

**INSTITUTO TECNOLÓGICO Y DE ESTUDIOS
SUPERIORES DE MONTERREY**

CAMPUS MONTERREY

**DIVISION DE INGENIERIA Y ARQUITECTURA
PROGRAMA DE GRADUADOS EN INGENIERIA**



**ANÁLISIS DE RIESGO POR CONTAMINACIÓN
ATMOSFÉRICA EN EL AMM**

TESIS

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO EN CIENCIAS
ESPECIALIDAD EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

PRESENTA:

MIGUEL ÁNGEL ZAVALA PÉREZ

MONTERREY, N. L.

JUNIO DE 2000

**INSTITUTO TECNOLOGICO Y DE ESTUDIOS SUPERIORES DE
MONTERREY**

CAMPUS MONTERREY

DIVISION DE INGENIERIA Y ARQUITECTURA

PROGRAMA DE GRADUADOS EN INGENIERIA



ANALISIS DE RIESGO POR CONTAMINACION ATMOSFERICA EN EL AMM

T E S I S

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO
ACADEMICO DE**

**MAESTRO EN CIENCIAS
ESPECIALIDAD EN INGENIERIA AMBIENTAL**

PRESENTA

MIGUEL ANGEL ZAVALA PEREZ

MONTERREY, N.L.

JUNIO DE 2000

DEDICATORIA

A mis padres:

Por impulsar nuestro desarrollo, por su apoyo y sacrificios.

A mis Hermanos

Por brindarme el apoyo y el cariño que necesité. Por ser como son.

A Nancy

Por el amor que me ha dado, por los esfuerzos realizados, por la claridad que asoma.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a todas las personas que intervinieron en el desarrollo del presente trabajo y que hicieron posible su realización. Todo trabajo que se hace con honestidad, esfuerzo y dedicación vale la pena cuando hay objetivos y metas importantes por lograr. Esta experiencia deja, por lo tanto, un saldo muy positivo pues fue siempre guiado por el deseo de superación y con el entusiasmo del gusto por lo que se hace. Varias personas contribuyeron, directa e indirectamente, en diversas partes de la investigación, gracias a todos ellos.

A mi asesor, Dr. Gerardo Mejía Velázquez, por el apoyo, su asesoría, el interés y la amabilidad que siempre mostró en el desarrollo de este trabajo.

A mis sinodales, Dr. Fabián Lozano y Dr. Gerardo Morales, por su participación activa, sus atenciones y recomendaciones durante el desarrollo del trabajo.

Al Dr. Federico Viramontes por haberme dado la oportunidad, al inicio de la maestría, de comenzar mis estudios.

A mis compañeros y amigos del Laboratorio de Modelación Ambiental y del Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica, por su apoyo y por todos los tiempos que pasamos juntos, por su amistad.

Las experiencias y el intercambio de relaciones con las demás personas son lo que nos hace mejores personas. A todas las personas que en este tiempo de mis estudios he conocido y que he llegado a apreciar, gracias por todo. Paty, Pilar, Sandra, Agustín, Abelardo, Nora, Mayra, Chelo, Hugo, Abril, Gaby, Magally, Santiago, Rosy, Karla, Edgar, Rubén, Nancy Mora, Claudia, Sergio, Mario, Amelia, Ada, Alberto, Cristóbal, Javier, Juan Manuel, Gabriel, Pepe, Eréndira, Isadora, Mónica, Marco. Amigos todos.

RESUMEN

El análisis de los riesgos a la salud humana asociados con la exposición a contaminantes atmosféricos es un tópico de reciente aplicación en zonas urbanas. Su importancia es grande debido a su utilidad en la toma de decisiones y en la evaluación de políticas de control de la contaminación del aire. El presente trabajo propone un método basado en un Sistema de Información Geográfica, SIG, para el estudio y análisis de riesgo por exposición a contaminantes criterio presentes en la atmósfera urbana. El método permite caracterizar la exposición crónica a los habitantes en las zonas urbanas, mediante la integración de las principales variables asociadas a la evaluación del riesgo, como la movilidad de los grupos poblacionales.

La metodología propuesta se aplicó como caso de estudio en la zona metropolitana de Monterrey, ZMM. Como primer paso, se analizaron estadísticamente los datos de calidad del, se discutieron las tendencias y los comportamientos históricos, y se ajustaron los datos de calidad del aire de la ZMM a funciones de distribución de probabilidad conocidas (Weibull y Lognormal). Se aplicó un modelo de diagnóstico de la calidad del aire a la ZMM que, junto con el análisis estadístico, permitió la evaluación de la calidad del aire en la zona urbana. Esto permitió generar mapas de concentración promedio anual, base horaria, de O_3 , NO_2 , SO_2 , CO y PM_{10} en la ZMM. Esta información se utilizó para calcular el riesgo por exposición a cada uno de estos contaminantes.

Con la información anterior se evaluó el riesgo social por grupo poblacional en la zona metropolitana de Monterrey. Para ello, se obtuvieron mapas de densidad poblacional para los grupos poblacionales de *niños*, *adultos* y *ancianos* en la ZMM utilizando técnicas de SIG sobre la información proporcionada por el INEGI. Con la aplicación de la metodología en la ZMM fue posible identificar las zonas que presentan mayor riesgo por efecto de la exposición crónica a los contaminantes atmosféricos criterio. Los resultados muestran que las zonas suroeste y noreste de la ZMM son las de mayor riesgo potencial. Una vez

evaluado el riesgo social, se utilizó la nueva metodología para evaluar efectos en la salud como resultado de la exposición crónica combinada de estos contaminantes. Actualmente no hay un procedimiento aceptado para la evaluación de los efectos en salud por exposición combinada de los contaminantes atmosféricos. Se encontró que la exposición combinada aumenta significativamente el riesgo estimado en ciertas zonas de la ciudad, dependiendo de la distribución espacial y temporal de cada contaminante. La nueva metodología permitió la implementación de las relaciones de concentración en lugares abiertos y cerrados en el análisis de riesgo. Como resultado de esto, se obtuvo una mejor estimación de las dosis de exposición en un periodo crónico para cada contaminante. Además, se realizó el análisis de riesgo utilizando, en forma novedosa, patrones de movimiento de los grupos poblacionales en el área urbana. Se encontró que, al considerar la movilidad de la población, el análisis de riesgo estimado varía en forma considerable debido a la variación en el cálculo de la dosis de exposición de la población. Finalmente, se realizó un análisis de sensibilidad en la ecuación del cálculo de riesgo, incluyendo en ella la movilidad de la población, que permitió encontrar las variables más importantes que afectan la estimación del riesgo. Estas variables son las características físicas referidas a la población bajo estudio, (peso corporal, tasa de inhalación y dosis de referencia), así como los patrones de movilidad de la población y los campos de concentración de los contaminantes.

