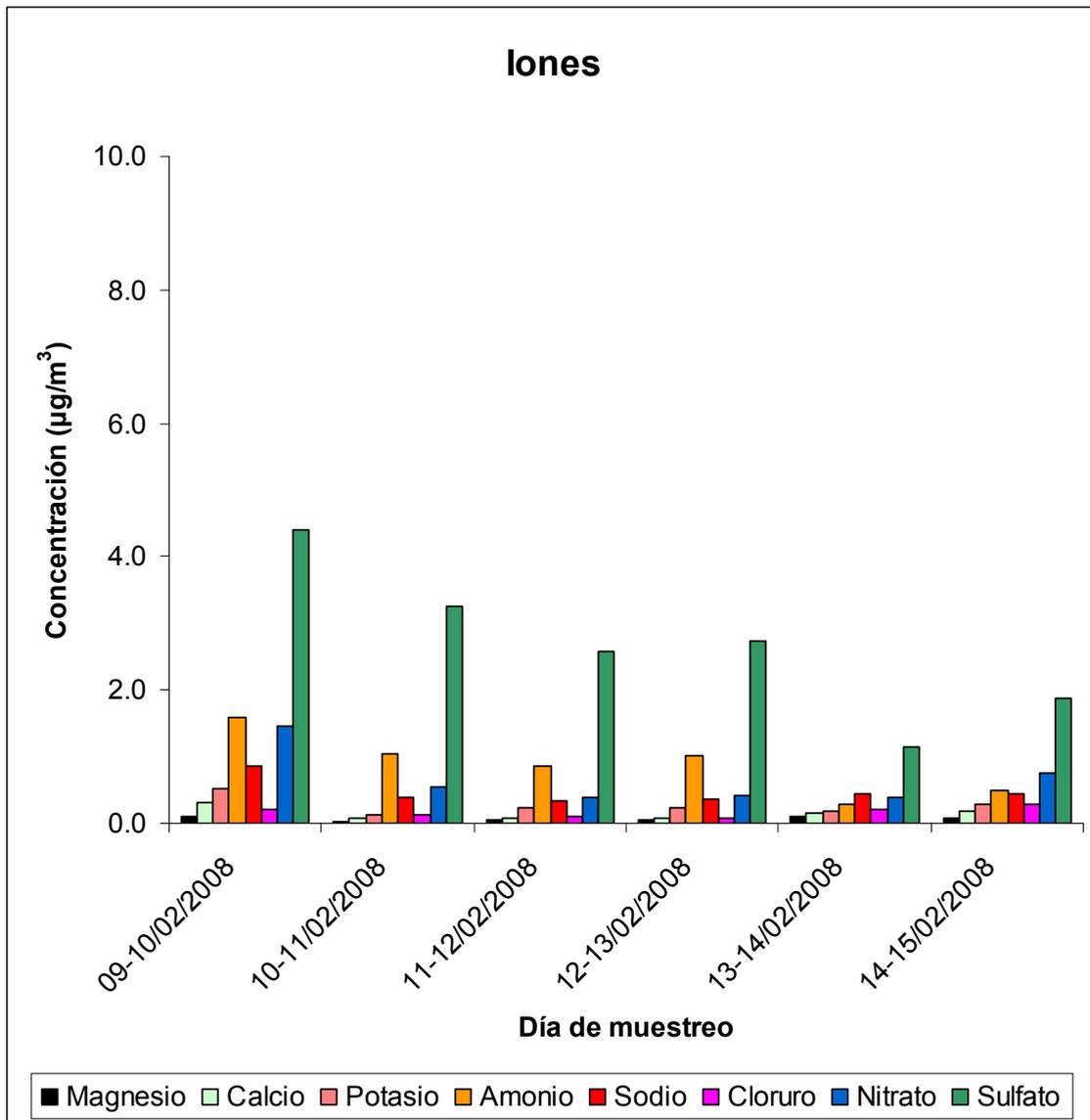


Figura 61. Concentración total de iones durante toda la campaña de muestreo

Para entender mejor el comportamiento de los iones durante toda la campaña se realizaron graficas de concentración total de cada ión por día de muestreo (Figura 61), observándose que los iones de menor abundancia fueron *magnesio* y *calcio*, seguidos por *sodio*, *cloruro* y *potasio*. Los de mayor concentración fueron *nitrato*, *amonio* y *sulfato*, siendo este último el más abundante en todos los días. Las Figuras 62 y 63 muestran el porcentaje de cada ión analizado con respecto a la masa total de partículas muestreadas y de la suma de concentraciones de todos los iones, esto permite tener una buena interpretación de su contribución.

En la Figura 62, se observa que para la mayoría de los días, los porcentajes para el *sulfato* estuvieron entre 40 y 60 %, siendo el periodo comprendido entre el 13 y 14 el más bajo. El *amonio* tuvo una variación entre 15 y 20 %, para el caso del *nitrate* su porcentaje más alto se presentó del 9-10, el cual coincide con los valores más altos de óxidos de nitrógeno (Ver sección 3.1). Para el resto de cationes y aniones los porcentajes fueron muy pequeños.

Por otro lado, tomando como referencia la concentración total de partículas (Figura 63) los porcentajes de los iones analizados conjuntamente no superaron el 30 %, lo cual indica que en su mayoría los compuestos presentes en las partículas atmosféricas del sitio de muestreo pueden ser de tipo orgánico (Salcedo *et al.*, 2006).

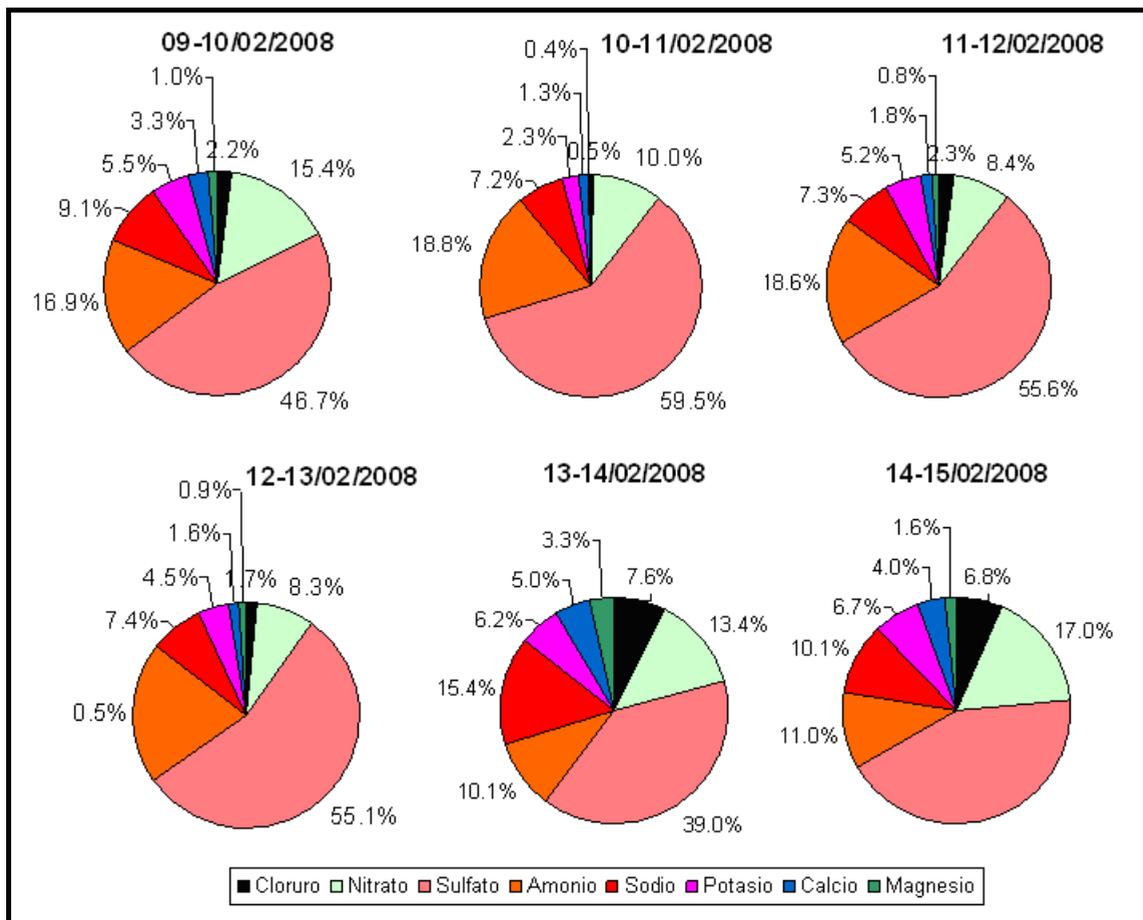


Figura 62. Porcentajes de los diferentes iones con respecto a la suma de sus concentraciones

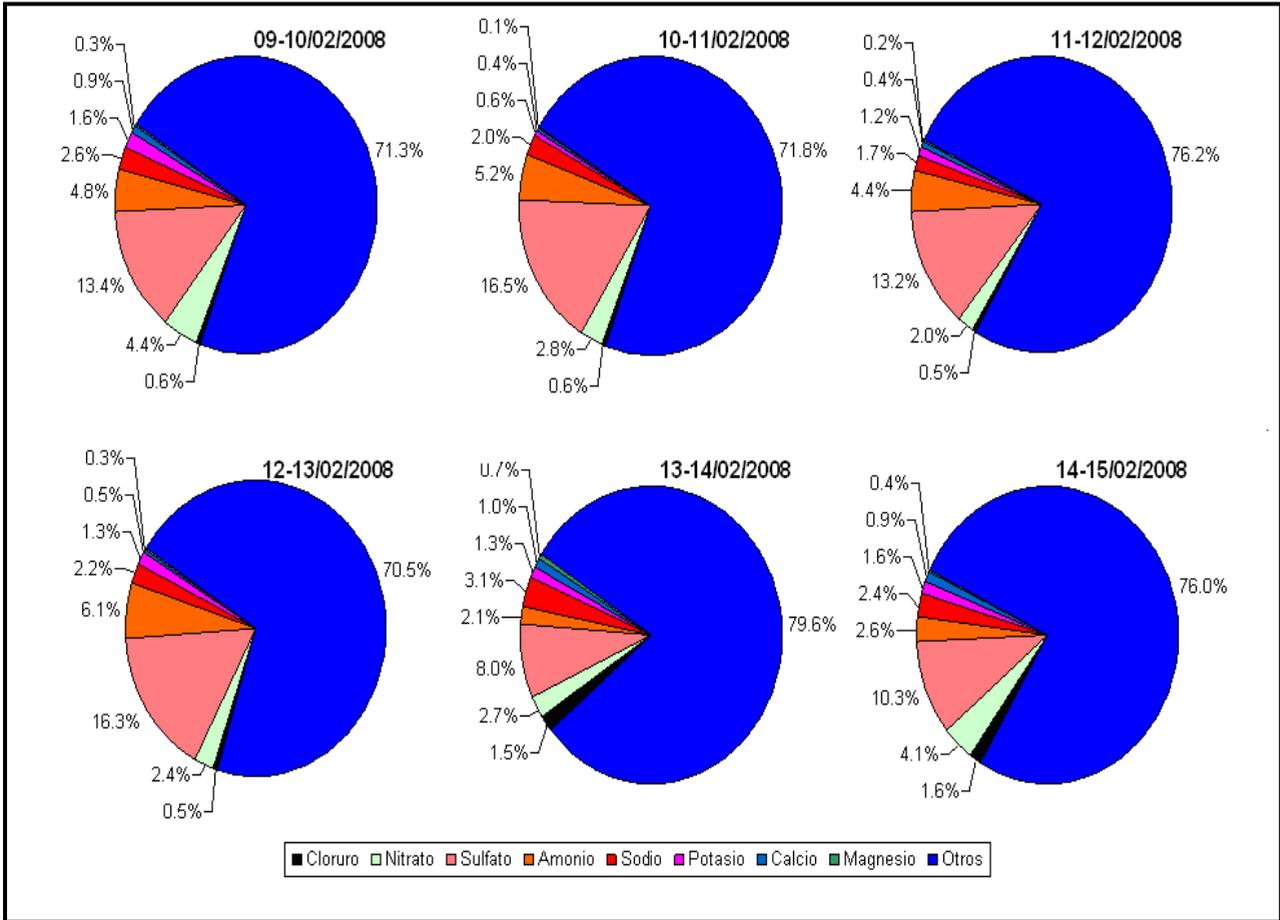


Figura 63. Porcentajes de los diferentes iones con respecto a la concentración total de partículas

En la Figura 64 se muestra el comportamiento de todos los iones durante la campaña, indicando que el periodo de días comprendidos entre 9-10 es el que presenta mayor concentración de los iones analizados, lo cual coincide con el día de mayor concentración en las partículas. De igual forma ocurre cuando se presenta menor concentración de partículas, también hay menor concentración de iones totales (días 13-14).

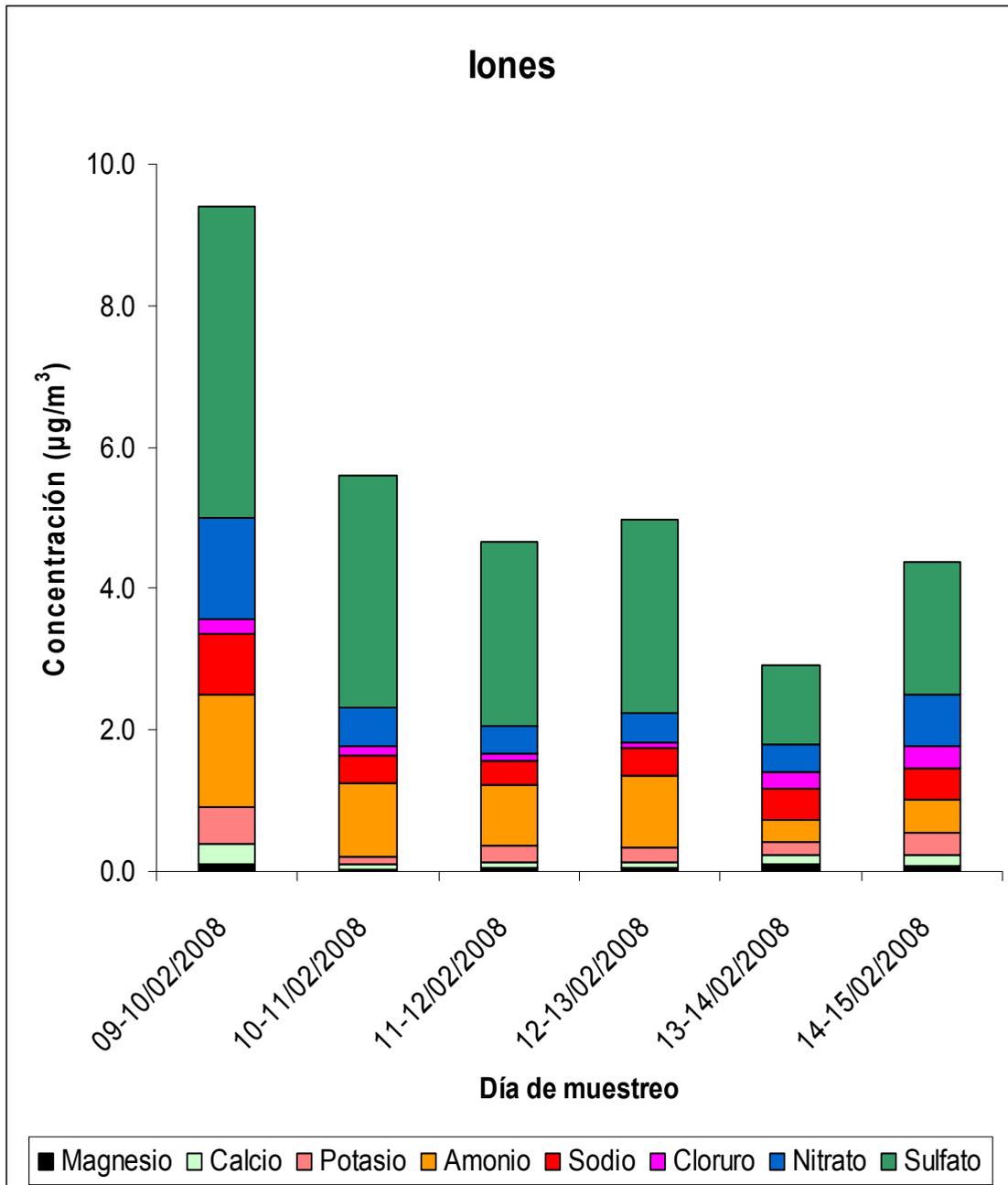


Figura 64. Concentración total de iones durante toda la campaña de muestreo.

