

2 ej.
6



Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

CARACTERISTICAS Y TENDENCIAS DE LA
CONCENTRACION DE UN CONTAMINANTE
ATMOSFERICO (SO₂) EN EL AREA METROPOLITANA
DE LA CIUDAD DE MEXICO.

T E S I S
Que para obtener el Título de
B I O L O G O

Presenta:

MA. DEL ROCIO ALDECO RAMIREZ

México, D. F.

1986



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 está 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.

R E S U M E N

El área metropolitana de la Ciudad de México resiente los efectos negativos de niveles crecientes de contaminantes atmosféricos.

El bióxido de azufre (SO_2) es particularmente importante por el gran número y diversidad de fuentes emisoras que se encuentran dentro del área urbana y por su potencialidad dañina sobre diferentes receptores.

En el presente trabajo se analizaron datos de monitoreo de SO_2 correspondientes a cinco estaciones y a 14 años dentro del período 1967-1983.

A partir del análisis se pudo observar que dentro del período 1974-1982 cada zona guardó una dinámica propia en cuanto al incremento de sus niveles de SO_2 . Si bien la calidad del aire mostró un deterioro mayor en las estaciones M. Escobedo y Museo, su media aritmética no se elevó más del 15 %, aunque los valores más frecuentes registraron incrementos mucho mayores. La contaminación por SO_2 fue menor en otras zonas como Aeropuerto y V. Olímpica.

I N D I C E G E N E R A L

Pág.

Introducción	1
1. Generalidades sobre la Zona Metropolitana de la Cd. de México.....	4
2. Fuentes de bióxido de azufre.....	8
3. Características del bióxido de azufre.....	17
3.1. Química atmosférica.....	18
3.2. Efectos del bióxido de azufre sobre los -- receptores.....	26
4. Factores meteorológicos y su relación con la --- contaminación atmosférica.....	56
4.1. Los vientos y la dispersión de contaminan-- tes.....	58
4.2. El gradiente vertical de temperatura.....	61
4.3. La humedad atmosférica.....	65
4.4. Importancia del concepto de capa de mezcla.	70
5. La Red de Monitoreo de Contaminantes Atmosféri-- cos.....	75
5.1. Origen y Desarrollo.....	76
5.2. Método de monitoreo del bióxido de azufre..	81
5.3. Características de la información proporcio nada por la red manual.....	86
6. Análisis de los datos de SO ₂ generados por la -- red manual.....	90
6.1. Introducción	91
6.2. Procedimiento	92

	Pág.
6.3. Resultados	103
6.3.1. Niveles de SO ₂ registrados en 1974,- 1978 y 1982 en cinco estaciones.....	103
6.3.2. Variación estacional de los niveles de SO ₂ en los años y estaciones con- siderados.....	107
6.3.3. Incrementos y tendencias.....	113
6.4. Discusión.....	128
7. Conclusiones.....	134
Bibliografía.....	144

I N D I C E D E T A B L A S

1. Porcentaje de emisiones de bióxido de azufre atribuidas al empleo de distintos combustibles.
2. Estimación desglosada de las emisiones de bióxido de -- azufre generadas por fuentes fijas.
3. Normas primarias y secundarias de bióxido de azufre.
4. Períodos que abarca la información de bióxido de azufre para las estaciones M. Escobedo, Museo, Aeropuerto, -- V. Olímpica y La Villa.
5. Aplicación de la prueba de Kolmogorov-Smirnov para definir la significancia de los incrementos observados de - 1974 a 1982 en la estación M. Escobedo.
6. Cálculo del Rídit medio para la estación M. Escobedo, - 1982.
7. Significancia estadística de los incrementos observados de 1974 a 1978, 1978 a 1982 y de 1974 a 1982 en cinco - estaciones.
8. Análisis Rídit del período 1968 - 1973 para un conjunto de cinco estaciones (M. Escobedo, Museo, Aeropuerto, La Villa y V. Olímpica).

9. Niveles e incrementos de SO_2 registrados en cinco estaciones en 1974, 1978 y 1982.

I N D I C E D E F I G U R A S

1. Ubicación de las principales fuentes de SO_2 en el área metropolitana de la Cd. de México.
2. Dirección de los vientos dominantes en la Cd. de México.
3. Relación entre la frecuencia de condiciones de calma - (Tacubaya) y la concentración de bióxido de azufre --- (M. Escobedo), 1977 - 1984.
4. Distribución de frecuencia de intensidad y profundidad de inversiones superficiales y capas isotérmicas, en - temporada de lluvias y secas (Aeropuerto, 1979).
5. Relación entre los valores medios mensuales de bióxido de azufre (La Villa) con la intensidad y profundidad - de la inversión superficial (Aeropuerto, 1978).
6. Relación entre la humedad relativa % media (Tacubaya)- y niveles de bióxido de azufre (Museo), 1978.
7. Relación entre valores mensuales de precipitación (Ta- cubaya) y niveles de bióxido de azufre (M. Escobedo), - 1982.
8. Variación mensual de la profundidad de la capa de ---

mezcla matutina y vespertina (Aeropuerto, 1978).

9. Localización de estaciones de la Red Manual de Monitoreo atmosférico.
10. Relación entre los valores de concentración de dióxido de azufre atmosférico determinados mediante los métodos de Peróxido de Hidrógeno y Para-rosanilina. Tlalnepantla, abril-junio 1973.
11. Variación mensual de SO_2 en cinco estaciones durante 1974 y 1982 (Gráficas 11-A y 11-B).
12. Número de días con precipitación apreciable (Tacubaya, 1974, 1978 y 1982).
13. Frecuencia Mensual de Calmas (Tacubaya, 1978 y 1982).
14. Comparación de los niveles de SO_2 observados en cinco estaciones en 1974 - 1978, 1974 - 1982 y 1978-1982 - (Gráficas 14-A, 14-B y 14-C).
15. Valores Ridit del período 1974 - 1982 para las estaciones M. Escobedo, Museo, Aeropuerto, V. Olímpica y La Villa.

El Valle de México resiente los efectos negativos de una centralización de actividades comerciales, industriales y de una concentración urbana que se reflejan en el grado de deterioro alcanzado en este lugar. En este aspecto, las peculiaridades del valle y el acelerado crecimiento que ha caracterizado a --- la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) en las últimas décadas, son factores que han determinado su condición actual.

Uno de los problemas básicos que emana precisamente del desarrollo desordenado y desproporcionado de los centros urbanos es el desequilibrio en la relación entre insumos y desechos. Relacionado con esto surge el fenómeno de la contaminación atmosférica, - el cual alcanza en la ZMCM, niveles perjudiciales para sus habitantes.

El origen fundamental de la contaminación del aire en esta área es la combustión, fenómeno que, generalizado en multitud de sistemas y procesos, genera la mayor parte de los contaminantes emitidos a la atmósfera. Los combustibles utilizados en este proceso influyen en el tipo y cantidad de los gases y polvos que se producen y de los cuales los más importantes son las partículas, óxidos de azufre, monóxido de carbono e hidrocarburos. Entre éstos destaca el dióxido de azufre (SO_2), tanto por el incremento de fuentes y emisiones en el AMCM, como por sus efectos nocivos a la salud.

Se han realizado algunos estudios sobre el comportamiento de este contaminante en la Ciudad de México; entre ellos destacan los trabajos de Bravo, H. et al (1966), de Campos, B. y colaboradores (1973), de Jáuregui, E. (1979) y de Jáuregui, E., Klaus, D. y --

Lauer, W. (1981). En estos estudios se ha hecho especial énfasis en la distribución espacial y en el transporte del SO_2 en la zona urbana.

Los objetivos del presente trabajo se orientaron básicamente hacia la aportación de elementos que contribuyeran al conocimiento de las características de la contaminación del aire, en particular de la que respecta al bióxido de azufre, en el área metropolitana de la Ciudad de México. De esta manera, se pretende que este estudio apoye el desarrollo de un acervo que sea de utilidad para el conocimiento de esta problemática, con el fin de procurar su mitigación y, posteriormente, su solución.

De acuerdo con lo anterior, en su desarrollo se aborda el tema de la contaminación atmosférica causada por el bióxido de azufre, resaltando su importancia y comportamiento en la ZMCM. Para ello se utilizaron los datos generados por la red de monitoreo atmosférico perteneciente al Gobierno Federal y bajo la dirección actual de la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Si bien los primeros registros datan de 1967, la información hasta la fecha ha sido heterogénea e inconsistente, lo que dificulta y limita su análisis.

De acuerdo con lo anterior, se eligieron con base en su antigüedad y constancia, cinco estaciones que, además, estuvieran distribuidas en diferentes sectores del área metropolitana, y se seleccionaron dentro del período 1974 - 1982, años de comparación que contarán con información representativa en las cinco estaciones.

En los años elegidos se determinaron los niveles de contaminación por SO_2 y su variación estacional en cada zona. Esto permitió ilustrar la situación de cada estación en cuanto a la ocurrencia

de concentraciones de distinta magnitud y caracterizarla con base a ello. Asimismo, a partir de lo anterior, se distinguió la secuencia de los cambios ocurridos en cada zona, lo que sirvió de base para establecer comparaciones, calcular incrementos y deducir tendencias.

Para las cinco estaciones se analizó la distribución estacional de los niveles de SO_2 , comparando las temporadas de lluvia y de estiaje, en cada una y por cada año de comparación. La interpretación de los resultados obtenidos se apoyó en el comportamiento que presentaron algunos parámetros meteorológicos durante los años seleccionados. Previo a esto, se estudió la relación que guardan los niveles de contaminación con elementos como la dirección e intensidad del viento, el gradiente vertical de temperatura, la humedad atmosférica y la profundidad de la capa de mezcla, ejemplificando con el caso particular de la Ciudad de México.

Finalmente, en este trabajo se contemplaron algunos aspectos de importancia como la continuidad de programas de monitoreo atmosférico, la realización de estudios sobre la distribución espacial de los niveles de impurezas y sobre inventarios de fuentes contaminantes en el área metropolitana, y se incluyeron algunas consideraciones sobre la confidencialidad-disponibilidad de este tipo de información para los centros de investigación y público en general. Asimismo, se citaron algunas de las líneas generales que establece el Plan Nacional de Desarrollo, 1983-1988, para combatir y controlar la contaminación ambiental, y las acciones más importantes realizadas por las dependencias involucradas, y se hizo mención, como un aspecto relevante, de la tendencia a incluir más específicamente los criterios medio-ambientales en la estrategia de desarrollo.

1. Generalidades sobre la Zona Metropolitana.

Debido a la concentración de actividades en la capital de la República, la población, y con ella la superficie de la ZMCM ^{1/}, ha crecido rápida y desorganizadamente en las últimas décadas. En este proceso de crecimiento se distinguen varias etapas y tendencias que se reflejan hoy en día en una distribución heterogénea de las actividades en esta área.

Uno de los fenómenos relevantes que contribuyó a la configuración actual de la zona metropolitana se presentó de 1950 a 1960, período en el que la ciudad empezó a extenderse físicamente hacia el Estado de México debido a la creación de asentamientos industriales en los Municipios de Naucalpan, Ecatepec y Tlalnepantla, aunque la industrialización de este último ya se había iniciado con anterioridad. Este desarrollo industrial en el Estado de México hizo que cobrara auge la construcción masiva de fraccionamientos fuera de los límites del Distrito Federal. Antes de 1970, ya eran siete los municipios del Estado de México que formaban parte funcional del agregado urbano de la capital, y éste contenía en conjunto un área urbanizada de aproximadamente 65, 000 hectáreas. Ante este fenómeno de expansión, una parte importante de los habitantes de la ciudad de México optó por trasladar su lugar de residencia hacia el Estado de México, entidad

1/ Se considera como zona o área metropolitana a la superficie ocupada por el Distrito Federal y por las unidades político-administrativas contiguas que mantienen con él una interrelación socioeconómica directa, constante y de cierta magnitud (DDF, s/f).

que a su vez se convierte en la receptora del grueso de los emigrantes provenientes del resto del país. En 1970 la zona metropolitana ya comprendía todas las delegaciones del Distrito Federal (a excepción de la de Milpa Alta) y once municipios del Estado de México (Unikel, 1971).

Este crecimiento trajo consigo la escasez de servicios en unas zonas y el congestionamiento en otras, las primeras localizadas en la periferia, en partes altas con topografía accidentada, en zonas con hundimientos y en asentamientos irregulares, mientras que las segundas caracterizan los alrededores de las principales fuentes de trabajo, escuelas, centros de abasto, transporte foráneo, aeropuerto e industrias, zonas en donde el deterioro ambiental llega a alcanzar niveles críticos.

La distribución de los sectores, servicios públicos y desarrollo urbano, reflejo de las diferentes etapas de su crecimiento, es un factor determinante en la calidad del aire en cada zona. De esta forma, es de esperarse registrar mayores niveles de hidrocarburos en la atmósfera en aquellas áreas en las que el tránsito vehicular es intenso, como en el centro de la ciudad y principales vías de acceso, o mayor concentración de bióxido de azufre en las zonas predominantemente industriales, como son Naucalpan y Tlalnepantla, o en el área ocupada por importantes fuentes puntuales como la refinería "18 de Marzo" o la Cía. Industrial Ayo-tla.

A pesar de que las zonas industriales se hallan conformando núcleos más o menos definidos al noroeste, norte y noreste de la Ciudad de México, también existen instalaciones industriales, agrupadas o aisladas, que se distribuyen en toda el área metropolitana.

Aunados a la estructura de la zona urbana, es necesario tener en cuenta los aspectos meteorológicos, los que en este lugar adquieren una relevancia particular. Las tolvaneras provenientes del noreste de la ciudad, los contaminantes que, originados en la zona industrial del norte de la urbe, son transportados hacia zonas habitacionales, la frecuencia de inversiones térmicas y la consecuente acumulación de impurezas, constituyen algunos de los elementos por considerar.

La ciudad de México es concebida, en la actualidad, como el resultado de una interacción compleja que se ha dado en el transcurso del tiempo y que ha involucrado, y está definida, por varios factores y momentos.

Las condiciones ambientales, y en particular la calidad del aire en esta urbe, es el resultado de esta dinámica y guarda, por tanto, una relación estrecha con el aumento en el número de fuentes y en el volumen de emisión, y con la distribución desordenada -- aspectos derivados de un crecimiento acelerado y sin organización-- así como con las características propias de ubicación, -- ventilación, etc. del área urbana.

2. Fuentes de bióxido de
Azufre.

En estudios de contaminación atmosférica se considera que las impurezas del aire provienen de fuentes estacionarias, fuentes móviles y fuentes naturales. El bióxido de azufre, cuyas características y tendencias son el objetivo de este trabajo, se emite principalmente de fuentes estacionarias, por lo que se hará especial énfasis en ellas.

Las fuentes estacionarias, también llamadas fuentes fijas, producen emisiones de humos, polvos, partículas, etc., de los que la industria genera básicamente la mayor cantidad. Otras emisiones de este tipo provienen de establecimientos comerciales y, aunque en menor proporción, de fuentes domésticas y naturales. La calidad y cantidad de contaminantes emitidos a la atmósfera por fuentes industriales depende de varios aspectos, tales como los procesos de manufactura, las tasas de producción y su frecuencia, la composición y propiedades de los reactivos, de los productos intermedios y de los finales, el grado de tecnología aplicado a las emisiones y, en gran parte, de los combustibles utilizados. De estos últimos, los comúnmente empleados en las fuentes fijas son el gas natural y el combustible, aunque también se utiliza el diesel regular (SEDUE, 1983).

Es importante mencionar que los productos mexicanos derivados del petróleo tienen un alto contenido de azufre, por lo que su utilización resulta de emisiones considerables de SO_2 . En estudios realizados por Bravo et al, s/f, se ha deducido que el 97.6% del bióxido de azufre dispuesto en la atmósfera del área urbana de la Ciudad de México proviene del empleo de combustibles fósiles. Asimismo, la Asociación Mexicana contra la Contaminación --

del Agua y del Aire, estimó los siguientes datos sobre el origen de las emisiones de SO₂ en 1973 (tabla 1):

ORIGEN	% emisiones SO ₂
Combustóleo	68.6
Gasolina	4.7
Gas	-
Diesel y Petróleo	20.2

TABLA 1 Porcentaje de emisiones de SO₂ atribuido a distintos combustibles (AMCCAA, 1973).

De acuerdo con lo anterior es de esperarse que la distribución horizontal del uso de estos combustibles coincida con la de concentraciones de bióxido de azufre. Al respecto, la disponibilidad de los distintos combustibles juega un papel importante en la calidad y cantidad de los contaminantes emitidos a la atmósfera (SSA, 1978).

En la ciudad de México se ha podido observar la relación entre un alto consumo de productos derivados del petróleo, la ubicación de agregados industriales y la ocurrencia de concentraciones máximas de este contaminante (Bravo et al, s/f).

La representación industrial en la ZMCM y sus alrededores inmediatos es variada, así por ejemplo, existen una refinería, dos termoeléctricas, varias cementeras, fundiciones, industrias químicas y extractivas, etc. Su distribución no sigue un patrón definido aunque es posible distinguir una concentración importante

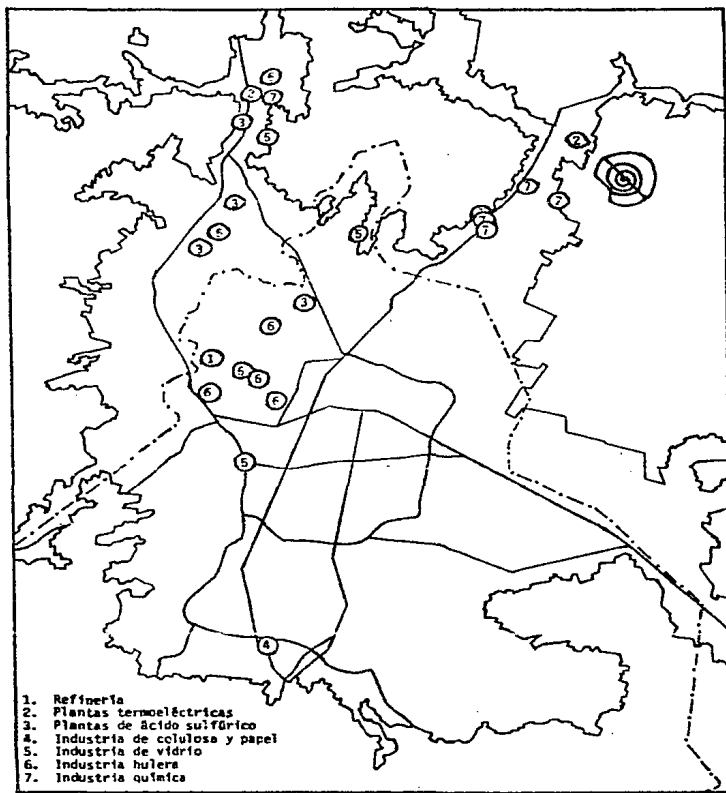


FIG. 1 UBICACION DE LAS PRINCIPALES FUENTES DE SO_2
EN EL AREA METROPOLITANA DE LA CD. DE MEXICO.

de industrias al norte, noroeste y noreste del área metropolitana (fig. 1); algunas de ellas se ubican en Tlalnepantla, Naucalpan, Santa Clara, Xalostoc, Cuatitlán y Ecatepec (DDF, s/f). Es oportuno señalar que en esta parte las industrias han quedado inmersas en la mancha urbana debido al desordenado crecimiento de ésta y a la falta de regulación en la ubicación de las instalaciones industriales.

De acuerdo con un inventario realizado por la subsecretaría del mejoramiento del Ambiente, los municipios de Ecatepec, Naucalpan y Tlalnepantla representan un poco más del 50% de las industrias más contaminantes del Valle de México. Este aspecto resulta importante ya que en Tacuba, por ejemplo, los vientos dominantes provienen del oeste y noroeste; de esta forma, y teniendo en cuenta que este sitio se encuentra al noroeste de la Ciudad de México y al sureste de la zona industrial, se presenta un efecto de barrido de contaminantes hacia el centro y sur de la ciudad (Bravo et al, s/f).

Para 1980, la subsecretaría del Mejoramiento del Ambiente reporta los datos estimados de las emisiones de bióxido de azufre provenientes de distintas fuentes fijas, los que se pueden observar en la tabla 2.

FUENTE	SO ₂ (ton/año)
Combustión	199,519
Generación de electricidad	136,852
Plantas de Cemento	9,478
Industria Química	13,558
Industria Papelera	87
Refinación del Petróleo	14,218

TABLA 2. Estimación de emisiones SO₂ generadas por diferentes fuentes fijas (SSMA, 1980).

A partir del contenido de esta tabla es posible apreciar la cantidad de dióxido de azufre vertido a la atmósfera por industrias ubicadas en el Valle de México. Como era de esperarse, los mayores volúmenes provienen de la combustión, por tratarse de un fenómeno generalizado en una gran variedad de procesos. Por otro lado, las termoeléctricas "Valle de México" e "Ing. Jorge Luke" contribuyen con emisiones considerables de SO_2 y otros contaminantes. Las descargas de estas fuentes son determinantes para la calidad del aire en el área metropolitana; así por ejemplo, la subsecretaría del Mejoramiento del Ambiente relaciona el incremento de las descargas de SO_2 en años pasados con el suministro parcial de gas natural a una de las termoeléctricas del Valle de México, lo que apoya lo mencionado previamente y confirma la importancia de la disponibilidad de gas natural en las emisiones de dióxido de azufre en esta área (SSA, 1978).

A pesar de que la mayor concentración industrial se encuentra en el Estado de México, al norte del área metropolitana, también existen dentro de los límites del Distrito Federal importantes fuentes de dióxido de azufre. Una de ellas es la refinería "18 de Marzo" ubicada al sur de Azcapotzalco, la que además de emitir óxidos de azufre, contribuye con partículas, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono e hidrocarburos (SSA, s/f (b)).

En un estudio realizado por PEMEX en 1973 sobre la distribución de las emisiones de SO_2 , se identifica al sur de Azcapotzalco la fuente principal en el área metropolitana, con más de 60 000 Kg. de este contaminante emitidos al mes, y a la zona ocupada por Ayotla Textil como la segunda en importancia por las descargas de 40 000 a 60 000 Kg SO_2 /mes (Campos et al, 1973).

La zona predominantemente industrial de la delegación Azcapotzalco, - esto es, las colonias Industrial Vallejo, Monte Alto y Euzkadi, - se continúan en la delegación Gustavo A. Madero, a lo largo de - la avenida de los Cien Metros. Por otro lado en Iztacalco, los - establecimientos industriales se ubican en las colonias Granjas de San Antonio, Santa Isabel Industrial y Progreso del Sur (DDF, s/f).

También se encuentran, dentro del Distrito Federal varias otras industrias de distinta naturaleza como huleras, fundidoras, químicas, cementeras, etc. Cabe mencionar que aunque el SO_2 no constituye el principal contaminante emitido por algunos de estos establecimientos, el empleo de combustibles fósiles para el procesamiento de materias primas, manufactura del producto, etc. conlleva a la generación de óxidos de azufre.

Bravo y Viniegra, 1966, han identificado hacia el sur de la ciudad una fuente de bióxido de azufre, esporádica y puntual, que - ocasiona altas concentraciones locales. Las emisiones provienen de la fábrica de papel Loreto y Peña Pobre y también incluyen huyos, partículas y monóxido de carbono (SSA, s/f (b)). Asimismo al sur, las colonias Tolteca, Sacramento y Bella Vista presentan numerosos establecimientos industriales, y al sureste, la Cía. - Industrial de Ayotla constituye otra importante fuente puntual - (DDF, s/f; Campos et al., 1973).

Distribuidas en el área metropolitana también se encuentra un -- gran número de tabiqueras que contribuyen con volúmenes considerables de SO_x y otros contaminantes que resultan de la utilización, como combustible, de diversos materiales de desecho, entre los que se pueden incluir plásticos, llantas, desperdicios domésticos, etc.

De lo anterior es posible desprender que en el área metropolitana se hallan inmersas una gran cantidad y diversidad de industrias y que en el norte, noroeste y noreste de la ciudad se encuentran los mayores conglomerados industriales, aunque en menor escala también se hallan establecimientos en toda la extensión del área urbana.

El primer enunciado es por sí solo significativo pues aunque más de la mitad de las industrias son establecimientos pequeños que no representan riesgo en cuanto a la cantidad y calidad de las emisiones, el número de ellas es lo suficientemente elevado como para repercutir en la calidad del aire (DDF, s/f). Asimismo, la variedad de procesos implicados resulta en la descarga de diversos compuestos que en conjunto participan complicando la química atmosférica, como se verá en el capítulo siguiente.

La mayor concentración industrial al norte de la ciudad resulta en elevados niveles locales de bióxido de azufre y de otros contaminantes, lo que es particularmente evidente en condiciones de vientos ligeros o calmas (Bravo et al, 1966).

Esto repercute en la salud de los habitantes de zonas inmediatas, como se puede deducir del caso de Azcapotzalco, próximo a una de las principales fuentes puntuales y en cuyos alrededores se ha observado una alta frecuencia de afecciones respiratorias (Reyna et al, 1985).

Además de los establecimientos que se hallan dispersos y que pueden resultar en efectos locales menores, un aspecto determinante en la distribución del SO_2 en la zona metropolitana, es el transporte de impurezas mediante el cual el viento dominante que proviene dirección arriba de Tlalnepantla, Naucalpan, Xalostoc, etc.

dispersa los contaminantes generados en estas zonas hacia el resto de la ciudad.

Por otro lado, la ocurrencia de inversiones superficiales de temperatura puede conducir a situaciones extremas de concentración de contaminantes, sobre todo durante las primeras horas de la mañana (Jáuregui, 1979). Cabe mencionar que las inversiones térmicas se presentan con una mayor frecuencia y son más intensas y profundas durante los meses de invierno (ver capítulo 4), en los que aumenta la probabilidad de que se manifiesten los efectos adversos de la contaminación atmosférica en los distintos receptores.

Resulta evidente a partir de lo anterior que en el AMCM existen, aunados a la cantidad y diversidad de fuentes de bióxido de azufre, aspectos que favorecen la ocurrencia de situaciones adversas, de ahí que sea indispensable la aplicación de medidas firmes y efectivas para controlar la emisión de contaminantes en este lugar.

3. Características del bióxido de azufre.

3.1. Química atmosférica

3.1.1. Generalidades

3.1.2. Oxidación del SO_2 en la atmósfera.

3.1.3. Reacciones sinérgicas.

3.2. Efectos del bióxido de azufre sobre los receptores.

3.2.1. Efectos en el hombre

3.2.2. Efectos en la Vegetación

3.2.3. Deterioro de materiales

3.1. Química Atmosférica

3.1.1. Generalidades

3.1.2. Oxidación del SO_2
en la atmósfera.

3.1.3. Reacciones sinérgi
cas

El bióxido de azufre se involucra en la dinámica atmosférica una vez que ha sido emitido de la fuente, y su destino, así como el de otros compuestos igualmente dispuestos en la atmósfera, está relacionado con los vientos, temperatura, humedad, luz solar, -- otros contaminantes, etc. Las reacciones químicas forman parte - integral de esta dinámica por lo que es importante su consideración en estudios de contaminación del aire.

Por la gran cantidad de elementos que intervienen, se ha dificul tado en el laboratorio, la reproducción de las condiciones atmos féricas, de ahí que su conocimiento sea en ocasiones limitado. A pesar de ello, los estudios realizados han proporcionado los mecanismos y características de las principales reacciones que involucran al bióxido de azufre en la atmósfera. La recopilación - de esta información es fundamental para conocer los fenómenos en los que participa el SO_2 y entender el comportamiento y la poten cialidad dañina de este contaminante, así como de los productos de su interacción con otros elementos de la atmósfera.

Así entonces, en este capítulo se presentan algunas de las propiedades e interacciones químicas del bióxido de azufre, haciendo referencia, en la primera parte del capítulo, a los mecanismos de oxidación, y posteriormente, de manera muy somera, se --- enuncian las reacciones sinérgicas del SO_2 mas comunes en una - atmósfera urbana. .