CONTENIDO

CAPITULO I Introducción al análisis de riesgo y su aplicación al AMM.

1.1 Calidad del aire y salud humana	1
1.2 Calidad del aire en el AMM	3
1.3 Metodología de análisis del riesgo	5
1.4 Objetivos	7
1.5 Justificación	8
1.6 Contenido	9

CAPITULO II Evaluación de riesgos en salud.

2.1 Relaciones causa - efecto	11
2.1.1 Estudios epidemiológicos	13
2.2 Análisis del riesgo ambiental	16
2.2.1 Análisis de riesgos en salud	17
2.2.3 Metodología para la evaluación de riesgos en salud	19
2.2.4 Fuentes de incertidumbre	25

CAPITULO III Descripción de la nueva metodología para la evaluación del riesgo ambiental mediante SIG.

3.1 Marco conceptual	27
3.2 Descripción general	28
3.3 Identificación de variables	32
3.3.1 Identificación de la zona de estudio	32
3.3.2 Periodo de exposición para el análisis	36

3.3.3 Tipos de contaminantes a seleccionar y sus relaciones entre ellos	37
3.3.3.1 Efectos a la salud humana de los contaminantes atmosféricos criterio	39
3.3.4 Exposiciones en lugares cerrados y/o abiertos	48
3.3.5 Grupos poblacionales	50

CAPITULO IV Análisis estadístico de los datos de calidad del aire en el AMM.

4.1 Introducción	52
4.2 Representatividad	54
4.3 Estudio estadístico de las variables asociadas al riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos	57
4.4 Funciones de distribución empíricas y funciones de densidad de probabilidad	59
4.5 Selección de las distribuciones de densidad de probabilidad en datos de calidad del aire	60
4.5.1 Datos de calidad del aire	61
4.5.2 Funciones de distribución de densidad	62
4.5.3 Estimación de parámetros de las FDP	65
4.6 Análisis estadístico de los datos de calidad del aire en el AMM	69

CAPITULO V Mapas de concentración de contaminantes en la atmósfera del AMM.

5.1 Modelos de diagnóstico	81
5.2 Area de influencia	82
5.3 Cálculo de la dosis inhalada	86
5.3.1 Dosis inhalada del contaminante	86
5.4 Comportamiento horario promedio anual de los contaminantes	95
5.5 Mapas de concentración promedio anual por hora	102

CAPITULO VI Aplicación de la metodología propuesta de análisis de riesgo en el área metropolitana de Monterrey.

6.1 Modelo de exposición a contaminantes atmosféricos	109
6.1.1 Grupos poblacionales	110
6.2 Movilidad de la población	121
6.3 Mapas de riesgo	128
6.3.1 Estimación de la dosis de referencia	129
6.3.2 Cálculo del coeficiente de peligro	132
6.3.3 Mapas del coeficiente de peligro	138
6.4 Modelo de efectos combinados	163

CAPITULO VII Análisis de sensibilidad.

7.1 Análisis de sensibilidad	170
------------------------------	-----

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	181
---------------------------------------	-----

REFERENCIAS	183
--------------------	-----

APENDICES	189
------------------	-----

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Porcentaje (y número) de días en que se excedieron los 100, 150 y 200 puntos IMECA en la ZMM de enero - diciembre de 1993-1996.	4
Tabla 3.1. Relación Costo/Beneficio de las estrategias de control de la contaminación considerando población y ecosistemas.	29
Tabla 3.2. Normas Oficiales Mexicanas de calidad del aire, [Diario Oficial de la Federación, 1994].	39
Tabla 3.3. Efectos en el ser humano por exposición corta al CO, [NAAQS, 1999].	40
Tabla 3.4. Comparación entre los niveles de exposición a CO.	41
Tabla 3.5. Efectos en la salud humana, vegetación, materiales y visibilidad, por exposición al NO ₂ , [NAAQS, 1999].	43
Tabla 3.6. Efectos en la salud humana por exposición a O ₃ , [NAAQS, 1999].	44
Tabla 3.7. Efectos a la salud humana y a la vegetación por exposición a SO ₂ , [NAAQS, 1999].	46
Tabla 3.8. Efectos a la salud por exposición a PST, [Godish, 1991].	48
Tabla 3.9. Relaciones I/O para los contaminantes atmosféricos criterio, a [Godish, 1991], b [Monn, 1999], c [Halpern, 1978].	49
Tabla 4.1. Factores de exposición utilizados en este trabajo.	56
Tabla 4.2. Principales FDP utilizadas para ajustar datos de calidad del aire.	63
Tabla 4.3. Estadística descriptiva para el CO en el AMM, de 1993 a 1999.	76
Tabla 4.4. Parámetros de las FDP por contaminante estimadas para las cinco estaciones de monitoreo del AMM.	80
Tabla 5.1. Promedio diario para un periodo anual de los datos de calidad del aire.	91
Tabla 5.2. Estadística descriptiva de los datos.	93
Tabla 5.3. Comparación del área bajo la curva para los diferentes métodos.	94