Por ultimo, para un mejor entendimiento de la contribución individual de cada uno de los iones presentes en las partículas atmosféricas se decidió graficar la concentración total, observándose el anión *sulfato* fue el que predominó a lo largo de la campaña, mientras que el *magnésio* fue el que se encontró en menor concentración (Figura 65).

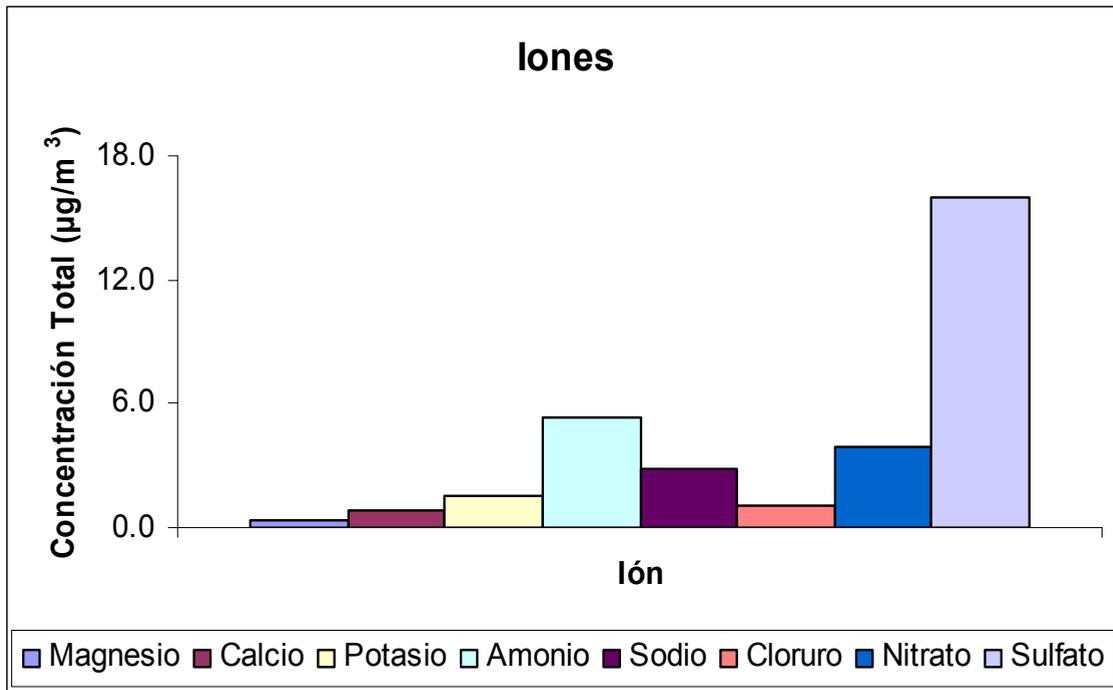


Figura 65. Concentración total de iones durante toda la campaña de muestreo.

3.2.4 Balance iónico

El estudio del balance iónico se realiza con el objeto de conocer la naturaleza *ácida* o *básica* de la atmósfera, es decir, si hay una mayor concentración de aniones, se incrementa la acidez, lo que conduce a daños en la salud de los ecosistemas, contaminación de cuerpos de agua, deterioro en construcciones, etc. (Moya *et al.*, 2003)

En el balance iónico se utilizó la expresión matemática de neutralidad para los iones (Moya *et al.*, 2003):

$$\sum (v_a n_a - v_c n_c) = 0 \quad (\text{Ec. 30})$$

Despejando tenemos:

$$\sum (v_a n_a) = \sum (v_c n_c) \quad (\text{Ec. 31})$$

Donde:

V: carga del ión

N: número de moles

a: aniones

c: cationes

En el presente estudio se utilizaron las concentraciones de los iones en unidades $\mu\text{eq}/\text{m}^3$, para lo cual se dividieron las concentraciones en unidades de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ entre el peso molecular del ión, multiplicado por el número de cargas de este.

De acuerdo con la literatura la reacción dominante en las partículas se da entre el sulfato y el amonio (Vega *et al*, 2007), los cuales en el presente estudio fueron los de mayor concentración, por esta razón para el balance iónico solo se tendrán en cuenta estos dos iones.

En la Figura 66 se muestra el balance iónico tomando en cuenta las concentraciones de *amonio* y *sulfatos* en todos sus diámetros a lo largo de toda la campaña, encontrándose que el ambiente en Pacho Viejo se puede considerar *neutro*, debido a que el coeficiente de correlación entre ellos fue del 0.98. A partir de esto se puede decir que probablemente la fuente de emisión de *sulfatos* y *amonio* fue la misma, es decir, a partir de los fertilizantes utilizados en la zona, quema de biomasa y de combustibles fósiles.

69, 71, 72, respectivamente), y solo durante el periodo del 12-13 los máximos se alcanzaron en $0.32 \mu\text{m}$ y $1.78 \mu\text{m}$ (Figura 70). El valor más alto de *carbono total* predominó en el diámetro $5.62 \mu\text{m}$ para todos los días (a excepción del 12-13) esto coincide con la concentración másica de las partículas (Ver Figura 55 sección 3.2.2).

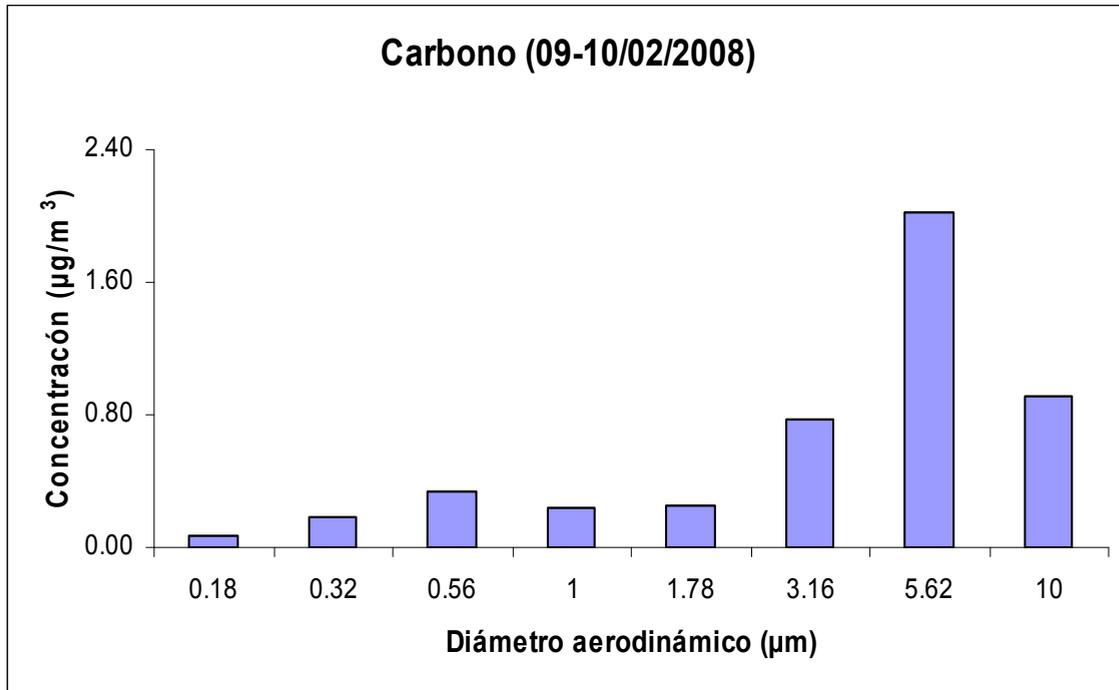


Figura 67. Concentración de carbono total por tamaño de partícula para los días 9–10 febrero, 2008

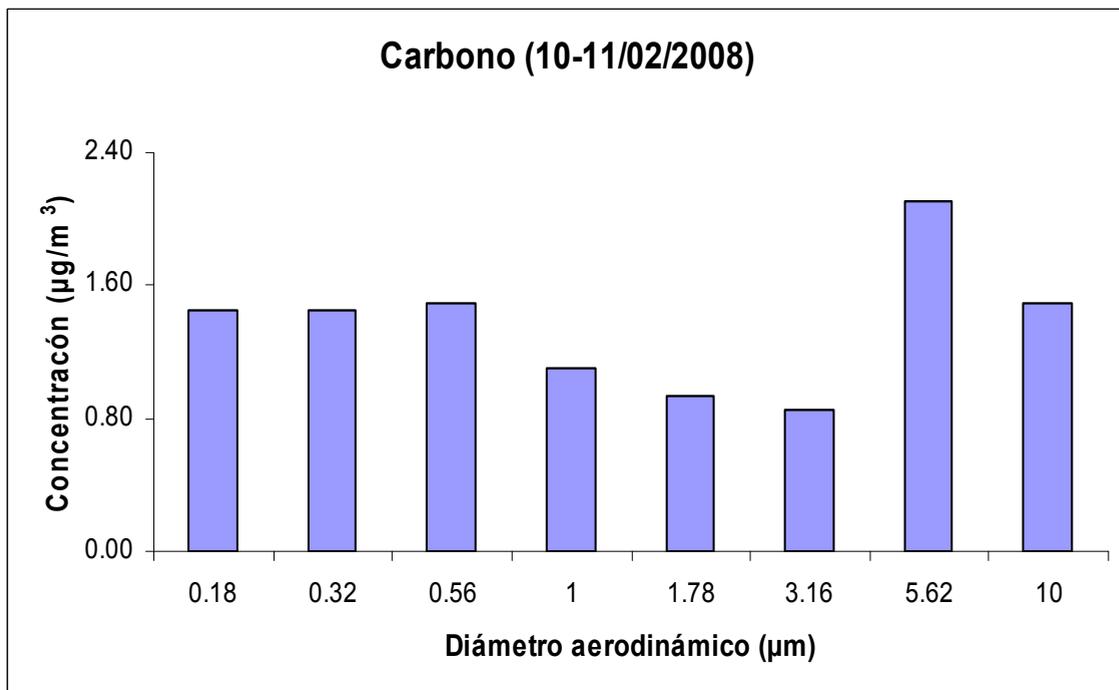


Figura 68. Concentración de carbono total por tamaño de partícula para los días 10–11 febrero, 2008

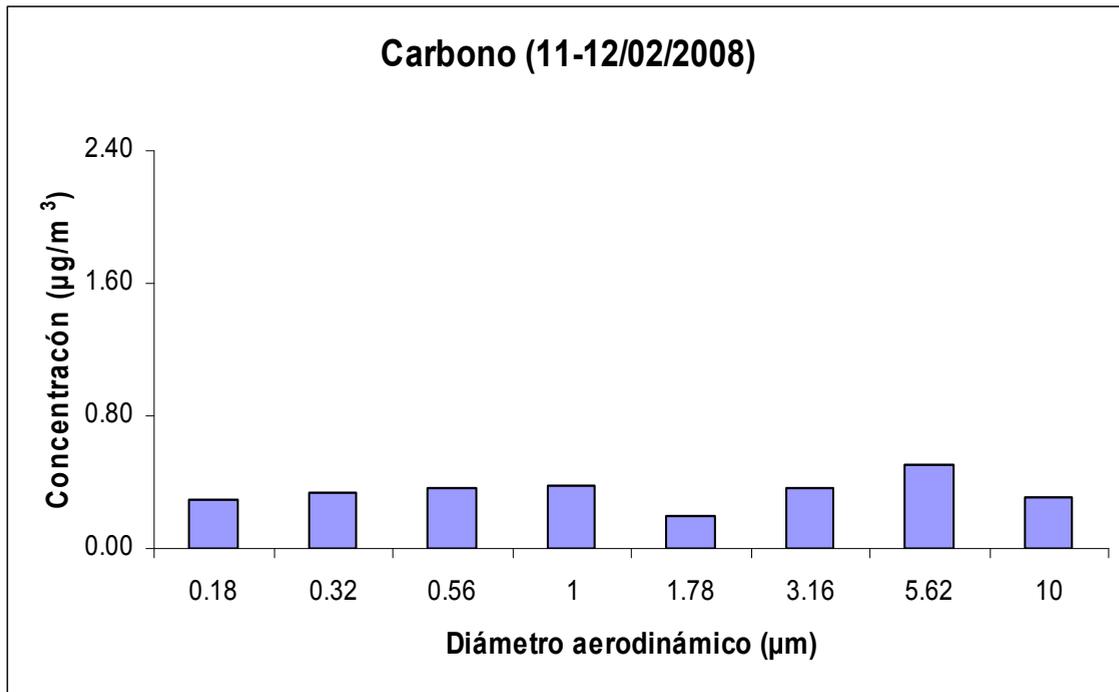


Figura 69. Concentración de carbono total por tamaño de partícula para los días 11–12 febrero, 2008

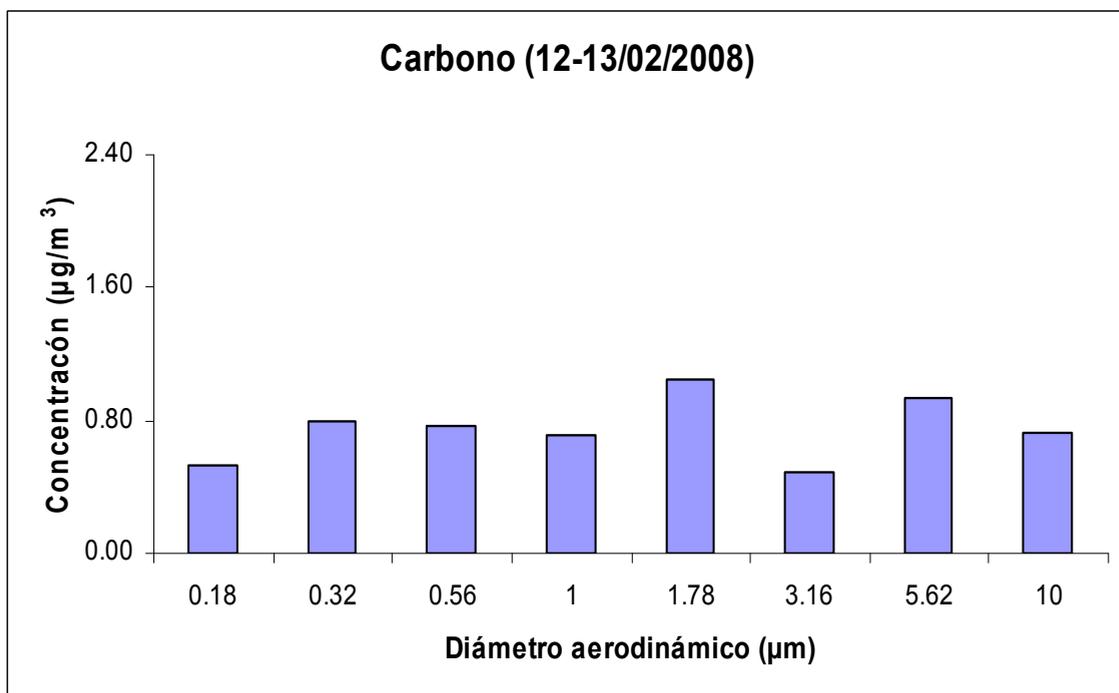


Figura 70. Concentración de carbono total por tamaño de partícula para los días 12–13 febrero, 2008