3.1.1. Generalidades.

Como elemento esencial, el azufre está siendo constantemente con vertido, transformado y transportado en todo el ambiente, confor mando un ciclo biogeoquímico. Este elemento se presenta en una -

variedad de compuestos; existen en la atmósfera compuestos gaseosos, líquidos y sólidos que contienen azufre. Entre ellos se encuentran varias combinaciones en las que el azufre se halla en su estado reducido. El más importante de los compuestos reducidos es el sulfuro de hidrógeno (H_2S), producto de muchos procesos biológicos, tratamiento de desechos, refinación del petróleo actividad volcánica, etc. Las formas oxidadas se presentan en el aire como bióxido y trióxido de azufre (SO_2 y SO_3 respectivamente), sulfatos ($(NH_4)_2SO_4$, $NaSO_4$, etc.) y niebla de ácido sulfúrico (Moss, 1978).

La creciente preocupación en la contaminación del aire ha promovido el interés por el bióxido de azufre presente en atmósferas urbano-industriales. La fuente principal de este contaminante es la combustión de productos fósiles, aunque también se le encuentra en la atmósfera como resultado de la oxidación del sulfuro de hidrógeno. Por otro lado, el SO_3 es emitido a partir de procesos de manufactura del ácido sulfúrico, así como de la combustión de materiales fósiles (en combinación con el SO_2), y de otros procesos oxidantes en los que intervienen compuestos del azufre (Moss, 1978).

Estudios de química atmosférica han demostrado que el SO_2 no permanece inalterado en la atmósfera, sino que en parte es convertido a ácido sulfúrico, especialmente bajo condiciones de alta humedad y en la presencia de partículas suspendidas. La clave del papel del SO_2 en su potencialidad tóxica no se encuentra en el gas mismo, sino en los productos de su química atmosférica (Cheng et al, 1971).

Como constituyente atmosférico, el bióxido de azufre tiene un tiempo de vida media que varía de acuerdo con la complejidad de la atmósfera contaminada y difiere según su origen. Se ha sugerido que el SO_2 producido naturalmente puede tener una vida media hasta de 40 días, mientras que los valores para el originado industrialmente, pueden ser menores de 19 horas (Moss, 1978). El tiempo que permanece este contaminante como tal en la atmósfera está relacionado con la tasa de oxidación; este proceso se lleva a cabo mediante dos mecanismos principales, los que se -- mencionan a continuación.

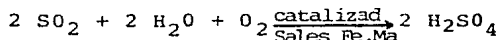
3.1.2. Oxidación del bióxido de azufre en la atmósfera.

Como se mencionó anteriormente, las características de este compuesto y las condiciones atmosféricas conducen las reacciones -- del bióxido de azufre hacia la oxidación. De hecho, este proceso se inicia al ser emitido y todavía formando parte de la pluma de emisión. Las reacciones de oxidación resultan en la formación del trióxido de azufre mediante el siguiente mecanismo simplificado: $2 \text{SO}_2 + \text{O}_2 \rightarrow 2 \text{SO}_3$. La cantidad de SO_3 formada depende más que de la cantidad de oxígeno presente, de las condiciones de la reacción, especialmente de la temperatura (Urone & Schroeder, 1978) y de la concentración de bióxido de azufre --- (Leighton, 1961).

La tasa de oxidación del SO_2 al SO_3 en las condiciones atmosféricas comunes es en realidad reducida, ya que la temperatura -- que favorece la inestabilidad del SO_3 es considerablemente alta. De acuerdo con ésto, serían necesarios varios días para completar la oxidación del bióxido de azufre recién generado.

Sin embargo, al abandonar la zona de emisión, el contaminante se enfrenta a las características locales de la atmósfera, a fenómenos meteorológicos, y a dos aspectos determinantes: la interacción con otros compuestos y la radiación solar. Estos aspectos conducen, mediante procesos catalíticos y fotoquímicos, a la oxidación del bióxido de azufre en cuestión de pocas horas. La oxidación catalítica predomina en áreas con suficiente ocurrencia de nubes, niebla y lluvia, mientras que los procesos fotoquímicos son más efectivos en lugares con poca humedad en el ambiente (Stoker & Seager, 1981).

En lo referente a la oxidación catalítica del bióxido de azufre, se sabe que una parte considerable tiene lugar en las gotas de agua, en donde intervienen tanto el H_2O como medio, como el oxígeno disuelto, y se requiere de la presencia de catalizadores:



Los catalizadores conocidos para la reacción incluyen varias sales metálicas de las cuales las más comunes son los sulfatos y cloruros de manganeso y fierro, mismos que existen en el aire -- como partículas suspendidas. Estas sales de hierro y manganeso -- necesarias para catalizar las reacciones se encuentran comunmente en las cenizas del carbón quemado, transportadas por el viento. Por otro lado, las partículas de cenizas en la atmósfera sirven a menudo como núcleos de condensación. De esta forma, la combustión del carbón no solo genera bióxido de azufre, sino que -- también proporciona el catalizador y el núcleo necesario para la oxidación de este contaminante (Cheng et al, 1971; Stoker & Seager, 1981).

El ácido sulfúrico que eventualmente se forma de la reacción del SO_3 con el vapor de agua, reacciona en el aerosol con otros materiales en el aire y forma sulfatos, principalmente de amonio y calcio, los que son finalmente retirados por la precipitación -- (Stoker & Seager, 1981).

La concentración de ácido dentro de la gota desempeña un papel importante en los procesos de oxidación catalítica. Los estudios muestran que la oxidación se detiene cuando la concentración de H_2SO_4 llega a ser uno molar; se ha sugerido que este efecto es causado, al menos parcialmente, por la baja solubilidad del SO_2 en soluciones muy ácidas (Stoker & Seager, 1981).

Otro proceso de importancia en la oxidación del bióxido de azufre es su interacción con los oxidantes fotoquímicos presentes en el "smog" de este tipo. En áreas donde se encuentran materiales fuertemente oxidados tales como el NO_2 , ozono, peróxidos y radicales libres de peroxi, se lleva a cabo una rápida oxidación del SO_2 por los oxidantes fotoquímicamente producidos. La formación de neblinas de este tipo en una ciudad disminuye los niveles ambientales del SO_2 debido a un aumento en su velocidad de oxidación. Este efecto en la concentración del bióxido de azufre se vé acompañado de una reducción en la visibilidad y un aumento en el nivel de sulfato atmosférico (Stoker & Seager, 1981).

Al ser expuesto a la radiación solar, el bióxido de azufre es -- fotolizado, resultando en S y SO_3 ; en la presencia de oxígeno y de agua sólo se producen SO_3 y H_2SO_4 , respectivamente. La oxidación fotoquímica del SO_2 se lleva a cabo, de acuerdo con datos -- de Gerhard & Johnstone, 1951, a una velocidad de 0.1 a 0.2 % h^{-1} , mientras que la oxidación catalítica, según Johnstone & -----

Coughanowr, 1958, sucede a una tasa mayor y depende de la concentración de los reactivos y del catalizador utilizado (Cheng et - al, 1971).

La velocidad de oxidación del SO_2 no es constante ya que al relacionarse con las condiciones de niebla, temperatura, reactivos, - etc. en la atmósfera, la predominancia de uno u otro tipo de oxidación varía tanto estacional como espacialmente.

3.1.3. Reacciones sinérgicas.

La naturaleza química de una atmósfera urbana debe su compleji--dad a la gran diversidad de compuestos que en ella se presentan y que reaccionan motivados por sus características propias así - como por las condiciones atmosféricas prevalecientes.

Las reacciones del bióxido de azufre mencionadas previamente en este mismo capítulo, si bien proporcionan la base de su comportamiento químico, no representan fielmente las características de una atmósfera urbana contaminada por varios compuestos. Para lo--grar una aproximación a este contexto es necesario considerar -- las interacciones del SO_2 con los principales contaminantes. La complejidad de estas reacciones depende de las combinaciones de compuestos, sus concentraciones y de las propiedades de la atmósfe--ra en donde se llevan a cabo. La especificidad de los estudios - realizados dificulta su aplicación en diferentes zonas contaminadas, de ahí que las relaciones sinérgicas que a continuación se presentan solo puedan ser consideradas como ejemplos del comportamiento del SO_2 frente a otros compuestos. De éstos, son las -- partículas, óxidos de nitrógeno e hidrocarburos los que predomi-

nan en áreas urbano-industriales, y cuyas relaciones con el bióxido de azufre han sido más estudiadas.

Un ejemplo característico de sinergismo con el bióxido de azufre lo constituyen las partículas en suspensión, cuyas reacciones en la atmósfera pueden ser de alguno de los tres tipos siguientes. - Uno consiste en reacciones heterogéneas en estado gaseoso, esto es, reacciones que ocurren por lo menos en parte sobre la superficie de partículas. Las partículas pueden adsorber los gases -- reactivos y catalizar la reacción produciéndose cambios relativamente pequeños en el material particulado. Un segundo tipo de -- reacciones involucra gases y partículas; por ejemplo, la velocidad de oxidación del SO_2 por el oxígeno y ozono es muy lenta, -- sin embargo, las atmósferas contaminadas pueden contener cantidades considerables de gotas en las que se puede disolver el bióxido de azufre del aire. El ácido sulfuroso que se forma, se oxida rápidamente a H_2SO_4 induciéndose cambios en la naturaleza de las gotas. De esta forma, las reacciones típicas de soluciones acuosas que se llevan a cabo en la atmósfera pueden ocurrir dentro -- de tales gotas. Un tercer tipo se refiere a las reacciones entre partículas suspendidas; un ejemplo serían las reacciones entre -- las gotas de ácido sulfúrico y el polvo (Magill et. al., 1956). El sinergismo del SO_2 y las partículas ha sido reconocido en los episodios de contaminación atmosférica (McGrath & Barnes, 1982) y se incluye en índices de calidad del aire como el IMEXCA ---- (SSA, 1978).

3.2. Efectos del bióxido de azufre sobre los receptores.

3.2.1. Efectos en el hombre.

3.2.2. Efectos en la vegetación.

3.2.3. Deterioro de materiales.

3.2.1. Efectos en el hombre.

La susceptibilidad de cada individuo a una dosis dada de un contaminante atmosférico es muy variable y depende de factores como la edad, estado de salud, historial médico, hábitos y aspectos hereditarios.

Las asociaciones entre los contaminantes del aire y los efectos adversos en la salud humana se obtienen de dos fuentes principales: estudios epidemiológicos de las poblaciones humanas expuestas y exposiciones experimentales en humanos y en animales. En realidad sólo a través de estudios epidemiológicos es posible -- evaluar los efectos de exposiciones verdaderas en varios subgrupos de la población; sin embargo, las condiciones de exposición en estos estudios son muy variables, intervienen varios contaminantes y no todos los factores relevantes son registrados, lo -- que dificulta su evaluación. En estudios epidemiológicos además existe el problema de atribuir los efectos observados en la sa-- lud humana a concentraciones específicas de algún contaminante - (Dobbins, 1979). Esto último resulta particularmente difícil en la Ciudad de México, donde la sintomatología puede responder a - las emisiones de cualquiera de las industrias presente en el --- área metropolitana, como son la refinería, termoeléctricas, fá-- bricas de cemento y de asfalto, plantas de extracción, de productos químicos o a las de recuperación de plomo, etc.

Por otro lado, los experimentos con humanos son bastante limitados ya que se considera inaceptable exponer intencionalmente al hombre a dosis variadas de contaminantes para determinar su efecto adverso en la salud (Dobbins, 1979). A pesar de ésto, mediante la exposición de animales a diferentes compuestos, se han co-

nocido los mecanismos fundamentales de los efectos de la contaminación del aire en el organismo humano, aunque existen varias limitantes a la extrapolación de los resultados, ya que en muchos aspectos la respuesta de un organismo animal a una exposición dada puede diferir de la del hombre por aspectos metabólicos y anatómicos distintos (Goldsmith, 1968).

Con base en la información generada por los estudios epidemiológicos y las exposiciones experimentales, se han definido en varios países las concentraciones recomendables y máximas permisibles de SO_2 , con el fin de salvaguardar el bienestar humano, evitar el daño a la vegetación y el deterioro de materiales. En México se ha convenido considerar una concentración promedio máxima de 340 ug/m^3 (0.13 ppm) en 24 horas como referencia para evaluar la calidad del aire (Diario Oficial, 29 Nov. 1982).

En los lugares ya contaminados, esta concentración representa -- una meta a alcanzar, aplicándose para ello las medidas de control contenidas en la Ley Federal de Protección al Ambiente (Diario Oficial, 11 Ene. 1982).

En países como Estados Unidos se manejan dos conjuntos de valores: normas primarias para salvaguardar la salud humana, y normas secundarias para evitar daños a materiales y ambiente en general. Las concentraciones consideradas se pueden observar en la tabla 3.

BIOXIDO DE AZUFRE

Norma Primaria	Norma Secundaria
80 ug/m ³ (0.03 ppm) ^a media arit. anual	60 ug/m ³ (0.02 ppm) me- dia aritmética anual.
365 ug/m ³ (0.14 ppm) prom. máx. en 24 hrs. ^b	260 ug/m ³ (0.1 ppm) pro medio máx. en 24 horas.
	1300 ug/m ³ (0.5 ppm) -- prom. máx. en 3 horas.

a ppm dado en bases volumétricas

b Todos los promedios máximos no deben excederse más de una vez en el período señalado.

TABLA 3 Normas primaria y secundaria de bióxido de azufre (U.S. Dept. of Health, Educ. & Welfare, 1969).

A continuación se describen los principales efectos que resultan de la exposición a diferentes concentraciones de SO₂, lo que podrá ser relacionado posteriormente (capítulo 6) con los niveles observados actualmente en la Ciudad de México.

- Estudios epidemiológicos.

Los óxidos de azufre, particularmente el SO₂, fueron de los primeros contaminantes que se relacionaron con los efectos en la salud humana. Este hecho surgió de los episodios de contaminación

del aire en el valle de Meuse, Donora y particularmente en Londres. En todos estos casos coincidieron altos niveles de bióxido de azufre y partículas, ambos generados a partir de la combustión de productos fósiles.

Los análisis científicos de estos episodios fueron limitados por la carencia de un equipo técnico que determinara el nivel de contaminantes en el ambiente durante el lapso abarcado. Los cálculos posteriores sugieren que los responsables de los daños ocurridos fueron los niveles que, durante una semana, mantuvieron el SO_2 y las partículas, cuyas concentraciones fueron mayores de 1050 ug/m^3 para el primero, y de 2000 ug/m^3 para las segundas, rebasando la norma mexicana por 3 y 7 veces respectivamente (Shriner et al, 1980).

Uno de los primeros análisis estadísticos que relacionó los datos de mortalidad obtenidos de hospitales con cifras simultáneas de calidad del aire, fué el realizado por Buechley en 1973, cuyos resultados indicaron un aumento considerable de mortalidad con el incremento en el nivel de SO_2 estudiado. Este trabajo revela que el bióxido de azufre es un elemento peligroso para los enfermos crónicos, pero no define si provoca padecimientos en la población en general.

Ultimamente se han realizado estudios en la zona norte de la Ciudad de México con el fin de relacionar la morbilidad por hiperreactividad bronquial con los niveles de SO_2 y PTS. Se ha observado la mayor incidencia de casos en las inmediaciones de la refinería "18 de Marzo", al sur de Azcapotzalco, la que puede ser atribuída a las altas concentraciones de SO_2 que frecuentemente

se registran en la zona. Sin embargo, al encontrarse un segundo máximo en un área de intenso tráfico vehicular, los efectos podrían ser también relacionados con el CO, NO_x o hidrocarburos, lo que constituye un problema característico de los estudios -- epidemiológicos (Reynaga et al, 1985).

Las atmósferas urbanas generalmente contienen varios contaminantes, por lo que se dificulta relacionar los síntomas o función pulmonar con las diferentes combinaciones de contaminantes. Al respecto, se han estudiado los efectos sinérgicos del bióxido -- de azufre y las partículas totales suspendidas, observándose -- que los pacientes con bronquitis crónica presentan un aumento -- en los síntomas respiratorios cuando el nivel de SO₂ es mayor -- de 260 ug/m³. Esta concentración se excede frecuentemente en -- muchas áreas urbanas, incluyendo la Ciudad de México. El nivel de partículas en este estudio fué de 350 ug/m³ ^{1/} y se obtuvo -- una relación mejor con estas últimas que con el SO₂ (Jaeger, -- 1982).

Los estudios epidemiológicos citados en la literatura general-- mente concluyen en que en la actualidad los niveles de este con-- taminante son inofensivos o muy leves, pero admiten que si las concentraciones de SO₂, sulfatos y otras, partículas excede 3 ó más veces la norma de 24 horas por un período de una o dos se-- nas pueden ocurrir efectos sumamente negativos para la salud e

^{1/} La norma mexicana señala una concentración promedio en 24 -- horas de 260 ug/m³.

inclusive la muerte de personas ancianas o enfermas pulmonares y cardíacas. Sin embargo, debido al efecto sinérgico de los contaminantes, es posible observar trastornos respiratorios en concentraciones considerablemente menores (Jaeger, 1982).

- Exposiciones experimentales en humanos y animales.

Los experimentos en humanos permiten determinar los efectos de niveles definidos de contaminantes en el hombre, siendo posible distinguir las afecciones en grupos específicos de la población como asmáticos, niños, ancianos, etc.

Mediante algunos experimentos se ha podido deducir que la mayor parte de los efectos observados en el hombre resultan en un reflejo de constricción bronquial que se manifiesta en un aumento en la resistencia al paso del aire por las vías respiratorias. Asimismo, los estudios realizados por Frank et al, 1969, y por Anderson y colaboradores, 1974, demostraron que debido a la alta solubilidad, el SO_2 es absorbido casi totalmente en la parte superior de las vías respiratorias, lo que ha sido comprobado mediante experimentos con animales. Estas observaciones no reducen la peligrosidad del SO_2 como irritante crónico causante de la constricción bronquial pero de este hecho se puede deducir que el SO_2 no es el único agente involucrado en la destrucción del tejido pulmonar (Jaeger, 1982).

En atmósferas contaminadas por bióxido de azufre el aire generalmente contiene ácido sulfúrico en forma de partículas aerosoles. El destino de éstas en el sistema respiratorio es muy diferente al de bióxido de azufre, ya que se depositan de acuerdo con su tamaño; las partículas grandes son detenidas en la nariz, otras

llegan a los bronquios y algunas de las más pequeñas se depositan en los alveolos (Jaeger, 1982).

Los efectos sinérgicos del SO_2 no han sido confirmados mediante experimentos que fundamenten las observaciones realizadas en estudios epidemiológicos. Los experimentos indican que los niveles ambientales de bióxido de azufre de 1050 ug/m^3 han sido los responsables de algunos de los mayores episodios, aunque no ha sido posible definir en qué forma han influido las exposiciones prolongadas a este contaminante o su interacción con otros compuestos en el aire. A pesar de las limitaciones de los estudios realizados con el hombre, se ha podido avanzar en el conocimiento de la potencialidad peligrosa del SO_2 . En algunos aspectos, que por las mismas limitaciones no han podido dilucidarse mediante estos estudios, se ha recurrido a los experimentos en animales, los que fundamentan la mayor parte del conocimiento sobre los efectos perjudiciales del bióxido de azufre (Jaeger, 1982).

Las aportaciones más importantes de estos estudios son las referentes a las exposiciones a niveles mayores a los encontrados en áreas urbanas contaminadas. Los resultados no indican cambios patológicos pronunciados en las vías respiratorias animales. Sin embargo, se ha observado el efecto sinérgico del SO_2 y partículas; en este comportamiento la humedad juega un papel importante en la formación de aerosoles de ácido sulfúrico, los que se caracterizan por su efecto perjudicial en el sistema respiratorio (Amdor, 1969).

De acuerdo con la información proporcionada por los estudios epidemiológicos y experimentos en humanos y animales, es posible deducir que los habitantes de la Ciudad de México son propensos a sufrir afecciones respiratorias debidas, en parte, a las dosis moderadas y altas de bióxido de azufre a que están expuestos.

Es importante mencionar que aunque los niveles de otros contaminantes, como las partículas suspendidas e hidrocarburos, rebasan más frecuentemente los máximos permisibles de otros países, es el efecto sinérgico y constante de varias sustancias presentes en la atmósfera del AMCM lo que representa un riesgo para la salud de los habitantes. Es necesario, por tanto, aplicar medidas específicas de control de emisiones para cada contaminante con el fin de disminuir las impurezas y obtener, de manera global, una mejor calidad del aire.

3.2.2. Efectos en la vegetación

3.2.2.1. Intercambio del SO_2 entre la planta y la atmósfera.

3.2.2.2. Respuesta de las plantas a la exposición al SO_2 .

3.2.2.3. Sinergismo.

Cada planta interacciona con el ambiente y responde en muchas formas al "stress" y al sustento brindado por el medio. La contaminación atmosférica es simplemente otro elemento del ambiente, al igual que el clima, suelo, insectos, cuidados o daños provocados por el hombre.

Los daños a la vegetación representan solo una parte pequeña del total de pérdidas económicas causadas por la contaminación por -- azufre. Sin embargo, los efectos en las plantas son importantes -- por razones como las que se mencionan a continuación:

- La vegetación es más sensible al SO_2 que la salud humana. De esta forma, al establecer estándares de calidad del aire para el -- SO_2 con el fin de salvaguardar la vegetación, queda incluida la -- protección a la salud humana. Sin embargo, debe reconocerse que -- esta última es más susceptible a otros contaminantes del azufre -- tales como sulfatos y aerosoles de ácido sulfúrico y a la combina -- ción de SO_2 y partículas, que al bióxido de azufre sólo.

- La identificación de daños visibles causados por el SO_2 en las plantas es de utilidad para determinar la fuente de emisiones fitotóxicas.

Para entender la relación planta-contaminante se realizan experimentos de laboratorio en los que es común investigar un problema determinando la influencia de una variable única y manteniendo -- constantes otros parámetros potencialmente importantes; en la literatura se encuentran varios ejemplos en los cuales se ha estudiado de esta forma la susceptibilidad de la vegetación a los contaminantes atmosféricos. Desafortunadamente, este tipo de investigaciones, aunque son valiosas por proporcionar los fundamentos de esta relación, tiene una aplicación limitada para estimar ---

el daño a las plantas en un lugar determinado.

Esto se ha atribuido en parte a que los niveles de contaminación, la dispersión atmosférica y las condiciones de la atmósfera en general, son variables de un lugar a otro y, por otro lado, a que en los experimentos no siempre se logra una aproximación a las condiciones reales de exposición.

El efecto de la contaminación atmosférica en la vegetación es -- particularmente importante en zonas urbanas que presentan una su superficie restringida de áreas verdes, como es el caso de la Ciudad de México. En virtud de los altos niveles de contaminantes a los que está expuesta la vegetación en estas zonas, se consideró conveniente incluir los mecanismos de acción y los efectos del -- bióxido de azufre sobre los receptores vegetales, continuando -- así con la presentación de las características y potencialidad -- dañina de este contaminante.

3.2.2.1. Intercambio de bióxido de azufre entre la planta y la - atmósfera.

Las diferentes especies vegetales tienen distintas capacidades - para absorber el SO_2 del aire que les rodea; esta capacidad está dada principalmente por su constitución genética y expresada a - través de su estructura morfológica y sus procesos fisiológicos. La captación de este contaminante por las hojas puede expresarse y analizarse análogamente a la entrada del CO_2 o algún otro compuesto gaseoso, aunque existen diferencias por las características químicas y papeles metabólicos de los dos gases. En un rango de concentraciones ambientales reducidas, la entrada del bióxido de azufre aumenta linealmente a medida que la concentración se -

incrementa, aunque esto no parece ser siempre cierto con altas -
concentraciones.

El intercambio gaseoso es afectado por numerosos factores, de mo-
do que la tasa de absorción también dependerá de la capacidad de
la planta para metabolizar, movilizar y/o eliminar el contaminan-
te activo de la solución en la que está siendo absorbida.

Ciertos elementos como el estoma y la cutícula ejercen resisten-
cia al paso de contaminantes. Los estomas constituyen una resis-
tencia variable a la difusión entre la atmósfera y el interior -
de la hoja. Esta resistencia depende de varios factores morfoló-
gicos y fisiológicos, de los cuales la luz y el agua son conside-
rados como los principales factores que controlan la entrada de
bióxido de azufre a la planta.

La cutícula que cubre la epidermis de la hoja no es totalmente -
impermeable a los gases, y aunque el SO_2 así como muchas otras sus-
tancias pueden entrar y salir de la hoja, la velocidad de difu-
sión es lenta.

3.2.2.2. Respuesta de las plantas al bióxido de azufre.

La sensibilidad de las plantas a contaminantes atmosféricos de--
pende de la especie o variedad de la planta y del ambiente en el
cual crece y es expuesta. Las condiciones que favorecen el ópti-
mo crecimiento vegetal son generalmente las mismas que inducen -
la mayor susceptibilidad al daño por SO_2 . Estos factores inclu--
yen luz solar, temperatura moderada, humedad relativa alta, vien-
to y humedad del suelo adecuada. Igualmente, la hora del día y -
estación, así como factores de la planta como el genotipo, nutri-
ción, etapa de crecimiento y madurez del tejido, determinan la -

sensibilidad de una especie en particular.

La respuesta de la planta a los contaminantes se vé influenciada por factores climáticos y edáficos y está relacionada con la etapa de crecimiento del tejido y de la planta. Dentro de los factores climáticos se incluyen la luz (calidad, intensidad y duración), temperatura, concentración de CO₂, humedad y viento, tanto durante el crecimiento como durante el período de exposición. Asimismo, se ha podido constatar que las condiciones climáticas y edáficas que ejercen un efecto limitante en el desarrollo de la planta, generalmente también disminuyen su sensibilidad (Brandt & Heck, 1968).

Por otro lado, con respecto a la edad de la planta, y particularmente a la del tejido, se ha demostrado una sensibilidad mayor en las hojas jóvenes, la que disminuye a medida que maduran (Heck et al, 1965).

La primera evidencia visible de los daños del bióxido de azufre a las plantas se presenta en el follaje. Los tallos, yemas y partes reproductoras son visiblemente más resistentes que las hojas. Esto se debe a que la longevidad de la flor es mucho más corta que la de otros órganos, de ahí que el tiempo disponible para una lesión aguda directa sea menor que otras partes de la planta. Sin embargo, también dependen del metabolismo de ésta para su desarrollo al igual que las semillas y frutos.

Desde las primeras investigaciones, la alfalfa ha sido considerada como una de las plantas más sensibles al SO₂, por lo que gran parte de la sintomatología se basa en los efectos que en ésta se producen.

Los síntomas de lesiones provocadas por el bióxido de azufre consisten en general en: efectos agudos, que son lesiones necróticas macroscópicas en el tejido de la planta, visibles en las siguientes horas y días después de la exposición de corto período (menos de 24 horas) a altas concentraciones; efectos crónicos, los que se manifiestan como lesiones cloróticas macroscópicas (en ocasiones cambiantes a lesiones necróticas) en el tejido de la planta y que se desarrollan generalmente sobre un período largo de tiempo (a partir de un día a uno o más años) por la exposición a concentraciones variables de bióxido de azufre; y efectos invisibles o que no se presentan directamente como lesiones macroscópicas foliares, sino como cambios fisiológicos o bioquímicos y/o reducción en el crecimiento o en el rendimiento de la planta.

Antes de especificar la sintomatología general es necesario hacer hincapié en que el patrón de daño originado por un contaminante atmosférico puede ser modificado o disfrazado por otros factores ambientales y nutricionales. Asimismo, debido a la mezcla de gases que conforman la atmósfera, los síntomas que presentará la vegetación de un área urbana, por ejemplo, pueden variar considerablemente, por lo que los patrones de daño pueden resultar poco objetivos. A pesar de la importancia que revisten los efectos de la contaminación atmosférica sobre la vegetación, en México se han publicado pocos estudios al respecto, y se utiliza como referencia la información generada en otros países.