Tabla 6.1. Ejemplos de variables poblacionales (indicadores) que maneja el INEGI al nivel de agregación de AGEBS.	111
Tabla 6.2. Composición porcentual de grupos de edad y poblacionales por cada celda en el dominio de la zona de estudio.	111
Tabla 6.3. Matriz hipotética de movilidad por habitante en el dominio de modelación.	126
Tabla 6.4. Matriz hipotética de movilidad por grupo poblacional.	126
Tabla 6.5. Matriz hipotética simplificada por periodos de movilidad por grupo poblacional.	127
Tabla 6.6. Estimación de la RfD para los contaminantes atmosféricos criterio.	131
Tabla 6.7. Estimación de la dosis de referencia de SO ₂ .	132
Tabla 6.8. Concentraciones de bióxido de azufre, [ppb], promedios por hora.	133
Tabla 6.9. Concentraciones de SO ₂ , [ppb], considerando movilidad de la población adulta en el AMM y relaciones de concentración en interiores y exteriores.	135
Tabla 6.10. Cálculo del coeficiente de peligro y del riesgo social para adultos por exposición al SO ₂ , en el AMM.	137
Tabla 6.11. Riesgo social [personas], por grupo poblacional y por contaminante atmosférico criterio en el AMM.	155
Tabla 6.12. Ejemplos del cálculo de efectos en la salud por exposición combinada a los contaminantes atmosféricos.	168
Tabla 7.1. Datos utilizados para calcular la dosis de exposición en la celda correspondiente a la estación de Santa Catarina.	173
Tabla 7.2. Factores de sensibilidad en la ecuación del cálculo del riesgo en la estación de monitoreo de Santa Catarina.	179

INDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Etapas de un análisis de riesgo, [Covello, 1993].	18
Figura 2.2. Curva típica hipotética de dosis respuesta para una sustancia no cancerígena, [Rao, 1991].	22
Figura 2.3. Curva típica hipotética de dosis respuesta para una sustancia cancerígena, [LaGrega, 1994].	23
Figura 2.4. Descripción esquemática de las etapas metodológicas utilizadas en el análisis de riesgo.	26
Figura 3.1. Descripción general esquemática de la metodología propuesta.	28
Figura 3.2. Descripción de la evaluación de estrategias de control.	31
Figura 3.3. Identificación de la zona de estudio y malla computacional.	35
Figura 3.4. Efecto de la dosis del contaminante en la concentración en el cuerpo humano, [LaGrega, 1994].	36
Figura 4.1. Funciones de distribución de Probabilidad típicas, Lognormal, Weibull, Gamma y Beta	64
Figura 4.2. Tendencia porcentual con respecto a 1993 de los contaminantes criterio en el AMM.	70
Figura 4.3. Variación temporal de CO, [ppm], de 1993 a 1999. a) Estación La Pastora, b) Estación San Nicolás, c) Estación El Obispado, d) Estación San Bernabé, e) Estación Santa Catarina, y f) Promedio de las cinco estaciones.	71
Figura 4.4. Histogramas de CO, [ppm], para el periodo de 1993 a 1999. a) Estación La Pastora, b) Estación San Nicolás, c) Estación El Obispado, d) Estación san Bernabé, e) Estación Santa Catarina y f) promedio de las cinco estaciones.	73
Figura 4.5. Box-Plots de CO, en ppm, de 1993 a 1999. a) Estación La Pastora, b) Estación San Nicolás, c) Estación El Obispado, d) Estación San Bernabé e) Estación Santa Catarina y f) Promedio de las cinco estaciones.	75
Figura 4.6. Ajuste a una FDP Weibull para los datos de calidad del aire de O ₃ en la estación La Pastora para el periodo 1993 a 1999.	78
Figura 4.7. Ajuste de los datos de O ₃ en la estación La Pastora, para el periodo de 1993 a 1999, a una FDP Weibull.	79

Figura 5.1. Area de influencia de las estaciones de monitoreo en el AMM.	84
Figura 5.2. Delimitación del área de estudio.	85
Figura 5.3. Áreas bajo la curva de la función hipotética $c(t)$.	88
Figura 5.4. Datos crudos de monitoreo de la calidad del aire de NO_2 en la estación San Nicolás del AMM, para el periodo de 1993 a 1999.	89
Figura 5.5. Regresión no lineal aplicado a los datos de calidad del aire.	90
Figura 5.6. Línea de tendencia de los datos promediados del periodo anual.	91
Figura 5.7. Regresión cosenoidal para los datos de calidad del aire.	92
Figura 5.8. Área bajo la curva mediante la media como estimador puntual.	94
Figura 5.9. Perfil de comportamiento horario para O_3 por estación de monitoreo en el AMM para un periodo de exposición crónica. Cada línea representa el promedio anual para cada estación de monitoreo.	97
Figura 5.10. Perfil de comportamiento horario para NO_2 por estación de monitoreo en el AMM para un periodo de exposición crónica. Cada línea representa el promedio anual para cada estación de monitoreo.	97
Figura 5.11. Perfil de comportamiento horario para SO_2 por estación de monitoreo en el AMM para un periodo de exposición crónica. Cada línea representa el promedio anual para cada estación de monitoreo.	98
Figura 5.12. Perfil de comportamiento horario para CO por estación de monitoreo en el AMM para un periodo de exposición crónica. Cada línea representa el promedio anual para cada estación de monitoreo.	98
Figura 5.13. Perfil de comportamiento horario para PM_{10} por estación de monitoreo en el AMM para un periodo de exposición crónica. Cada línea representa el promedio anual para cada estación de monitoreo.	99
Figura 5.14. Mapas de concentración promedio anual por hora de O_3 para el AMM.	103
Figura 5.15. Mapas de concentración promedio anual por hora de NO_2 para el AMM.	104
Figura 5.16. Mapas de concentración promedio anual por hora de SO_2 para el AMM.	105