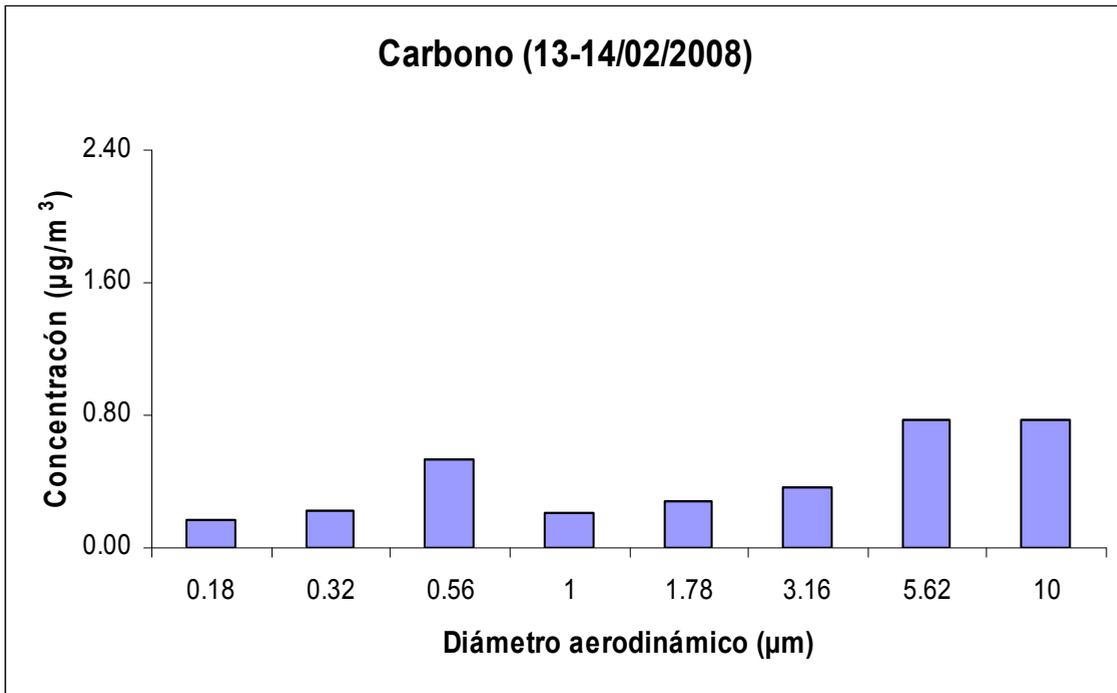


Figura 71. Concentración de carbono total por tamaño de partícula para los días 13–14 febrero, 2008

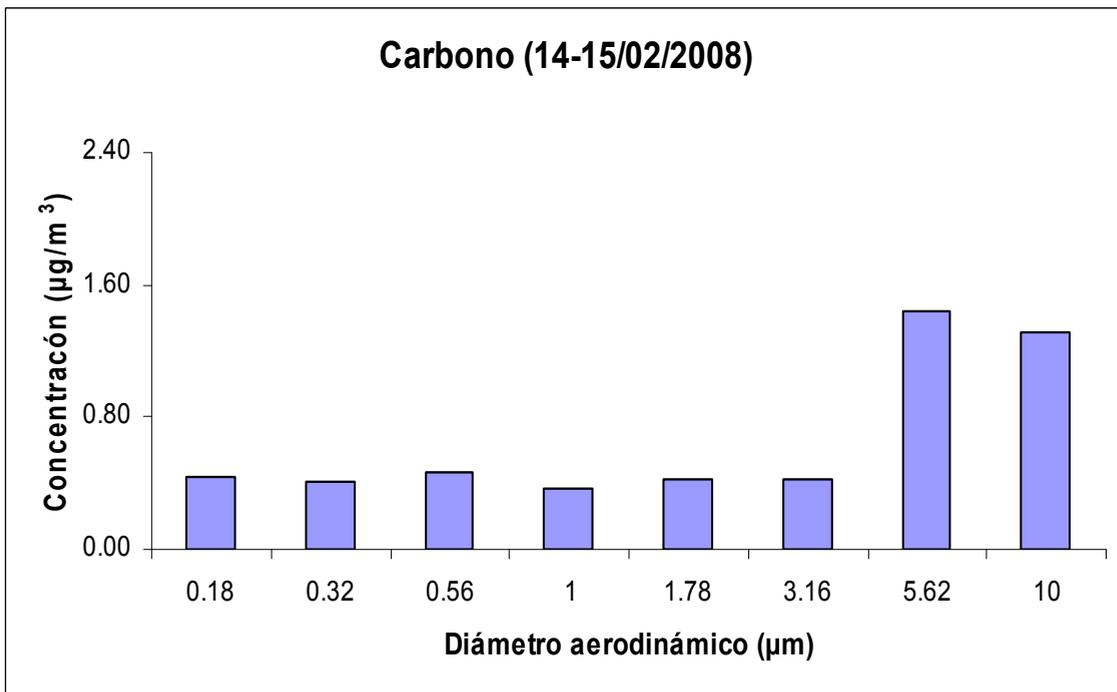


Figura 72. Concentración de carbono total por tamaño de partícula para los días 14–15 febrero, 2008

La Figura 73 muestra la concentración total de *carbón* a lo largo de la campaña, encontrándose que el periodo de mayor concentración se presentó para 10-11 de febrero, el cual también fue uno de los días más altos de concentración másica de partículas. Este comportamiento se debe a una fuente de emisión local, producto de la quema de biomasa. Lo que se ve reflejado también en la Figura 68 donde se puede observar claramente que durante este periodo se registran concentraciones muy altas en las partículas finas, es decir, su origen local producto de emisiones frescas. Por otro lado, el periodo con concentración más baja fue 11-12, lo cual se puede atribuir a que durante todo el día 11 se registraron lluvias, lo cual pudo haber provocado una disminución en su concentración debido a un proceso de lavado (deposición húmeda).

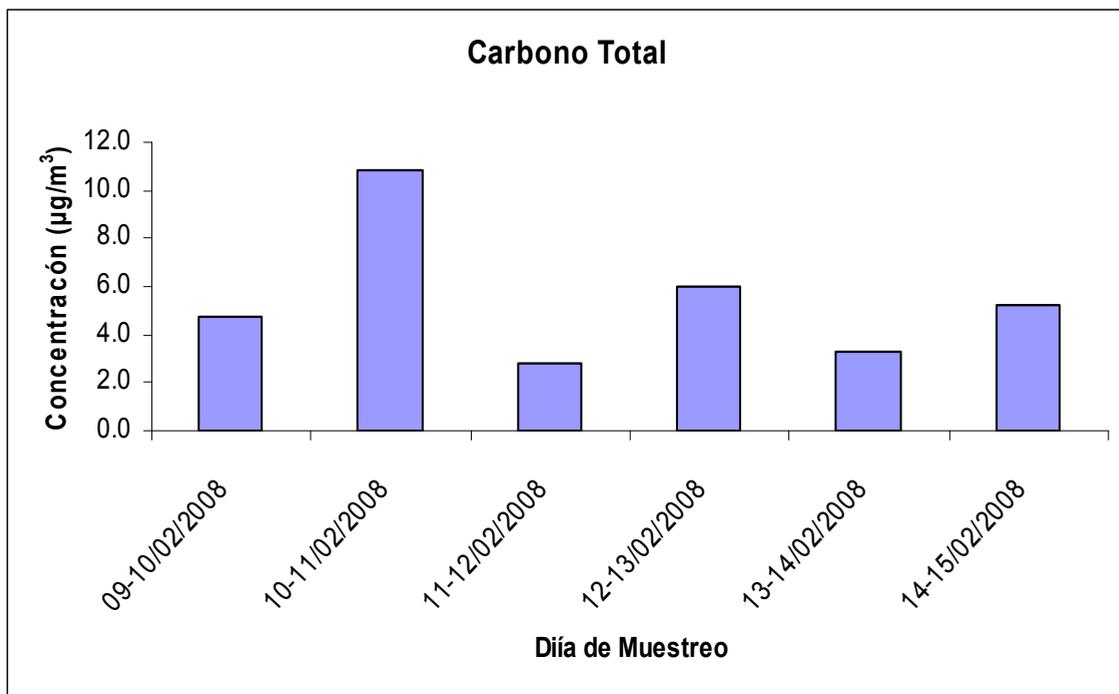


Figura 73. Serie de tiempo de Carbono total en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, durante toda la campaña

Por último se calculó el porcentaje de *carbón total* para cada día, encontrándose que el 83 % se presentó el día de mayor concentración (10-11), mientras que el de menor concentración (11-12) fue de 34 % (Figura 74).

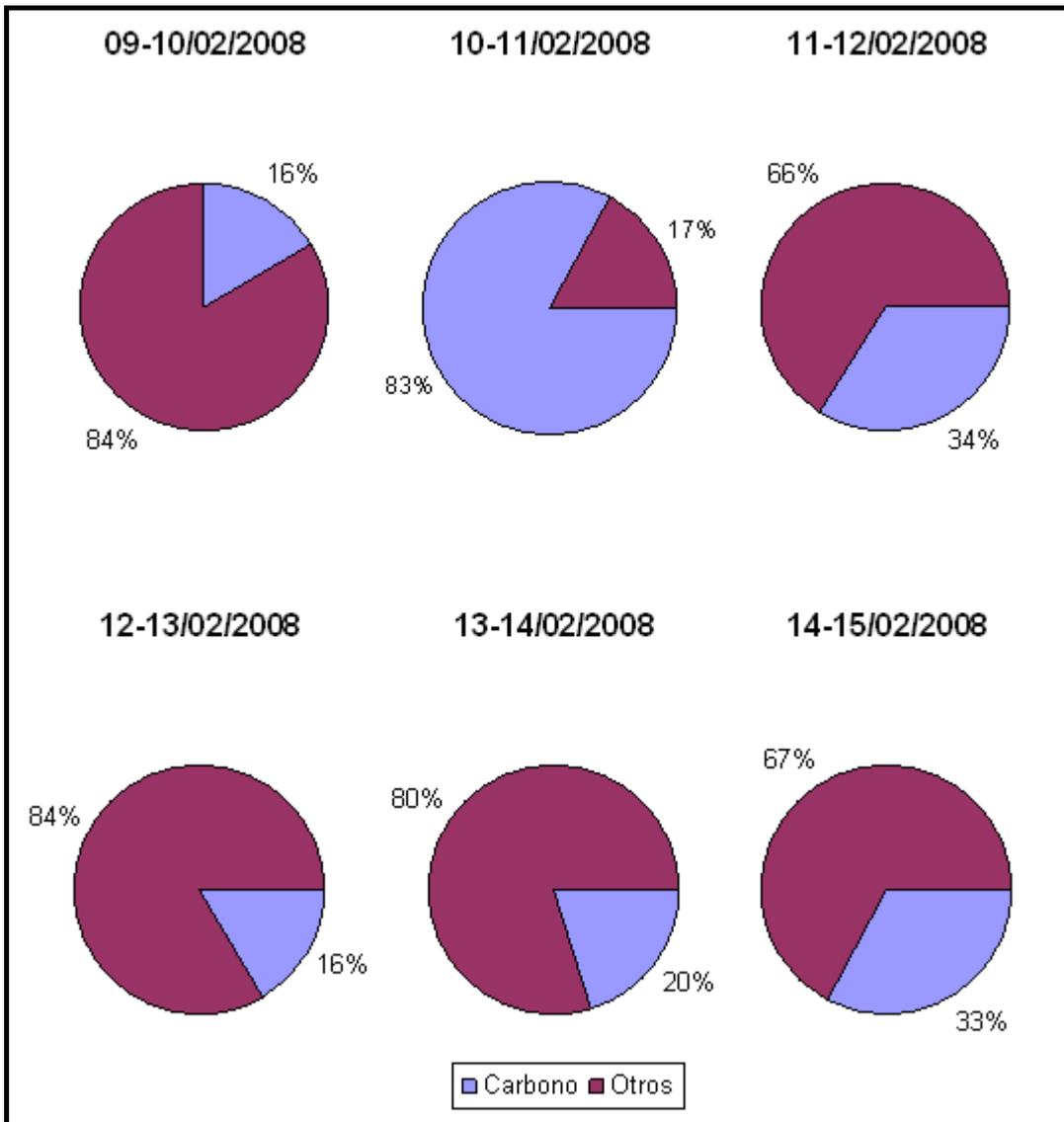


Figura 74. Porcentajes de carbono con respecto a la concentración total

3.2.6 Resumen Sobre la Composición Química de las Partículas

En la Figura 75 se observa que los *iones* inorgánicos analizados representan entre 20 y 30 % del total de partículas presentes en la atmosfera, mientras que el *carbono total* varía entre un 16 y 30 %. Para el periodo del 10-11, no se pudo hacer una análisis cuantitativo de la contribución debido a que la concentración de *carbono* fue demasiado alta, lo cual posiblemente se debió a una mala manipulación del filtro tanto en el pesaje como en el momento de la cuantificación del carbono, pero mediante un análisis cuantitativo se observa el mismo comportamiento que el resto de los días. Dentro de los iones se

encontró que el anión sulfato contribuye aproximadamente en 10 % al total de partículas, mientras que el magnesio contribuye menos del 1 %.