- Efectos agudos.

Las lesiones agudas se deben a la rápida absorción de una dosis tóxica de bióxido de azufre; generalmente se presentan entre las

venas, son a menudo más prominentes hacia el peciolo y en algunos casos pueden aparecer en las orillas de las hojas. El daño es local y los procesos metabólicos son alterados completamente en las áreas muertas o necróticas, quedando funcionales las partes verdes inmediatas (U.S. Dept. of Health, 1969).

Los efectos anatómicos de las lesiones agudas al follaje se observan al microscopio inicialmente como áreas flácidas y acuosas de color verde grisáceo.

Las hojas de Monocotiledóneas expuestas a altos niveles de SO_2 -- pueden desarrollar necrosis en casi toda la hoja; las lesiones generalmente se desarrollan primero en las puntas foliares, extendiéndose posteriormente hacia abajo con concentraciones y tiempo de exposición cada vez mayores.

En el caso de las Coníferas expuestas a dosis altas, las agujas -- desarrollan una apariencia acuosa que pronto se torna café-rojiza. En el pino blanco, las agujas se llenan de resina a medida que -- las lesiones se desarrollan. El follaje de las Coníferas absorbe más SO_2 y es más sensible al gas durante la etapa de crecimiento.

- Efectos Crónicos.

Las plantas expuestas a concentraciones subletales de bióxido de azufre, como podría ser el caso de la vegetación del norte de la Ciudad de México, desarrollan eventualmente lesiones crónicas que se presentan como un amarillamiento en los márgenes y áreas intervenales de la hoja como resultado de la reducción en la tasa de -- metabolismo foliar. En hojas anchas, la clorosis puede abarcar de la superficie inferior a la superior, y algunas veces solo se presenta un bronceado o plateado del envés de la lámina foliar.

Los efectos crónicos de largo período están relacionados con una variedad de exposiciones al bióxido de azufre, las cuales incluyen altas concentraciones en períodos cortos, y concentraciones subletales en períodos largos, e incluso períodos libres de este contaminante, en los cuales la planta puede recuperarse mediante la translocación y asimilación del azufre acumulado. Los efectos crónicos se desarrollan lentamente y la respuesta del receptor se vé influenciada por otros factores ambientales además del SO_2 . Las hojas que presentan síntomas crónicos se caracterizan por un alto contenido de sulfato que se hace evidente, en las Dicotiledóneas, como un amarillamiento en el envés que se extiende gradualmente a la parte superior. Esto se ha denominado "toxicidad del sulfato" y ocasiona que las hojas caigan prematuramente.

- Efectos invisibles.

Los efectos del bióxido de azufre que no se manifiestan como lesiones foliares son conocidos como efectos invisibles. Las investigaciones realizadas a principios de los '70s coinciden en que se pueden presentar efectos que consisten en cambios en los procesos fisiológicos y bioquímicos, y que responden a exposiciones en períodos cortos o largos. Este tipo de efectos posiblemente se presenta en muchos lugares, especialmente en áreas urbanas, como resultado de exposiciones a niveles bajos de SO_2 atmosféricos durante períodos largos de tiempo. A pesar de que estos daños son difíciles de documentar o cuantificar, se cree que la vegetación en áreas urbanas podría ser más vigorosa y exhibir un crecimiento mayor si no estuviera expuesta a los contaminantes (Linzon, 1978). Dentro de estos efectos, existen algunas suposiciones que todavía

no han podido ser fundamentadas experimentalmente. Algunas de ellas se refieren a los efectos de la contaminación atmosférica en la viabilidad del polen y de la semilla, floración, desarrollo del fruto y semilla y número de óvulos que lo constituyen, (Treshow, 1968). Al respecto se considera que al depender de los procesos fisiológicos característicos de la planta, y al ser éstos afectados de una u otra manera por los contaminantes, es posible esperar que también manifiesten alteraciones.

Se ha demostrado que todos los contaminantes principales en alguna dosis ejercen efectos sobre la fotosíntesis. La tasa fotosintética depende en parte de un adecuado intercambio de gases entre las células y la atmósfera. Por tanto, cualquier respuesta de la planta a la contaminación atmosférica que se manifieste como alguna restricción en el intercambio gaseoso, disminuirá inevitablemente la tasa de fotosíntesis (Linzon, 1978).

Los mecanismos de acción y los resultados observados de este proceso son generalmente difíciles de explicar. Así mismo, varios experimentos con plantas han sido ambivalentes en cuanto a la toxicidad del SO_2 a concentraciones bajas, y existen varias explicaciones posibles para el efecto del SO_2 en la fotosíntesis, las cuales no fueron incluidas en este trabajo.

A pesar de que aparentemente los principales efectos de los contaminantes atmosféricos recaen sobre la planta como lesiones foliares o alteraciones fisiológicas, se ha demostrado que también pueden alterar indirectamente el desarrollo vegetal. Ruston, 1914, reporta el efecto del bióxido de azufre en la modificación del suelo y de su microflora, al producir un aumento en la aci-

dez del medio y disminuir el número de bacterias que en éste se encuentran. El impacto de este contaminante en el pH del suelo y sus consecuencias en la distribución vegetal también han sido reportados por Gorham y Gordon, 1963 (Treshow, 1968).

Asimismo, otro aspecto de importancia es la relación de los contaminantes atmosféricos con los patógenos de las plantas. Los componentes bióticos del ambiente, la microflora y microfauna pueden ser más sensibles a la contaminación que las plantas superiores. En este sentido se maneja que el contaminante puede actuar modificando al patógeno en alguna etapa de su ciclo de vida alterando la susceptibilidad de las plantas a un patógeno determinado. Los efectos de estas interacciones pueden resultar dañinos o benéficos a la planta. Los estudios realizados revelan que la contaminación atmosférica afecta considerablemente el crecimiento, reproducción y virulencia de ciertos hongos parásitos, pero los efectos en la predisposición del hospedero y los mecanismos de la interacción hospedero-parásito todavía no son muy claros (Linzon, 1978).

3.2.2.3. Sinergismo

La interacción de varios contaminantes en la atmósfera puede provocar lesiones que pueden ser menores, iguales o mayores a los efectos producidos por cada uno individualmente.

Las combinaciones de contaminantes pueden alterar a las plantas de varias formas, esto es, provocando lesiones foliares, afectando la velocidad de crecimiento o alterando la productividad de una especie o de un cultivo en particular.

Los síntomas producidos dependen de los contaminantes, su concentración y proporción, así como de los factores ambientales y propios de la planta que afectan la susceptibilidad de cada uno. A pesar de que son muy limitados los experimentos que muestran la interacción de varios contaminantes y su efecto en las plantas, el bióxido de azufre es uno de los más estudiados, sobre todo en lo que respecta al sinergismo con el ozono y el bióxido de nitrógeno, cuyos efectos se resumen a continuación.

En general los síntomas causados por el ozono se distinguen fácilmente de los del bióxido de azufre. La combinación de estos dos gases a concentraciones inferiores al umbral de daño para el SO_2 , y en ocasiones para el del O_3 , producen lesiones típicas de este último, a menos que la concentración de SO_2 sea muy superior a la del umbral. Las lesiones, que consisten en un colapsamiento de la epidermis, surgen en ambas superficies de la hoja, presentándose además una apariencia metálica y una necrosis intervenal en el haz (Environ. Protect. Ag., 1976).

Por otro lado, la respuesta de la planta a la combinación de bióxidos de azufre y nitrógeno ha sido la típica del SO_2 . Las lesiones, a menudo necrosis foliares, aparecen unos días después de la exposición. En especies de hojas anchas el daño se presenta en parches intervenales o como tejido necrótico en ambas superficies. En las hojas angostas se desarrollan manchas, rayas o puntos de tejido necrótico blanco, amarillo o café claro. En las coníferas como el pino y junípero aparecen lesiones café o café-rojizas en las puntas de las agujas y de las escamas, y puntos necróticos a lo largo de éstas. Al parecer no se

presenta el efecto sinérgico de estos dos contaminantes y en realidad muchas de las lesiones se deben básicamente al bióxido de azufre. (Environ. Protection Agency, 1976).

Con base en lo mencionado en este capítulo, es evidente que el bióxido de azufre ejerce un efecto dañino en la vegetación, induciendo lesiones foliares, limitando el desarrollo de la planta o de sus partes reproductoras o modificando el medio en el que se encuentra el vegetal. En virtud de las altas concentraciones de bióxido de azufre en la Ciudad de México, estos aspectos son importantes por varias razones.

En el área metropolitana la superficie destinada a áreas verdes es muy restringida, de ahí que sea necesario mantener en condiciones favorables a la vegetación, no tanto por el aspecto estético sino por la relevancia que guarda ésta al mantener la humedad en el ambiente, proporcionar oxígeno, conformar barreras de protección para las áreas expuestas a los vientos cargados de contaminantes provenientes de zonas industriales, constituir un filtro en el que las hojas funcionan como obstáculo múltiple y obligan a las partículas a precipitarse, amortiguar el ruido originado en los procesos industriales y, en general, por la importancia que guardan las áreas verdes para una población sometida a una constante tensión, como podría ser el caso de la Ciudad de México.

Por otro lado, las plantas reflejan las condiciones del medio ambiente y resienten los efectos dañinos del bióxido de azufre a concentraciones menores de las que afectan al hombre; aunque en este sentido la vegetación podría manifestar un "stress ---

ambiental" provocado por altos niveles de impurezas, con la información generada hasta el momento, no sería posible utilizar a la vegetación urbana como indicador biológico en el sentido estricto, ya que, como se mencionó anteriormente, el patrón de daño originado por un contaminante puede ser modificado o disfrazado por otros factores ambientales o nutricionales. Sin embargo, con estudios enfocados a las especies que se utilizan en la Ciudad de México, podrían definirse los síntomas característicos provocados por la contaminación del aire e identificar de esta forma la cercanía de descargas tóxicas por parte de industrias o empresas, o estudiar y determinar cualitativamente la ocurrencia de condiciones adversas para la salud en distintas partes del área urbana.

A partir de lo anterior, se deduce que es fundamental reconocer la importancia de la interacción planta-contaminante, y fomentar el estudio de los efectos perjudiciales sobre los receptores vegetales. Estos aspectos servirán de base en el conocimiento de la contaminación atmosférica y proporcionarán herramientas de apoyo para la vigilancia ambiental.

3.2.3. Deterioro de materiales.

3.2.3.1. Generalidades

**3.2.3.2. Características del
deterioro**

Es evidente que los altos niveles de contaminantes, presentes en las atmósferas urbanas e industriales, producen un grado significativo de deterioro en distintas superficies. La contaminación por azufre ataca una gran variedad de materiales de construcción, estatuas y monumentos, causando decoloración, deterioro y aún desintegración del material. Estos efectos se traducen en inversiones considerables por requerimientos periódicos de pintura, restauración, restitución, etc.

Las características y mecanismos de estos efectos dependen de la complejidad de la química atmosférica, definida por la diversidad y concentraciones de los compuestos presentes, así como de las propiedades del material y las condiciones ambientales necesarias para la interacción entre ellos y con la superficie en cuestión.

A continuación se mencionan las características básicas del deterioro provocado por el bióxido de azufre en materiales comunes en áreas urbanas para con ello completar un esbozo de los defectos del SO_2 sobre los principales receptores y conocer la potencialidad perjudicial de este contaminante.

3.2.3.1. Generalidades.

La contaminación del aire ha significado por mucho tiempo una fuente de pérdida económica en áreas urbanas. El daño a los materiales puede manifestarse en varias formas, esto es, corrosión del metal, debilitamiento, manchado y erosión de la superficie de edificios, deterioro de obras de arte y desteñimiento de materiales pintados (Brand & Heck, 1968).

Estos efectos pueden ser causados mediante abrasión destructiva, depositación (y remoción), ataque químico y corrosión, y su severidad está determinada por factores como el clima y otras condiciones ambientales, las características físicas y químicas del material, los mecanismos y productos del deterioro, el nivel y la naturaleza agresiva del compuesto de azufre, etc. Dentro de estos factores, las características de la atmósfera en un lugar determinado son particularmente importantes, ya que influyen en la susceptibilidad de diversos materiales y en los mecanismos de deterioro. En este aspecto, los elementos más relevantes son la humedad y la temperatura atmosférica, aunque también intervienen el viento y la luz solar.

La humedad es un componente imprescindible para que se presente la corrosión. Al excederse un valor de humedad atmosférica crítico, diferente para cada metal, se produce un aumento repentino en la corrosión. Sanyal y Bhadwar, 1959, reportan que en atmósferas contaminadas por SO_2 , el aluminio tiene un valor crítico del 80 % y el acero dúctil de 65 - 75 % (Yocum & Mc Caldin, 1968). La niebla y el rocío también intensifican la corrosión de los materiales al formar películas de agua que absorben los contaminantes del aire. Por otro lado, el efecto de la lluvia reduce, a corto plazo, la velocidad de corrosión al diluir y lavar el material corrosivo, aunque a largo plazo puede promover la corrosión por desgastar las capas protectoras de la superficie del material. La lluvia y humedad ácidas también inducen la corrosión al disolver las capas de óxido-hidróxidos y carbonatos de la superficie de los metales (Nriagu, 1978).

El efecto más evidente de la temperatura es el papel que ésta desempeña en relación con la tasa de reacciones químicas en la atmósfera, lo cual puede llevar a una concentración más alta de elementos corrosivos.

Por otro lado, los cambios en la temperatura de superficie pueden aumentar la probabilidad del deterioro en los materiales, - ya que al disminuir la temperatura y humedecerse la superficie, se vuelve un medio propicio para la absorción de SO_2 y su conversión a H_2SO_4 . Esto es particularmente importante cuando por condiciones de estabilidad aumenta la concentración de contaminantes corrosivos, que en estas circunstancias deterioran rápidamente diversas superficies (Brand & Heck, 1968).

Otros elementos como el viento y la luz solar también intervienen en el deterioro causado por los contaminantes atmosféricos en general. El primero de ellos es importante por su papel en la dispersión de contaminantes así como en la velocidad con la que las partículas sólidas o líquidas impactan la superficie; y el segundo, al actuar directamente sobre el material o indirectamente, promoviendo la producción de oxidantes (Yocum & McCaldin, 1968).

3.2.3.2. Características del deterioro.

Algunos materiales de construcción pueden ser decolorados o lixiviados por los contaminantes atmosféricos. El deterioro se incrementa considerablemente en condiciones de humedad relativa alta ya que el bióxido de azufre es convertido a ácido sulfuroso o sulfúrico, capaces de atacar varios tipos de materiales.

Los materiales que contienen carbonatos son afectados al reaccionar con el SO_2 y formar sulfato de calcio (CaSO_4) y yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), los que por ser muy solubles en agua son lavados por la lluvia (Yocum & McCaldin, 1968).

Otros tipos de superficies cuyos granos están cementados con materiales que no contienen carbonatos, como el granito y algunas areniscas, son relativamente poco afectadas por los óxidos de azufre (U.S. Dept. of Health, Educ. & Welfare, 1969).

Uno de los factores que ocasiona pérdidas económicas es el efecto de los compuestos de azufre en las pinturas, sobre las que actúa limitando sus funciones de protección y exponiendo la superficie subyacente a la corrosión e intemperización. También repercute en la durabilidad de la pintura al alterar el tiempo del secado y endurecimiento (Yocum & McCaldin, 1968).

Los metales y sus aleaciones también pueden ser afectados por los contaminantes atmosféricos. El grado y mecanismo de la corrosión en estos materiales está relacionado con la respuesta del metal al compuesto de azufre. De acuerdo con esto, por ejemplo, la velocidad de corrosión en metales ferrosos como el acero es rápida al principio y luego disminuye a medida que se forma una capa protectora, producto del proceso corrosivo. Varios experimentos de laboratorio indican que las partículas son un factor importante en la corrosión de los metales, como en el caso del hierro, cuyo deterioro en una atmósfera húmeda contaminada por bióxido de azufre se acelera considerablemente en la presencia de partículas. Como los metales ferrosos generalmente son poco resistentes a los contaminantes de azufre e intemperi-

zación, es común aplicarles una protección anticorrosiva (Nriagu, 1978).

Otros metales como el cobre, cadmio, manganeso, níquel y zinc no son afectados cuando los niveles de dióxido de azufre son bajos. Por lo general el cobre forma una capa superficial estable que detiene el proceso de corrosión. Al principio el deterioro se presenta como un manchado café constituido básicamente de sulfatos u óxidos de cobre que posteriormente adquiere mayor grosor y se torna negro. Después de algunos años se forma la típica capa verde, que es bastante resistente a la corrosión atmosférica. En el níquel, la película que se forma es de sulfato de níquel; el deterioro en este caso se debe a que el SO_2 es oxidado catalíticamente por este metal en presencia de agua, obteniéndose ácido sulfúrico, cuyo potencial corrosivo es considerable (Yocum & McCaldin, 1968).

El plomo es más resistente a este tipo de corrosión que cualquier otro metal ya que los productos que se forman de su corrosión son poco solubles en agua. Otros metales resistentes a los óxidos de azufre son el oro, platino y paladio (Nriagu, 1978).

Los sulfatos y sulfitos constituyen una fracción significativa de las partículas presentes en atmósferas urbano-industriales. Entre estas partículas se han identificado $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4HSO_4 , $(\text{NH}_4)_3\text{H}(\text{SO}_4)_2$ y sulfatos y sulfitos metálicos. Estas y otras partículas sólidas pueden inducir la corrosión atmosférica por la acción química directa en el metal o indirectamente por medio de los productos de su corrosión, al proporcionar sitios activos para la condensación de la humedad sobre la superficie del metal (Nriagu, 1978).

De acuerdo con lo mencionado, las emisiones de bióxido de azufre contribuyen considerablemente al deterioro de los materiales. A pesar de que este efecto generalmente no es atribuido a los contaminantes atmosféricos, varios estudios, como los que se han -- mencionado, comprueban el caracter degradativo del SO_2 .

Por otro lado, debido a la afinidad del bióxido de azufre por diversas superficies, se ha observado la eficacia de algunos materiales de construcción como el concreto para absorber y dismi---nuir las concentraciones de este contaminante en la atmósfera -- (Braun & Wilson, 1970), lo que pudiera sugerir que en un área ur bana de la magnitud como la de la Ciudad de México, las concen--traciones ambientales de SO_2 son considerablemente reducidas por la "plancha de concreto", lo que habrá de ser fundamentado con - estudios locales.

El esquema que se ha presentado en este capítulo acerca de los - efectos perjudiciales del bióxido de azufre sobre los habitan---tes, vegetación y materiales, denotan la necesidad e importancia de controlar las emisiones de este contaminante para evitar la - manifestación de sus efectos negativos.

Con base en la información que se proporciona en el capítulo sex to sobre la situación actual y la distribución de los niveles de este contaminante, será posible evaluar las condiciones a las -- que están expuestos los habitantes de la Ciudad de México. Es im portante tener en cuenta que los efectos perjudiciales del bióxii do de azufre pueden presentarse en concentraciones menores a las esperadas debido a su interacción con otros compuestos presentes en la atmósfera.

4. Factores Meteorológicos y su Relación con la Contaminación Atmosférica.

4.1. Los Vientos y la Dispersión de contaminantes.

4.2. El Gradiente Vertical de Temperatura.

4.3. La Humedad Atmosférica.

4.4. Importancia del Concepto de Capa de Mezcla.

La contaminación atmosférica en zonas urbanas está en función de los parámetros de emisión — que incluyen el tipo de contaminante, la tasa y condiciones de las descargas — así como los factores meteorológicos, los cuales son variables en tiempo y espacio.

Entre los parámetros meteorológicos relevantes en cuestión de contaminación del aire se encuentran: la humedad atmosférica, que interviene tanto en el lavado y química de la atmósfera como en la susceptibilidad de los receptores ante el bióxido de azufre; el gradiente vertical de temperatura, que puede inducir a condiciones de estabilidad y por tanto a la acumulación de impurezas; y los vientos, cuyo efecto en la dispersión reduce la ocurrencia de niveles altos de contaminantes.

Dentro de la atmósfera, el azufre como contaminante es encontrado, en su mayor parte, en los dos primeros kilómetros inferiores. Tanto como un gas (SO_2) o partícula (sulfatos), el azufre juega un papel en la modificación del clima urbano. Tales cambios pueden agruparse en los siguientes rubros (Moss, 1978):

- Disminución en la radiación de onda corta y, en particular, la disminución en la radiación ultravioleta durante los meses de invierno.
- A pesar de esta disminución, el aumento en la contaminación atmosférica conduce a mayores temperaturas urbanas que las observadas en las áreas rurales circundantes.
- Un conjunto de factores relacionados con la presencia de un mayor número de núcleos de condensación conduce al incremento en la formación de nubes y ocurrencia de precipitación. En rela

ción con este aspecto, tal vez el problema más importante de la contaminación por azufre es la precipitación ácida.

Así como la presencia de gases y partículas puede incidir sobre el clima urbano, los elementos del tiempo actúan directa o indirectamente definiendo el comportamiento de los gases y partículas emitidos a la atmósfera.

A continuación se hará referencia a la relación parámetros meteorológicos-niveles de contaminación, incluyendo además del papel de los vientos, del gradiente vertical de temperatura y de la humedad atmosférica, la utilidad del concepto de capa de mezcla en estudios de contaminación del aire.

4.1. Los vientos y la dispersión de contaminantes.

El nivel de contaminación atmosférica depende, en parte, del grado al cual las impurezas se han mezclado con el aire, lo que a la vez está en función de la profundidad de la capa de mezcla y de la velocidad del viento.

En la zona metropolitana de la Ciudad de México, la dispersión de contaminantes se vé limitada por los sistemas montañosos del valle, favoreciendo la ocurrencia de niveles altos de contaminantes.

El papel de la velocidad del viento con respecto a la dispersión de gases contaminantes es bien conocido, y generalmente se acepta que existe la relación directa: a mayor intensidad mayor dispersión.

La dirección del viento, por el contrario, no aporta ningún elemento si no es referida a la estructura o a la distribución de

los sectores en el área urbana. En la Ciudad de México, por --- ejemplo, los vientos dominantes provienen del norte, (fig, 2) - lo que es particularmente relevante debido a que la mayor concentración industrial se ubica precisamente en esta zona.

De esta manera, se lleva a cabo un efecto de transporte de impu rezas que, originadas en Tlalnepantla, Naucalpan, Sta. Clara, - Xalostoc, etc., son dispersadas hacia zonas habitacionales y de servicios. Así por ejemplo, durante 1979 en Tacubaya, el viento sopló de las direcciones comprendidas entre el WNW y el ENE, el 74 % de los días del año, a comparación de sólo 89 días en los

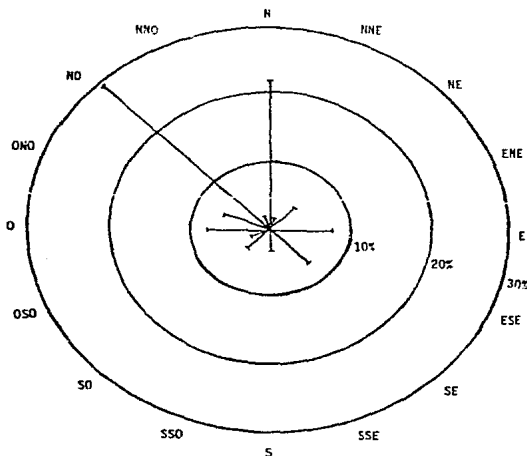


FIG. 2 DIRECCION DE LOS VIENTOS DOMINANTES EN LA CD. DE MEXICO (CAMPOS et al, 1973).

que el viento provino de zonas no industriales. La velocidad -- promedio en ambos casos fué de 1.5 m/s y 1.3 m/s, respectivamente. Esto indica que los vientos que pudieran depurar el área metropolitana por provenir de zonas no industriales, se presentan con una frecuencia e intensidad menor; en cambio aquellos vientos que, cargados de impurezas, provienen del NE, N y NW, son - dominantes durante casi todo el año y su capacidad de dispersar los contaminantes, determinada con base en la velocidad, es mayor.

Es importante resaltar la alta frecuencia de vientos ligeros y calmas; Jáuregui, 1969, menciona que las menores visibilidades registradas en el aeropuerto de la Ciudad de México han ocurrido en condiciones de aire estancado o cuando la velocidad del - viento es muy baja (1.3 m/s).

Las condiciones de calma se presentan con mayor frecuencia durante el invierno; en los últimos años^{1/} se ha manifestado en - los meses de Noviembre, Diciembre e inclusive Enero, mientras - que el menor número se ha presentado de Junio a Agosto. Según - la variación diurna característica en la zona metropolitana de la Ciudad de México, se observa una mayor frecuencia de calmas durante la noche y en las primeras horas de la mañana, asociadas frecuentemente con las inversiones de temperatura (Jáuregui, 1979).

De acuerdo con lo mencionado anteriormente, es de esperarse que

1/ Datos del Servicio Meteorológico Nacional (Tacubaya) para el período de años correspondiente a 1977 - 1984.

los niveles más altos de bióxido de azufre se relacionen con -- una mayor frecuencia de calmas. Sin embargo, en lo que respecta a la frecuencia menor, es importante mencionar que aunado a las condiciones de calmas durante estos meses, interviene el efecto de lavado de la atmósfera por las lluvias, reduciendo los niveles de contaminación. En la figura 3, se muestra para el período de años analizado, el comportamiento de las concentraciones de bióxido de azufre y la ocurrencia de calmas. En esta figura se puede observar una correspondencia entre ambas variables, -- aunque con un índice de correlación relativamente bajo (0.65).-- Esto puede atribuirse tanto a que los datos no pertenecen a una misma estación sino a estaciones cercanas^{1/}, como a que las condiciones de calmas no son el único factor que interviene definiendo las concentraciones de SO₂, y a que la incidencia de --- otras variables como la profundidad de la capa de mezcla, la -- ocurrencia de precipitación, los volúmenes de emisiones, las ta-- sas de reacciones químicas, los mecanismos de depuración, etc., son también importantes.

4.2. El gradiente vertical de temperatura.

La variación vertical de la temperatura sobre una región es --- otro de los aspectos que influyen en la contaminación atmosfériu

1/ La relación fué establecida con la información meteorológica de Tacubaya y los datos de monitoreo de la estación Mariano Escobedo de la red manual.

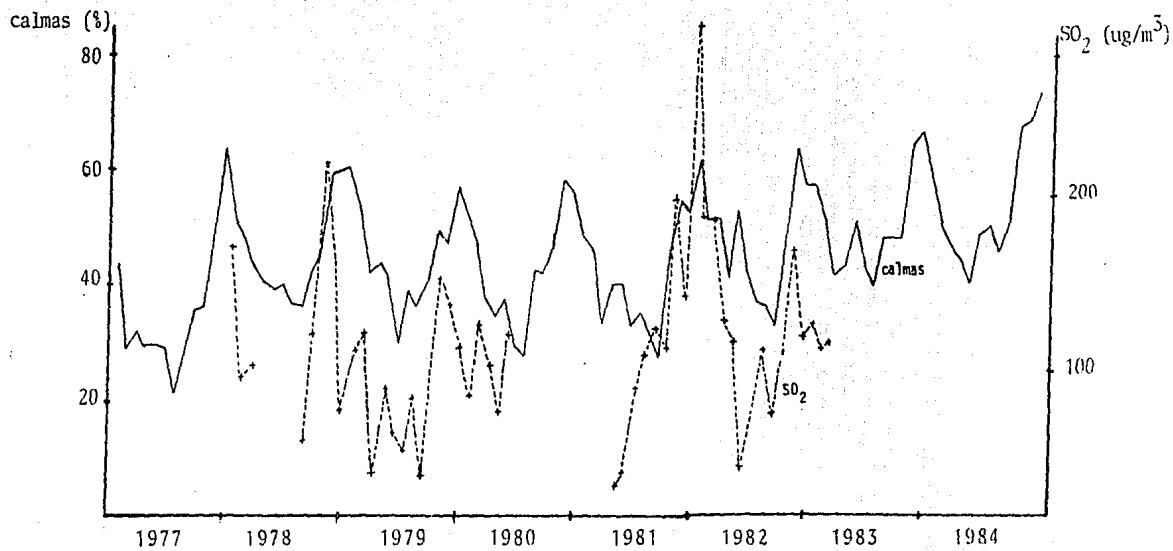


Figura 3. Relación entre la frecuencia de condiciones de calmas (Tacubaya) y la concentración de bióxido de azufre (Mariano Escobedo), 1977 - 1984).