Figura 5.17. Mapas de concentración promedio anual por hora de CO para el AMM.	106
Figura 5.18. Mapas de concentración promedio anual por hora de PM10 para el AMM.	107
Figura 6.1. Conformación del AMM por AGEB's y la malla computacional.	112
Figura 6.2. Participación porcentual en el área por AGEB en cada celda del dominio.	113
Figura 6.3. Distribución espacial de la población total en el AMM.	115
Figura 6.4. Distribución espacial de la población de 0 a 14 años en el AMM.	116
Figura 6.5. Distribución espacial de la población de 15 a 64 años en el AMM.	117
Figura 6.6. Distribución espacial de la población total en manufacturas en el AMM.	118
Figura 6.7. Distribución espacial de la población total en comercios en el AMM.	119
Figura 6.8. Distribución espacial de la población total en servicios en el AMM.	120
Figura 6.9. Movimiento hipotético de un grupo poblacional en el área de estudio.	121
Figura 6.10. Movimiento hipotético en el tiempo de un grupo poblacional en la zona de estudio.	122
Figura 6.11. Análisis de la movilidad de los grupos poblacionales por celda en el dominio de la zona de estudio.	124
Figura 6.12. Riesgo en adultos en el AMM por exposición crónica al ozono.	140
Figura 6.13. Riesgo en niños en el AMM por exposición crónica al ozono.	140
Figura 6.14. Riesgo en adultos en el AMM por exposición crónica al NO ₂ .	141
Figura 6.15. Riesgo en niños en el AMM por exposición crónica al NO ₂ .	141
Figura 6.16. Riesgo en adultos en el AMM por exposición crónica al CO.	142
Figura 6.17. Riesgo en niños en el AMM por exposición crónica al CO.	142
Figura 6.18. Riesgo en adultos en el AMM por exposición crónica al SO ₂ .	143
Figura 6.19. Riesgo en niños en el AMM por exposición crónica al SO ₂ .	143
Figura 6.20. Riesgo en adultos en el AMM por exposición crónica al PM10.	144
Figura 6.21. Riesgo en niños en el AMM por exposición crónica al PM10.	144

Figura 6.22.	Riesgo social en adultos en el AMM por exposición crónica al O ₃ .	146
Figura 6.23.	Riesgo social en niños en el AMM por exposición crónica al ozono.	146
Figura 6.24.	Riesgo social en adultos en el AMM por exposición crónica al NO ₂ .	147
Figura 6.25.	Riesgo social en niños en el AMM por exposición crónica al NO ₂ .	147
Figura 6.26.	Riesgo social en adultos en el AMM por exposición crónica al CO.	148
Figura 6.27.	Riesgo social en niños en el AMM por exposición crónica al CO.	148
Figura 6.28.	Riesgo social en adultos en el AMM por exposición crónica al SO ₂ .	149
Figura 6.29.	Riesgo social en niños en el AMM por exposición crónica al SO ₂ .	149
Figura 6.30.	Riesgo social en adultos en el AMM por exposición crónica al PM10.	150
Figura 6.31.	Riesgo social en niños en el AMM por exposición crónica al PM10.	150
Figura 6.32.	Riesgo social para adultos y para niños por contaminante atmosférico criterio en el AMM.	156
Figura 6.33.	Sectores en que se divide el AMM para describir los patrones de movimiento poblacional.	158
Figura 6.34.	Mapas de densidad poblacional del grupo poblacional de adultos en diferentes periodos del día para estimar el riesgo social por exposición a ozono.	159
Figura 6.35.	Riesgo social estimado en el AMM por exposición crónica al ozono para el grupo poblacional adultos, utilizando los patrones de movimiento poblacional.	161
Figura 6.36.	Riesgo social estimado en el AMM por exposición crónica a las partículas PM10 para el grupo poblacional adultos, utilizando los patrones de movimiento poblacional.	162
Figura 6.37.	Administración de la información de riesgo para expresar los efectos de la salud por exposición combinada a los contaminantes atmosféricos.	165
Figura 6.38.	Mapa de riesgo social del grupo poblacional adultos en el AMM considerando efectos combinados de los contaminantes atmosféricos.	169

NOMENCLATURA

- a** : primer parámetro de la distribución Beta
- ACGIH: American Conference of Governmental Industrial Hygienists
- AGEB: Areas GeoEstadísticas Básicas
- AMM: Area metropolitana de Monterrey
- ATSDR: *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*
- b** : segundo parámetro de la distribución Beta
- c** : Concentración del contaminante
- C_{01}, C_{02}, \dots : Identificadores de los distintos grupos poblacionales
- C_{iA} Concentración en la celda i -ésima en el periodo de tiempo A (0 a 7 hrs)
- C_{iB} Concentración en la celda i -ésima en el periodo de tiempo B (8 a 14 hrs)
- C_{iC} Concentración en la celda i -ésima en el periodo de tiempo C (15 a 23 hrs)
- CIEN: Consulta de Información Económica Nacional
- CIT :California Institute of Technology
- C_n : Costo de la estrategia n -ésima
- CP: Cociente de Peligro
- DE** : Duración de la Exposición
- $e_{i,j}$** : Denominación de la celda i,j dentro del domino de modelación
- E_n : n -ésima estrategia de control de la contaminación del aire
- EPA: Environmental Protection Agency
- FDE: Función de Distribución Empírica
- FDP: Función de Densidad de Probabilidad
- f_e** : Factor de ponderación en ecosistemas
- FE** : Frecuencia de Exposición
- f_p** : Factor de ponderación en población
- $H(u)$** : Función unidad de escalón
- HEAST: *Health Effects Assesment Summary Tables*
- I_e : Indice Ecosistemas
- IMECA: Indice Metropolitano de la Calidad del Aire