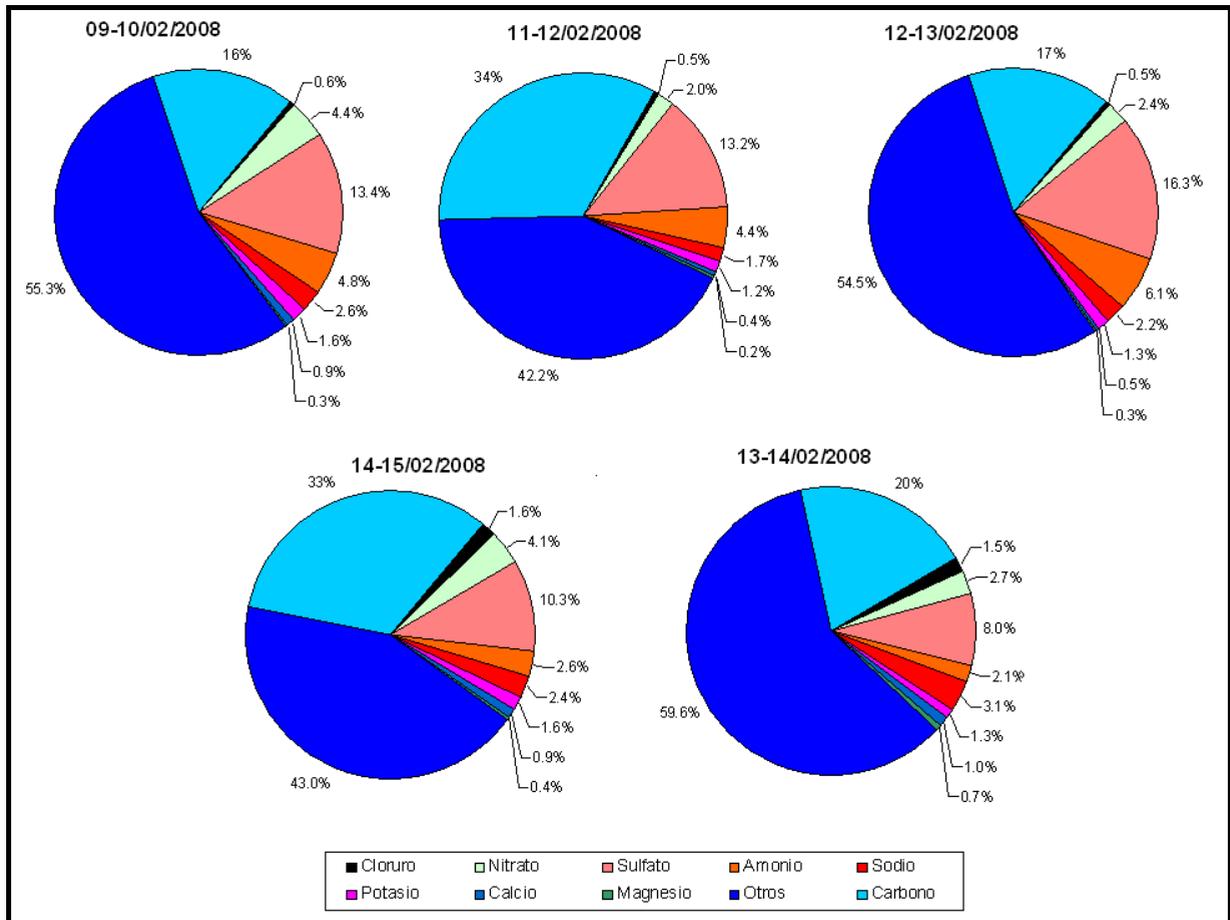


Figura 75. Porcentajes de iones y carbono durante toda la campaña

3.2.7 Correlaciones entre Iones y Gases

En la Figura 76 se muestra el comportamiento de las concentraciones promedio de 23 horas de los sulfatos y el bióxido de azufre, encontrándose que presentan un comportamiento similar durante toda la campaña. Sin embargo, durante los tres primeros días (9, 10 y 11) la concentración del bióxido de azufre es más alta que los sulfatos, lo cual indica que son formados principalmente a partir de la oxidación del SO_2 . Para los últimos tres días (12, 13 y 14) se presentó el caso contrario, esto se debe a que la mayor parte de *sulfatos* se formaron durante este periodo, provenientes tanto del SO_2 como de los fertilizantes utilizados en la zona de estudio.

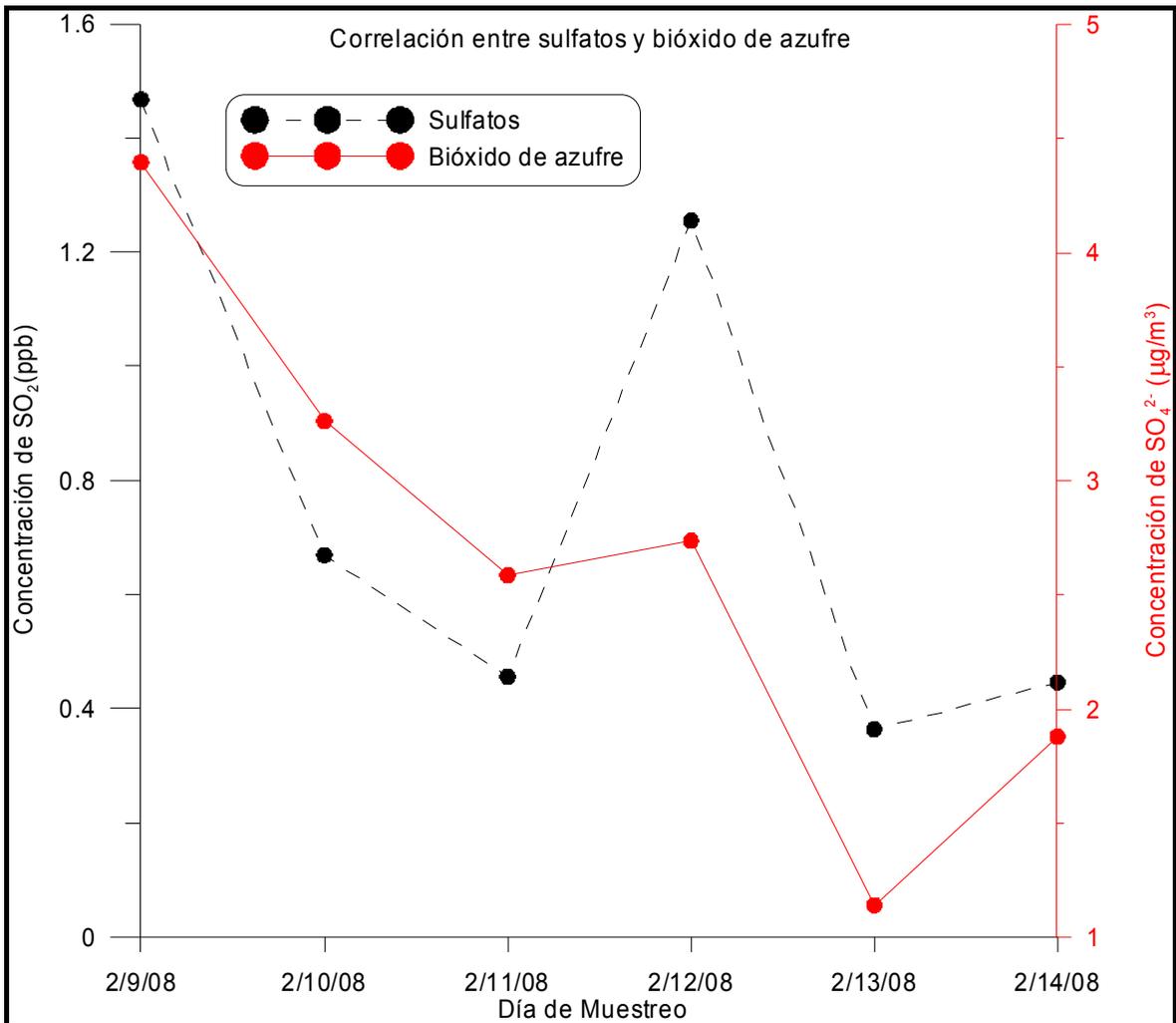


Figura 76. Correlación entre sulfatos y bióxido de azufre

Para el caso de los nitratos y el bióxido de nitrógeno también se observa que tienen un comportamiento muy similar (Figura 77), sin embargo, los dos últimos días las concentraciones de los *nitratos* aumentaron en comparación a las del *bióxido de nitrógeno*, las cuales también se pueden asociar al uso de fertilizantes.

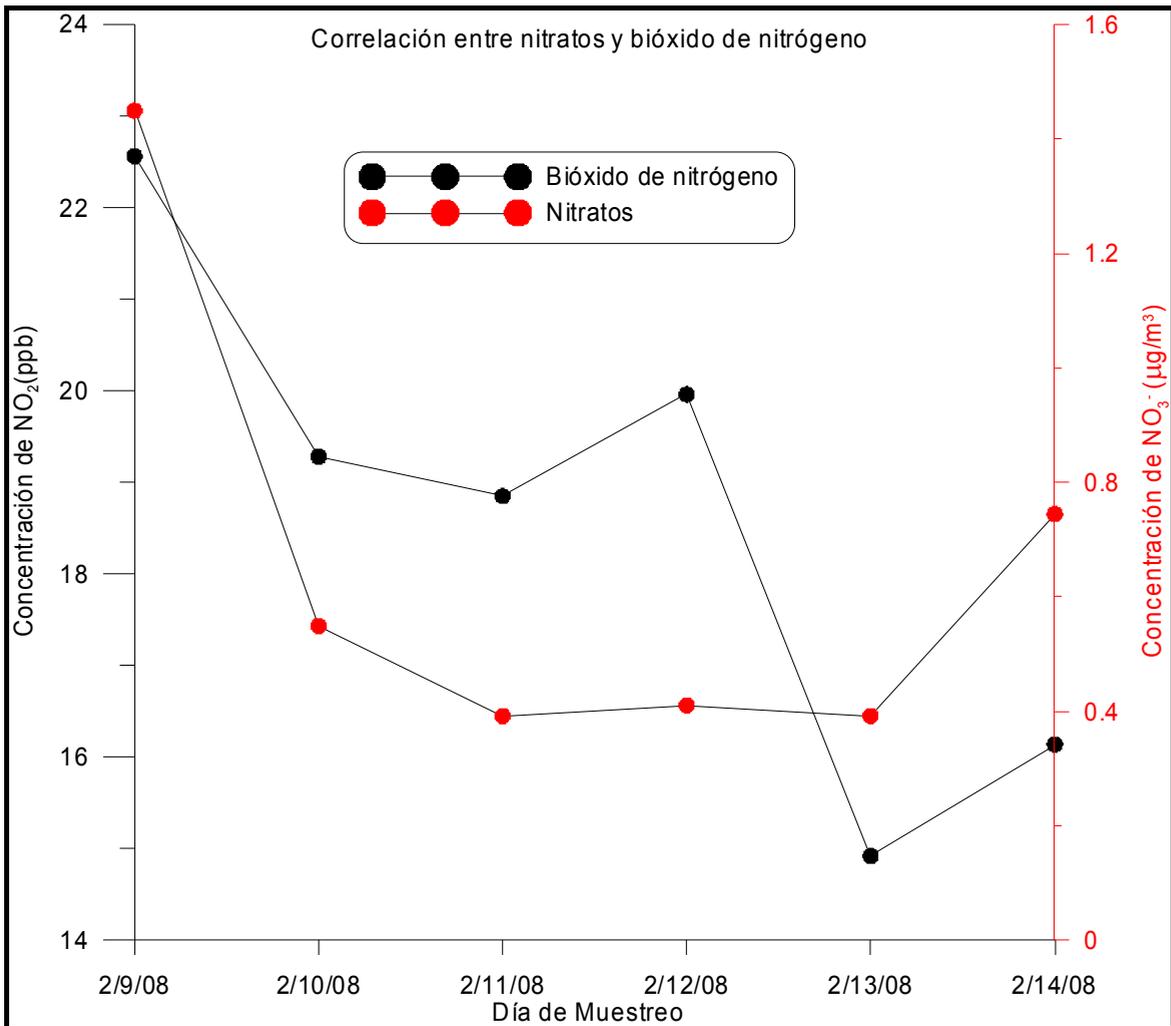


Figura 77. Correlación entre nitratos y bióxido de nitrógeno

En tanto que para el caso del *monóxido de carbono* y el *carbono total* (Figura 78), estos presentan un comportamiento similar solo para los días 9, 10 y 11, lo que indica que el origen del *carbono total* se debe a la conversión del *monóxido de carbono* a partícula, es decir, el origen de los dos se debe a la quema de combustibles fósiles. Sin embargo, para los días 12 y 13 el *carbono total* fue mayor, debido posiblemente a que la fuente de emisión de este fue principalmente la quema de biomasa, además de la contribución por parte del *monóxido* generado por los combustibles fósiles.

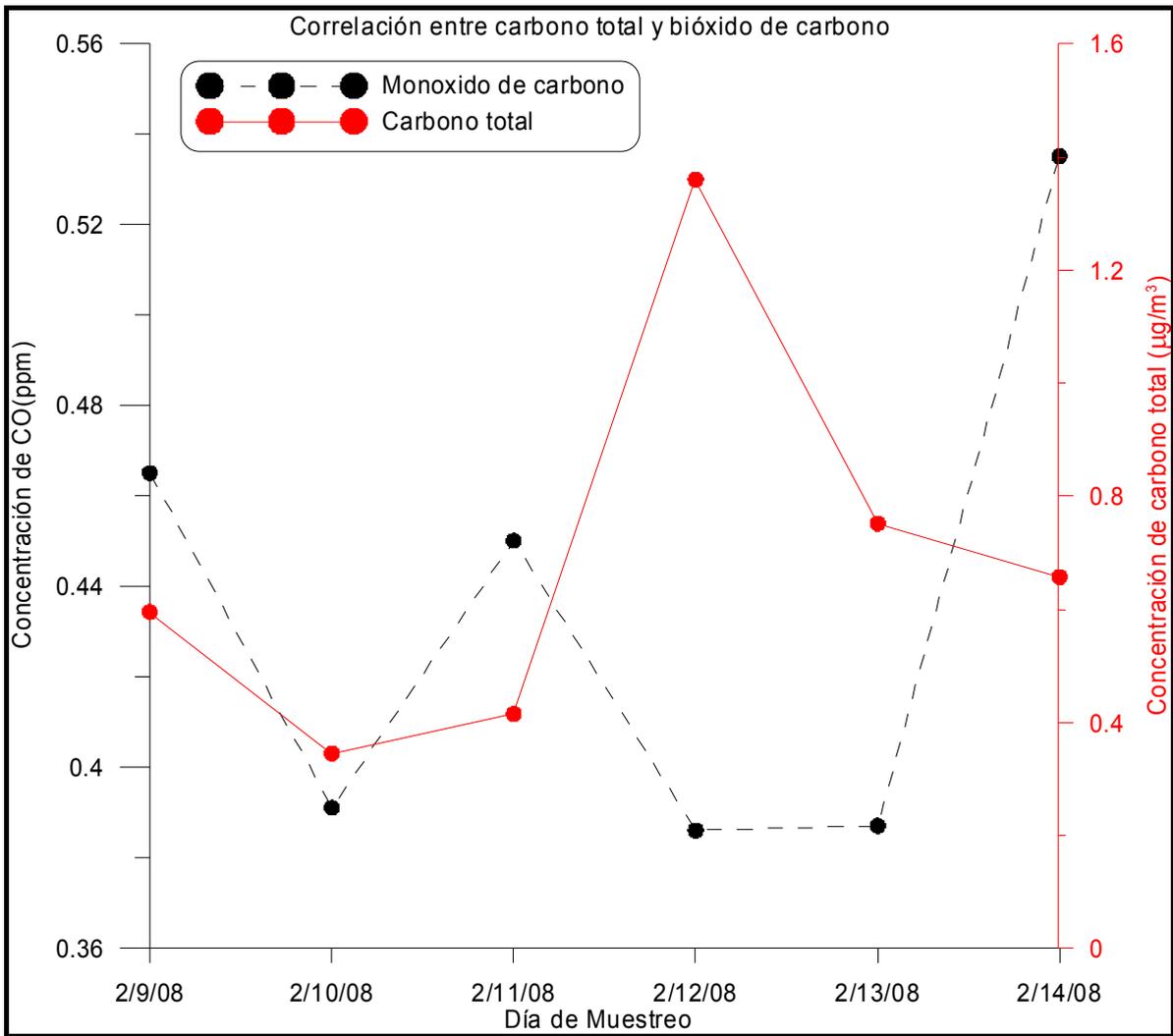


Figura 78. Correlación entre carbono total y bióxido de carbono

3.3 Análisis de Propiedades Ópticas

El análisis de las propiedades ópticas de las partículas junto con la composición química permite establecer mejor su origen. Se realizaron mediciones de los coeficientes de absorción (σ_a) y dispersión (σ_s) durante todos los días, a su vez, también se midió la concentración total de partículas en el intervalo de 0.01 a 3 μm , esto con el objeto de observar la relación entre estos tres parámetros. Se utilizó un PSAP (σ_a), un Nefelómetro (σ_s) y para la concentración se utilizó un CPC, estos equipos hicieron mediciones cada minuto durante todo el periodo de trabajo.