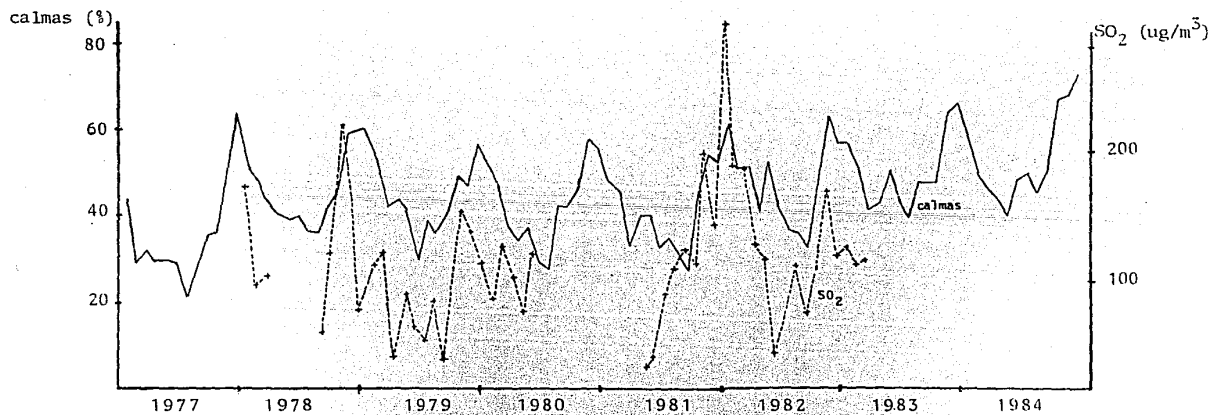


Figura 3. Relación entre la frecuencia de condiciones de calmas (Tacubaya) y la concentración de bióxido de azufre (Mariano Escobedo), 1977 - 1984).

ca potencial. El parámetro relevante es el gradiente vertical - de la temperatura, más que la temperatura en sí, ya que el primero determina la capacidad de dispersión de la atmósfera.

Cuando el movimiento vertical del aire es impedido por una capa con gradiente inverso de temperatura, se favorecen las condiciones de estabilidad de la atmósfera y los contaminantes se acumulan en concentraciones potencialmente dañinas.

Debido a que las inversiones de temperatura son comunes en las noches despejadas con vientos ligeros, condiciones frecuentes - en los meses de invierno, es en esta época del año en la que se ha registrado la mayor frecuencia de condiciones estables en la zona metropolitana de la Ciudad de México, disminuyendo hacia - el verano. Durante la temporada de lluvias las inversiones su-
perficiales no son ni muy intensas ni muy profundas (figura 4), como se pudo observar en 1979, en cuyos meses de lluvia predomi-
naron intensidades (Δt) de hasta 2 °C, con una media de 1.6 °C para toda la temporada, y profundidades (ΔH) de 60-110 metros, - con un valor medio de 154 metros.

En relación con lo anterior, las inversiones que se forman por evaporación después de los aguaceros de verano no favorecen con-
diciones severas de estabilidad atmosférica (Shaw & Munn, 1971); en contraposición, durante los meses de invierno, el efecto de la fuerte radiación nocturna hacia cielos despejados — que por lo general acompaña la llegada de aire polar (Jáuregui, 1979)— ocasiona una mayor frecuencia de inversiones, con valores de in-
tensidad y profundidad máximos. En 1979 fueron más frecuentes - las inversiones con intensidades de 2 - 4 °C y ΔH entre 140 y 200

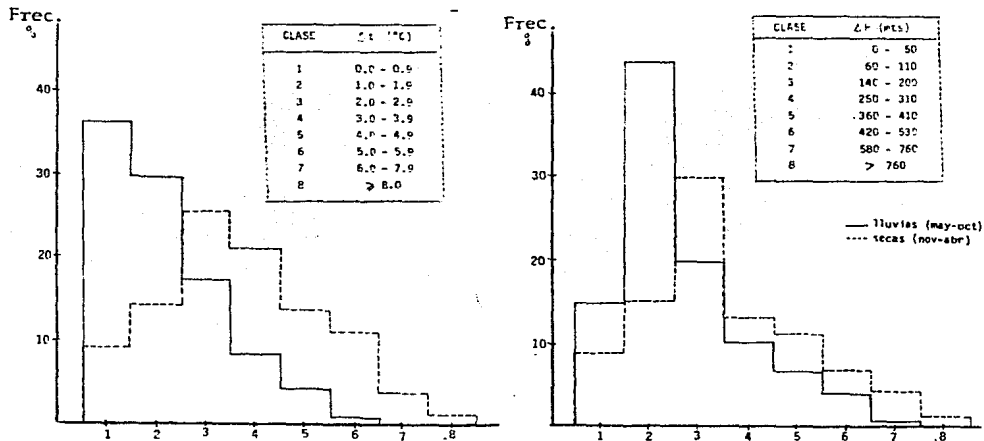


FIG. 4 Distribución de Frecuencias de intensidad (A) y Profundidad (B) de Inversiones Superficiales y Capas Isotérmicas (Aeropuerto, 1979).

metros, presentando valores medios para toda la temporada de - 3 °C y 249 metros.

Por otro lado, considerando el comportamiento de las concentraciones de bióxido de azufre en la Villa durante 1978, es posible observar una correspondencia que se puede resumir de la siguiente manera (figura 5). Durante las lluvias, las condiciones atmosféricas no propician la acumulación de contaminantes por la baja frecuencia de inversiones superficiales de tempera

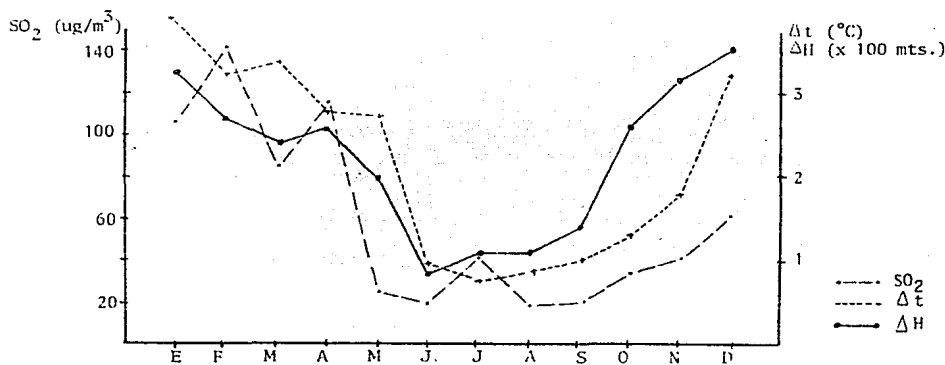


FIG. 5 Relación entre los valores medios mensuales de bióxido de azufre (La Villa) con la intensidad y profundidad de la inversión superficial (Aeropuerto), 1978.

tura, así como por la intensidad y profundidad reducida de las capas de inversión que llegan a formarse. Sin embargo, en la temporada de secas se presenta una alta frecuencia de inversiones, las que aunadas a sus características de intensidad y profundidad, pueden conducir a largos periodos de estabilidad atmosférica con la consecuente acumulación de impurezas en el aire. Estas aseveraciones coinciden con los niveles de bióxido de azufre observados en la Ciudad de México.

La ocurrencia de inversiones y capas isotérmicas durante casi todo el año y la alta frecuencia de éstas (100 %, 84 %, 87 %)^{1/}

^{1/}Frecuencia Mensual de inversiones y capas isotérmicas para Enero, Feb, Marzo de 1978 en el Aeropuerto de la Cd. de México.

en algunos meses de invierno, son factores importantes de la contaminación atmosférica potencial en la Ciudad de México. Al respecto es necesario mencionar que aunadas a las emisiones considerables de bióxido de azufre provenientes del gran número de fuentes distribuidas en toda el área urbana, las inversiones superficiales de temperatura influyen limitando la dispersión de los contaminantes y provocando períodos de altas concentraciones de impurezas.

Por esta razón, es necesario considerar las condiciones meteorológicas y establecer un estricto control de las descargas a la atmósfera con el fin de evitar la ocurrencia de niveles peligrosos para los habitantes de la Ciudad de México.

4.3. La humedad atmosférica.

En sus varias fases, la humedad atmosférica es uno de los elementos del tiempo, de mayor importancia para la contaminación del aire, ya que interviene tanto en el efecto perjudicial y en la susceptibilidad de los diferentes receptores, como en las reacciones químicas y la depuración de impurezas de la atmósfera. Por ejemplo, se ha demostrado que la corrosión de los metales por el SO_2 requiere la presencia de agua; otros materiales como la caliza y argamaza son particularmente susceptibles al deterioro por este contaminante si la humedad relativa es alta. Asimismo, la solubilidad del bióxido de azufre en gotas de agua es un factor importante en el efecto de este contaminante a la salud humana por la inhalación de aerosoles ácidos (Terraglio & Manganelli, 1967).

Otro factor en el que la humedad del ambiente juega un papel importante es la formación de sulfatos. Con base en estudios realizados en áreas urbanas, Wagman et al, 1967, sugieren que la humedad interviene en la concentración y el tamaño de las partículas de sulfatos, concluyendo que a concentraciones bajas el principal mecanismo de formación de sulfatos implica la interacción con el vapor de agua.

La absorción del bióxido de azufre por superficies acuosas es uno de los principales mecanismos que evitan la acumulación de impurezas en el aire. Investigando los procesos de remoción del SO_2 atmosférico, se ha encontrado que la tasa de solubilización de este contaminante está en función de su concentración, de modo que la solución se satura más rápidamente con niveles mayores de SO_2 . Esto sucede con las películas de agua que cubren el suelo, edificios o vegetación, ya que en un período relativamente corto se satura el líquido y se suspende la absorción del contaminante, a menos que el gas en solución reaccione con algún elemento disuelto. Este efecto limitante no se presenta en las gotas de lluvia, las que al exponer constantemente nuevas superficies de agua, no alcanzan la saturación y el proceso de absorción se mantiene considerablemente alto (Terraglio & Manganeli, 1967).

Dentro de los mecanismos más eficientes de remoción del azufre atmosférico por vías de la humedad destacan dos: la incorporación del contaminante a las gotas de agua de las nubes, y su intercepción por la precipitación. En lo que respecta al primer mecanismo, Shaw & Munn, 1971, señalan que su efecto en la reduc---

ción de los niveles de contaminación es mínimo si las mayores -
concentraciones se encuentran inmediatas a la superficie, situaci
ción en la que resulta determinante el lavado de la atmósfera -
por la lluvia. Sin embargo, también manifiestan que de acuerdo
con observaciones en zonas industriales, la captura de sulfatos
es mayor en las nubes que la lograda por la precipitación.

La eficiencia de la lluvia para limpiar la atmósfera de impurezas mediante la inercia e intercepción de las partículas, ha sido
tratada teóricamente como una función del tamaño de las gotas y partículas, así como de sus respectivas velocidades de caída y densidad en el medio. De acuerdo con esto, una cierta -
cantidad de contaminantes es interceptada, por unidad de tiempo, por una gota de agua que se precipita con una determinada velocidad y que se proyecta sobre un área horizontal dada.

Sin embargo, la masa de contaminantes colectada puede ser menor o mayor debido al escape turbulento o a la introducción de partículas en el volumen recorrido (Shaw & Munn, 1971). En experimentos realizados por Beilke & Georgi, 1968, en los que gotas -
de lluvia de un tamaño uniforme se hicieron pasar a través de una cámara que contenía bióxido de azufre, se observó una disminu
ción exponencial de la concentración del contaminante con el tiempo, obteniendo además un abatimiento más rápido con tasas -
de lluvia más altas. Con lluvia constante y menor de 20 mm/h, el efecto depurador decayó con el aumento en el tamaño de las -
gotas, y con tasas de lluvia mayor a 20 mm/h, la disminución del gas fué independiente del tamaño de las gotas.

A nivel práctico, y sin contar con el instrumental requerido para

ra determinar la captación del bióxido de azufre mediante estos procesos, es difícil distinguir la eficiencia de uno y del otro al respecto. La aproximación más cercana es la relación de la humedad relativa o de la precipitación con las concentraciones observadas en distintos lugares, aunque es evidente la reducción en la exactitud.

En la fig. 6 se muestra la relación obtenida entre la distribución mensual de la humedad relativa y el comportamiento del SO_2 a lo largo del año; aunque es posible deducir cierta correspondencia, un ejemplo más evidente de esta relación es el siguiente. En el centro de la Ciudad de México se obtuvo un promedio anual de SO_2 de 134 ug/m^3 para 1982; para los meses de secas esta concentración fué de 176 ug/m^3 . En la figura 7 se puede observar la relación mensual de ambas variables.

Si bién el efecto en la concentración del bióxido de azufre pudiera deberse a los mecanismos de lavado de la atmósfera, en realidad muchos otros factores se ven involucrados, como la estabilidad, temperatura, reacciones químicas y demás condiciones atmosféricas.

Asimismo, independientemente de las características y calidad de la información de SO_2 , los datos de monitoreo proporcionan la concentración del bióxido de azufre durante todo un día, en el que la lluvia puede presentarse por un par de horas mejorando de momento, y durante un tiempo posterior, la calidad del aire. Aún sin considerar ésto, la gran cantidad de fenómenos y factores que intervienen en la atmósfera mientras se realiza el monitoreo no permiten observar una relación estrecha entre las

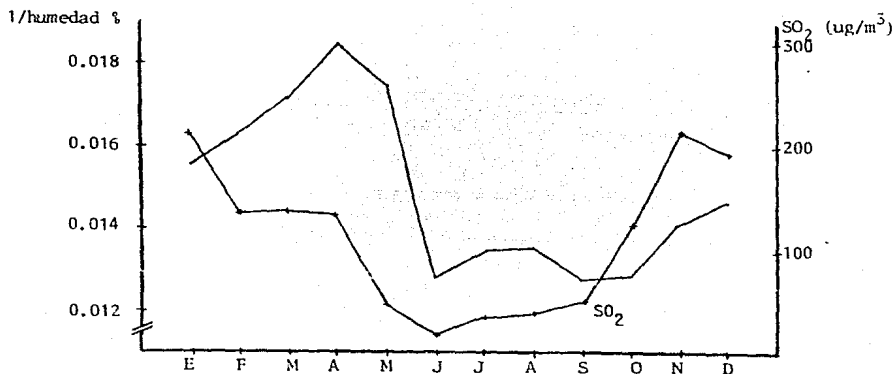


FIG. 6 Relación entre la humedad relativa % media (Tacubaya) y niveles de bióxido de azufre (Museo), 1978.

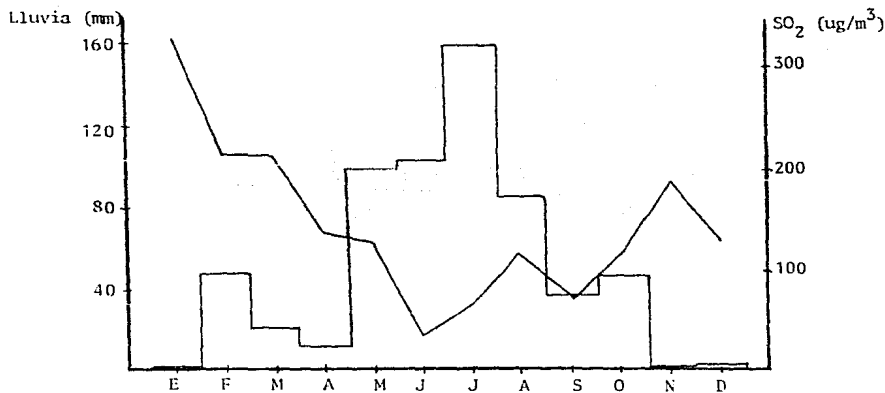


FIG. 7 Relación entre los valores mensuales de precipitación (Tacubaya) y niveles de bióxido de azufre ---- (M. Escobedo), 1982.

concentraciones registradas y un elemento único, aislado del con texto de la dinámica atmosférica. Sin embargo es importante con siderarlos y tener en cuenta que cada uno de ellos participa en el complejo sistema de la atmósfera.

4.4. Importancia del concepto de Capa de Mezcla.

Al ser emitido a la atmósfera, el bióxido de azufre se dispersa verticalmente en el nivel turbulento inferior de la atmósfera. - Este nivel, conocido como la capa límite atmosférica en meteorología, y como la capa de mezcla en estudios de contaminación del aire, se define como la profundidad sobre la superficie a través de la cual se mezclan los contaminantes.

En estudios de calidad del aire en los que se pretende estimar - la contaminación atmosférica potencial en un área dada, generalmente se incluye, dentro de los parámetros meteorológicos, la ca pa de mezcla, su dimensión, variaciones diurna y estacional, el viento a través de ella, etc. (Holzworth, 1967). Por esta razón, y por la importancia misma que reviste su significado, es nece sario conocer sus fundamentos.

El concepto de la profundidad de la capa de mezcla se basa en el principio de que el calor transferido a la atmósfera por la su - superficie de la tierra, resulta en convección, en vigoroso mezcla do vertical y en el establecimiento de un gradiente adiabático - seco. La profundidad a través de la cual se extiende tal mezcla - do depende principalmente de la estructura inicial de temperatura vertical y del insumo de calor en la superficie (Holzworth, - 1967). Asimismo, las propiedades de esta capa sobre un tipo de -

superficie dada, puede depender de factores externos como las características de la corriente de aire incidente, de la rugosidad de la superficie considerada, la velocidad del viento de superficie, así como de algunas propiedades que determinan la magnitud y dirección del flujo de calor entre la corriente de aire y la superficie considerada (Perry & Young, 1977).

Algunos de estos factores influyen caracterizando la capa de mezcla de cierto lugar, mientras que otros determinan sus variaciones en el tiempo.

Típicamente la capa de mezcla presenta variaciones significativas, diurnas y estacionales. En general, la profundidad máxima de mezclado (PMM) para el área metropolitana de la Ciudad de México rebasa los dos kilómetros durante todo el año, ocurriendo los valores máximos en los meses de elevada insolación y los valores mínimos en relación con una frecuencia mayor de inversiones superficiales (Jáuregui, 1979). En la figura 8 se puede observar la profundidad de la capa de mezcla matutina y vespertina para 1978, ambas coincidiendo con el comportamiento recién descrito.

A pesar de que el concepto de capa de mezcla es aceptado como un elemento de importancia, algunos autores consideran que su profundidad no es un indicador consistente de la contaminación potencial, debido a que el método tradicionalmente utilizado para su cálculo no proporciona una estimación adecuada de la profundidad real de esta capa (Aron, 1983).

El análisis de las concentraciones de dióxido de azufre con respecto a la profundidad de la capa de mezcla en la Ciudad de ---

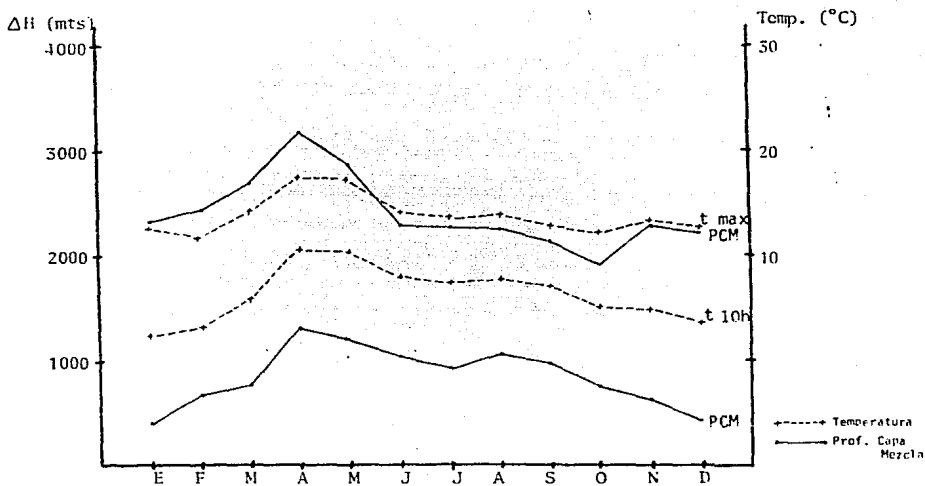


FIG. 8 Variación mensual en la profundidad de la Capa de Mezcla matutina y vespertina (Aeropuerto, 1978).

México, revela una baja correlación, lo que puede atribuirse, según lo indica Aron, 1983 — quien ha obtenido los mismos resultados para ciudades norteamericanas — a la incertidumbre de la aplicación del método para calcular la profundidad de la capa de mezclado como a la que existe en la lectura de los sondeos.

A partir de lo mencionado en este capítulo, se deduce que las variables utilizadas ejercen un efecto — que puede ser positivo o

negativo — sobre las concentraciones de SO_2 . En la temporada de secas (Nov. - Abr.), por ejemplo, la mayor frecuencia de calmas, la mayor intensidad, profundidad y frecuencia de inversiones superficiales y la menor profundidad de la capa de mezcla favorecen la ocurrencia de altos niveles de contaminantes. A pesar de que la mayor intensidad del viento se presenta durante estos meses, el hecho de provenir frecuentemente de zonas industriales, limita su carácter depurador. Cabe mencionar, no obstante, que en invierno suelen registrarse vientos del suroeste, que disminuyen la carga de contaminantes del aire urbano.

En la temporada de lluvias se favorece una mejor calidad del aire debido al efecto mismo de la precipitación, a una menor frecuencia de calmas, menor intensidad y profundidad de las inversiones superficiales (lo que asegura que su duración sea más corta) así como por el menor número que de éstas se presentan, y a la mayor profundidad de la capa de mezcla. Sin embargo, hay que tener presente el efecto de la humedad en la potencialidad dañina del bióxido de azufre, tanto por las reacciones químicas y los productos de éstas, como por la predisposición de los receptores para resentir, en tales condiciones, los efectos de este contaminante.

En relación con lo anterior, resalta la importancia de definir el comportamiento de cada contaminante en función de las condiciones meteorológicas que prevalecen en la Ciudad de México. Mediante el estudio detallado y preciso de estas relaciones, la información meteorológica podrá ser utilizada objetivamente para predecir la calidad del aire y advertir condiciones adversas de

ésta, así como para seleccionar puntos de monitoreo, recomendar la ubicación de los sectores industriales, zonas habitacionales y áreas verdes, determinar la altura de las chimeneas, etc.

5. La Red de Monitoreo de Contaminantes Atmosféricos.

5.1. Origen y Desarrollo.

5.2. Método para la determinación del SO_2 atmosférico.

5.3. Características de la Información proporcionada por la Red Manual.

Las autoridades encargadas de la vigilancia de las condiciones ambientales han realizado programas de evaluación de la calidad del aire, con el fin de conocer los niveles de contaminantes en la ZMCM, su distribución temporal y espacial, establecer un sistema de predicción para condiciones críticas y definir mecanismos para el control y vigilancia de las fuentes de contaminación.

Dentro de estos programas se consideran varios puntos como la localización de las estaciones, la metodología utilizada para la determinación de contaminantes en el aire y la clasificación e inventarios de emisiones, entre otros.

En el presente capítulo se incluyen algunos de estos aspectos, como el funcionamiento de la red de monitoreo y ubicación de las estaciones, y la metodología utilizada para la determinación de concentraciones de contaminantes, en particular del bióxido de azufre.

5.1. Origen y Desarrollo de la Red de Monitoreo.

El conocimiento sobre las características y evolución de la red de monitoreo es limitado, ya que la información oficial relacionada ha sido en muchos aspectos heterogénea y de difícil acceso. Sin embargo, se sabe que la inquietud por evaluar los niveles de contaminación atmosférica data de varias décadas atrás. Desde fines de los 50's se empezaron a realizar estudios en la Dirección de Higiene Industrial, de la SSA, sobre la calidad del aire en la ZMCM. Era necesario contar con instrumentos que permitieran, entre otros aspectos, comparar las condiciones reales con las normas nacionales de calidad del aire, evaluando

así los riesgos a la salud humana; y por otro lado, proporcionar información básica para la planeación del uso del suelo y definir la tendencia en los niveles de contaminantes a largo plazo. Finalmente, en 1966 surgió la primera red de monitoreo atmosférico, la cual estaba constituida por cuatro estaciones que se localizaban en Tlalnepantla, Aeropuerto, Centro y la D. G. de Higiene Industrial, ubicada en Tacuba. Estas estaciones contaban con equipo para determinar la concentración de dióxido de azufre, polvo sedimentable y partículas suspendidas en el aire (Tolivia, 1982).

En 1967 las estaciones mencionadas se integraron a la Red Panamericana de Muestreo Normalizado, en un programa que fue reforzado mediante un convenio entre el Gobierno de México y la Organización Panamericana de la Salud (OPS), quedando la red de monitoreo constituida por catorce estaciones distribuidas en la zona metropolitana. El método utilizado era el siguiente:

- Dióxido de azufre: método de peróxido de hidrógeno.
- Partículas suspendidas: reflectometría, y
- Polvo sedimentable: gravimetría.

Posteriormente se adquirieron 48 nuevos monitores para distribuirlos a nivel nacional, instalando 26 de ellos en Guadalajara y Monterrey, y los 22 restantes en la Ciudad de México.

Estas estaciones ya contaban con muestreadores de alto volumen, para la determinación de partículas suspendidas totales, y con burbujeadores de gases, para la de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, ozono, etc. (Tolivia, 1982).

El número de estaciones siguió creciendo hacia una mayor cobertura, y de esta forma, en 1978, con la creación de un organismo --

encargado de la prevención y del control de la contaminación del ambiente, la Subsecretaría del Mejoramiento del Ambiente, se adquirió la red automática de monitoreo atmosférico, con estaciones fijas y móviles. El empleo de estas últimas fué de gran utilidad para determinar los niveles de contaminantes en zonas que quedaban fuera del radio de cobertura de la red.

En la mayoría de las estaciones se disponía de monitores de CO y SO₂, y algunas de ellas contaban con equipo para PTS, SO₂, CO, NOx y O₃, así como con instrumental meteorológico para la determinación de la dirección y velocidad del viento, humedad relativa y temperatura (Vizcaíno, 1975, Tolviva, 1982).

La localización de los monitores en el área urbana se realizó -- procurando abarcar una zona representativa comercial, industrial, habitacional y de tráfico vehicular, y de acuerdo con una distribución equidistante de cobertura dentro de la ciudad. En la ubicación de estos monitores también se tomó en cuenta la facilidad de instalación y acceso al sitio así como la seguridad del equipo (Márquez, 1970).

Para la operación de la red se siguieron las indicaciones señaladas en la guía de Environmental Protection Agency (R4-73-02-8b, Washington, D. C.) para desarrollar un programa de calidad del aire (Márquez, 1977).

Durante el funcionamiento de la red automática los monitores manuales siguieron operando (aunque con menor eficiencia), con el fin de garantizar la continuidad en la generación de datos.