IMECA: Índice Metropolitano de la Calidad del Aire
INEGI: Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática
 I_p : Índice Poblacional
IRIS; *Integrated Risk Information Systems*
 L : operador de parámetros de una FDP
LC₅₀: Concentración letal para el 50% de un grupo de control
LD₅₀: Dosis letal para el 50% de un grupo de control
LOAEL: lowest observed adverse effect level
 m_i :masa del contaminante i
NAAQS National Ambient Air Quality Standards
NAS: National Academy of Science
NIOSH: National Institute for Occupational Safety and Health
NOAEL: No observed adverse effect level
NOM: Normas Oficiales Mexicanas
NRC: National Research Council
OSHA: Occupational Safety and Health Administration
 p : periodo
 PC : Peso Corporal
 Q_k : k-ésimo cuantil
RfD: Dosis de Referencia
 R_n : Riesgo n-ésimo
 R_{pond} : Riesgo ponderado entre ecosistemas y población
RS: Riesgo social
SF: Factor de Potencia
 t : tiempo
TCD: Toma Crónica Diaria
 TE : Tiempo de Exposición
 TI : Tasa de inhalación
TLV: Threshold Limit Values
 TP : Tiempo Promedio de la exposición
 uds : Unidades de superficie

v_i Variable perteneciente a la ecuación del cálculo del riesgo

x : vector de espacio donde se localiza el individuo

Griego

ΔR : Cambio en riesgo

γ : tercer parámetro de la distribución Gamma

λ : Parámetro de forma en la distribución Weibull

μ : media

μ_g : media geométrica

μ_r : momento r-ésimo

θ_k : parámetro k-ésimo de una FDP

σ_g : varianza geométricas

σ : desviación estándar

CAPITULO 1

INTRODUCCION AL ANALISIS DE RIESGO Y SU APLICACION AL AMM

La caracterización del riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos en zonas urbanas es un problema de suma importancia al evaluar los riesgos en salud. El análisis de riesgo se realiza basándose en metodologías que describen las relaciones causa efecto entre los contaminantes y sus efectos en salud. En este capítulo se discute la necesidad que actualmente existe de incorporar nuevas y mejores metodologías para el análisis de riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos en zonas urbanas en función de la calidad del aire. Se describe además el estado actual de la calidad del aire en el Área Metropolitana de Monterrey, AMM, por constituir la zona de estudio del presente trabajo. Finalmente, se presenta el objetivo principal de la presente tesis y su justificación.

1.1 Calidad del aire y salud humana.

Los riesgos a la salud humana por exposición a contaminantes atmosféricos se reconocen desde hace mucho tiempo, existe una amplia literatura que describe algunos episodios que han llegado a ser muy dañinos, e incluso fatales, para la población expuesta, [Godish Thad, 1991]. Los países, a través de sus instancias gubernamentales, han desarrollado medidas de control de la contaminación atmosférica y han recomendado normas y estándares de calidad del aire con el fin de minimizar los impactos negativos sobre la salud de la población. Recientes investigaciones, sin embargo, admiten que "el cumplimiento de las normas de

calidad del aire no garantiza la exclusión de los efectos a la salud debajo de esos valores (refiriéndose a los contaminantes atmosféricos criterio), debido sobre todo a que existen secciones de la población que pueden ser excepcionalmente sensibles, además de la exposición combinada a varios químicos y por varias rutas", [Michael Krzyzanowsky, 1997]. Lo anterior pone en evidencia la necesidad de investigar la incertidumbre asociada con la exposición a estos contaminantes.

La generación de las normas de calidad de aire es un proceso complejo y que implica la participación de diferentes disciplinas y sectores de la sociedad. Una parte muy importante de su formulación esta fundamentada en el conocimiento obtenido de los efectos que tienen los contaminantes atmosféricos sobre el ser humano, a través de estudios epidemiológicos y toxicológicos, de estudios de salud ocupacional, estudios de exposiciones controladas de humanos o animales, así como de la información y experiencia obtenida de episodios de grave contingencia ambiental.

La evaluación de los riesgos a la salud humana es ahora importante porque sirve como base para la revisión o la reformulación de las normas actuales. Mientras que las normas y estándares intentan proteger la salud pública, y el medio ambiente en general, éstas pueden llegar a tener un impacto negativo en la economía de la región, [Jeremy J. Colls, 1997]. Por lo tanto, se necesitan mediciones y modelos de exposición a contaminantes más exactos, pues esto es crucial para una evaluación real del riesgo a la salud pública y el establecimiento de estándares.

No fue sino hasta la primera mitad de la década de los 70's que la *Environmental Protection Agency*, (EPA), comenzó con la búsqueda de métodos que ayudaran a analizar el riesgo asociado con la exposición a pesticidas y algunos químicos tóxicos, [Brown y Hackney, 1975], [G. Ferris, 1978], y se comenzó con la investigación de las relaciones causales del cáncer asociado con la exposición a contaminantes en el medio ambiente. Desde entonces el proceso ha continuado enfocándose principalmente en los riesgos a la salud humana.

Si bien es cierto que los estudios iniciales de los efectos en la salud asociados con la contaminación atmosférica se concentraron en el análisis de los casos

fatales o bien a aquellos casos relacionados con enfermedades ya bien definidas, como el asma y otras deficiencias respiratorias, en la actualidad es bien reconocido que existen otras consecuencias no menos importantes de la exposición a contaminantes atmosféricos.

Un impacto negativo en la salud se define como un cambio biológico en el organismo humano que reduce el nivel de bienestar o de la capacidad funcional, es decir un cambio patológico, [Higgins, 1983]. Estos cambios pueden realizarse por las exposiciones crónicas de los contaminantes; los efectos pueden variar desde la muerte, enfermedades respiratorias crónicas y enfermedades cardiovasculares, alteración de funciones fisiológicas como la ventilación de los pulmones, el transporte de oxígeno por la hemoglobina, alteraciones del sistema nervioso, almacenamiento de compuestos peligrosos en tejidos y partes del cuerpo humano, pueden incluso disminuir el desempeño normal de una persona, como en el caso de trabajo, actividades deportivas o de aprendizaje. Otros efectos, no menos importantes, son la pérdida de confort, la presencia de olores y dificultades en la visibilidad por irritación de los ojos, así como en nariz y garganta. Estos últimos suelen ser buenos indicadores de la presencia de contaminantes en el ambiente en la cantidad potencial para producir efectos crónicos más severos. [Goldsmith y Friberg, 1977]. En el Capítulo 2 se analiza con detenimiento los efectos específicos sobre la salud humana de los contaminantes atmosféricos criterio.