En las Figuras 79-81 se muestran la series de tiempo de los coeficientes y de la concentración de partículas, notándose que σ_a y σ_s fueron altos durante los días que comprenden el fin de semana, es decir, los días 9, 10 y 15 (días julianos¹ 40, 41y 46) mientras que en los días 13 y 14 (días julianos 44 y 45) fueron los días de mayor concentración de partículas.

Es importante mencionar que la discontinuidad que se observa en las Figuras de los coeficientes de absorción, dispersión y la concentración de partículas durante las últimas horas del día 14 y las primeras del día 15 se debe a una falla en el sistema de adquisición de datos.

¹ Los días julianos son los números resultantes de contar los días transcurridos desde el 1 de enero hasta el 31 de diciembre, obteniéndose de esta manera 365 días julianos durante un año.

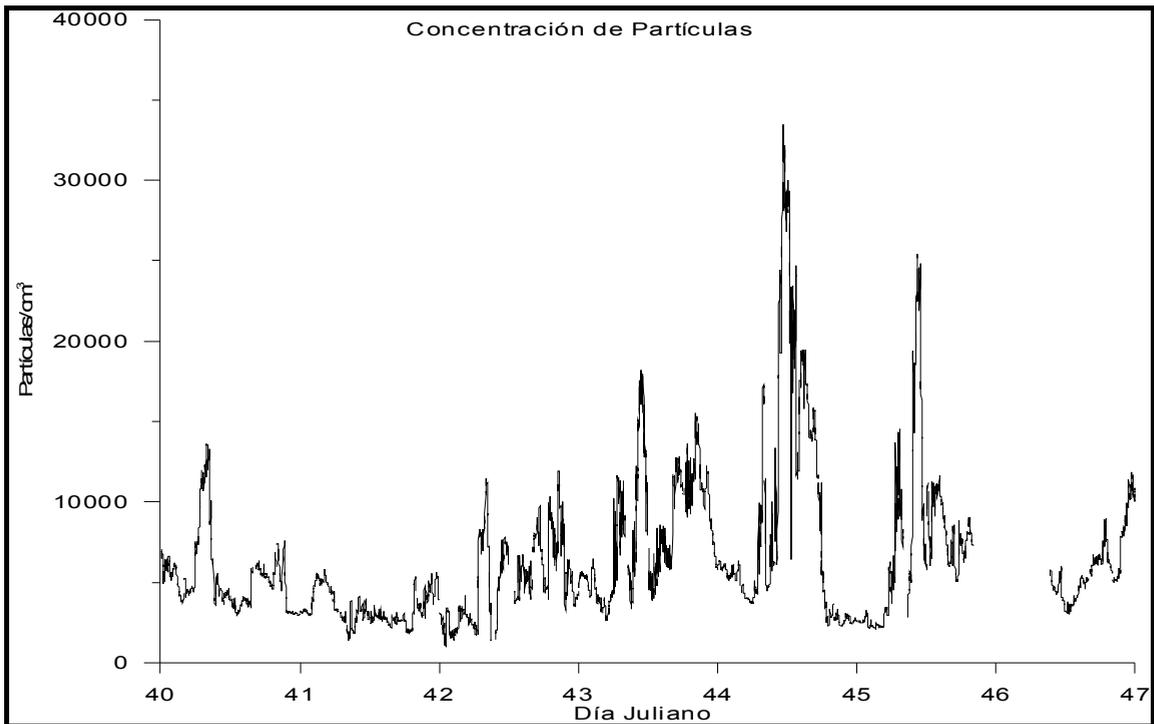


Figura 79. Concentración de partículas durante toda la campaña

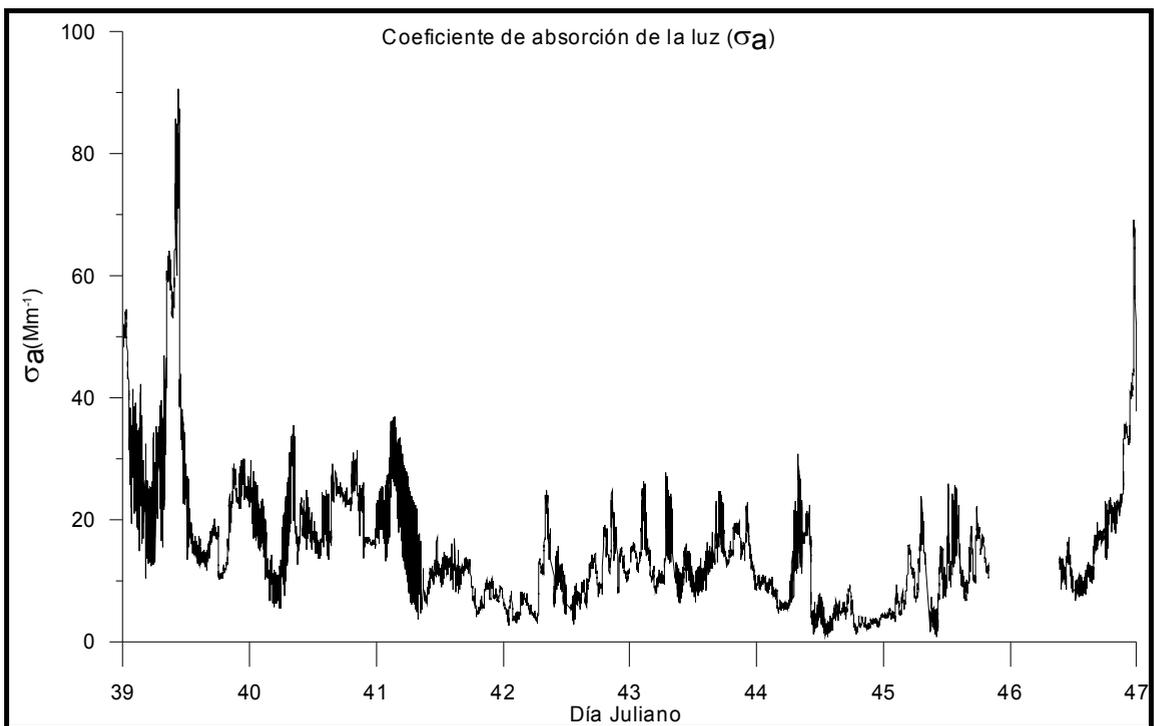


Figura 80. Coeficiente de absorción de la luz durante toda la campaña

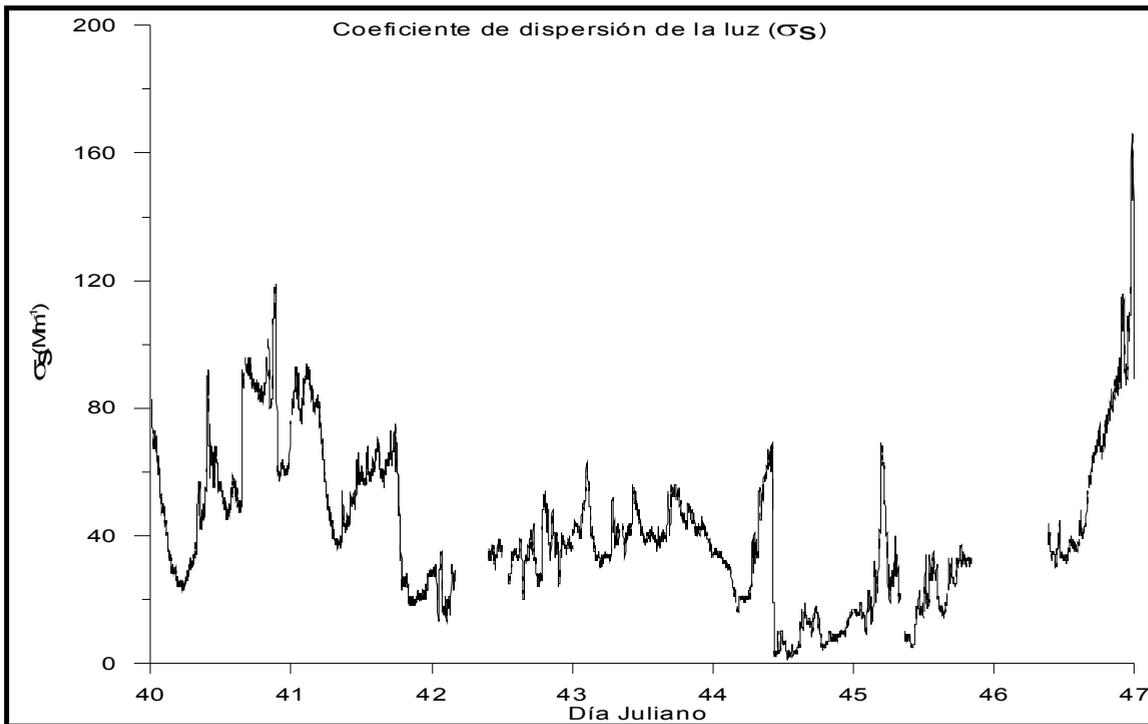


Figura 81. Coeficiente de dispersión de la luz durante toda la campaña

La Tabla 8 muestra los promedios de las propiedades ópticas para 24 horas, se observa que los días de mayor concentración de partículas (13-14), el coeficiente de dispersión y absorción presenta los valores más bajos. Esto se puede explicar debido a que las concentraciones de *sulfatos* y *carbono*, fueron bajas y como se sabe estos dos compuestos son los principales contribuyentes que hacen o pueden elevar los coeficientes de absorción y dispersión. Esta hipótesis se respalda al observar las graficas del ión *sulfato* y de *carbono total* (Figuras 64 y 73). El día 15 presenta los valores más altos para todos los coeficientes. Durante este día los vientos provenían desde Coatepec hacia el sitio de muestreo, mostrando que las fuentes de emisión de partículas locales no son las únicas que influyen, sino que por el contrario también llegan de otros lugares, lo cual se evidencia por los altos valores del coeficiente de dispersión.

Tabla 8. Valores promedio de los coeficientes de absorción, dispersión, extinción y de la concentración de partículas durante toda la campaña

Días	Coeficiente de absorción (Mm^{-1})	Coeficiente de dispersión (Mm^{-1})	Coeficiente de extinción (Mm^{-1})	Concentración de partículas (partículas/cm ³)
9	19.07	59.45	78.52	5346.13
10	13.54	53.90	67.44	3372.57
11	9.83	32.58	42.42	5172.42
12	13.97	42.55	56.52	8082.06
13	7.22	20.08	27.30	9094.28
14	10.68	24.00	34.68	7467.25
15	19.62	63.80	83.42	6012.58

Adicionalmente, se realizaron las graficas promedio donde se incluyeron todos los días de la campaña, esto con el objeto de entender el comportamiento diario de las variables estudiadas (Figura 82) y tratar de establecer su origen.

En la Figura 82a se observa que el coeficiente de dispersión presenta dos picos, el primero de ellos aparece entre las 10 horas, mientras que el segundo se registra entre las 17-18 horas, este último es debido a que los aerosoles han envejecido adquiriendo una composición compleja, con presencia alta de *sulfatos*, favoreciendo la dispersión de la luz.

En la figura 82b se observa que el coeficiente de absorción también presenta dos picos, el primero de ellos aparece a las 8 horas y el segundo se registra entre las 17-18 horas, lo cual nos confirma la existencia de aerosoles primarios producto de las actividades de origen antrópico, principalmente *hollín* proveniente de las emisiones por parte de la quema de combustibles fósiles.

Los picos observados en la mañana y el medio día se deben principalmente al tránsito vehicular, lo que nos indica que los aerosoles que contribuyen a los elevados valores de dispersión y absorción se deben a fuentes móviles.

En general las diferencias entre los máximos de los coeficientes de absorción y dispersión se pueden atribuir principalmente a la formación de aerosoles secundarios que se generan por la interacción entre las partículas y los procesos fotoquímicos que sufren en la atmósfera.

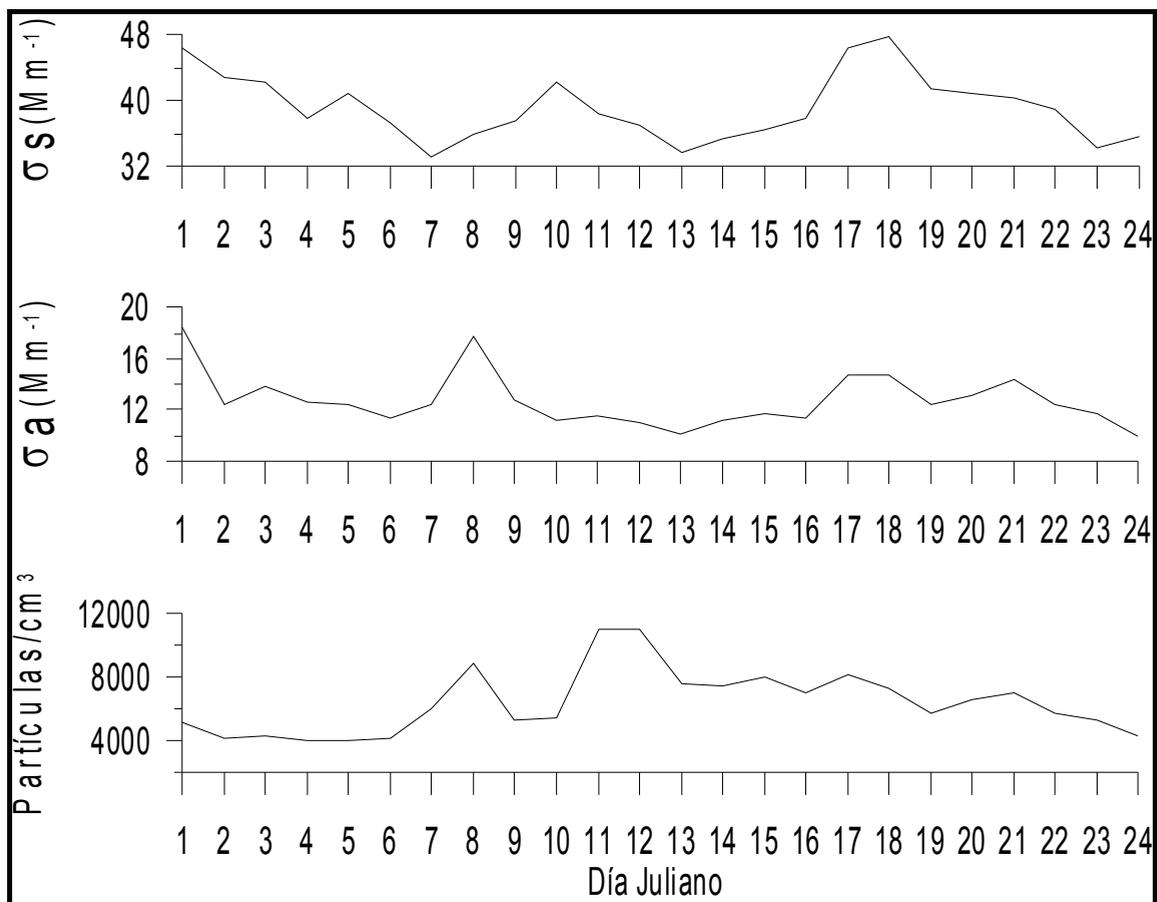


Figura 82. Promedio horario de toda la campaña de muestreo

a) Coeficiente de dispersión, b) Coeficiente de absorción, c) Concentración de partículas

En lo que respecta a la concentración de partículas (Figura 82c) se encontraron varios máximos, entre los que destacan el de las 7-8 horas y el de las 10-12 horas.