En el período comprendido entre 1978 y 1985 operaron entre 10 y 15 estaciones manuales (fig. 9), generando información sobre par

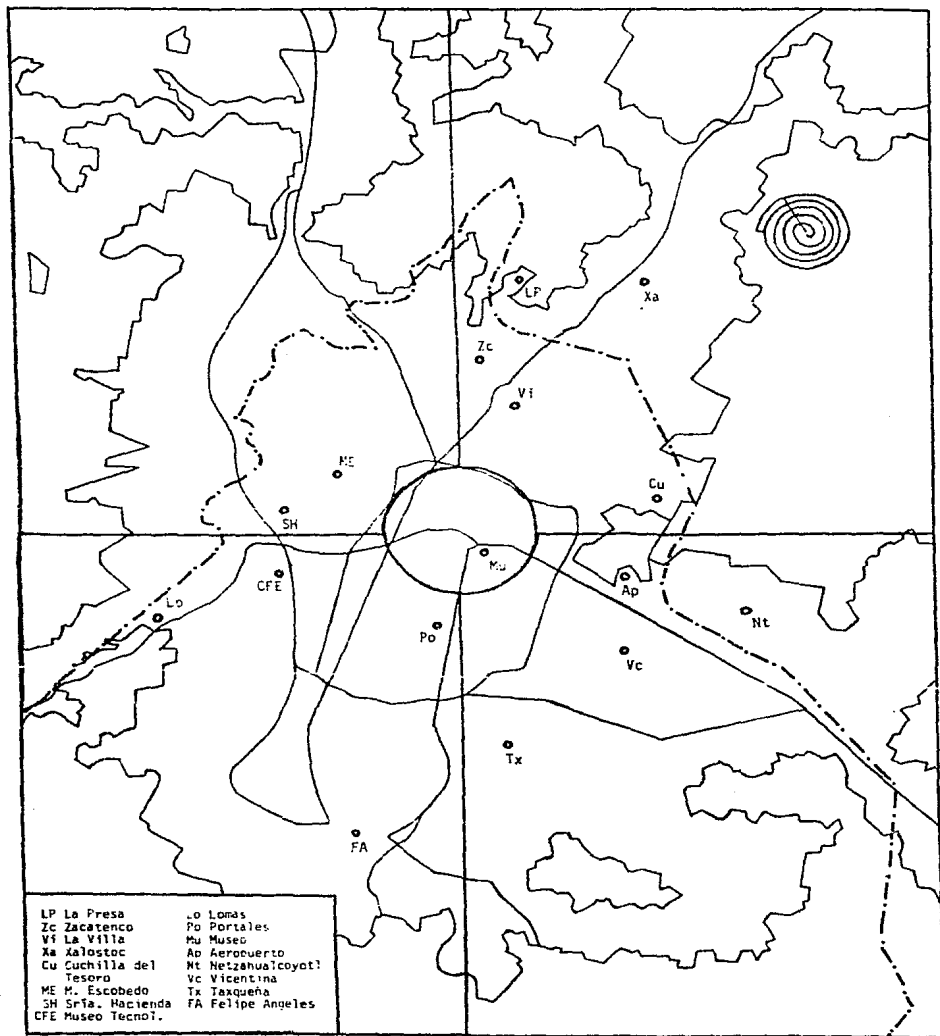


FIG. 9 Localización de Estaciones de la Red Manual de Monitoreo, 1984.

tículas suspendidas totales y bióxido de azufre, principalmente. En 1985 se inició una nueva etapa del monitoreo automático, con 25 estaciones y registros horarios de los principales contaminantes atmosféricos. A partir de esta red se obtiene un espectro -- más amplio y confiable de información; sin embargo, debido a lo costoso y delicado del equipo así como a los avances en la tecnología que ofrecen al mercado nuevo y mejor equipo, y por tanto -- descontinúan en poco tiempo el ya existente, el funcionamiento de la red computarizada de monitoreo es todavía cuestionable a largo plazo. Por otro lado, de acuerdo con experiencias pasadas, en el inicio o reinicio del monitoreo automático, frecuentemente se descuida la operación de las estaciones manuales, como sucedió a mediados de los '70s.

De lo mencionado anteriormente, se puede deducir que dentro de -- los principales problemas relacionados con la generación de datos sobre la calidad del aire se encuentra la interrupción del -- monitoreo, que se ha presentado desde el inicio de la opera--- ción de la red, relacionado con aspectos de diversa índole, prin-- cipalmente administrativos; éstos se han manifestado en la tar-- danza en el servicio de mantenimiento al equipo, la falta de ma-- teriales y reactivos en el laboratorio, falta de capacitación pa-- ra operadores de la red y personal del laboratorio, carencia de transporte para trasladar oportunamente las muestras, etc. Estos factores, que conducen a la disminución en la cantidad y en la -- calidad de los datos generados, siguen presentándose actualmente. Aunado a esto, se han dado situaciones como el cambio en el méto-- do de determinación del SO₂ atmosférico, que restringe aún más el análisis de la información.

Al abordar lo relacionado con el análisis de la información es necesario hacer mención de la confidencialidad de los datos de - monitoreo atmosférico. Esta posición, que se ha mantenido desde el principio de la operación de la red, ha limitado el número de estudios y sus alcances por parte de investigadores y universidades. Actualmente, y debido a la disponibilidad de una red automática de monitoreo, así como a la necesidad de informar a la población sobre la ya evidente calidad del aire, se publica diariamente el nivel de contaminantes en cada zona de la ciudad. Sin em-- bargo, además de que resulta dudosa la continuidad de esta acti-- vidad a largo plazo, el acceso a los datos no procesados es toda-- vía restringido.

5.2. Método para la determinación del SO_2 atmosférico.

Desde su inicio, la red de monitoreo fué concebida como un ins-- trumento que aportaría la información necesaria para evaluar la calidad del aire en la Ciudad de México. Al respecto se conside-- ró indispensable registrar periódicamente, y en distintas partes de la ciudad, la cantidad de polvo en suspensión y de bióxido de azufre, como elementos resultantes de la actividad industrial -- principalmente y, en el caso de las partículas, de las tolvane-- ras. También se tomó en cuenta el polvo sedimentable^{1/} y el índi-- ce de sulfatación ambiental^{2/}.

Se adoptaron, con algunas modificaciones, los métodos de mues---

1/Expresado en miligramos por centímetro cuadrado en 30 días.

2/Miligramos de SO_3 por decímetro cuadrado de peróxido de plomo y por día; para determinar la sulfatación ambiental se utilizó la bujía de peróxido de plomo.

treo continuo de SO_2 y partículas, utilizados en Inglaterra y en la red de monitoreo normalizado de la OPS.

El método empleado para la determinación del bióxido de azufre - desde finales de los '60s y hasta 1973-74 fué el de peróxido de hidrógeno. Este método consiste en atrapar el gas en un burbujeador que contiene una solución diluida de peróxido de hidrógeno - (pH 4.5). El ácido sulfúrico formado se titula con una base (tetraaborato de sodio) y el SO_2 se estima de acuerdo con una proporción establecida entre la cantidad (en mililitros) de la base -- utilizada para restaurar el pH de la solución, el volumen de aire (en m^3) burbujeadado a través de ésta, y la concentración del - contaminante (Jacobs, 1960).

A pesar de la sencillez del método, su precisión es afectada en presencia de sólidos y otros gases, obteniéndose resultados menores cuando los sólidos y gases son alcalinos y mayores cuando -- son compuestos ácidos (Hochheiser et al , 1966). Este método por lo tanto, no es específico para el SO_2 y su utilización se enfoca a la determinación de la acidez total del aire, ya que al titular se incluyen todos los componentes ácidos de la muestra. -- Sin embargo, el método proporciona ventajas como la de su sencillez, rapidez y estabilidad de las muestras y, de acuerdo con -- sus características, se utiliza cuando se tiene interés por conocer el contenido total de ácidos, por ser también importante para evaluar la contaminación del aire (Jacobs, 1960).

Como se mencionó anteriormente, el método del peróxido de hidrógeno se había adoptado de Inglaterra, en donde la utilización -- del carbón mineral como primer combustible, arroja grandes canti

dades de azufre a la atmósfera en forma de SO_2 . En este caso, la determinación de SO_2 mediante este método no es afectada y el resultado de "acidez total", representa en gran parte la concentración de SO_2 en el aire. Sin embargo, al conocer la variedad de fuentes emisoras y de contaminantes en la atmósfera de la Ciudad de México se concluyó que este método determinaba una acidez total compuesta por varios elementos, de modo que la cantidad real de bióxido de azufre quedaba indefinida.

Así entonces, se decidió utilizar un método más específico y en 1973-74 se optó por el de West-Gaeke, 1956, o de la para-rosanilina. En éste, el SO_2 es colectado en un reactivo que consiste de tetracloromercurato (TCM), formándose el complejo dicloro-disulfitomercurato, el cual al hacerse reaccionar con formaldehído y para-rosanilina, resulta en el ácido metilsufónico de este último componente. La absorbancia de la solución se mide por espectofotometría (SSA, s/f y Hochheiser et al, 1966).

Este método es específico para el bióxido de azufre, por lo que los resultados obtenidos de su utilización siempre son ligeramente menores a los obtenidos por el método del peróxido de hidrógeno, lo que confirma la detección mediante este último, de otros ácidos y sustancias (Jacobs 1960). El bióxido de nitrógeno (NO_2), ozono (O_3) y compuestos de metales pesados constituyen una interferencia común cuando se utiliza la para-rosanilina, pero existen métodos reportados en la literatura, y que se han aplicado en la Ciudad de México para contrarrestar estos efectos. Por ejemplo, para eliminar la interferencia provocada por los óxidos de nitrógeno, se utiliza ácido sulfámico; la del ozono se elimi-

na al reposar la muestra, y el efecto de los metales pesados se disminuye con la sal disódica de ácido etilen diamino tetra-acético (EDTA) y ácido fosfórico (SSA, s/f).

En la figura 10 se representan los datos del monitoreo de cuatro meses (abril a julio) de 1973, obtenidos mediante los métodos de peróxido de hidrógeno y para-rosanilina^{1/}. La información corresponde a la estación Tlalnepantla, una de las primeras estaciones que utilizó la para-rosanilina y en donde durante algún tiempo se registró el SO₂ mediante ambos métodos. Analizando la gráfica, se podría esperar que una concentración registrada por el método B (para-rosanilina) se reflejara en un valor más alto del método A (peróxido de Hidrógeno), ya que este último detecta entre otros compuestos, al bióxido de azufre. Sin embargo, el comportamiento resulta indefinido y con una baja correlación, lo que posiblemente se debe a las variaciones en la cantidad de compuestos que interfieren en cada uno de los métodos. Esta relación ha sido reportada anteriormente por Hochheiser et al, 1966, en un análisis comparativo de los métodos más comunes que se utilizan para determinar la concentración del bióxido de azufre atmosférico.

Otros aspectos que también pueden inducir la discordancia entre ambos valores son errores en el método, ineficiencia de los mecanismos utilizados para contrarrestar el efecto de otros compuestos en la determinación de la concentración del bióxido de azufre, o bien, a la interferencia de otros elementos (reaccio-

^{1/}El número de datos utilizado para la gráfica 10 fué de 60 para el método de Peróxido de Hidrógeno y de 76 para el de Para-rosanilina.

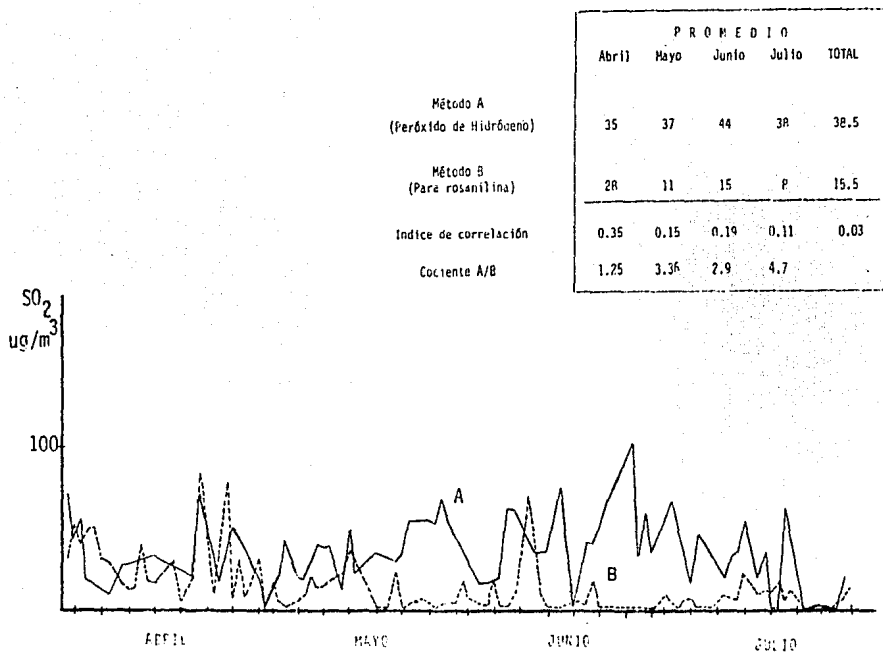


FIG. 10 Relación entre los valores de concentración del bióxido de azufre atmosférico determinado mediante los métodos de peróxido de hidrógeno (A) y para-rosanilina (B). Tlalnepantla, abril - julio, 1973,

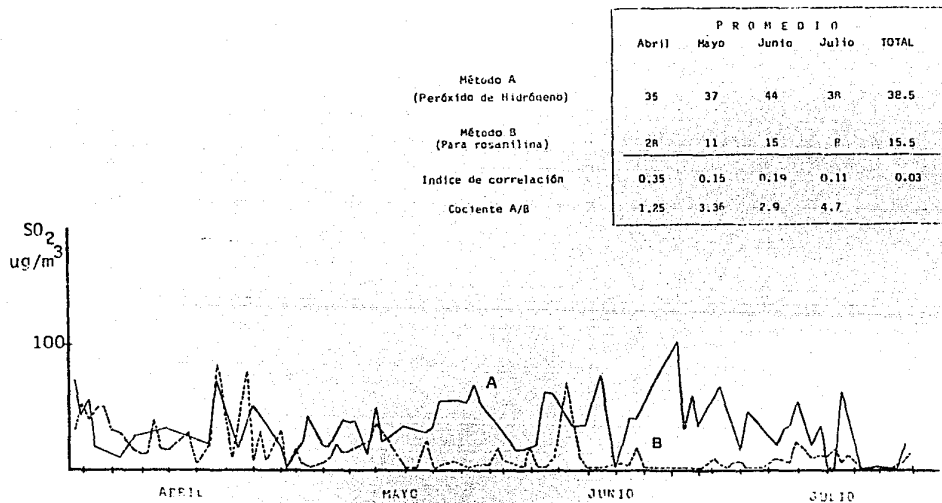


FIG. 10 Relación entre los valores de concentración del bióxido de azufre atmosférico determinado mediante los métodos de peróxido de hidrógeno (A) y para-rosanilina (B). Tlalnepantla, abril - julio, 1973,

nes atmosféricas, humedad del aire, etc.) que funcionan distorcionando la precisión de los métodos.

5.3. Características de la información proporcionada por la red manual.

La red manual de monitoreo ha resentido, desde su instalación, varias interrupciones en su funcionamiento debido a problemas diversos (administrativos, operacionales, políticos, etc.), lo que se refleja en la información generada. De esta manera, los datos de la red se caracterizan por la interrupción del muestreo, suspensión de estaciones, inconsistencia de los contaminantes considerados e incluso de los métodos de determinación de concentraciones utilizados. El análisis realizado en este trabajo con los datos de monitoreo de SO_2 dependió de la cantidad y calidad de la información disponible, la que a pesar de ser en muchos aspectos incompleta y deficiente, fué de gran utilidad para los objetivos del presente estudio. Conviene advertir que esta información no comprende la totalidad de los datos generados por la red de muestreo; la obtención y manejo adecuado de todo el material existente proporcionará una visión más completa y confiable sobre la contaminación atmosférica en la Ciudad de México.

A continuación se hace una breve descripción de los datos disponibles para su análisis, señalando las deficiencias de la información y el posible efecto de éstas sobre los resultados por obtener.

Los datos de monitoreo estudiados corresponden a 14 años dentro del período 1967 - 1983 y se caracterizan, como se mencionó anteriormente, por su heterogeneidad e inconsistencia.

El primer y el último año corresponden a un período poco representativo, y los datos comprenden sólo algunas de las estaciones. En 1969 se incrementó el número de estaciones en operación así como la cantidad de información generada; sin embargo, los datos no incluyen la temporada de lluvias en su totalidad, por lo que el promedio anual refleja una concentración más alta, que corresponde principalmente a los meses invernales.

Se obtuvieron datos diarios de cuatro años consecutivos (1971-1974) para un grupo constante de estaciones. Debido a que dentro de este período se presenta la transición del método de peróxido de hidrógeno al de para-rosalina, y al no haberse definido alguna correspondencia entre las concentraciones proporcionadas por cada uno, se hace necesario dividir el conjunto de datos y analizarlos por separado.

Así entonces, la información es tratada en dos partes definidas por el método de referencia, esto es, 1967 a 1973 y de 1974 a 1983.

Cabe mencionar que el cambio de método se realizó gradualmente durante 1973 y 1974, resultando en la interrupción, sobreposición e incluso combinación de datos durante estos años.

A partir de 1975 la información disponible se reduce considerablemente en relación con el período anterior, ya que existe información solo para 5 meses (junio a octubre), y se restringe a la mitad el número de estaciones en operación.

El siguiente conjunto de datos corresponde al trienio 1978-1980. A diferencia de los años anteriores, de 1978 a 1980 no se generó información diariamente sino dos veces por semana, coincidiendo -

sin embargo en la duración del muestreo (24 horas). El número de estaciones funcionales comprendidas para estos años fluctúa entre 10 y 13. Por otro lado, durante los dos primeros años la información fué consistente, pero los datos de 1980 se caracterizan por su irregularidad durante los pocos meses reportados, esto es, mientras que la mayoría de las estaciones presenta datos para el primer semestre del año, algunas otras solo cuentan con el reporte de tres y hasta de menos meses. La interrupción de -- que fué objeto la generación de datos en 1980 fué superada a finales del año, de modo que se cuenta nuevamente con información a partir del mes de diciembre.

En los años siguientes, 1981 y 1982, salvo algunas interrupciones en el primero, abarcan todos los meses. Finalmente, en 1983 vuelve a reducirse la cantidad de datos disponibles para su análisis.

A partir de lo anterior, se eligieron para el presente estudio, -- las estaciones que contaron con mayor información, tanto por la antigüedad del monitoreo en la zona como por la constancia de su operación. Estas estaciones corresponden a M. Escobedo, Museo, -- La Villa, Aeropuerto y V. Olímpica, cuya información de SO₂ también es incompleta para algunos años, como se muestra en la ta-- bla 4.

Las deficiencias en la información se hicieron evidentes en el -- análisis (capítulo 6), y se reflejaron desde la representatividad de los datos para resultar en una media y moda anuales que fueran objetivas, hasta en la inexactitud de las tendencias obte-- nidas, como se señalará en su oportunidad.

		INFORMACION DE BIÓXIDO DE AZUFRE																
Método		Peróxido de Hidrógeno							Para - rosanilina									
Estación	AÑO	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983
M. ESCOBEDO		---	---	..	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
MUSEO		---	---	..	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
AEROPUERTO		---	---	..	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
V. OLIMPICA		---	---	..	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
LA VILLA		---	---	..	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

TABLA 4 PERIODOS QUE ABARCA LA INFORMACION DE SO₂ PARA LAS ESTACIONES M. ESCOBEDO, MUSEO, AEROPUERTO, V. OLIMPICA Y LA VILLA.

Con base en lo mencionado hasta aquí con respecto a la información disponible para la elaboración de este trabajo, resalta la heterogeneidad, deficiencias e inconsistencia de los datos, lo que aunado a la incertidumbre en la precisión de la información resulta en un acervo peculiar.

A pesar de ello, se realizó una recopilación y manejo de los datos con el fin de conformar un esquema sobre el estado que guarda la contaminación por bióxido de azufre en la Ciudad de México, manteniendo como un objetivo relevante que el presente sirviera de punto de partida e insumo para análisis que por una mayor cantidad de información y adecuada depuración, manejo e integración, resultaran más objetivos.

6. Análisis de los datos de SO_2 generados por la red manual.

6.1. Introducción

6.2. Procedimiento

6.2.1. Caracterización de estaciones.

6.2.2. Cálculo de incrementos y definición de tendencias.

6.3. Resultados

6.3.1. Niveles de SO_2 registrados en 1974, 1978 y 1982 en cinco estaciones

6.3.2. Variación estacional.

6.3.3. Incrementos y tendencias.

6.4. Discusión.

6.1. Introducción.

Dentro de los objetivos principales del presente trabajo, se encuentran los de señalar las características de la contaminación por bióxido de azufre en la Ciudad de México, e identificar las tendencias a partir del comportamiento observado en el período - 1968 - 1982.

En relación con lo anterior, en este capítulo se analizan los datos generados por la red de monitoreo con el fin de identificar cambios y deducir las tendencias en los niveles de contaminación por SO_2 en distintos sectores de la ZMCM. De acuerdo con lo mencionado en el capítulo anterior con respecto a la información disponible para el presente trabajo, se han analizado los datos de concentraciones de SO_2 correspondientes al período 1968-1982, y a las estaciones M. Escobedo, La Villa, Centro, Aeropuerto y Villa Olímpica. En virtud del cambio en el método utilizado para determinar la concentración de bióxido de azufre, y considerando que la técnica del peróxido de hidrógeno no es específica para este contaminante, gran parte del análisis se basa en los datos obtenidos mediante el método de la para-ro-sanilina, esto es, los que corresponden al período 1974 - 1982. Como punto de partida se eligieron años de comparación que mostraran la secuencia de los cambios ocurridos en los niveles de SO_2 durante el período analizado.

Para los años elegidos se incluyó una caracterización de las estaciones, con el fin de proporcionar las condiciones de contaminación prevaletientes en cada sector y a través del año; con ello se estableció una comparación, justificando estadísticamente la significancia de los cambios observados en los distintos -

años y en las cinco estaciones. Finalmente se estimaron los incrementos y se dedujeron las tendencias mediante un análisis probabilístico.

Es importante señalar que las concentraciones de SO_2 registradas en cada estación, no reflejan condiciones homogéneas para todo el sector en el que se encuentra, ya que los monitores tienen un radio de cobertura limitado que se restringe aún más por la heterogeneidad del suelo urbano en la Ciudad de México.

De acuerdo con lo anterior, los resultados que surgen del análisis realizado en el presente trabajo son representativos de un área aproximada de 2 km^2 alrededor del monitor; en este sentido, las condiciones meteorológicas o la presencia de fuentes de SO_2 próximas a la estación, puede modificar la forma y tamaño del área de representatividad teórica de cada monitor.

Otro aspecto importante de mencionar es que dado el número de estaciones analizadas y su distribución dentro de la zona urbana, no es posible extrapolar los resultados a toda el área metropolitana. Sin embargo, las conclusiones aportarán elementos importantes sobre la contaminación por SO_2 en distintos sectores y, en concordancia con los objetivos del presente trabajo, permitirán conocer el sentido y la magnitud de los cambios en los niveles de este contaminante en cada zona.

6.2. Procedimiento

6.2.1. Caracterización de estaciones.

Dentro del período de años analizado, se eligieron puntos de comparación que permitieran trazar una secuencia de los cambios

ocurridos en los niveles de contaminación. Considerando que se contó con datos para 6 años dentro del período 1974 - 1982, careciendo de información para 1975, 1976 y 1977, se tomó el año inicial (1974), el final (1982) y uno intermedio (1978). De acuerdo con esto, se establecieron comparaciones entre 1974 y 1982, 1974 y 1978, y 1978 y 1982 para cada una de las estaciones.

Para los años elegidos se determinaron los niveles de contaminación y su variación estacional en cada zona. En cuanto al primer punto, las concentraciones fueron distribuidas por frecuencias, y presentadas en forma de histogramas. Esto permitió definir la situación de cada estación en cuanto a la ocurrencia de concentraciones de distinta magnitud, caracterizarla con base en ello, e ilustrar los cambios y tendencias.

Asimismo, para cada año y estación, se obtuvieron medidas de centralización como la moda y media aritmética, que fueron utilizadas posteriormente como base para establecer comparaciones, calcular incrementos y deducir tendencias.

Por otro lado, para ejemplificar las diferencias en los niveles de SO_2 en dos estaciones características, como son M. Escobedo y V. Olímpica, se compararon las distribuciones de frecuencias en los años 1974, 1978 y 1982, ilustrando la dinámica en la contaminación de cada una de ellas.

Para las cinco zonas se analizó la distribución estacional de los niveles de contaminación (basándose en las medias aritméticas mensuales), y se establecieron comparaciones entre las estaciones de lluvias (mayo - octubre) y de secas (noviembre - abril) de los años elegidos.

Las comparaciones se realizaron tanto para observar el cambio en una misma estación, como para comparar el comportamiento de cada zona con respecto a las demás en los años estudiados.

La interpretación de los resultados obtenidos se apoyó en las -- condiciones meteorológicas prevalencientes en cada año de compa-- ración. Los principales elementos considerados fueron el prome-- dio mensual de la intensidad máxima del viento, el número de --- días al mes con precipitación apreciable, la humedad relativa -- mensual, la frecuencia de inversiones superficiales y capas iso-- térmicas, etc. Estos aspectos, según se menciona en el capítulo 4, guardan una estrecha relación, aunque no definen por sí solos, de manera independiente, la acumulación o dispersión de impure-- zas en la atmósfera.

Los datos meteorológicos empleados corresponden a las observacio-- nes realizadas en el Servicio Meteorológico Nacional de Tacubaya, así como en el Aeropuerto Internacional de la Cd. de México. Con-- siderando que los monitores de V. Olímpica, La Villa y Aeropuer-- to se encuentran retirados de Tacubaya, las relaciones entre los parámetros meteorológicos tomados en este lugar y las concentra-- ciones de SO_2 se limitaron a la estación M. Escobedo, y ocasio-- nalmente a la del centro de la ciudad.

La frecuencia de inversiones de temperatura fué obtenida a par-- tir del sondeo matutino que se realiza en el aeropuerto. En este caso, para relacionar estos datos con los del monitoreo de SO_2 , - se consideró que la ocurrencia de inversiones térmicas registra-- das en este lugar es aplicable a estaciones como Aeropuerto, M. Escobedo y Museo, teniendo en cuenta que serían la profundidad e

intensidad de la capa de inversión los parámetros que podrían di
ferir en algunas zonas de la ciudad.

Con el fin de hacer más ilustrativa la presentación de los resul-
tados, se hace referencia a los términos descriptivos de la cali-
dad del aire, definidos por el IMEXCA (SSA, 1978). Por esta ra-
zón a continuación se mencionan breve y simplificadaamente sus --
principales características.

El Índice Mexicano de la Calidad del Aire consta de 5 categorías
descriptivas: Buena, Satisfactoria, No Satisfactoria, Mala y Muy
Mala.

El Imexca se obtiene a partir de 6 subíndices referidos a los -
principales contaminantes. Para el cálculo de los subíndices se
emplean funciones linealmente segmentadas, cuyos puntos de quie-
bre corresponden a concentraciones definidas con base en los da-
ños a la salud. Los términos "Buena", "Satisfactoria", etc. se -
basan en los puntos de quiebre, de modo que para cada segmento -
de la curva existe un rango de concentraciones, al cual se le ha
asignado un término descriptivo de la calidad del aire.

Así entonces, niveles de SO_2 menores de 170 ug/m^3 corresponden a
una calidad del aire buena, y a partir de este valor y hasta 340
 ug/m^3 , que es la norma mexicana, se consideran condiciones satis-
factorias. Se tiene una calidad del aire no satisfactoria cuando se excede -
la norma y la concentración llega hasta 915 ug/m^3 ; condiciones malas hasta -
los 1465 ug/m^3 y muy malas si las concentraciones se encuentran entre este -
valor y 2615 ug/m^3 (SSA, 1978).

De acuerdo con lo anterior, si en los resultados se hace referen-
cia a una calidad del aire no satisfactoria, se tiene como ante-

Para cada año de comparación se calcularon las proporciones acumuladas en cada clase, como se indica en la tabla 5, que corresponde a los incrementos registrados de 1978 a 1982 en la estación del centro de la ciudad.