1.2 Calidad del aire en el AMM.

Desde 1993 se ha recopilado información de la calidad del aire en el AMM a través de 5 estaciones de monitoreo de los contaminantes atmosféricos criterio constituidas en la red de monitoreo denominada Sistema Integral de Monitoreo Ambiental (SIMA,) por parte de la Subsecretaría de Ecología del gobierno del estado de Nuevo León. Los cinco contaminantes que son monitoreados en las cinco estaciones de monitoreo son: ozono, monóxido de carbono, dióxido de

azufre, bióxido de nitrógeno y partículas menores a 10 micras PM10, [PACAAMM, 1997].

Resulta interesante observar el comportamiento de estos contaminantes desde un punto de vista anual y sus violaciones a las normas actuales de calidad del aire. La Tabla 1.1 muestra el porcentaje y el número de días en que se excedieron los 100, 150 y 200 puntos IMECA en la ZMM para el periodo de 1993 a 1996. Considerando que el punto de quiebre en los 100 puntos para los IMECAS es el valor correspondiente de la norma de calidad del aire para el contaminante en específico, resulta evidente que el área metropolitana de Monterrey tiene un porcentaje muy alto de días de excedencia sobre las normas.

Tabla 1.1. Porcentaje (y número) de días en que se excedieron los 100, 150 y 200 puntos IMECA en la ZMM de enero - diciembre de 1993-1996.

	MAYOR O IGUAL A 100	MAYOR O IGUAL A 150	MAYOR O IGUAL A 200
1993	23%(83)	3%(9)	0
1994	29%(106)	10%(37)	0.3%(1)
1995	9%(33)	1%(5)	0
1996	18%(65)	2%(6)	0.3%(1)

Fuente: INE, SEMARNAP, 1997. Dirección General de Gestión e Información Ambiental.

Este panorama indica que existieron un total de 187 días en los cuales hubo por lo menos una excedencia sobre las normas de calidad del aire. Tan solo en 1994 hubo 106 violaciones a la norma. La frecuencia de excedencias a la norma de calidad del aire de las partículas suspendidas es la más importante en la ZMM, los valores más elevados se presentan generalmente en los primeros y últimos cuatro meses del año [INE, 1996]. Por otro lado, el ozono constituye junto con las partículas suspendidas el mayor problema de contaminación del aire en la ZMM, [Cardona, 1999].

– El desarrollo acelerado que se ha presentado en el AMM en los últimos años es evidente al observar los datos reportados por el Instituto Nacional de Ecología (INE). El AMM alberga a una población de casi 3 millones de habitantes,

un parque vehicular enorme (468 mil autos particulares, 161 mil camiones de transporte público y de carga) y una incipiente industria constituida por más de 9 mil de ellas, además de los establecimientos comerciales y de servicios. Todo este desarrollo urbanístico e industrial tiene un costo en cuanto a la degradación del medio ambiente y en repercusión con la salud de sus habitantes. Los costos en cuanto a la degradación de la calidad del aire son siempre asimilados por toda la sociedad, sin importar el estatus social o la condición económica.

Tomando en cuenta el desconocimiento actual que se tiene sobre los efectos en la salud de los contaminantes atmosféricos, resulta entonces preocupante el observar estas violaciones a las normas ambientales de la calidad del aire, sobre todo tomando en cuenta las implicaciones en la salud desde un punto de vista de exposición crónica.

1.3 Metodología de análisis del riesgo

Los impactos en la salud del ser humano, así como de los ecosistemas, son cuantificados mediante métodos o procedimientos llamados *metodologías de análisis de riesgo* con la finalidad de describir y analizar el grado de afectación por una degradación ambiental ya sea en el aire, suelo, agua o combinaciones de estos medios, los cuales constituyen por sí mismos *rutas de exposición* hacia el ser humano: inhalación, ingestión y contacto dérmico de los diferentes contaminantes en el ambiente. Por la inhalación es que los seres humanos estamos expuestos a una multitud de contaminantes atmosféricos. Las metodologías de análisis de riesgo analizan la exposición por contaminantes atmosféricos a través de las dosis inhalada en un periodo de tiempo determinado. Cuando existe un problema de calidad del aire, como el descrito en la sección anterior para el caso del AMM, en una zona urbana, es importante evaluar los efectos en la salud como resultado de esa exposición.

La incertidumbre en la dosis inhalada de un contaminante tiene que ver principalmente con el desconocimiento asociado de tres factores en la exposición: la concentración misma del contaminante, el lugar o zona geográfica donde se

encuentra la persona y el tiempo que dure la exposición. A su vez, estos tres factores se encuentran relacionados entre sí porque la concentración a la que esta expuesta la población depende del lugar donde se encuentren y la dosis depende del tiempo en que ahí permanezcan. Factores como la permanencia en lugares cerrados y abiertos no han sido todavía incorporados en las metodologías de análisis de riesgo.

Es importante desarrollar metodologías para describir y cuantificar el impacto de las degradaciones en la calidad del aire sobretodo desde un punto de vista de la salud humana. Las metodologías actuales toman en cuenta las características físicas de la sustancia en cuestión pero las relaciones y las interacciones con otras sustancias no han sido bien estudiadas debido principalmente al desconocimiento de los efectos en la salud como resultado de la combinación de los contaminantes en el aire. Además del desconocimiento de las variables involucradas en las metodologías, una causa principal es el desconocimiento sobre las dosis reales a las que las personas se encuentran expuestas en una zona urbana, sobretodo en una estudio de exposición por largos periodos de tiempo, tiene que ver con los patrones de movilidad de la población pues describen el lugar y el tiempo que permanecen en ese lugar. Actualmente la incorporación de estas características no se ha probado en las metodologías actuales de análisis de riesgo. En el Capítulo 2 de este trabajo se hace una descripción del estado actual de las metodologías de análisis de riesgo.