El primer máximo que se observa en las mismas horas que para el coeficiente de absorción, indica que durante las horas de la mañana predominan los aerosoles primarios producto de las emisiones frescas, provenientes principalmente de la combustión incompleta de los vehículos. El segundo empieza a las 10 horas que coincide cuando se registra el mayor coeficiente de dispersión, esto indica que las partículas han evolucionado cambiando su composición química, forma y tamaño, producto del proceso de envejecimiento de las mismas.

Tabla 9. Valores promedio del coeficiente de extinción y de la visibilidad durante toda la campaña

Días	Coeficiente de extinción (Mm^{-1})	Visibilidad (Km)
9	78.52	49.82
10	67.44	58.00
11	42.42	92.24
12	56.52	69.22
13	27.30	143.30
14	34.68	112.80
15	83.42	46.89

Por último, se calculo la visibilidad (Tabla 9) del sitio de muestreo, mediante la ecuación 10, encontrándose que durante los días de semana llega a ser de 143 km, pero en los fines de semana esta se reduce hasta 50 km, esta disminución se asocia principalmente a los coeficientes de absorción y dispersión los cuales durante los fines de semana son altos.

En resumen, se puede concluir que el estudio integral del comportamiento de las propiedades ópticas y la composición química de las partículas, así como, de los gases nos permite entender, tanto su origen como la estrecha relación que existe entre ellos, además de hacer patente la influencia que ejercen las zonas urbanas (Jalapa y Coatepec) en un sitio rural por transporte de contaminantes atmosféricos.

3.3.1 Concentración de partículas

En la Figura 83 y 84 se muestran las series de tiempo de la concentración de partículas con diámetros de 0.3, 0.5, 1, 5, 10 y 25 μm , medidas con el contador óptico de partículas (LASAIR II) cada minuto, durante toda la campaña. En general se observó que durante los días 9, 10 y 15 de febrero (fin de semana) se registraron los valores mas altos de concentración para los diferentes tamaños, el cual coincide con el comportamiento observado en la concentración total de material particulado durante estos días (Sección 3.2).

Otro aspecto que se observó fue que la concentración de partículas grandes (5 a 25 μm) es baja, comparadas con las más finas (0.3 a 1 μm), lo cual nos indica que su abundancia se debe principalmente a las emisiones frescas, producto de la quema de combustibles fósiles. Adicionalmente se encontró que durante el 14 de febrero la concentración de partículas finas aumentó, lo que está muy relacionado con la dirección del viento (Anexo A), que en este caso prevenía de Coatepec, lo cual reafirma la hipótesis de que la atmosfera de Pacho Viejo está siendo afectada por las ciudades aledañas.

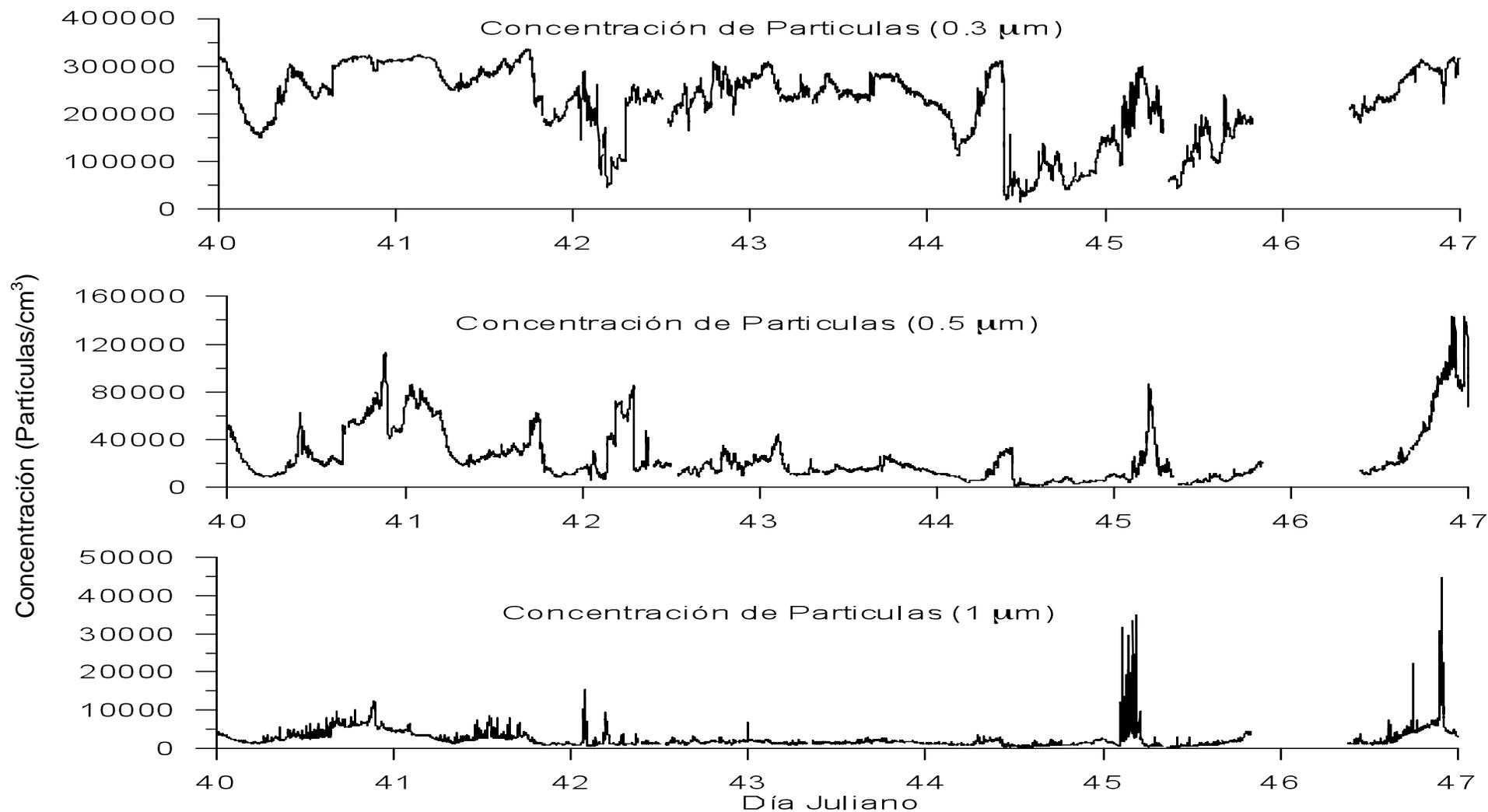


Figura 83. Series de tiempo de la concentración de partículas de 0.3, 0.5 y 1 μm.

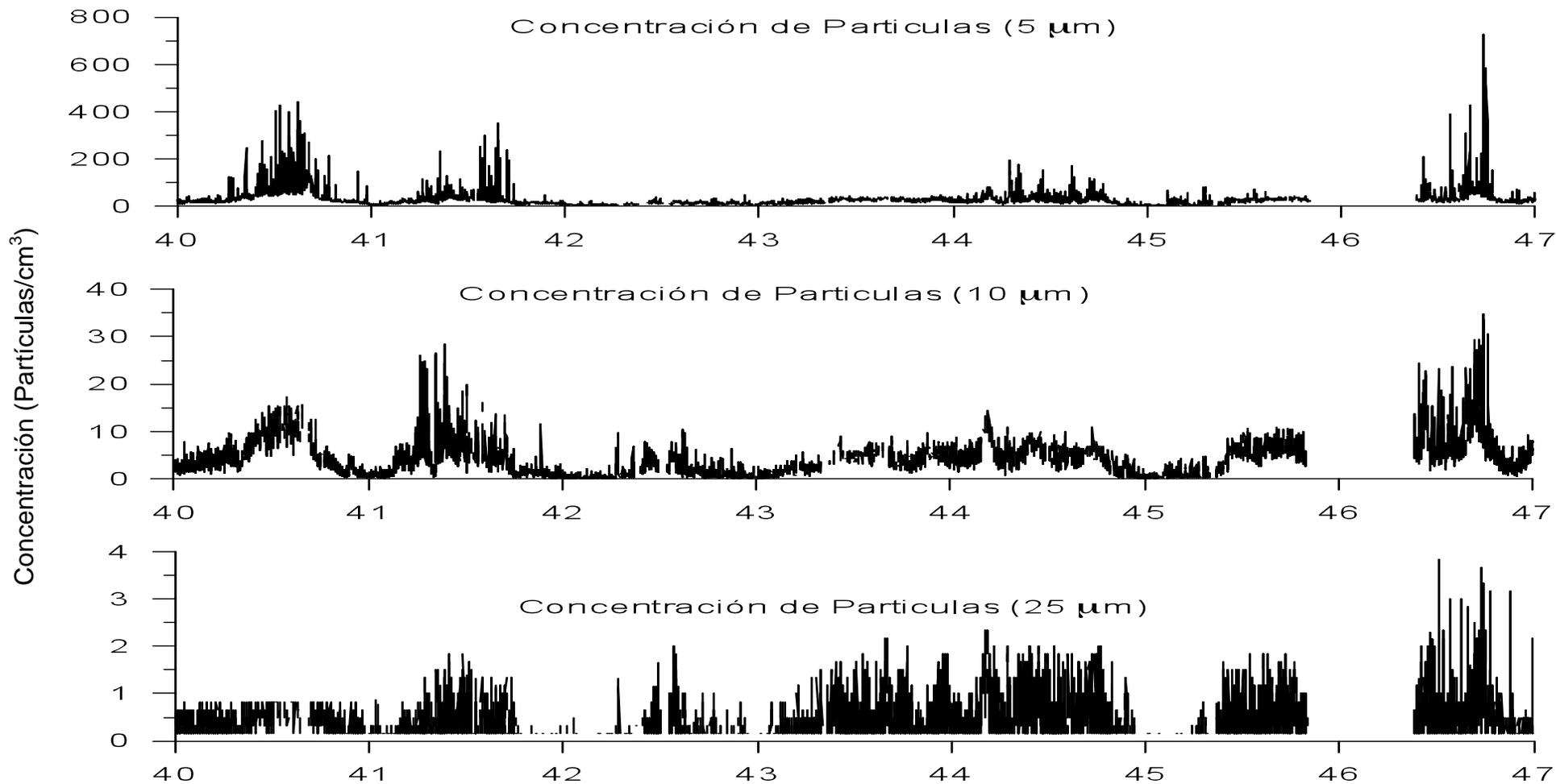


Figura 84. Series de tiempo de la concentración de partículas de 5, 10 y 25 μm.

Capítulo 4

4.1 Conclusiones

Mediante el análisis de los gases criterio se observó una relación muy estrecha entre la concentración de *ozono*, el *bióxido de nitrógeno* y la *radiación total* indicando que la mayor parte de la formación de ozono es de origen fotoquímico, registrándose concentraciones altas del orden de 100 ppb, las cuales son comparables con zonas urbanas.

Por otro lado, los valores más altos de concentración de los gases y partículas se registraron durante el fin de semana (9 y 10 de febrero), sin embargo, no se rebasaron las Normas Oficiales Mexicanas.

Para el *material particulado* también se observó que los valores más altos de concentraciones se registraron durante el fin de semana, presentado además, un comportamiento bimodal (con máximos en los diámetros de 0.56 y 5.62 μm) al igual que el *carbono total* característico de zonas rurales.

El análisis de iones, permitió notar que las especies químicas más abundantes fueron *sulfato*, *amonio* y *nitrate*, mientras que el menor fue *magnesio*. Adicionalmente, se encontró que las partículas que predominan en el modo grueso (5.62 μm) son las de *sulfato* y en el modo fino (0.56 μm) el *nitrate*.

La distribución de masa para los iones *sulfato*, *amonio* y *potasio* presentó un comportamiento dominante en las partículas *gruesas*, típico de zonas rurales, mientras que para las partículas *finas* predominan: *nitrate*, *cloruro*, *calcio*, *magnesio* y *sodio*, lo cual es característico de zonas urbanas. Esto ayuda a confirmar que existe una influencia de las ciudades aledañas de Jalapa y Coatepec por fenómenos de transporte.

De acuerdo con el balance iónico realizado, en el cual se toma como referencia los iones predominantes (SO_4^{2-} , NH_4^+) en las partículas atmosféricas, se encontró que la atmósfera es neutra, lo cual permite concluir que la calidad del

aire es buena ya que presenta un equilibrio entre la cantidad de aniones y los cationes.

A partir de las propiedades físicas de las partículas se encontró que existe una estrecha relación entre los *coeficientes de dispersión y de absorción* con los *sulfatos y carbono total* presentes en los aerosoles, respectivamente. Los valores mas bajos se observaron cuando las concentraciones de *sulfatos y carbono total* fueron las más bajas de toda la campaña, mientras que los valores mas altos se observaron durante el fin de semana, provocando por ende un mayor coeficiente de extinción y una menor *visibilidad*.

A partir de todos los parámetros medidos se puede concluir de forma general que la atmosfera de Pacho Viejo, esta siendo fuertemente influenciada por los contaminantes generados en las ciudades de Jalapa y Coatepec.

4.2 Recomendaciones

Realizar mediciones mensuales de los parámetros medidos durante un año, con el objetivo de realizar una mejor caracterización de la zona de muestreo. Esto permitiría observar los cambios que tienen los contaminantes atmosféricos dependiendo del periodo estacional.

Adicionalmente se podría hacer un estudio de la morfología de las partículas usando un microscopio electrónico de transmisión ambiental (TEM, por sus siglas en ingles) con el objetivo de determinar mejor, si el material particulado presente en la atmosfera, es producto de emisiones de origen local (partículas frescas) o del resultado de los fenómenos de transporte de contaminantes desde ciudades aledañas (partículas envejecidas).

Capítulo 5

5.1 Bibliografía

Baumgardner, D., Kok, G., Raga, G. 2007. On the diurnal variability of particle properties related to light absorbing carbon in Mexico City. *Atmos. Chem. Phys.*, **7**, 2517–2526.

Bohren, C. F. y Huffman, D. R. 1998. Absorption and Scattering of Light by Small Particles. 1a Edición, Capítulo: *Absorption and Scattering by an Arbitrary Particle*.