Posteriormente se obtuvieron las diferencias entre las proporciones de ambos años. La máxima diferencia se comparó con valores críticos relacionados con el tamaño de las muestras analizadas. Kolmogorov y Smirnov, (op. cit,) señalan que los niveles de significancia pueden ser calculados por medio de

$$\sqrt{2 \frac{n_1 + n_2}{n_1 n_2}}$$

multiplicado por un factor de 1.36, 1.63 y 1.95, respectivamente. En el ejemplo de la tabla 5, el tamaño de las muestras para 1978 y 1982 son $n_1 = 86$ y $n_2 = 98$, y los valores resultantes para cada nivel:

Nivel de Significancia	Valores Críticos
5 %	0.181
1 %	0.217
0.1 %	0.259

La máxima diferencia obtenida de las proporciones, que en este ejemplo corresponde a 0.29, se comparó con los valores de cada nivel para deducir la significancia de los incrementos. De acuerdo con esto, la hipótesis nula de que no hay diferencia entre las dos muestras de datos tiene una probabilidad de ser correcta menor del 0.1 %, de modo que los incrementos resultan ser estadísticamente significativos. Este mismo procedimiento se aplicó a los años 1974, 1978 y 1982, de las cinco estaciones consideradas.

Clase	1	2	3	4	5	6	7	8
Frec. Absoluta								
1978	33	14	14	12	13	-	-	-
1982	9	35	28	6	19	1	-	-
Frec. Acumulada								
1978	33	47	61	73	86	86	86	86
1982	9	44	72	78	97	98	98	98
Frec. Relat. Acum.								
1978	0.38	0.54	0.70	0.84	1.0	1.0	1.0	1.0
1982	0.09	0.44	0.73	0.74	0.98	1.0	1.0	1.0
D i f e r e n c i a								
	0.29	0.10	0.03	0.10	0.02	0.0	0.0	0.0

Tabla 5 Aplicación de la prueba de Kolmogorov-Smirnov para definir la significancia de los incrementos observados de 1978 a 1982 en la estación Museo.

6.2.2.2. Análisis de Tendencias.

A partir de la comparación de la moda y media aritmética, así como de la de las distribuciones de frecuencias, se hicieron evidentes algunos rasgos de las tendencias de SO₂ en cada zona. Aunado a esto se aplicó un análisis probabilístico denominado RIDIT. A continuación se mencionan sus antecedentes y características, como aspectos necesarios para su aplicación e interpretación.

El análisis RIDIT es un método para analizar datos agrupados en categorías; las tres primeras letras provienen de "Relative to an Identified Distribution". El método fué originado para el análisis

sis de datos del Cornell Crash Automotive Research (ACIR) en Estados Unidos, con el objetivo de ilustrar la mortalidad por accidentes automovilísticos (Bross, 1958). Aunque al parecer sus objetivos iniciales distan mucho de relacionarse con aspectos de contaminación atmosférica, su utilización se hace factible al manejar probabilidades y no las unidades de cada variable. Cabe mencionar que el presente análisis ya ha sido utilizado eficazmente con datos de visibilidad por Craig y Faulkenberry, 1979, y por Lee, 1983.

Para cada una de las categorías de la variable estudiada, se determina un peso empírico mediante una "distribución de referencia". El estadístico resultante, o Rídit medio, puede ser interpretado como la probabilidad de que se presente cierta distribución en relación con la del período de años utilizado. Esto resulta en la tendencia para cada año y categoría, de la variable empleada, de acuerdo con una mayor, menor o igual probabilidad con respecto al grupo de años de referencia. Así entonces, un valor ridit de 0.5 para un año o estación en particular refleja la misma probabilidad de que aumente o disminuya la variable utilizada ---- (Craig y Faulkenberry, 1979). Por otro lado, tomando por ejemplo el caso de la visibilidad, un Rídit de 0.27 indicaría que la probabilidad de que un evento sea mayor, con respecto a un evento de la clase de referencia, se estima en 0.27. Puede considerarse como enunciado alternativo que existe una ventaja aproximada de 3 a 1 de que tales eventos sean menores que los de la clase de referencia. Por tanto, el Rídit promedio no solo indica si ciertas observaciones son mayores o menores que las de referen--

cia, sino además, qué tan mayor o menor resultan.

Como se mencionó inicialmente, existen antecedentes del empleo de este método con parámetros ambientales en trabajos como el de Craig y Faulkenberry, 1979, quienes establecieron proyecciones de visibilidad para revelar la calidad del aire, apoyándose en que sus registros históricos son más antiguos que los de contaminantes.

Aplicado a datos de contaminación, el método proporciona la probabilidad de que ocurran mayores o menores niveles de SO_2 con respecto al período analizado, lo que se puede interpretar como la tendencia en la calidad del aire. De esta forma, si el valor ridit obtenido fuera de 0.5, el año o estación considerada tendría igual probabilidad de presentar niveles de contaminación mayores o menores que los de referencia. Asimismo, si el valor ridit resultara 0.7, la probabilidad de tener menores niveles de contaminación sería más alta, ya que en 7 de 10 ocasiones la concentración sería menor que la de referencia.

Para aplicar este método a los datos de concentración de SO_2 se utilizó la concentración mensual para cada año. Los dos períodos fueron analizados independientemente y mientras que en el primer se consideraron las cinco estaciones en conjunto, en el segundo el análisis se aplicó de manera particular para cada una.

Las concentraciones mensuales se distribuyeron en 8 clases (de acuerdo con los mismos intervalos manejados anteriormente), calculando la frecuencia porcentual para cada una.

Se obtuvo la distribución de referencia, que consiste en la proporción de las concentraciones de SO_2 en distintas categorías, -

para lo que se consideraron las frecuencias de los años incluidos en cada período. Para esta distribución se calculó el Rídit de la siguiente manera:

$$R_1 = \frac{1}{2} P_1, R_2 = P_1 + \frac{1}{2} P_2, \dots, R_k = P_1 + \dots P_{k-1} + \frac{1}{2} P_k$$

donde P_i es la proporción de la distribución de referencia en la clase i , y k , las categorías ordenadas de concentraciones de SO_2 . Para calcular el Rídit medio por año fué necesario obtener los valores de cada clase mediante el producto de P_i por $\frac{n_i}{n}$, donde de n observaciones realizadas en el año, n_i corresponden a cada clase (k). El Rídit medio anual se obtiene entonces de:

$$\bar{R} = \sum_{i=1}^k i \left(\frac{n_i}{n} \right)$$

Para cada uno de los años y períodos incluidos. En la Tabla 6 se ilustra el cálculo del Rídit medio de la estación Mariano Escobedo para un año en particular, 1982. En este ejemplo se puede observar que de acuerdo con el Rídit resultante, existía en este año una ligera tendencia hacia la disminución de los niveles de SO_2 en Mariano Escobedo, con respecto a las observaciones del período completo.

Siguiendo el procedimiento descrito, se aplicó el análisis a los datos de concentraciones de bióxido de azufre correspondientes a 5 años dentro del período 1968 - 1973 y a 6 años en el de 1974 - 1982. Es importante mencionar que la separación de los datos en dos períodos afectó considerablemente, y sobre todo, al análisis

de tendencias, ya que al reducir el número de años que constituyen la distribución de referencia, se altera su representatividad.

CLASE (k)	RANGO DE CONCENTRACION (i)	DISTRIBUCION DE CONCENTRACION $\left(\frac{n_i}{n}\right)$	RIDITS (R)	DISTRIBUCION DE REFERENCIA (Pi)
1	1-25	0.0704	0.0033	0.0965
2	26-50	0.1126	0.0174	0.1169
3	51-100	0.2253	0.0757	0.2450
4	101-150	0.2676	0.1575	0.2605
5	151-250	0.1971	0.1624	0.2100
6	251-350	0.1126	0.1081	0.0618
7	351-500	0.014	0.0139	0.0116
8	500	0	0	0
			0.5383	

Tabla 6 Cálculo del Rídit medio para la estación Mariano Es-
cobedo, 1982.

Para la interpretación de los resultados del análisis ridit es necesario tener en cuenta los aspectos ya mencionados sobre sus características y significado. Asimismo, hay que considerar que

el valor resultante para un año en particular representa la tendencia de aumento o disminución en los niveles de contaminación por SO_2 de acuerdo con el comportamiento general observado a lo largo de todo el período.

En virtud de que el análisis se apoya en las distribuciones de frecuencias anuales, los valores más frecuentes en cada caso guardan una relación estrecha con los ridits, como se verá posteriormente.

Por otro lado, la carencia de datos completos para los años estudiados fué particularmente importante en este análisis, ya que, por ejemplo, si un promedio resultara muy elevado por la exclusión de los meses de lluvias, el ridit reflejaría una tendencia hacia menores niveles del contaminante en cuestión. Este caso fué evidente en el ridit de la estación M. Escobedo para el año de 1978, el que careciendo de información para mayo, junio, julio y agosto, resultó en un valor de 0.58.

Estos aspectos dificultaron la definición de tendencias y limitaron su objetividad, como podrá verse a partir de los resultados obtenidos.

6.3. Resultados.

6.3.1. Niveles de bióxido de azufre registrados en 1974, 1978 y 1982.

De acuerdo con lo mencionado anteriormente, los años elegidos para la caracterización de las estaciones y comparación de sus niveles de bióxido de azufre, fueron 1974, 1978 y 1982.

En todos los años, las cinco estaciones conformaron dos grupos; el primero estuvo formado por M. Escobedo y Musec, y se ubicó en niveles más altos de contaminación. El segundo grupo comprendió las estaciones Aeropuerto, La Villa y V. Olímpica, cuyos monitores registraron por lo general concentraciones menores a los 200 ug/m^3 , esto es, condiciones buenas y satisfactorias según el Índice Mexicano de la Calidad del Aire (IMEXCA).

En 1973 se registraron ocasionalmente concentraciones superiores a la norma de calidad del aire en M. Escobedo y en el centro de la Ciudad, aunque en más del 70 % de los días monitoreados se obtuvieron niveles de SO_2 menores a 170 ug/m^3 , que corresponden a condiciones buenas de acuerdo con el IMEXCA.

Por otro lado, en las estaciones restantes se obtuvieron concentraciones inferiores a 100 ug/m^3 en más del 80 % de los datos, y no se registraron lecturas superiores a la norma. Cabe mencionar que de las estaciones La Villa, Aeropuerto y V. Olímpica, fué en esta última en donde se presentaron niveles de SO_2 mayores a 200 ug/m^3 .

La estación que registró niveles menores de contaminación en 1974 fué La Villa, donde el 90 % de los días monitoreados registraron concentraciones menores a 100 ug/m^3 .

En este año, las distribuciones de frecuencias de M. Escobedo y V. Olímpica coincidieron en un 55 % con una mayor sobreposición (39 % del total) en concentraciones menores de 100 ug/m^3 . La diferencia entre ambas estaciones fué de 62.5 ug/m^3 en el promedio anual y de 50 ug/m^3 en el valor más frecuente, lo que representó la mínima diferencia observada de los años de comparación. Las -

diferencias entre los valores de estas estaciones para 1974 resultaron significativas al 0.1 %.

En 1978 los niveles más altos de SO_2 se presentaron en la estación M. Escobedo, en donde las concentraciones más frecuentes fueron de 100 a 300 ug/m^3 , y la norma fué rebasada ocasionalmente. El promedio elevado de SO_2 puede estar relacionado con la carencia de datos para los meses de mayo a agosto, ya que las menores concentraciones debidas a la ocurrencia de precipitación en esta temporada, contribuyen a disminuir el promedio anual.

La mejor calidad del aire fué registrada en V. Olímpica con un 85 % de condiciones buenas y una concentración máxima de 287 ug/m^3 . Otras estaciones con bajos niveles de contaminación fueron La Villa y Aeropuerto, en donde el 67.5 % y el 80 % de los datos, respectivamente, correspondieron también a condiciones buenas de calidad del aire. Esta última estación, sin embargo, carece de información para la mitad del año y el número de datos es muy restringido. En el centro se observaron, con una frecuencia muy semejante, concentraciones de 50 ug/m^3 hasta 300 ug/m^3 . Como se mencionó anteriormente, 1978 fué un año particular para la comparación de M. Escobedo con V. Olímpica. Por un lado, la carencia de datos para la temporada de lluvias de la primera estación resultó en un promedio muy alto, y por otro lado, se registró una disminución en los niveles de V. Olímpica que no puede ser comparada con la información de M. Escobedo por la razón antes mencionada. Esto resultó en que para este año la sobreposición entre ambas distribuciones de frecuencia haya sido la menor de los años de comparación, con solo el 32 %, y que la diferencia tanto en el promedio anual como en la moda haya sido --

muy elevada. Con respecto a este último M. Escobedo y V. Olímpica presentaron los extremos entre mayor y menor promedio anual - para 1978 de las cinco estaciones.

En 1982 los niveles más altos de SO_2 se registraron nuevamente - en M. Escobedo y en Museo, con medias anuales de 142 y 135 ug/m^3 , respectivamente. La norma para el bióxido de azufre fué rebasada en la estación M. Escobedo, en donde las máximas concentraciones fueron de 344 y 351 ug/m^3 , a pesar de que las más frecuentes estuvieron entre 90 y 120 ug/m^3 , esto es, una calidad del aire buena. En cuanto a las otras categorías del IMEXCA, M. Escobedo tuvo un 22.5 % de condiciones satisfactorias y un 3 % de sus datos correspondió a una calidad del aire no satisfactoria. En el centro, en el 74.5 % de los días monitoreados se registraron concentraciones menores o iguales a 170 ug/m^3 y el resto de los datos correspondió a condiciones satisfactorias. El máximo valor de SO_2 observado en esta estación fué de 320 ug/m^3 , muy próximo al máximo recomendable por la norma.

Con una media anual de 85 ug/m^3 , la estación La Villa registró - niveles de contaminación intermedios con respecto a los demás monitores. Gran parte de sus observaciones (85 %) correspondieron a una calidad del aire buena, y 13% a condiciones satisfactorias. De estos datos la máxima concentración fué de 165 ug/m^3 , aunque se registró un valor disparado de 416 ug/m^3 en el mes de enero - de 1982.

En V. Olímpica el promedio anual fué de 65 ug/m^3 y las concentraciones menores o iguales a 50 ug/m^3 fueron las que se registraron con mayor frecuencia, al igual que en La Villa y Aeropuerto.

De las observaciones realizadas en V. Olímpica, sólo un 4.5 % correspondió a condiciones satisfactorias, y las restantes a una calidad del aire buena, de acuerdo con el IMEXCA.

Los menores niveles de contaminación por SO_2 se observaron en el Aeropuerto, en donde practicamente todos los registros correspondieron a una calidad del aire buena, con una media anual de 55 ug/m^3 . La máxima concentración observada fué de 137 ug/m^3 , aunque hubo un valor disparado de hasta 387 ug/m^3 .

Las distribuciones de frecuencias de M. Escobedo y V. Olímpica -- coincidieron en este año en un 53 %, principalmente en niveles -- bajos de contaminación (menores e iguales a 100 ug/m^3) al igual -- que en 1974. Si bien la media anual de V. Olímpica mostró un aumento de 1978 a 1982 — después de una disminución de 1974 a 1978 — en M. Escobedo los niveles de SO_2 se mantuvieron en 1982 practicamente iguales que en 1974, como se mencionó previamente. A pesar de la inestabilidad que sugieren los datos de V. Olímpica, el aumento neto de sus niveles de contaminación a través de todo el período fué de los más bajos de las cinco estaciones.

La significancia de las diferencias observadas entre M. Escobedo y V. Olímpica en este año fué del 5 %.

6.3.2. Variación estacional de los niveles de SO_2 en cada esta--- ción en 1974, 1978 y 1982.

De acuerdo con lo mencionado anteriormente, las cinco estaciones conformaron dos grupos; esta distribución se hizo particularmente evidente en 1974, aunque, como se verá más adelante, en este año el comportamiento mensual no fué el característico.

La distribución mensual de las concentraciones de SO_2 durante -- 1974 tuvo un comportamiento particular (Fig. 11-A). Si bien se observaron los mayores niveles en los meses invernales, el efecto de la temporada de lluvias sobre los contaminantes atmosféricos no fué evidente en ninguna de las estaciones. En este año, - los menores niveles de SO_2 se manifestaron en los meses de marzo a mayo, coincidiendo con una velocidad de 7 a 9 m/seg del viento máximo en Tacubaya, un aumento en el mes de abril del número de días con lluvia apreciable (de 4 a 12 días), previo a la temporada de lluvias, y un incremento en la humedad relativa del 50 al 60 %, también en el mes de abril.

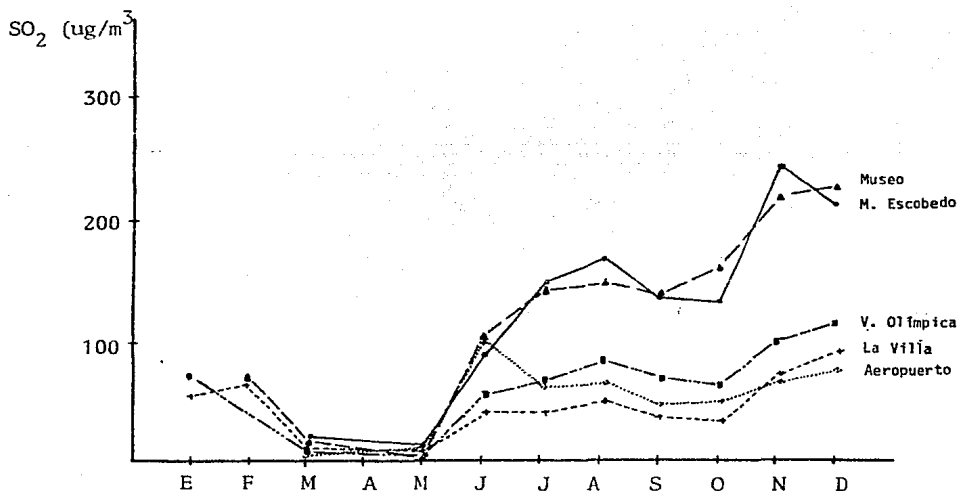


FIG. 11-A Variación mensual de SO_2 en cinco estaciones durante 1974.

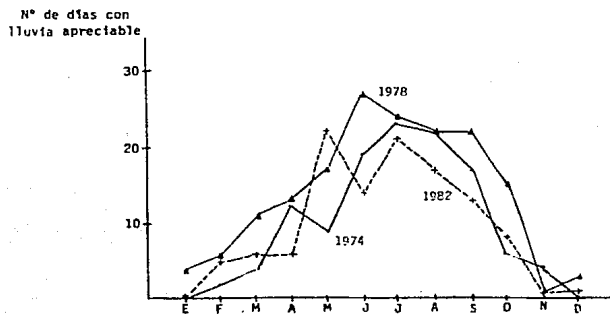


FIG. 12 NUMERO DE DIAS CON PRECIPITACION APRECIABLE, TACUBAYA, 1974, 1978 y 1982.

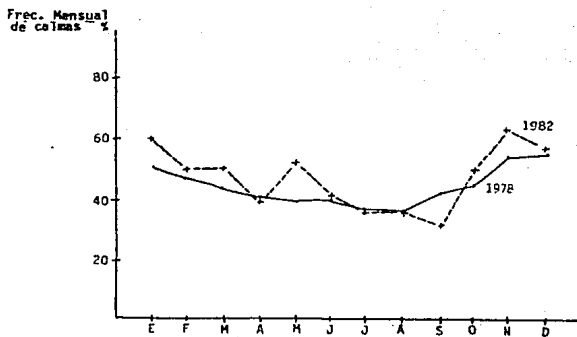


FIG. 13 FRECUENCIA MENSUAL DE CALMAS. TACUBAYA, 1978 Y 1982.

La temporada de lluvias comprendió los meses de mayo a octubre, - con 94 % de la lluvia anual (563.5 mm). El número de días en los que la precipitación fué apreciable pasó de 9 en el mes de mayo, - a 23 de julio, para finalizar en 6 días en octubre. De esta forma, 1974 fué el año que presentó el mayor número de días lluviosos, - después de 1978 y 1979 dentro del período 1968 - 1984, aunque su precipitación anual haya sido menor.

A pesar de que las concentraciones no disminuyeron notablemente - durante las lluvias, al finalizar esta temporada se observó un incremento en los niveles de contaminación.

Así entonces, para el mes de noviembre, la concentración de SO_2 - aumentó de 129 a 237 $\mu g/m^3$ en M. Escobedo, y de 156 a 215 $\mu g/m^3$ - en el centro. Aún en las demás estaciones, cuyos niveles son por lo general menores, el promedio se vió incrementado en 35 $\mu g/m^3$ - aproximadamente.

Durante 1978 el comportamiento de los niveles de SO_2 a lo largo - del año fué el esperado, con los mayores índices de contaminación en los meses de enero a marzo y de octubre a diciembre.

A pesar de que la información de monitoreo es incompleta para M. Escobedo y Aeropuerto, se puede deducir que su comportamiento fué similar al de las otras estaciones. Durante los primeros meses -- (enero a marzo) no se observó una tendencia común en todas las zonas ya que, por ejemplo, en La Villa ocurrió un incremento en el mes de febrero de 40 $\mu g/m^3$, para después abatirse la concentra---ción en 60 $\mu g/m^3$, y en V. Olímpica se presentó en el mes de marzo un valor aproximadamente 100 $\mu g/m^3$ disparado de los promedios de febrero y abril.

En este año, los días con lluvia apreciable aumentaron desde el mes de marzo y disminuyeron drásticamente en noviembre. El lavado de la atmósfera por las lluvias se hizo evidente de mayo a -- septiembre, y el promedio en el centro de la ciudad fué de 171 ug/m^3 , en comparación con 52 ug/m^3 para los meses lluviosos. Después de 1979, 1978 fué el año, dentro del período 1968, con un número mayor de días con lluvia e incluso con la mayor proporción de días lluviosos al mes (27/30 en junio), que coincidió en la estación Museo con la menor concentración de SO_2 de todo el año. De igual forma, el mes de noviembre, que observó el menor número de días con lluvia, con solo el 5 % de la lluvia anual, correspondió al promedio mensual de SO_2 más elevado, aunque en esto último también incidió una frecuencia en el mes del 59 % de calmas y del 83 % de inversiones superficiales y capas isotérmicas. El efecto de las lluvias fué mayor en las estaciones con altos niveles de contaminación, como M. escobedo, y menos perceptible en las demás estaciones. Como ejemplo se tiene que mientras que para el centro la disminución en las concentraciones de SO_2 durante las lluvias implicó 119 ug/m^3 , en La Villa sólo se redujeron 66 ug/m^3 . Asimismo, al terminar las lluvias los promedios se elevaron drásticamente de septiembre a octubre en M. Escobedo y Museo mientras que en las demás estaciones el incremento fué gradual y no implicó más de 20 ug/m^3 .

La intensidad del viento máximo fué poco variable a través -- del año, y aunque fué mucho mayor que en 1974 y 1982, su efecto no se manifestó en el comportamiento del SO_2 . Relacionado con lo anterior, la frecuencia mensual de calmas fué a su vez menor que en los otros años, con un comportamiento homogéneo que no se ---

reflejó en los promedios del contaminante en cuestión.

En 1982 la distribución mensual de los niveles de SO_2 fué semejante para todas las estaciones, con máximos en invierno y principios de la primavera, y mínimos en los meses de lluvia (Fig. 11-B). En este año, a diferencia de 1974 y 1978, se observa una mayor fluctuación en los promedios mensuales de todas las estaciones, particularmente en M. Escobedo, cuyos valores resultaron en concentraciones desde 320 ug/m^3 en el mes de enero hasta 40 ug/m^3 en junio. Asimismo, mientras que en marzo, abril, mayo y agosto se observaron para esta estación decrementos en los niveles de SO_2 con respecto a los meses anteriores, en junio, julio y septiembre los promedios mensuales conducen a incrementos, resultando en un comportamiento muy inestable.

La temporada de lluvias en 1982 se inició en el mes de mayo y terminó en octubre, y al igual que las concentraciones mensuales, el número de días con precipitación y el porcentaje de humedad relativa, tuvieron la mayor oscilación de los años de comparación. Por otro lado, 1982 fué el año con el menor número de días lluviosos y menor humedad relativa, dentro del período 1968-1984. Otros elementos que mostraron una variación en sus promedios mensuales, mayor que la de otros años, fueron la intensidad del viento máximo y la frecuencia de calmas.

Esta inestabilidad en los valores del monitoreo como en las condiciones meteorológicas dificulta su correlación. Sin embargo, en términos generales se puede decir que los mayores niveles de SO_2 en M. Escobedo coincidieron con la mayor frecuencia de calmas, y que durante la temporada de lluvias se observó una dismi-

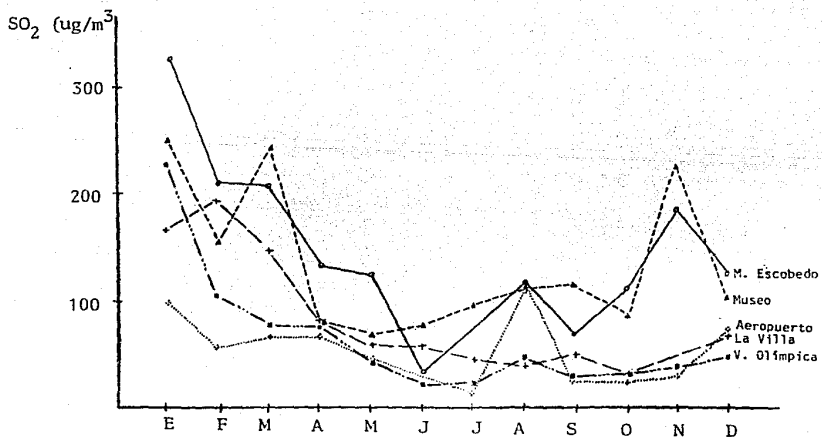


Fig. 11-B. Variación mensual de SO₂ en cinco estaciones durante 1982

nución de 165 a 88 ug/m^3 en esta estación, y de 175 a 94 ug/m^3 - en el centro de la ciudad.

6.3.3. Incrementos y Tendencias

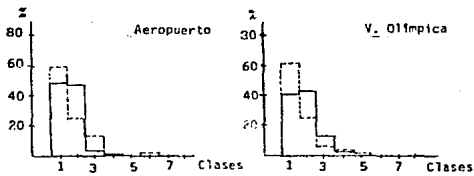
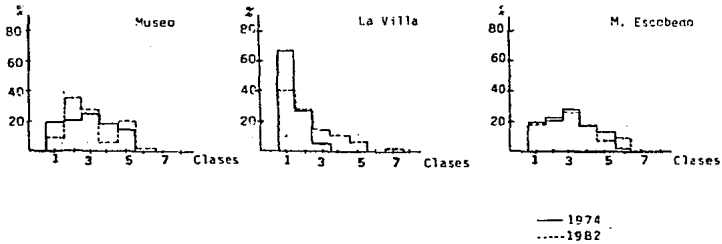
6.3.3.1. Incrementos en los niveles de SO_2 de 1974 a 1982.

La concentración media anual de bióxido de azufre registró, de - 1974 a 1982 un incremento en todas las estaciones (Fig. 14-A), - manifestándose en un grado mayor en La Villa, en donde el aumento observado fué hasta del 85 %, y en menor magnitud en V. Olímpica, aunque el comportamiento de esta última no fué constante a través del período estudiado, como se verá más adelante. Las demás estaciones registraron incrementos del 8 al 15 %.

A pesar de que la media anual de estaciones como M. Escobedo y - Museo no aumentó considerablemente de 1974 a 1982, sus niveles - de bióxido de azufre fueron mucho más elevados que los de otras estaciones — como La Villa — en donde el incremento en el promedio anual fué muy alto. Así por ejemplo, la media anual de M. Escobedo para 1982 resultó de 142 ug/m^3 mientras que para La Villa fué de 85 ug/m^3 .

El comportamiento de las diferencias observadas en estaciones características como M. Escobedo y V. Olímpica no fué constante a través del período 1974 - 1982, aunque persistieron los valores más altos para la primera estación. El traslape entre las distribuciones de los valores registrados en ambos monitores fué semejante en 1974 y 1982, siendo ligeramente mayor en 1974.