1.4 Objetivos.

El objetivo general de este trabajo es realizar un análisis de riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos criterio en el Area Metropolitana de Monterrey por medio del desarrollo de una metodología que permita identificar zonas de riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos mediante la aplicación de técnicas de los Sistemas de información Geográfica, SIG. La metodología incluye la utilización de métodos estadísticos para la valoración de las principales variables que intervienen en la estimación del riesgo, considerando relaciones entre ambientes cerrados y abiertos, patrones de actividad y movilidad de la población en el análisis de riesgo y la utilización de un modelo matemático que involucra los efectos a la salud por exposición combinada de diversos contaminantes.

Los objetivos específicos son:

- Obtención de mapas de densidad de población por grupos poblacionales en el AMM.
- Obtener mapas de concentración promedio anual en base horaria para el AMM.
- Delimitar las zonas de riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos criterio en el AMM, por medio de la aplicación de la metodología propuesta.
- Incluir en la metodología de análisis de riesgo: (1) patrones de movilidad de la población, (2) las relaciones entre la permanencia en interiores y exteriores, y (3) los efectos en la salud por exposición combinada de los contaminantes.

1.5 Justificación

Como se mencionó en párrafos anteriores, una de las principales incertidumbres en el proceso del análisis de riesgo reside en estimar las exposiciones a los contaminantes. El método más simple para estimarlo se basa en el valor promedio calculado de los datos de monitoreo de las estaciones que operan en la región donde reside la población, tal método puede ser aceptable y se ha utilizado en diferentes estudios [Krzyzanowski, 1997]. Sin embargo, la estimación de la exposición puede mejorar con la utilización de un modelo de diagnóstico que permita conocer las concentraciones en diferentes puntos de la zona de estudio por medio de un algoritmo de integración de los datos de concentración (recopilados por las estaciones de monitoreo) que se pueden correlacionar con los datos de población, a través de técnicas de Sistemas de Información Geográfica, utilizando información censal de las Areas Geoestadísticas Básicas, AGEB, proporcionada por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, INEGI, de tipo de actividad y de grupos de edad de la población.

La movilidad de la población no es fácilmente analizada en los estudios de riesgo. Con la presente metodología se implementan mediante SIG los patrones de actividad de los grupos poblacionales con la finalidad de mejorar el análisis de la exposición.

En el caso de los contaminantes atmosféricos, estos se encuentran en la atmósfera en una mezcla de gases y partículas tal que resulta difícil estimar las concentraciones correspondientes a un grupo o sector de la población para un espacio y un tiempo dado. Por medio de técnicas de SIG es posible manejar estas combinaciones en un análisis de riesgo. Debido a es misma mezcla es probable que algunos de ellos puedan interactuar para modificar los efectos fisiológicos de otros. La interacción entre los contaminantes gaseosos puede resultar en efectos aditivos, potenciativos o antagónicos. Los efectos aditivos ocurren cuando la exposición a varios contaminantes produce un efecto igual a la suma de los

efectos de los contaminantes actuando individualmente. Los efectos potenciativos son los que ocurren cuando la respuesta tóxica total a dos o más contaminantes es mayor que la suma de los efectos de cada uno actuando individualmente. Los efectos antagónicos ocurren cuando un contaminante aparentemente disminuye el

Otro aspecto que es posible implementar utilizando técnicas de SIG son las relaciones existentes entre las exposiciones en lugares cerrados y en lugares abiertos. Esto puede lograrse analizando los patrones de actividad de los sectores de la población. Desde el comienzo de los análisis de riesgo, numerosos estudios han demostrado que existe una diferencia importante en las exposiciones en lugares cerrado y abiertos, [Stern, 1977], [Halpern, 1978], [Brauer, 1997].

1.6 Contenido del presente trabajo.

En el Capítulo 2 se describen las relaciones causa efecto entre los contaminantes atmosféricos y la salud humana haciendo referencia a los tipos de estudios epidemiológicos que existen para determinar esas relaciones, además se analiza el concepto de riesgo ambiental y las metodologías utilizadas para su caracterización. En el Capítulo 3 se describe paso a paso la nueva metodología para la evaluación del riesgo ambiental propuesta en el presente trabajo y las consideraciones a realizar para su aplicación. En el Capítulo 4 se realiza el análisis estadístico de los datos calidad del aire de la zona metropolitana de Monterrey y se obtiene la estimación de los parámetros de las funciones de probabilidad de cada contaminante y por cada estación de monitoreo. Basándose en el comportamiento cíclico de los contaminantes se analiza también en el Capítulo 4 la dosis de inhalación que se utiliza en un estudio de riesgo. En el capítulo 5 se explica la aplicación del modelo de diagnóstico utilizado en la zona de estudio y se obtienen los mapas de concentración promedio anual por hora de los contaminantes atmosféricos en el AMM. En el Capítulo 6 se realiza la aplicación de la metodología propuesta en el presente trabajo en la caracterización del riesgo social en el AMM, introduciendo los patrones de movilidad, relaciones de exposición en interiores y exteriores y la aplicación de un

modelo matemático para describir efectos combinados de salud. Finalmente en los Capítulos 7 y 8 se muestran y analizan los resultados y las conclusiones, respectivamente, del presente trabajo.

CAPITULO 2

EVALUACION DE RIESGOS EN SALUD

En este capítulo se presenta el panorama general de las relaciones que existen entre la calidad del aire y el riesgo ambiental por exposición a contaminantes atmosféricos. Se muestran también los métodos actualmente utilizados para evaluación del riesgo ambiental, así como las ventajas y desventajas en la utilización de estos métodos.