Bond, T. C., Anderson, T. L., Campbell, D. 1999. Calibration and Intercomparison of Filter-Based Measurements of Visible Light Absorption by Aerosols. *Aerosol Science and Technology*, **30**, 582–600.

Bravo, H., Soto, R., Sosa, R., Sánchez, P., Alarcón, A. L., Kahl, J., Ruíz, J. 2006. Effect of acid rain on building material of the El Tajín archaeological zone in Veracruz, México. *Environmental Pollution*, **144**, 665-660.

Botkin D. and Keller, E. A. 1995. Environmental Science: Earth as Living Planet, Wiley, New York.

Castro T., Raga, G.B., Baumgardner, D. ¿Puede la contaminación atmosférica generada en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México afectar lugares mas allá de sus fronteras?. Revista *CIENCIA*, Academia Mexicana de Ciencias. Marzo 2001, 119-144.

Chow, C. J. y Watson, J. G. 1999. Ion chromatography in elemental analysis of airborne particles in: elemental analysis of airborne particles. Sheldon Landsberger y Marsha Cretchman. *Gordon and Brach Science Publishers*. Amsterdam, Holanda.

Condensation Particle Counter. Introduction Manual. Model 3010, *TSI Inc.*, USA, 2000.

Crawford, J. H., Bradshaw, J. D., Davis, D. D., Liu, S. C. 2003. Nitrogen oxides and other reactive nitrogen species. En *Handbook of Weather, Climate and Water*. Thomas D. Potter, Bradley R. Colman, Eds., John Wiley & Sons, Inc., 61-77. Hoboken, NJ, EEUUA.

Crutzen, P. J., Delany, A. C., Greenberg, J., Haagenson, P., Heidt, L., Lueb, R., Pollock, W., Seiler, W., Wartburg, A. and Zimmerman, P. 1985. Tropospheric chemical-composition measurements in Brazil during the dry season. *Journal of Atmospheric Chemistry*, **2**, 233–256.

Dockery, D. W., Pope, C. A. III, Xu, X., 1993. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. Spengler JD, et al. *N. Engl. J. Med.* **329**,1753-1759.

Figueruelo, J. E., Figueruelo, A., Marino, M. 2004. Química física del ambiente de los procesos medioambientales. Editorial Reverte.

Garcia, J. S. 2006. Composición química de partículas atmosféricas al noreste de la zona metropolitana de la ciudad de México. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias de la Tierra, UNAM.

Hebbi A. and Carlier, P. 1996. Carboxylic acids in the troposphere, occurrence, sources, and sinks: a review. *Atmospheric Environment*, **30**, 4233–4249.

Hobbs P. V. 2000. Introduction to atmospheric chemistry: a companion text to basic physical chemistry for the atmospheric sciences. Cambridge University.

Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., Van Den Brandt, P. A. 2002. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* **360** (9341), 1203-1209.

Horvath, H. 1998. IUPAC Ser. *Anal. Phys. Chem. Environ. Syst.*, **5**, 543-596.

Horvath, H. 2000. *Journal of Environmental Radioactivity*, **51**, 5-25.

Horvath, H. 2000. *Environ. Rad.*, **51**, 5-25.

Jaenicke, R. 1998. Atmospheric physics and chemistry. *Meteorology: Physical and chemical properties of air*. Ed. G. Fischer. *Landolt-Boernstein Series*, **4b**, Springer-Verlag, Berlin. 391-457.

Jacobson M. Z. 2002. Atmospheric pollution. History, science and regulation. *Cambridge E.U.A.*, 50-116.

Khare, P., Kumar, N., Kumari K.M. and Srivastava, S.S. 1999. Atmospheric formic and acetic acids: an overview. *Reviews of Geophysics*, **37**, 227–248.

Kirchhoff, V. W. J. H., Marinho, E. V. A., Dias, P. L. S., Pereira, E.B., Calheiros, R., André R. and Volpe, C. 1991. Enhancements of CO and O₃ from burnings in sugar cane fields. *Journal of Atmospheric Chemistry*, **12**, 87–102.

Lacaux, J. P., Cachier H. and Delmas, R. 1992. Biomass burning in Africa: an overview of its impact on atmospheric chemistry In: Crutzen, P. J. and Goldammer, J. G., *Fire in the Environment, the Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires*, Wiley, New York, 159–191.

LASAIR II. Manual de Operación. Modelo 310A. Particule Measuring Systems Inc., USA, 2002.

Losno, R., Bergametti, G., Carlier P. and Mouvier, G. 1991. Major ions in marine rainwater with attention to sources of alkaline and acidic species. *Atmospheric Environment*, **25**, 763–770.

Manahan, S. E. 2007. *Introducción a la Química Ambiental*. Editorial Reverté. UNAM. México.

Marple, V. A., Rubow, K. L., Behm, S. M. 1991. A microorifice uniform deposit impactor (MOUDI): Description, calibration, and use. *J. Aerosol Sci.*, **14**, 434–446.

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

Mogo, S., Cachorro, V. E., Frutos, A. M. 2005. Morphological, Chemical and optical absorbing characterization of aerosols in the urban atmosphere of Valladolid. *Atmos Chem. Phys.*, **5**, 2739-2748.

Molina, L.T., Molina J.M. 2002. Air quality in Mexico megacity. *Kluwer Academic Pubs.* Dordrecht, Holanda.

Moolgavkar, S. H. 2000. Air Pollution and Daily Mortality in Three U.S. Countries. *Environmental Health Perspectives*, **108**, 8.

Moya, M., Castro, T., Zepeda, M., Baez, A. 2003. Characterization of size-differentiated inorganic composition of aerosol in México city. *Atmos. Environ.*, **37**, 3581-3591.

Mukherjee P. and Viswanathan, S. 2001. Contributions to CO concentrations from biomass burning and traffic during haze episodes in Singapore. *Atmospheric Environment*, **35**, pp. 715–725.

Nefelometer. Operation Procedures. M903, Radiance research, Seattle, WA, U.S.A.

Novelli, Paul. 2003. Carbon monoxide in the atmosphere. En *Handbook of Weather, Climate and Water*. Chapter 5. Thomas D. Potter, Bradley R. Colman, Eds., Wiley, 79-88. Hoboken, NJ, EEUUA.

Particle Soot/Absortion Photometer. Operation Procedures. *Radiance Research*, Seattle, WA, U.S.A.

Pillay, Y., Diab, R. D. and Sokolic, F. 1995. Ozone maxima off the east coast of South Africa; the role of biomass burning. *South African Journal of Science*, **91**, 609–613.

Pope, C. A., Dockery, D. W. 2006. Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. 3a Edición. *J. Air & Waste Manage Assoc*, **56**, 709-742.

Rothman, L. S., McClatchey, R. A. 1983. AFGL atmospheric absorption line parameters compilation. *Applied Optics*, **22**, 2.

Roy H. M., Jones A. M. 2005. Multisite study of particle number concentrations in urban air. *Environ. Sci. Technol.*, **29**, 6063-6070.

Salcedo, D., Onasch, T. B., Dzepina, K., Canagaratna, M. R., Zhang, Q., Huffman, J. A., DeCarlo, P. F., Jayne, J. T., Mortimer, P., Worsnop, D. R., Kolb, C. E., Johnson, K. S., Zuberi, B., Marr, L. C., Volkamer, R., Molina, L. T., Molina, M. J., Cardenas, B., Bernabé, R. M., Márquez, C., Gaffney, J. S., Marley, N. A., Laskin, A., Shutthanandan, V., Xie, Y., Brune, W., Leshner, R., Shirley, T. and Jimenez, J. L. 2006. Characterization of ambient aerosols in Mexico City during the MCMA-2003 campaign with Aerosol Mass Spectrometry: results from the CENICA Supersite. *Atmos.Chem. Phys.*, **6**, 925-946.

Schwartz, J., Laden, F., Zanobetti, A. 2002. The concentration-response relation between PM(2.5) and daily deaths. *Environ Health Perspect* **110** (10),1025-1029.

Seinfeld, J. H., Pandis, S. N. 1998. Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change. New York: Wiley.

Shendrikar, A. D., Steinmetz, W. K. 2003. Integrating nephelometer measurements for the airborne fine particulate matter (PM 2.5) mass concentrations. *Atmospheric Environment*, **37**,1383-1392.

Souza, S.R., Vasconcellos P.C. and Carvalho, L.R.F. 1999. Low molecular weight carboxylic acids in an urban atmosphere: winter measurements in São Paulo City, Brazil. *Atmospheric Environment*, **33** (16), 2563–2574.

Spedding, D.J. 1981. Contaminación atmosférica. Reverte.

Turco, R. 2002. Earth under siege: from air pollution to global change. New York, Oxford University.

Urquiaga, S., Alves, B. J. R., Boddey, R. M., Oliveira, O. C., Resende, A. S., Weber, H. 1998. Efeito da queima, aplicação de N, irrigação e molibdênio na produção e acumulação de nitrogênio na cana de açúcar a longo prazo. Seropédica: *Embrapa Agrobiologia* (Embrapa-CNPAB, Documentos, **72**).

Vega, E., Ruiz, H., Martinez-Villa, G., Gonzalez-Avalos, E., Reyes, E., Garcia, J. 2007. Fine and coarse particulate matter chemical characterization in a heavily industrialized city in central México during winter 2003. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* **57**, 620-633.

Vergaz, R. 2001. Caracterización de los aerosoles atmosféricos. *Óptica Pura y Aplicada*, **34**.

Vitousek P.M. and Sanford, R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **17**, 137–167.

Wark K., Warner C. F. 1997. Contaminación del aire, origen y control. LIMUSA: Mexico, 526-527.

Wichmann, H. E. and Peters, A. 2000. Epidemiological evidence of the effects of ultrafine particle exposure. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, **358**, 2751-2769.

Anexo A

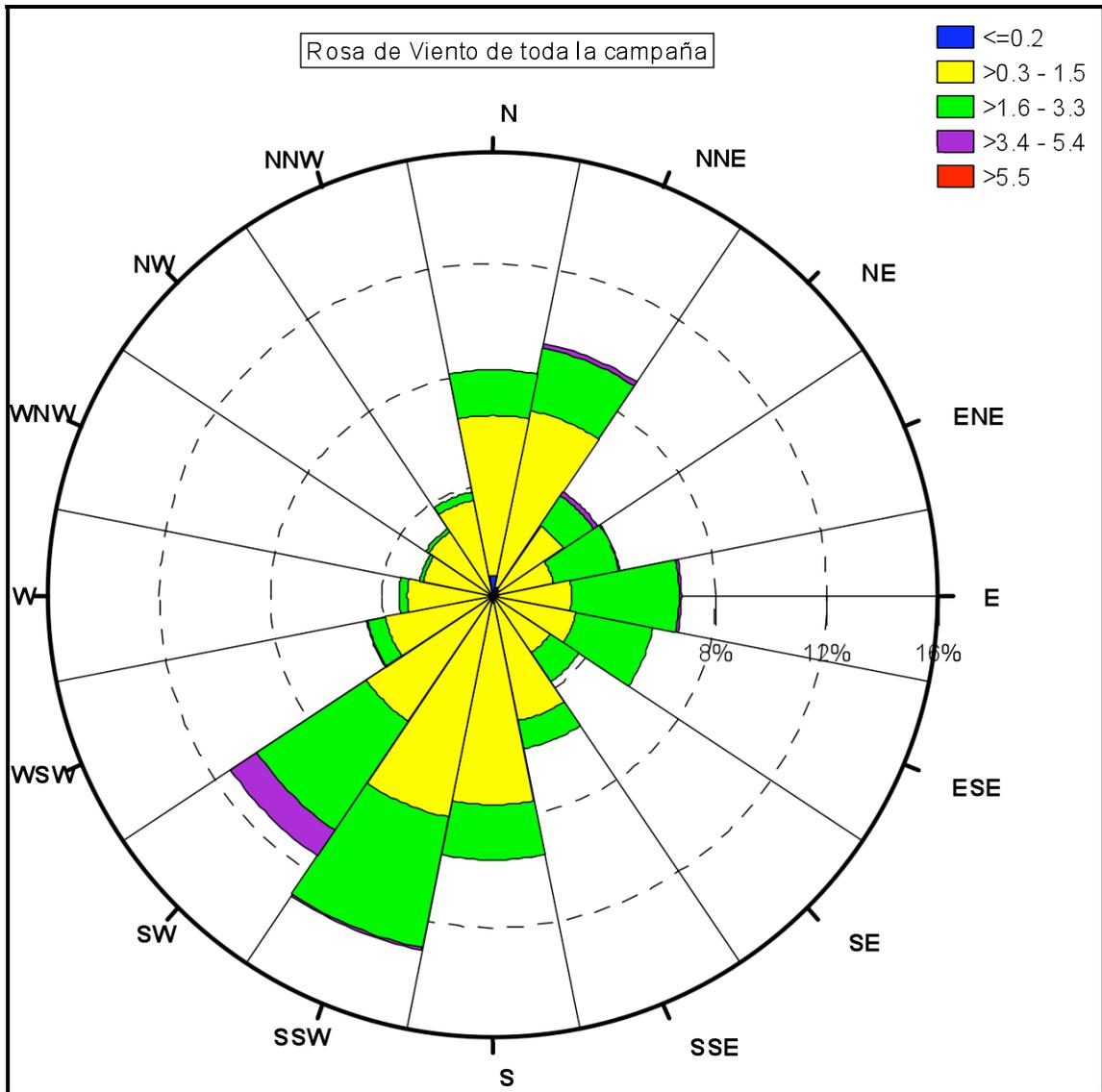


Figura A.1 Rosa de viento del sitio registrada durante toda la campaña de muestreo