Como se señalará posteriormente, la menor diferencia entre estas zonas se observó en 1974, y la mayor en 1978; este último año, - sin embargo, presento características peculiares.



CLASE	SO ₂ (ug/m ³)
1	1 - 50
2	51 - 100
3	101 - 150
4	151 - 200
5	201 - 300
6	301 - 400
7	401 - 500
8	> 500

Fig. 14-A Comparación de los niveles de SO₂ observados en cinco estaciones - en 1974-1982

De 1974 a 1982 no fué tan evidente el aumento en el distanciamien-
to de los promedios anuales como lo fué en los valores más fre---
cuentes de ambas estaciones, en los que se observó una diferencia
de 80 ug/m^3 en 1982.

Los niveles de contaminación registrados con mayor frecuencia en
1974 no correspondieron en todas las estaciones a concentraciones
más altas en 1982, observándose incrementos del 22 % en La Villa
al -39 % en V. Olímpica.

Para la estación M. Escobedo el incremento en la moda, de 1974 a
1982, fué del 12.5 %, el que si bien fué menor que el de La Vi---
lla, correspondió a niveles mucho mayores que los de esta última,
con 116 y 39.5 ug/m^3 respectivamente.

En el resto de las estaciones la mayor frecuencia de valores se -
registró, en 1982, en niveles más bajos que los de 1974, aunque -
este comportamiento no fué uniforme ni constante a través de todo
el período, como se verá más adelante.

Cabe mencionar que para 1974 la información es incompleta en 2 ó
3 meses de la temporada de secas para todas las estaciones, ---
mientras que para 1982 solo La Villa y Aeropuerto se ven afecta--
das por la carencia de datos para un mes. Esto podría sugerir que
el promedio anual de 1974 debería resultar más alto del obtenido,
aunque como la distribución estacional de los niveles de SO_2 para
este año no fué la característica (Ver inciso 6.3.2.), es posible --
que los datos faltantes contribuyeran a disminuir los valores ob-
tenidos.

Las diferencias observadas de 1974 a 1982 fueron estadísticamente
significativas al 0.1 % para la estación La Villa, al 1 % para --

V. Olímpica y al 5 % para Museo, Aeropuerto y M. Escobedo (Tabla 7).

	M . ESCOBEDO	MUSEO	LA VILLA	AEROPUERTO	V. OLÍMPICA
1974-1978	5 %	1.0 %	5 %	1.0 %	0.1 %
1978-1982	5 %	0.1 %	1.0 %	5 %	5 %
1974-1982	5 %	5 %	0.1 %	5 %	1.0 %

TABLA 7 SIGNIFICANCIA ESTADISTICA DE LOS INCREMENTOS OBSERVADOS DE 1974 a 1978 , DE 1978 a 1982 Y DE 1974 a 1982 EN LAS ESTACIONES M. ESCOBEDO, MUSEO, LA VILLA, AEROPUERTO Y V. OLÍMPICA.

De 1974 a 1978 las concentraciones medias anuales aumentaron en las estaciones M. Escobedo y La Villa, con un 15.4 y 28 % respectivamente, y concentraciones para 1978 de 142 ug/m^3 para la primera y de 59 ug/m^3 para la segunda (fig. 14-B). Mientras que el incremento en el promedio anual de M. Escobedo fué del 15.4 %, el aumento en los niveles de contaminación registrados con mayor frecuencia fué considerablemente mayor, registrando un cambio de 103 ug/m^3 correspondiente a 1974 a 239 ug/m^3 de 1982.

En la estación Aeropuerto, así como en el Centro y en V. Olímpica, la comparación de las medias anuales de 1974 con las de 1978 revela una disminución en los niveles de SO_2 , que se apoya también en una reducción en la concentración de la moda para estas estaciones. Esto último también se observó en La Villa, a pesar de que su promedio anual se incrementó en un 28 %, como se señaló anteriormente.

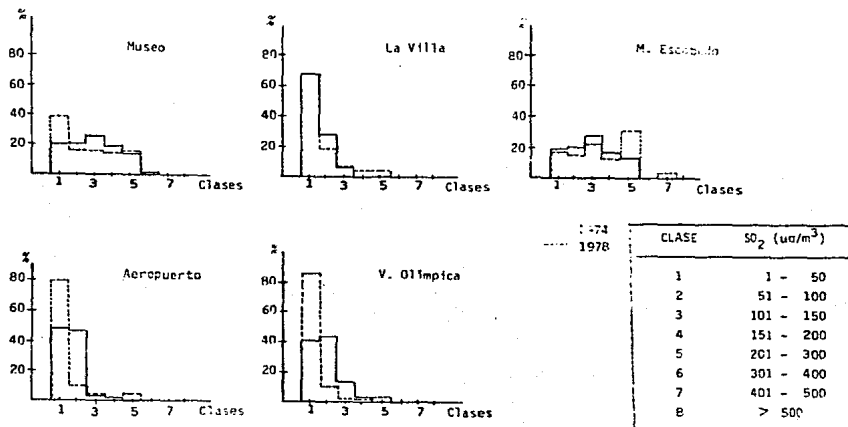


FIG. 14-B Comparación de los niveles de SO₂ observados en cinco estaciones en 1974 y 1978.

Al igual que en 1974, la carencia de información para el periodo completo de 1978 es un factor que limita la objetividad de los resultados aquí obtenidos, particularmente en el caso de M. Escobedo y el Aeropuerto, cuyas temporadas de lluvias está poco representada en este año.

En relación con lo anterior, el incremento obtenido en la media anual de 1974 a 1978 para M. Escobedo debió haber sido en realidad menor del 15.4 %, teniendo en cuenta la distribución estacional de los niveles de SO₂ en el primer año y los vacíos de información en ambos años (Tabla 4, cap. 5).

En la estación Aeropuerto, por otro lado, los datos faltantes -- contribuirían a aumentar la diferencia entre 1974 y 1982, la que, como se mencionó anteriormente resultó en una disminución de los niveles de SO₂.

La significancia estadística de los incrementos observados de -- 1974 a 1978 puede observarse en la tabla 7.

De 1978 a 1982 se obtuvieron incrementos en la media anual de -- las estaciones Museo, La Villa, Aeropuerto y V. Olímpica (Figura 14-C). En M. Escobedo no se registró un aumento aparente, e -- incluso la moda se ubicó en concentraciones menores que las de -- 1978, como se mencionará posteriormente.

El mayor incremento en la media anual se observó en la estación V. Olímpica, cuyos niveles aumentaron en un 67 %, aunque la calidad del aire permaneció buena, de acuerdo con el IMEXCA. En La -- Villa se registró un aumento del 44 % que, si bien fué menor al de V. Olímpica, involucró niveles más altos de bióxido de azufre, con una diferencia de 26 ug/m^3 en la media de 1982, en relación con la de 1978. En este período la estación del centro presentó un aumento del 21 % en los niveles de SO_2 , lo que significó el -- mayor incremento de los años de comparación observado en esta zona. Esto último también se presentó en Aeropuerto, cuya concen-- tración media anual de SO_2 se elevó en un 15 %, aunque sus nive-- les se encontraron entre los más bajos de las cinco estaciones. En cuanto a M. Escobedo, la media anual no mostró un cambio notable en el grado de contaminación de 1978 comparado con el de --- 1982. A partir del hecho de que esta comparación haya sido reali-- zada sin tomar en cuenta gran parte de la temporada de lluvias -- de 1978, cabe la posibilidad de que en 1982 se hayan registrado niveles de contaminación incluso menores que los de 1978. Esta -- aseveración ha sido planteada anteriormente por Jáuregui, 1985, con respecto a las concentraciones de partículas suspendidas ---

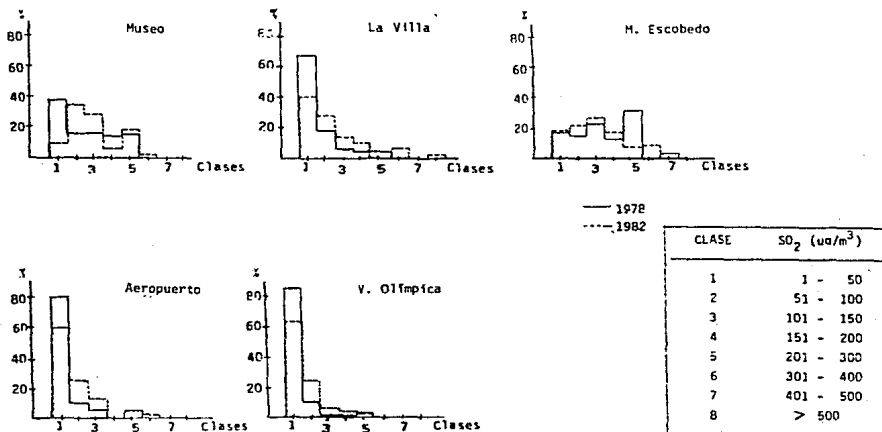


FIG. 14-C Comparación de los niveles de SO₂ observados en cinco estaciones en 1978 y 1982.

totales. Este autor señala que de 1978 a 1982 se registró un decremento en los niveles de partículas en algunas estaciones, dentro de las que se encuentra M. Escobedo y Museo, aunque para esta última no se observaron los mismos resultados en cuanto al bióxido de azufre.

Dentro de los cambios en los valores más frecuentes de cada estación, el observado en el centro rebasó considerablemente al de las demás zonas. La moda en esta estación fué en 1978 semejante a la de La Villa, Aeropuerto y V. Olímpica, las que en conjunto se ubicaron bastante distanciadas de la de M. Escobedo. Para 1982, sin embargo, la diferencia entre la moda del centro y la de esta última estación, disminuyó al aumentar de 33 a 90 ug/m³ las concentraciones más frecuentes del centro.

En M. Escobedo, en donde la media anual no mostró un incremento -

de 1978 a 1982, la moda disminuyó de 239 a 116 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ manteniéndose no obstante, en los niveles más altos de las cinco estaciones. En La Villa, Aeropuerto y V. Olímpica, la moda se ubicó en niveles mayores con incrementos del 17.4 en V. Olímpica al 32.5 en La Villa.

Los cambios observados resultaron estadísticamente significativos al 0.1 % en Museo, 1 % en La Villa y al 5 % en M. Escobedo, V. Olímpica y Aeropuerto.

6.3.3.2. Análisis Ridit para el período 1968 - 1982.

Con base en lo mencionado previamente, para la realización de este análisis los datos fueron divididos en dos períodos, de acuerdo con el método de referencia para la determinación del bióxido de azufre atmosférico (Ver incisos 5.2 y 5.3, del capítulo 5). - El primer período está constituido por los años de 1968 a 1973 y su información es poco precisa, mientras que el segundo período, que abarca de 1973 a 1982, proporciona de manera más específica la concentración del bióxido de azufre.

Partiendo de 1968 (Tabla 8), el ridit obtenido (0.32) indicó, con una alta probabilidad, el aumento en las concentraciones de contaminantes, de acuerdo con los menores niveles de impurezas en todas las estaciones, ésto sin considerar La Villa, la que carece de información para este año. La tendencia observada en 1968 se mantuvo, aunque más ligera, en 1969.

En 1971 se observaron los mayores niveles de contaminación de los años considerados en el primer período (1968-1973), con lo que la tendencia se invirtió hacia una mejor calidad del aire, -

Clase	1968		1969		1971		1972		1975		REFER.	RIDIT
	Frec.	R	Frec.	R	Frec.	R	Frec.	R	Frec.	R		
1	0.125	0.00156	0	0	0	0	0	0	0	0	0.025	0.0125
2	0.354	0.05892	0.24	0.0265	0.0392	0.00451	0.0333	0.00915	0.1335	0.0146	0.1699	0.1099
5	0.457	0.2129	0.6	0.2924	0.572	0.1813	0.916	0.4464	0.6	0.2924	0.585	0.4874
4	0.0833	0.0752	0.16	0.1406	0.5157	0.2757	0.5	0.2656	0.1355	0.1171	0.193	0.3789
5	0	0	0	0	0.274	0.2309	0.0666	0.06823	0.1535	0.1366	0.0947	1.0252
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R	0.5266		0.4594		0.7422		0.7874		0.5			

Tabla 8 Análisis Ridit del período 1968 - 1973 para un conjunto de cinco estaciones (Mariano Escobedo, Centro, Aeropuerto, -- Villa Olímpica y La Villa).

Clase	1968		1969		1971		1972		1975		REFER.	RIDIT
	Frec.	R	Frec.	R	Frec.	R	Frec.	R	Frec.	R		
1	0.125	0.00156	0	0	0	0	0	0	0	0	0.025	0.0125
2	0.354	0.05892	0.24	0.0263	0.0392	0.00451	0.0833	0.00915	0.1333	0.0146	0.1699	0.1099
3	0.437	0.2129	0.6	0.2924	0.372	0.1813	0.916	0.4464	0.6	0.2924	0.585	0.4874
4	0.0833	0.0752	0.16	0.1406	0.3157	0.2757	0.3	0.2656	0.1333	0.1171	0.193	0.3789
5	0	0	0	0	0.274	0.2809	0.0666	0.06823	0.1333	0.1366	0.0947	1.0252
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R		0.5266		0.4594		0.7422		0.7874		0.5		

Tabla 8 Análisis Ridit del período 1968 - 1973 para un conjunto de cinco estaciones (Mariano Escobedo, Centro, Aeropuerto, -- Villa Olímpica y La Villa).

predominante de 1971 a 1973. Cabe mencionar que los valores ---
ridit obtenidos para este año y para 1972 fueron los más altos,
incluso de ambos períodos.

Para 1973 las concentraciones permanecieron altas en todas las -
estaciones, a excepción de La Villa, la que mostró uno de los me
nores niveles de SO_2 , con respecto a su comportamiento en el res-
to del período. En este año el ridit disminuyó y las probabilidada
des de observar una mejor calidad del aire fueron menores. De --
hecho, con un valor de 0.56 se puede considerar que a partir de
las concentraciones observadas, las probabilidades fueron aproxim
adamente iguales en ambos sentidos, orientadas ligeramente ha--
cia una mejor calidad del aire.

A partir de 1974, la especificidad del método de la para-rosani-
lina se hizo patente con el registro de concentraciones menores
de 25 ug/m^3 , las que prácticamente no se observaron en el primer
período.

Para la estación M. Escobedo, el ridit de este año resultó en --
0.50 (fig. 15), indicando poco cambio en los niveles de SO_2 en re-
lación con el conjunto total de años. Sin embargo, para 1978, ya
se detectó una ligera tendencia hacia una mejor calidad del aire,
y es en este año en el que se observaron las mayores concentra--
ciones del período. A pesar de que 1978 carece, como se había --
mencionado anteriormente, de información para algunos meses, de -
la temporada de lluvias, cuya consideración disminuiría los valo
res de SO_2 para este año, la tendencia obtenida coincide con ---
otros estudios (op. cit., pág. 117), en los que se ha observado
una disminución neta en los niveles de partículas suspendidas, -

totales, de 1978 a 1982 en esta zona. De hecho, en 1979 se registró una reducción considerable en las concentraciones de SO_2 , -- aunque el comportamiento no fué constante a lo largo del período. En virtud de las características del análisis, y debido a que -- 1979 y 1980 presentaron los niveles más bajos de SO_2 dentro del período 1974-1982, los ridits resultaron en 0.45 y 0.38, indicando una tendencia al deterioro de la calidad del aire.

En los años siguientes aumentó la concentración media anual y -- aunque los valores más frecuentes disminuyeron en un principio, -- también se elevaron hacia el final del período. Con respecto a -- esto último, cabe mencionar que los datos de 1980 sólo incluyen de enero a junio, y los de 1981 no consideran los meses de febrero a abril, lo que restringe su representatividad. En estos dos casos, sin embargo, el efecto de los datos faltantes sobre los -- ridits obtenidos es diferente ya que, por un lado, para 1980 la información es muy limitada y los datos con los que se cuenta -- conducen a niveles de SO_2 más altos, mientras que por otro lado, en 1981 los valores de la temporada de secas se ven reducidos a 3 meses, resultando en niveles más bajos de contaminación.

De acuerdo con lo anterior, las tendencias obtenidas para estos años son poco representativas. Sin embargo, considerando que en 1980 los valores más frecuentes correspondieron a las concentraciones más bajas del período, es posible que los niveles de contaminación si hayan tendido hacia el aumento. Por otra parte, si bien en 1981 la concentración media anual no fué la más alta a -- pesar de no haber incluido todos los meses de estiaje, la moda -- se ubicó en niveles superiores a los de los demás años (a ----

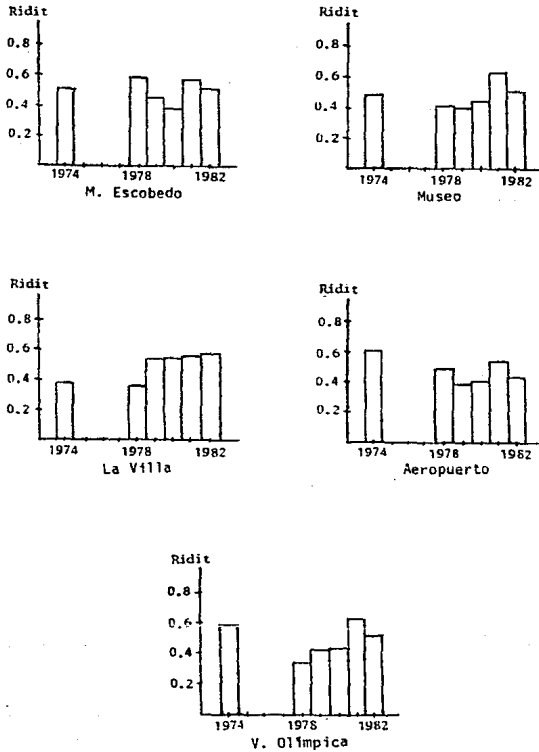


FIG. 15 VALORES RIDIT DEL PERIODO 1974 - 1982 PARA -
LAS ESTACIONES M. ESCOBEDO, MUSEO, LA VILLA,
AEROPUERTO Y V. OLIMPICA.

excepción de 1978). En relación con esto, el rídit obtenido para este año indica, con un valor de 0.57, una tendencia hacia una mejor calidad del aire.

En 1982 la concentración media anual resultó en un valor muy alto, semejante al de 1978, aunque los niveles más frecuentes para este último fueron, como se ha mencionado previamente, más altos que los de 1982. Así entonces, al rídit que se había obtenido para 1978, y que indicaba una tendencia hacia menores niveles de SO_2 , en este año disminuye a un valor de 0.5, resultando en una tendencia poco definida sobre la calidad del aire, con respecto a los niveles observados en el período total.

En el centro de la ciudad, el comportamiento de los rídits fue semejante al de M. Escobedo, ya que el período se inició con una tendencia poco definida que se orientó, en 1979 y 1980, hacia el aumento en los niveles de contaminación y que finaliza, en 1981 y 1982, con un rídit de 0.51 en ambas estaciones.

En 1974 el período se inicia con una tendencia hacia niveles más altos de contaminación que, aunque en este año fue ligera, se mantiene hasta 1980.

Las concentraciones de SO_2 en esta estación se mantuvieron todavía bajas en 1978 y, a diferencia de M. Escobedo, en este año la moda correspondió a los menores niveles de todo el período; en relación con esto, el rídit para este año indica una tendencia hacia el aumento en la contaminación.

Como se mencionó previamente, los rídits se mantuvieron hasta 1980 con una tendencia hacia el deterioro de la calidad del aire, según valores entre 0.40 y 0.44. En estos años, tanto los prome-

dios anuales como los valores más frecuentes fueron menores que los registrados a finales del período. La representatividad de los datos vuelve a repercutir en el análisis particularmente en 1980, cuya información sólo abarca unos meses.

A finales del período, se observaron mayores niveles de contaminación y en 1981 tanto la moda como la media registraron las concentraciones más altas de los años estudiados. Es en este año -- también, que se observó la tendencia más fuerte, con un rídit de 0.63, hacia la reducción en los niveles de SO_2 . Si bién la media anual no disminuyó notablemente en 1982 con respecto a los demás años, la moda se registró en niveles menores, semejantes a los observados en 1980. El rídit para el último año del período resultó igual que el de M. Escobedo, en una tendencia poco definida, con iguales probabilidades de observar un aumento o disminución en los niveles de bióxido de azufre.

A diferencia de M. Escobedo y Museo, los rídits obtenidos para La Villa indicaron desde el primer año hasta 1978 una tendencia hacia mayores concentraciones de SO_2 , y a partir de 1979 hasta finales del período, la tendencia fué hacia una mejor calidad -- del aire, la que, a excepción de 1974, no se había presentado an tes de 1981 en ninguna de las cinco estaciones.

En 1974, con una de las concentraciones más bajas del período, -- se obtuvo un rídit de 0.37, indicando una alta probabilidad de -- que se incrementaran los niveles de SO_2 .

Hacia 1978 esta tendencia se mantuvo, ya que tanto la media --- anual como la moda (particularmente esta última), se encontraron todavía entre los valores más bajos del período.

Como se señaló anteriormente, a partir de 1979 la tendencia fué hacia la disminución de las concentraciones de SO_2 , con ridits entre 0.54 y 0.58. A pesar de que los datos para 1980 son nuevamente muy restringidos, coinciden con la misma línea trazada por los demás años.

Al final del período se obtuvo un ridit máximo de 0.58, el cual, aunque guardó relación con la media anual más alta de 1974 a 1982, quedó un poco disociado del valor más frecuente observado en este año. En relación con ésto, un aspecto importante es que a pesar de que la moda se ubicó en concentraciones menores de 50 ug/m^3 , en este año se registraron valores disparados de hasta 416 ug/m^3 .

El comportamiento de la estación Aeropuerto se asemejó al de Villa de Olímpica, a excepción de las tendencias obtenidas al final del período.

Por otro lado, en estas dos estaciones vuelve a manifestarse la carencia de información para algunos meses de los años considerados, como se verá posteriormente.

En el aeropuerto se obtuvo, para 1974, el ridit más alto del período, con un valor de 0.61; sus concentraciones más frecuentes se encontraron entre las más altas de los años estudiados, aunque cabe aclarar que no se incluyeron datos para los meses de marzo a mayo.

A partir de 1978, y hasta 1980, tanto el promedio anual como la moda se mantuvieron bajos con respecto a los demás años, pero su información carece de 6, 3 y 8 meses respectivamente, lo que restringe su consideración. Sin embargo, tomando en cuenta que, por

ejemplo, para 1978 y 1980 los meses de lluvia son los menos re-- presentados, y que aún así los niveles de SO_2 resultaron de los más bajos, es posible que la tendencia sí haya sido hacia el de-- terioro de la calidad del aire, de acuerdo con los niveles de -- contaminación observados en el resto del período.

En 1981 se registró la máxima concentración media anual, y la mo da se ubicó en niveles más altos que en los otros años, esto sin in cluir datos para los meses de enero a marzo. De esta forma, el - rídit de este año vuelve a señalar una ligera tendencia a la re-- ducción de las concentraciones de SO_2 .

Al finalizar el período la media anual fué todavía una de las -- más altas aunque, en concordancia con lo observado en las demás estaciones, los niveles registrados con mayor frecuencia corres-- pondieron a concentraciones menores de bióxido de azufre. Por -- otro lado, a diferencia de las otras zonas, en esta estación se obtuvo el rídit más alto de 1982, el cual, con un valor de 0.42, indicó una tendencia más o menos pronunciada hacia el deterioro de la calidad del aire.

En V. Olímpica el período también inició, como en el aeropuerto, con una probabilidad más o menos alta de que disminuyera la con-- taminación, de acuerdo con valores, para la media y la moda, su-- periores a los de otros años.

La tendencia cambió a partir de 1978 y se mantuvo indicando el - deterioro de la calidad del aire hasta 1980, años que coincidie-- ron con las menores concentraciones tanto en la moda como en el promedio anual. La tendencia marcada por el rídit fué disminuyen do de 0.34 en 1978 a 0.44 en 1980. Este año, sin embargo, resul-- ta poco representativo por las características de la información.

En 1981 los niveles de contaminación mostraron un aumento aparente que resulta poco confiable por la carencia de datos para la primera mitad del año.

La media anual se ubicó para 1982, en los valores más altos, al igual que en casi todas las demás estaciones, aunque los valores más frecuentes se mantuvieron bajos con respecto a los observados en otros años. En este año la probabilidad de un aumento o disminución de los niveles de bióxido de azufre resultó casi igual, si bien ligeramente orientada hacia una mejor calidad del aire.

6.4. Discusión

Como se pudo observar a partir de lo anterior, M. Escobedo y Museo fueron, en ese orden, los monitores que registraron los mayores índices de contaminación por SO_2 , y en general La Villa, Aeropuerto y V. Olímpica, las estaciones que observaron las concentraciones más bajas, (Tabla 9).

Si bien la norma fué rebasada ocasionalmente en el centro, y sobre todo en M. Escobedo, las condiciones de la calidad del aire, según el subíndice del IMEXCA para el SO_2 , se mantuvo entre buena y satisfactoria.

Las estaciones con menores niveles de SO_2 registraron por lo general los mayores incrementos, en comparación con M. Escobedo y Museo. En relación con ésto, es importante tener en cuenta que, por ejemplo, en Villa Olímpica a diferencia del centro, se sigue dando un proceso de crecimiento en el que se constituyen nuevos conjuntos habitacionales, comerciales, y establecimientos diversos, de ahí que la contaminación aumente en una proporción mayor a la

de estaciones donde el número de las fuentes emisoras no es muy variable. Por otro lado, también hay que considerar la predominancia del desarrollo habitacional en esta zona, en contraposición con el origen principalmente industrial del bióxido de azufre.

En La Villa se observaron los menores niveles de SO_2 en 1974 y a partir de esta fecha se encontró entre las zonas de mayores incrementos, lo que sugiere que si bien la calidad del aire es todavía buena, las concentraciones de contaminantes, en particular de las del SO_2 , se han elevado rápidamente. De esta forma, ya en 1982 se encontró, en orden decreciente de contaminación, junto a M. Escobedo y Museo, aunque separadas de éstas por una diferencia considerable.

Dentro de las estaciones que mostraron un comportamiento irregular en los años de comparación se encuentra V. Olímpica, cuyos niveles de bióxido de azufre, que en 1974 fueron más elevados -- que los de Aeropuerto y La Villa, disminuyeron en 1978 para situarla dentro de las zonas menos contaminadas, volviendo a aumentar considerablemente hacia 1982. A pesar de que el incremento -- en el promedio anual, de 1978 a 1982, correspondió en V. Olímpica al más alto de los años de comparación e incluso de este período, el aumento neto en los niveles de SO_2 de 1974 a 1982 fué mínimo.

Finalmente, en cuanto a la estación Aeropuerto, se tiene que el índice de contaminación por SO_2 mostró además de un aumento global de 1974 a 1982 del 8 % (que fué uno de los más bajos), el menor nivel de este contaminante para este último año. Al respecto,

	M. ESCOBEDO			MUSEO			LA VILLA			AEROPUERTO			V. OLIMPICA				
	1974	1978	1982	1974	1978	1982	1974	1978	1982	1974	1978	1982	1974	1978	1982		
Promedio anual ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	123	142	142	119	111.5	135	46	59	85	50	47	54	60.5	39	65		
Moda ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	103	239	116	121	33	90	32	30	39.5	50	28	33	53.5	27.5	32		
Incremento:	1974-1978			1978-1982			1974-1982			1974-1982			1974-1982				
	15.4			- 6.3			28			- 6			- 35				
	0			21			44			15			67				
1974-1982			15.4			13.4			84.7			8			7.4		
Valores sobre la norma (%)	1.8	2.4	2.8	1.0	--	--	--	--	1.4	--	--	1.9	--	--	--		
Huecos en la información	ene,feb, abr.	ene, mayo a agosto	--	ene, abr.	---	---	ene, feb, abr.	---	nov..	ene,feb, abr.	ene,abr, a agosto	jun.	ene, abr.	---	---		

TABLA. 9 Niveles e incrementos de SO_2 registrados en cinco estaciones en 1974, 1978 y 1982.

cabe mencionar que en relación con las actividades y dinámica de la zona, es muy probable que las concentraciones de otros contaminantes, generados por fuentes no industriales, sí hayan mostrado un aumento en este período.

En conclusión, se pudo advertir que los niveles de bióxido de azufre han aumentado de acuerdo con una dinámica propia en cada una de las zonas representadas por cada monitor. La magnitud de los incrementos guarda relación, según se pudo deducir, con aspectos como el tipo de actividades que predominan en cada zona, con su proporción de cambio, y con la presencia y ubicación de zonas industriales aledañas, entre otros.

A partir del análisis de tendencias, se pudo concluir lo siguiente. En primer instancia, con respecto a los resultados obtenidos para el primer período, es necesario tener en cuenta el carácter no específico del método utilizado para determinar la concentración de SO_2 , según se mencionó previamente en el capítulo quinto. En relación con esto, un aspecto importante es la detección de otros compuestos en la atmósfera, cuyas distribuciones difieren en tiempo y en espacio de la del bióxido de azufre. En este mismo sentido se manifiesta la presencia de partículas y otros gases que interfieren en la determinación del contaminante mediante este método. De acuerdo con esto, en el análisis del primer período intervienen varios elementos que restringen la fidelidad de los resultados. Estos aspectos se superan parcialmente en el segundo período, mediante la detección específica y precisa del bióxido de azufre, aunque persisten otros factores limitantes, como se mencionará posteriormente.

El comportamiento observado de 1974 a 1982 no fué igual en las cinco estaciones aunque se presentaron semejanzas en algunos años, como 1981, en el que al registrarse niveles generalmente superiores a los de los demás años, el ridit indicó con una probabilidad alta, la disminución de las concentraciones de SO_2 . Por otro lado, las estaciones M. Escobedo y Museo mostraron, como se mencionó anteriormente, una trayectoria más o menos paralela, que se manifestó sobre todo a partir de 1979. En éste y en el año siguiente, la tendencia fué marcada hacia el deterioro de la calidad del aire pero disminuyó e incluso cambió de sentido en 1981. Al final del período, sin embargo, la tendencia quedó indefinida, con iguales probabilidades de aumentar o disminuir los niveles de SO_2 según el comportamiento observado en los demás años.

Las tendencias obtenidas para La Villa fueron diferentes a las del resto de las estaciones. Si bien el análisis señaló el deterioro de la calidad del aire al principio del período, la tendencia cambió y se mantuvo orientada hacia la ocurrencia de menores concentraciones hasta 1982.

Un aspecto que limitó la definición de tendencias en todas las estaciones, pero particularmente en el aeropuerto, fué la carencia de información completa para los años analizados. De esta forma, y en la medida de lo posible, se pudo observar un comportamiento similar en las estaciones Aeropuerto y V. Olímpica, el que, sin embargo difirió al final del período.

En estas estaciones la tendencia se mantuvo hasta 1980, al igual que en el centro y en M. Escobedo, orientada hacia el deterioro

de la calidad del aire. A partir de los valores más altos observados en 1981, se invirtió la tendencia, manifestándose hasta el final del período por menores niveles de SO_2 en V. Olímpica. A diferencia de ésta y de las demás estaciones, Aeropuerto presentó en 1982 una probabilidad mayor de aumentar las concentraciones de SO_2 , en relación con las que se habían observado en el resto del período.

En relación con lo anterior, en 1982, tanto M. Escobedo como Museo tendían a mantener a corto plazo sus niveles de bióxido de azufre, mientras que V. Olímpica y La Villa mostraban una probabilidad, muy leve en la primera y modesta en la segunda, de disminuir las concentraciones de este contaminante, y finalmente, en el aeropuerto se deducía una tendencia hacia el deterioro de la calidad del aire.

7. Conclusiones.

7. Conclusiones.

El crecimiento acelerado y desorganizado que, desde varias -- décadas atrás, viene caracterizando al área metropolitana de la Ciudad de México, ha traído como consecuencia un deterio-- ro ambiental que se manifiesta parcialmente en las condicio-- nes actuales de contaminación del aire.

En este sentido, la gran cantidad de industrias que se hallan inmersas en la zona urbana constituye la principal fuente de bióxido de azufre por el empleo generalizado de combustibles fósiles. La distribución de núcleos industriales como los del norte y noroeste de la ciudad coincide con las mayores emisio-- nes de este contaminante. Sin embargo, un aspecto importante en cuanto a la distribución de los niveles de SO_2 es el flujo de aire prevaleciente en la zona metropolitana, ya que por -- ejemplo, los vientos más frecuentes y más intensos provienen de zonas industriales, lo que limita su carácter depurador y resulta a-- demás en un barrido de contaminantes.

Las variables meteorológicas analizadas en este trabajo mues-- tran una relación importante con los niveles de contamina-- ción y en su distribución espacial, sobre todo en los meses invernales y previos a las lluvias, en los que propician --- condiciones adversas de la calidad del aire. Por otro lado, - aunque en la temporada de lluvias tanto la ocurrencia de ---

precipitación como la menor frecuencia de inversiones de --- temperatura y la mayor profundidad de la capa de mezcla favo-
recen la reducción de los niveles de contaminación, hay --
que considerar la potencialidad dañina del SO_2 ante la hu---
medad, ya que si bien la lluvia constituye el principal meca-
nismo de depuración, también manifiesta la agresividad del -
daño a la salud, a la vegetación y a materiales diversos.

A partir del análisis en la Ciudad de México, se observó que
los mayores niveles de contaminación por bióxido de azufre -
se localizaron dentro del período 1974 - 1982 en Mariano Es-
cobedo y en el centro de la Ciudad. En estas estaciones la -
norma de calidad del aire fué rebasada ocasionalmente, aun--
que predominaron condiciones buenas y satisfactorias, según
el Índice Mexicano de Calidad del Aire.

En este aspecto jugaron papeles relevantes, por un lado, la
ubicación de estos monitores con respecto a la dirección de
los vientos dominantes, los que al provenir de núcleos in---
dustriales como los de Naucalpan, Azcapotzalco, Tlalnepan--
tla, etc. transportan contaminantes hacia el centro y sur --
de la zona urbana, y por otro lado, la presencia de fuentes
importantes como la Refinería "18 de Marzo" y de gran canti-
dad de establecimientos e industrias pequeñas. Si bien la --
concentración de SO_2 fué alta en M. Escobedo y el centro, el
incremento observado de 1974 a 1982 no fué considerable. En

ambas estaciones las tendencias obtenidas a partir del análisis Ridit, se orientaron desde 1979 hacia el deterioro de la calidad del aire. No obstante, de acuerdo con el comportamiento observado en el resto del período, la probabilidad de registrar menores niveles de contaminación aumentó en 1981, aunque esta tendencia volvió a decrecer, según la información de 1982, para finalizar el período con iguales probabilidades de aumento o disminución en las concentraciones de dióxido de azufre.

En La Villa se observaron los menores niveles de este contaminante en 1974, sin embargo, a partir de este año la estación registró los mayores incrementos de SO_2 en relación con las demás zonas. De acuerdo con esto, y debido a las características del análisis de tendencias aplicado, las probabilidades de observar mayores niveles de contaminación resultaron reducidas para 1982, según la trayectoria hasta entonces registrada.

La estación V. Olímpica mostró un comportamiento irregular que se manifestó al comparar las concentraciones observadas en 1974, 1978 y 1982. La contaminación por SO_2 fue en 1974 mayor en esta estación que en el Aeropuerto y La Villa, y aunque disminuyó en 1978, volvió a aumentar para 1982, de modo que el incremento neto de 1974 a 1982 tampoco fue muy alto. La definición de ten-

dencias en esta estación así como en la del Aeropuerto se vió limitada por la carencia de información completa para los años analizados, aunque se pudo observar un comportamiento similar en ambas zonas.

En estas estaciones, al igual que en centro y en M. Escobedo, la tendencia se mantuvo hasta 1980 orientada hacia el deterioro de la calidad del aire. Sin embargo, a partir de 1981 se manifestó una mayor probabilidad de registrar menores niveles de SO_2 en V. Olímpica, la que no fué compartida por Aeropuerto. Esta última, cabe mencionar, registró los menores niveles de contaminación -- por SO_2 en 1982.

Como se mencionó previamente, la falta de información tanto para las estaciones estudiadas como para el resto de los monitores de la red manual, constituyó un factor limitante de la representatividad de los resultados.

Así por ejemplo, el reducido número de años utilizado en el análisis de tendencias, la separación del conjunto de datos en dos períodos, así como las irregularidades de la información, disminuyen las posibilidades de detectar alguna tendencia constante sobre los niveles de SO_2 . Craig y Faulkenberry (op. cit., pág 99) señalan que la carencia de una distribución de referencia representativa, frecuentemente restringe la utilización de los Ridits. Otro aspecto importante al analizar la información de contaminantes atmosféricos de una zona urbana es la conformación de la red de monitoreo, cuyas estaciones han de ser representativas en ---

número y distribución para obtener resultados objetivos. En este sentido, el análisis realizado en este estudio se vé restringido por el número y ubicación de las estaciones consideradas, las -- que a pesar de haber sido elegidas con base en su constancia y -- antigüedad, carecen de representatividad ante la magnitud del -- área urbana.

En relación con ésto, un factor importante lo constituye la continuidad de los programas de monitoreo atmosférico, ya que de -- ello depende la conformación de un acervo representativo y con-- fiable, indispensable para definir las tendencias y evaluar los niveles de contaminación.

De lo anterior se puede deducir que en relación con el conoci--- miento de la calidad del aire, existen problemas en diferentes - niveles. Por ejemplo, desde la generación de los datos por medio de la red manual, se tiene, como se mencionó en el capítulo 5, - que gran parte de las interrupciones del monitoreo han estado re-- lacionadas con problemas administrativos.

Dentro de los principales elementos que repercuten en la genera-- ción de los datos sobre la calidad del aire se encuentran la carencia de vehículos para realizar el corrido por los monitores -- ya sea para recoger las muestras o para mantenimiento, la falta de material y reactivos para tomar y analizar las muestras, la -- administración y capacitación del personal encargado, la caren-- cia de un control de calidad en el laboratorio, etc. Todos ellos inciden en la conformación de un acervo de características pecu-- liares que, sin embargo, es el más completo sobre calidad del -- aire en la Ciudad de México.

Otras instituciones que generan información de manera esporádica sobre varios contaminantes atmosféricos son la Universidad Nacional Autónoma de México por medio del Centro de Ciencias de la At m ós f e r a, el Insituto de Ingeniería y la Escuela Nacional de Estu d ios Prof es io n ales de Iztacala, y la Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Azcapotzalco, a través del área de Procesos y Medio Ambiente.

Además de la generación de los datos y los problemas relacionados con ésta, el acceso a la información de monitoreo representa por sí mismo, un problema. Al respecto existen varios puntos importantes, así por ejemplo, a partir del hecho de que son las au tor idades gubernamentales (actualmente SEDUE), las que generan esta información, de que es de su competencia el control de la calidad del aire, y de que los niveles de contaminación son muy elevados en la Ciudad de México, se infiere la restricción al ac seso de tal información. De esta forma, y en virtud de que los estudios realizados al respecto por parte de las autoridades son limitados e igualmente no están al alcance del público en general, la información es solicitada inútilmente por diferentes ins titu ciones. Como resultado de esto, los estudios realizados sobre el estado de la contaminación atmosférica en el área urbana de la Ciudad de México, contienen pocos datos, dispersos y nada recientes.

Aparte del monitoreo atmosférico, otro insumo importante es el inventario de fuentes contaminantes, que también realiza el gobierno. La Subsecretaría del Mejoramiento del Ambiente elaboró listados de fuentes fijas con los principales contaminantes in-

cluyendo aproximaciones sobre la magnitud de las emisiones. Estos inventarios continúan siendo actualizados por la ahora Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, pero su acceso es de la misma manera, restringido.

Dentro de las líneas generales de acción destinadas a la vigilancia y al control de fuentes emisoras, se señala en el Plan Nacional de Desarrollo, 1983 - 1988, realizar un inventario de fuentes fijas y diseñar sistemas de atención a emergencias, entre otras. En relación con el primer punto, anteriormente se mencionó que partiendo del inventario elaborado por la SSMA, se actualiza la información sobre qufen, con qué y en qué magnitud contamina el aire. Por otro lado, mediante la red automática de monitoreo, y con base en el Índice Mexicano de la Calidad del Aire - (ahora Índice Metropolitano de la Calidad del Aire, IMECA), se establece diariamente la situación que prevalece en distintos cuadrantes de la ciudad, por ejemplo, desde una "situación favorable...", "aumento de molestias..." hasta "peligro potencial para toda la población". Asimismo, con la conformación de un grupo de trabajo sobre emergencias ambientales, la SEDUE definió recientemente un programa de acciones preventivas para controlar la contaminación, así como otro de emergencias en caso de situaciones de peligro.

En cuanto al aspecto normativo, se tiene prevista la promulgación de reglamentos de emisión de los contaminantes más importantes, la actualización del sistema de sanciones, y otros mecanismos encaminados a completar la legislación y hacerla más eficiente.

Ultimamente, debido a la ocurrencia de situaciones desfavorables de la calidad del aire en enero de 1986, se publicaron en el Diario Oficial de la federación (16-II-86) 21 acciones que serán -- realizadas coordinadamente por las secretarías de Programación y Presupuesto, de Desarrollo Urbano y Ecología y por la de Salud, -- para evitar y controlar la contaminación atmosférica.

Dentro de estas acciones algunas están relacionadas con las fuentes fijas y con las emisiones de óxidos de azufre. Por ejemplo, -- se plantea la sustitución gradual de combustóleo por gas natural en la termoeléctrica del Valle de México, con el fin de dismi--- nuir el aporte diario de 114 toneladas de SO_2 a la zona noreste de la ciudad; asimismo, esta sustitución también se implantará en establecimientos como centros deportivos, hospitales, tintore rías, panaderías, baños públicos, industrias diversas, etc. Esta acción será reforzada con la expedición de normas específicas -- que regulen el uso de combustibles altamente contaminantes en zo nas críticas como el área metropolitana de la Ciudad de México, -- normas que entrarán en vigor en noviembre de 1986.

Otras acciones importantes se refieren al suministro de diesel - especial con un contenido máximo de 0.5 % de azufre, y a promo-- ver y concertar la reubicación, en los próximos tres años de in-- dustrias localizadas en la Ciudad de México.

A partir de lo anterior se espera disminuir a corto plazo la emi sión de impurezas a la atmósfera en el Distrito Federal y en los - municipios del Estado de México conurbados al área metropolita-- na.

De esta forma, y relacionado con la creciente agresividad de los

niveles de contaminación en las principales zonas urbanas e industriales del país, se ha observado una mayor tendencia a incluir más específicamente los criterios medioambientales en la estrategia de desarrollo.

Es así como el deterioro ambiental, que en el pasado había sido asimilado como un costo aceptable del desarrollo, parece ser -- finalmente reconocido en la actualidad, aunque los problemas ambientales todavía no son afrontados en su magnitud real. No obstante, el cambio en esta concepción es por sí mismo importante y augura mejores perspectivas para la obtención de una calidad de vida adecuada para la población.

BIBLIOGRAFIA

- AMDUR, M.O., 1969. Toxicologic Appraisal of Particulate Matter, Oxides of Sulfur, and Sulfuric Acid. J. Air -- Pollut. Cont. Assoc., 19 (): 638.
- ARON, R., 1983. Mixing Height: An Inconsistent Indicator of Potential Air Pollution Concentration. Atmosph. Environ., 17 (11).
- BRANDT, C.S. y Heck, W.W., 1968. Effects of Air Pollutants on Vegetation. en Stern, A.C., (ed.).
- BEILKE, S. y Georgii, H.-W., 1968 Investigation on the incorporation of Sulfur Dioxide into Fog- and Rain-Droplets. Tellus, XX (3).
- BRAUN, R.C. y Wilson, J.G., 1970. The Removal of ----- Atmospheric Sulphur by Building Stones. Atmosph Environ., 4 () : 371-378.
- BRAVO, H. y Viniegra, G., 1966. The Sulfur Dioxide ----- Horizontal Distribution in Mexico City. Congreso contra la Contaminación del Aire, Londres.
- BRAVO, H., Hernández, M. y Mencarini, J., s/f. Contribution of Stationary Combustion Sources to the Horizontal Sulphur Dioxide Concentration in the Mexican Valley. 68 th Annual - Meeting of APCA, St. Paul Minnesota.
- BRASSER, L.J. et al, 1971. Concise Presentation of SO₂ --- Concentration Data Collected from a Regional Network of -- Volumetric SO₂ Samples. Atmosph. Environ., 5 (): 505-509.
- BROSS, D.J., 1985. How to Use Redit Analysis. Biometrics, Marzo 1958, pp. 19-38.

- BUTCHER, S.S. y Charlson; R.J., 1972. An Introduction to Air Chemistry. Academic Press, N.Y. y Londres.
- CAMPOS, R., Marroquín, J. L. y Mena, C., 1973. Modelo de Dispersión de Bióxido de Azufre en el Valle de México. - Petróleos Mexicanos.
- CHENG, R. T. Corn, M. y Frohlinger, J.O., 1971. Contribution to the Reaction Kinetics of Water Soluble Aerosols and SO₂ in Air at PPM Concentrations. Atmosph. Environ., 5 (): -- 987 - 1008.
- CRAIG, Ch.D. y Faulkenberry, G.D., 1979. The Application of Ridget Analysis to Detect Trends in Visibility. Atmosph. --- Environ., 13 (): 1617-1622.
- D.D.F., s/f. Clasificación y Zonificación Industrial en el Distrito Federal. D. G. Planeación. Bufete Industrial Diseños y Proyectos, S. A.
- DIARIO OFICIAL, 11 de Enero de 1982. Ley Federal de Protección al Ambiente.
- DIARIO OFICIAL, 29 de Noviembre de 1982. Segunda Sección.
- DOBBINS, R. D. , 1979. Atmospheric Motion and Air Pollution. John Wiley & Sons.
- DUCKWORTH, R.S. y Sandberg, J.S., 1954. The Effects of --- Cities upon Horizontal and Vertical Temperature Gradients. Bull. Amer. Meteor. Soc., 35 (5).
- Environmental Protection Agency, 1976. Diagnosing Vegetation Injury Caused by Air Pollution. Applied Science Assoc. Ins. - E.U.

- GOETZ, A. y Pueschel, R., 1967. Basic Mechanisms of Photochemical Aerosol Formation. Atmosph. Environ., 1 () : 287 306.
- GOLDSMITH, J.R. 1968. Effects of Air Pollution on Human Health. en Stern A.C., (ed.).
- GREGORY, S., 1971. Statistical Methods and the Geographer. Humanities Press, 2a. edición. Londres.
- HALLGREN, J.-E., 1978. Physiological and Biochemical ----- Effects of Sulfur Dioxide on Plants. en Nriagu, J.O., (ed.).
- HECK, W.W., Dunning, J.A. y Hindawai, I.J., 1965. Interactions of Environmental Factors on the Sensitivity of Plants to Air Pollution. J. Air Pollut. Cont. Assoc., 15 (11): 511 515.
- HOCHHEISER, S., Santer, J. y Ludmann, W.F., 1966. The Effect of Analytical Method on Indicated Atmospheric SO₂ Concentration. J. Air Pollut. Cont. Assoc., 16 (5).
- HOLZWORTH, G.C., 1967. Mixing Depth, Wind Speeds and Air ---- Pollution Potential for Selected Locations in the U.S. J. Air Pollut. Cont. Assoc., 6 ().
- JACOBS, M.B., 1960. The Chemical Analysis of Air Pollutants. Wiley Intersciences. N.Y.
- JAEGER, M.J., 1982. Toxic Effects of SO₂ on the Respiratory - System. en McGrath, J.J. & Barnes, Ch. D., 1982. Air Pollution - Physiological Effects. Academic Press. N.Y.

- JAUREGUI, E., 1969. Aspectos Meteorológicos de la Contaminación del Aire en la Ciudad de México. Ing. Hidrah. en Méx., 23 (1).
- JAUREGUI, E., 1971. Mesomicroclima de la Ciudad de México. Instituto de Geografía, UNAM. México, D. F.
- JAUREGUI, E., 1979. La Calidad del Aire en la Ciudad de México durante el año 1978 (ined.).
- JAUREGUI, E., 1979. La Distribución Espacial y Temporal del SO₂ en la Ciudad de México. Mem. Téc. SMA/DGS At/03-78.
- JAUREGUI, E., 1983. Visibility Trends in Mexico City. -----
Erdkunde, 37: 296-299.
- JAUREGUI, E., 1985. Cambios en quince años de los niveles de concentración de polvo (PTS) en la Ciudad de México. X Congreso Nacional de Geografía. Soc. Méx. de Geografía y Estadística. 6-9 Marzo, 1985. Morelia, Mich.
- JUNGE, C.E., 1960. Sulfur in the Atmosphere. J. Geophys. Res., 65(1):227-237.
- KELLOGG, W.W. et al, 1972. The Sulfur Cycle. Science, 175 ---
(4022).
- KEYES, D.L., 1976. Land Development and the Natural Environment: Estimating Impacts. The Urban Institute. Washington.
- LARSEN, R.I., 1967. Analyzing Air Pollutant Concentration and Dosage Data. J. Air Pollut. Cont. Assoc., 17 (2).
- LEE, D.O., 1983. Trends in Summer Visibility in London and --
Southern England. Atmosph. Environ., 17 (1): 151-159.

- LEIGHTON, P.A., 1961. Photochemistry of Air Pollution. --- Academic Press. N.Y. y Londres.
- LINZON, S.N., 1966. Damage to Eastern White Pine by Sulfur Dioxide, Semimature - Tissue Needle Blight and Ozone. J. - Air Pollut. Cont. Assoc., 16(3): 140-144.
- LINZON, S.N., 1978. Effects of Airborne Sulfur Pollutants on Plants. en Nriagu, J.O., (ed.).
- LOPEZ PORTILLO, M. (comp.), 1982. El Medio Ambiente en México; Temas, Problemas y Alternativas. Fondo de Cultura Económica. México.
- MAGILL, P.L., Holden, F.R. y Ackley, Ch., 1956. Air Pollution Handbook, McGraw-Hill Book Co.
- MARQUEZ, E., 1969. Estado Actual de la Contaminación del -- Aire en la Ciudad de México. Salud Pública de México, Epoca V, XI (1).
- MARQUEZ, E., 1970. Evaluación de la Contaminación del Aire en el Valle de México. Salud Pública de México, Epoca V, -- XII (5).
- MARQUEZ, E., 1977. Muestreo de Grandes Volúmenes de Aire en el Valle de México para Determinar Concentraciones de Partículas en Suspensión. Salud Pública de México, Epoca V, XIX - (2).
- MCCORMICK, R.A., 1969. La Meteorología y la Contaminación - Atmosférica de las Ciudades. Bol. Organiz. Meteor. Mund., - 18 (3).

- McCORMICK, B.M. (ed.), 1971. Introduction to the Scientific Study of Atmospheric Pollution. D. Reidel Publishing Co. -- Dordrecht, Holanda.
- MEETHAM, A.R., 1952. Atmospheric Pollution-Its Origins and Prevention. Pergamon Pres. Ltd. Londres.
- MOSS, M.R., 1978. Sources of Sulfur in the Enviroment; The - Global Sulfur Cycle. en Nriagu, J.O., (ed.).
- NRIAGU, J.O. (ed.), 1978. Sulfur in the Environment. Parts - 1 & II. John Siley & Sons Publication.
- NRIAGU, J.O., 1978. Deteriorative Effects of Sulfur Pollut-- ion on Materials. en Nriagu, J.O., (ed.).
- WHO, 1972. Air Quality Criteria and Guides for Urban Air --- Pollutants. Report of a WHO Expert Committe, num. 506. Ginebra. en U.S. Dept. of Health, Education and Welfare, 1969.
- PERRY, R. y Young. E.J., 1977. Handbook of Air Pollution--- Analysis. Chapman and Hall. Londres.
- REYNAGA, J., et al, 1985. Hiperreactividad Bronquial y Conta minación en la zona Norte del Valle de México. en III Curso y Simposio Internacional sobre Biología de la Contaminación. Proyecto de Conservación y Mejoramiento del Ambiente, ENEP-Iztacala, UNAM. Agosto, 1985.
- SAHOP, 1980. Ecoplan del Distrito Federal. Dirección General de Ecología Urbana.
- SEDUE, 1983. Evaluación del Impacto Ambiental del Desarrollo Urbano del Valle de México. D.G. Ordenamiento Ecológico e Im pacto Ambiental.

- SHRINER, D.S., Rindberg, R.Ch. y Lindberg, S.E. (eds.), 1980, Atmospheric Sulfur Deposition: Enviromental Impact and Health Effects. Ann Arbor Science, Publ. Inc.
- SHY, C.M., 1978. Health Consequences of Human Exposure. en - Nriagu, J.O., (ed.).
- SMITH, M., 1968. The Influence of Atmospheric Dispersion on the Exposure of Plants to Airborne Pollutants. Air Pollution Symposium. Phytopathology, Agosto: 1085-1088.
- SSA, s/f. Método de Referencia para la Determinación de Bióxido de Azufre en la Atmósfera (Método de la Para-rosani---lina). Subsecretaría del Mejoramiento del Ambiente.
- SSA, s/f(b). Relación de las 100 Empresas más contaminantes en el Valle de México. Subsecretaría del Mejoramiento del -- Ambiente.
- SSA, 1978. Indice Mexicano de la Calidad del aire (IMEXCA). Memorandum Técnico SMA/DGS At/02-78. Actualizado por SEDUE,- 1982.
- STERN, A.C. (ed.), 1968. Air Pollution. Vol. 1: Air Pollut- ion and Its Effects.
- STROKER, S. y Seager, S., 1981. Química Ambiental: Contamina- ción del Aire y del Agua. Ed. Blume. Barcelona, España.
- TERRAGLIO, F.P. y Manganelli, R.M., 1966. The Influence of - Moisture on the Adsorption of Atmospheric SO₂ by Soil. Air and Water Pollut. Int. J., (): 783-791.

- TERRAGLIO, F.P. y Manganelli, R.M., 1967. The Adsorption of Atmospheric Sulfur Dioxide by Water Solutions. J. Air Pollut. Cont. Assoc., 17 (6).
- TOLIVIA, E., 1982. La Vigilancia Ambiental. en López Portillo, M., (comp.).
- TRESHOW, M., 1968. The Impact of Air Pollutants on Plant Populations. Air Pollution Symposium. Phytopathology, Agosto: 1108-1113.
- UNIKEL, L., 1971. La Dinámica del Crecimiento de la Cd. de México. El Colegio de México. México, D. F.
- URONE, P. y Shroeder, W. H., 1978. Atmospheric Chemistry of Sulfur-Containing Pollutants. en Nriagu, J.O., (ed).
- U.S. Department of Health, Education and Welfare, 1969. Air Quality Criteria for Sulfur Oxides. Nat. Air Poll. Control Adm., Washington, D.C.
- VIZCAINO, F., 1975. La Contaminación en México. Fondo de Cultura Económica. México, D. F.
- WAGMAN, J., Lee, R.E. y Axt, C.J., 1967. Influence of Some Atmospheric Variables on the Concentration and Particle Size Distribution of Sulfate in Urban Areas. Atmosph, Environ., 1 (): 479-789.
- WANTA, R.C., 1968. Meteorology and Air Pollution. en Stern, A.C., (ed.).

- WEST P.W. y Gaeke, G.C., 1956. Fixation of Sulfur Dioxide as Sulfitomercurate III and Subsequent Colorimetric ----- Determination. Anal. Chem., 28(): 1816.
- YOCUM, J.E. & McCaldin, R.O., 1968. Effects of Air Pollution on Materials and The Economy. en Stern, A.C., (ed.).
- ZIMMER, Ch. E. y Larsen, R.I., 1965. Calculating Air ----- Quality and Its Control. J. Air Pollut. Cont. Assoc., 15(12).