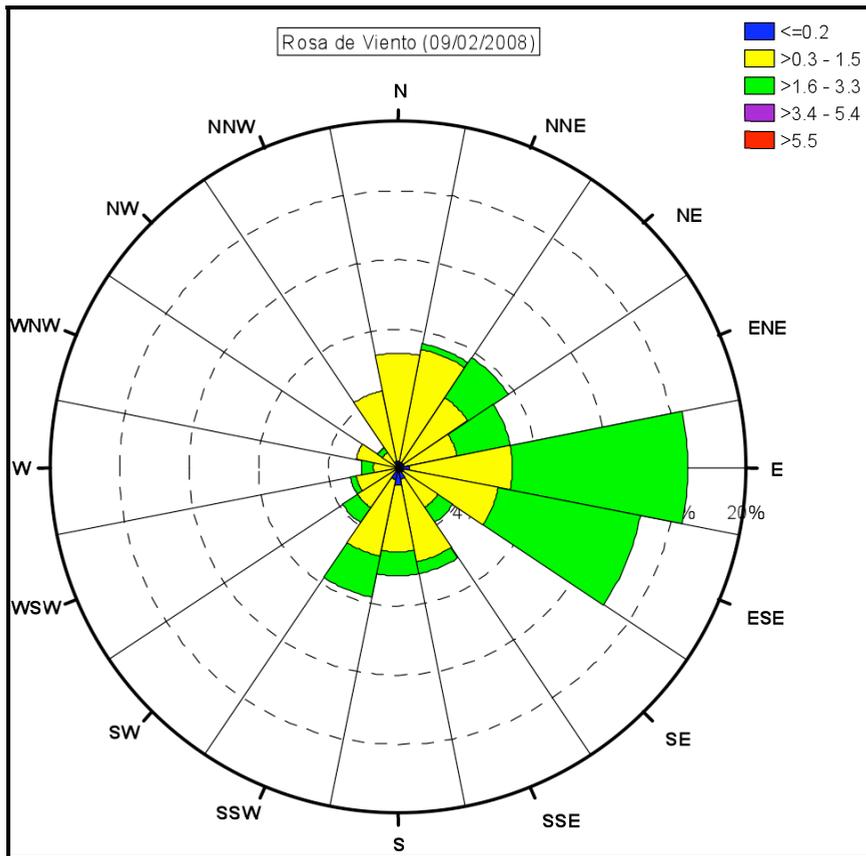


Figura A.2 Rosas de vientos para el día 9 de febrero del 2008

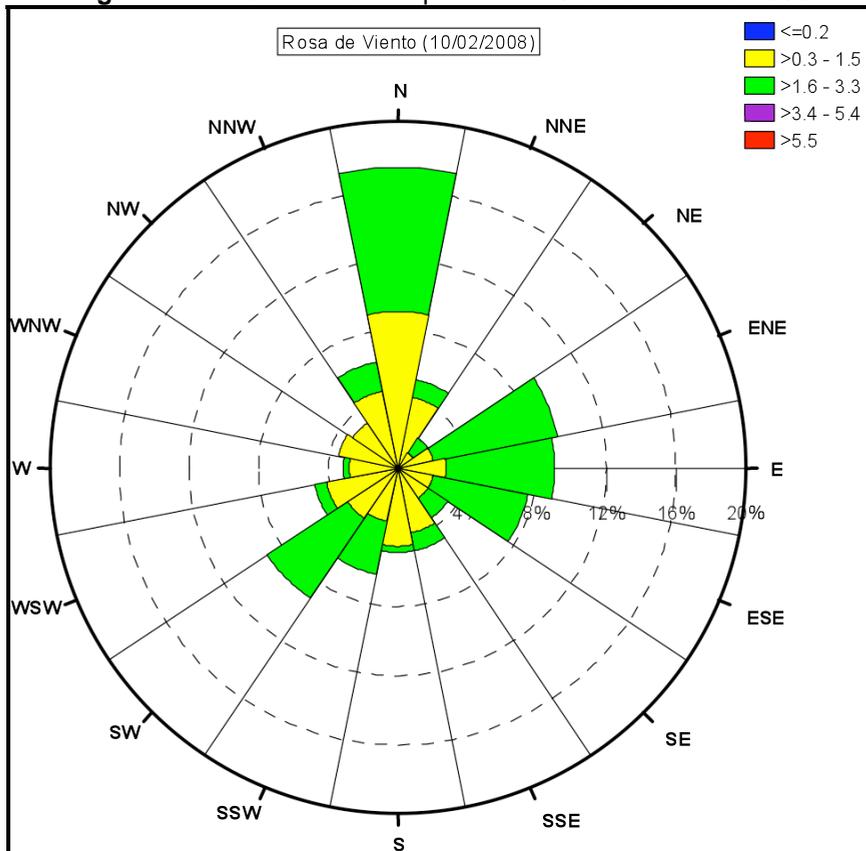


Figura A.3 Rosas de vientos para el día 10 de febrero del 2008

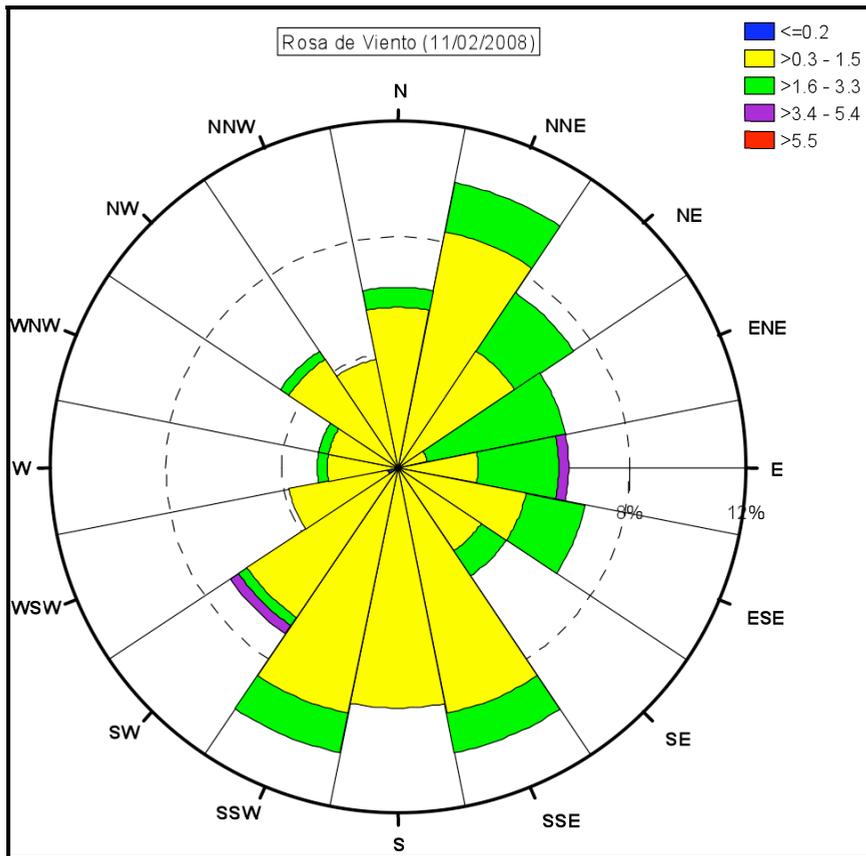


Figura A.4 Rosas de vientos para el día 11 de febrero del 2008

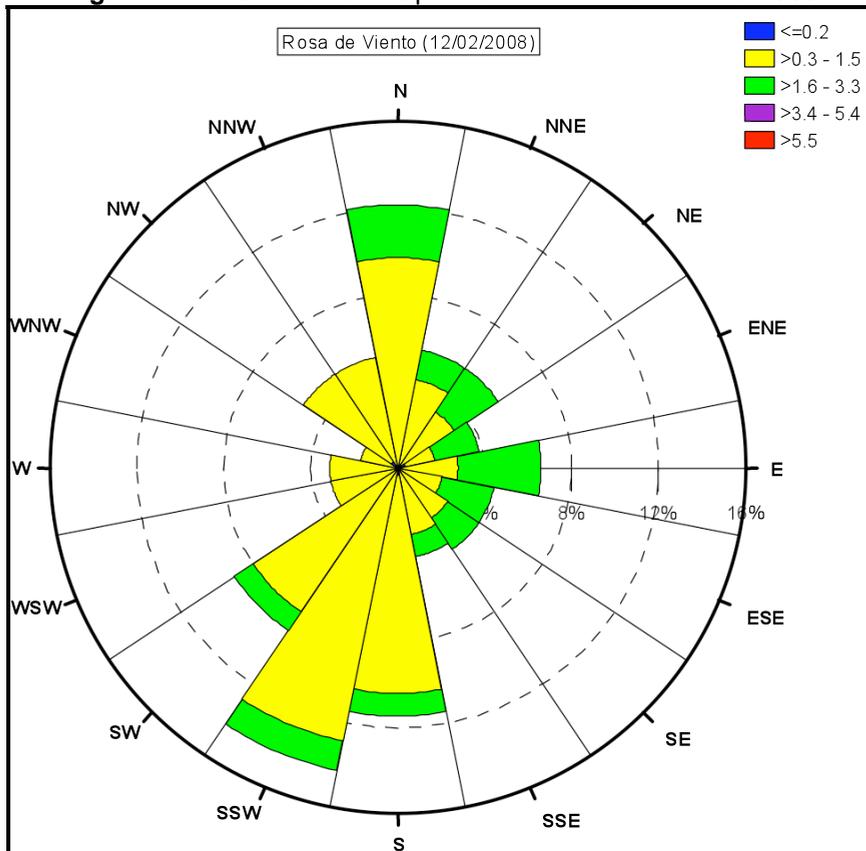


Figura A.5 Rosas de vientos para el día 12 de febrero del 2008

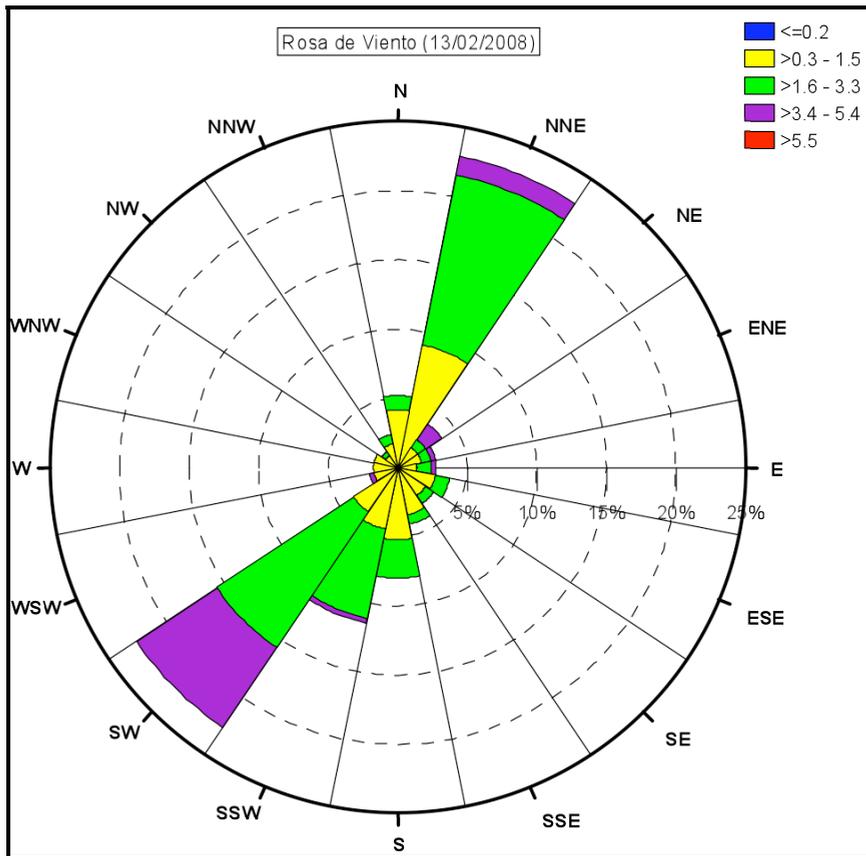


Figura A.6 Rosas de vientos para el día 13 de febrero del 2008

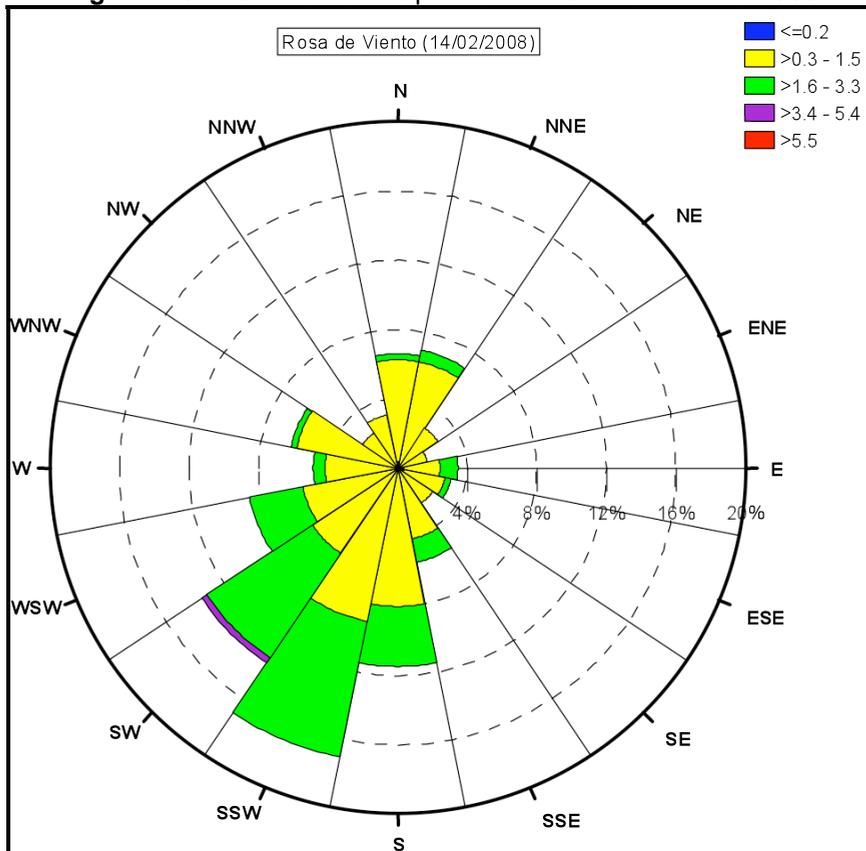


Figura A.7 Rosas de vientos para el día 14 de febrero del 2008

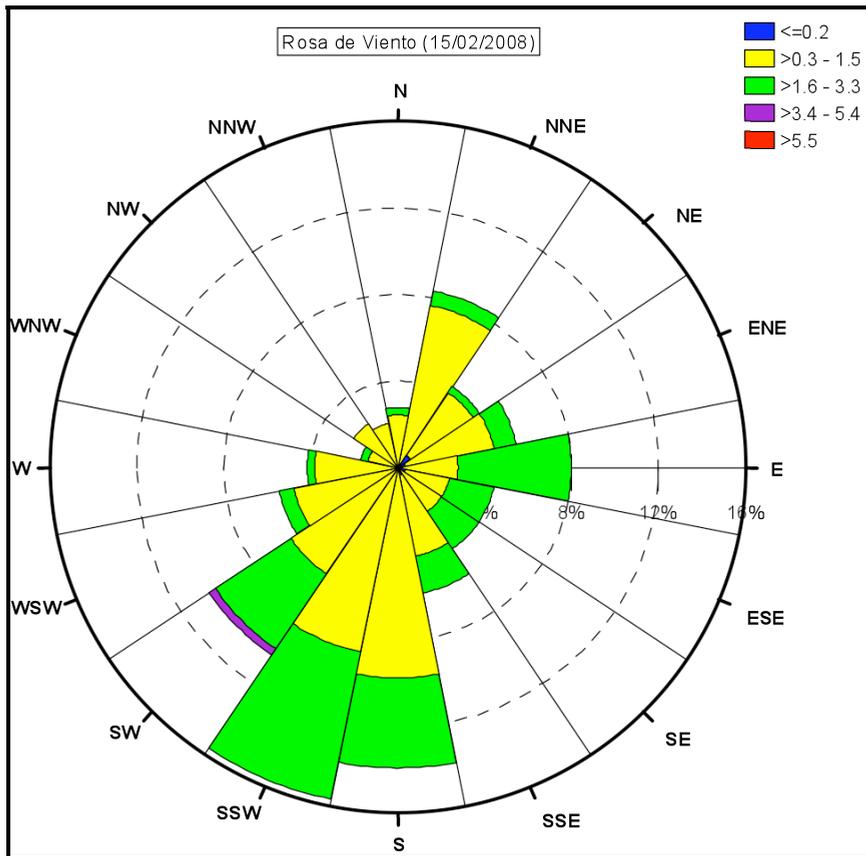


Figura A.8 Rosas de vientos para el día 15 de febrero del 2008