2.1 Relaciones causa - efecto.

Las relaciones causa - efecto de los contaminantes atmosféricos sobre la salud humana no son fáciles de establecer, los dos principales factores que contribuyen a ello son: la variación en el tiempo y en el espacio que ocurre en la exposición de los individuos a lo largo de su vida y la diversidad en la sensibilidad de los individuos. Debido a que los seres humanos, y en especial los habitantes de las zonas urbanas, están expuestos a diferentes agentes desencadenantes de efectos adversos a la salud, y de entre los cuales la contaminación atmosférica es solo uno de ellos, todo esto contribuye a hacer difícil el establecimiento de relaciones conclusivas causa- efecto, [Godish Thad, 1991].

El análisis de la variación en la exposición a los contaminantes atmosféricos es importante porque está directamente relacionada con la dosis del contaminante, o mezcla de ellos, que ingresará al cuerpo humano y, por lo tanto, con los efectos a la salud que serán provocados, ya sea en corto, mediano o largo plazo. Dentro de los factores que ayudan a confundir las exposiciones asociadas de los individuos se encuentran: el tipo de ocupación de las personas, el tiempo

que permanecen en lugares abiertos o cerrados en diferentes localidades, debido a las diferencias en concentración que estos presentan, y el nivel socioeconómico; además la exposición, y por lo tanto la dosis dentro del organismo, varía con la combinación de dos o más contaminantes en la atmósfera, los efectos a la salud variarán también con la presencia de enfermedades infecciosas en los individuos y con las condiciones meteorológicas prevalecientes.

Además de los contaminantes atmosféricos, las variables meteorológicas, como la temperatura, humedad y velocidad del viento, contribuyen a que se presenten efectos adversos en la salud del ser humano en dos formas distintas: pueden debilitar los mecanismos naturales de defensa del organismo y pueden también incrementar el efecto tóxico de los contaminantes.

Es por todos conocido que la resistencia pulmonar disminuye en los días fríos, y que algunas infecciones de las vías respiratorias superiores suelen asociarse también con climas fríos. Por otro lado, la temperatura y la humedad relativa son ejemplos de variables meteorológicas que influyen en estas relaciones: estudios recientes han mostrado que la alta humedad relativa puede promover la formación de aerosoles ácidos además de influir en el tamaño de las gotas formadas, [Godish Thad, 1991].

Por otro lado, factores como el hábito de fumar, están directamente relacionados con la susceptibilidad del individuo para presentar efectos en su salud. Este tipo de factores puede además iniciar una hipersensibilidad o tolerancia por exposiciones previas a contaminantes similares. Otros factores, como el sexo y el estilo de vida del individuo, influyen también en la susceptibilidad del individuo. Nueva evidencia molecular indica que grupos específicos, caracterizados por trazas de predisposición genética, pueden presentar mayores riesgos a determinadas exposiciones, [Perera, 1997], esto significa que el grupo étnico, y la edad (la niñez, por ejemplo) juega un factor importante en la susceptibilidad a las enfermedades del individuo causadas por exposición a contaminantes atmosféricos.

2.1.1 Estudios epidemiológicos.

Las investigaciones epidemiológicas aplicadas al estudio de los efectos en la salud de los contaminantes atmosféricos se basan en métodos estadísticos para identificar las relaciones causa- efecto existentes. Los estudios epidemiológicos pueden clasificarse de acuerdo al periodo de exposición que se utilice en las pruebas epidemiológicas, así pueden ser agudos o crónicos, [LaGrega, 1994]. Las pruebas de exposición corta, referidas como "agudas", se utilizan para evaluar los efectos severos resultantes de la exposición a grandes dosis del contaminante en periodos cortos de tiempo. Como resultado de este tipo de pruebas surge la Dosis Letal (LD_{50}) y la Concentración Letal (LC_{50}) para el contaminante de prueba que miden la respuesta letal de una sustancia tomando como referencia al 50% de la población (animales) de un grupo de control.

Por otro lado, los estudios de epidemiológicos de exposición crónica se utilizan para evaluar si una exposición prolongada a cierta sustancia creará un efecto adverso en el individuo. Como resultado de este tipo de pruebas surgen los *lowest observed adverse effect level* (LOAEL) que representa la concentración más pequeña del contaminante asociada con algún efecto detectable, además de los *no observed adverse effect level* (NOAEL) el cual denota la concentración a la cual no se produce ningún efecto observable. Más adelante nos referiremos con más amplitud en estos parámetros.

En general, los estudios epidemiológicos se vuelven más necesarios conforme el riesgo atribuible a la contaminación atmosférica es menor y la duración de la exposición requerida para producir un efecto en la salud es mayor, por ello es que son particularmente útiles para las asociaciones entre la contaminación atmosférica y el desarrollo de enfermedades crónicas, así como entre efectos agudos en la salud, como mortalidad y morbilidad, y exposiciones a altos niveles de contaminación atmosférica.

Los estudios de las relaciones a largo plazo son más difíciles de establecer, pues tienen numerosas dificultades técnicas, tales como la duración propia del estudio, problemas de medición de la exposición por periodos prolongados y,

sobretudo, el control apropiado de los factores que inducen confusión en los resultados, los cuales han sido discutidos en la sección anterior. A pesar de todo ello, se han realizado algunos de estos estudios y han proveído de información muy importante sobre los impactos en la salud por contaminación atmosférica por exposición a largo plazo, [Abbey, 1995]. Otro ejemplo es el estudio realizado en más de 8000 adultos en seis ciudades en los Estados Unidos, [Dockery, 1993], con variaciones en los niveles de exposición por periodos de 14 a 16 años, entre 1974 y 1991, donde después del ajuste de factores como edad, sexo, hábito de fumar, educación, exposición ocupacional y peso corporal, se encontró una relación significativa entre la exposición a partículas suspendidas finas (PM_{2.5}) y expectativa de vida. Basado en este estudio y en el de Pope et al, [1995], es que Brunekreef, [1997], propone que el efecto de exposiciones crónicas a bajas concentraciones de partículas, PM_{2.5}, puede reducir la expectativa de vida por más de un año.

Las otras asociaciones han sido más o menos bien descritas para algunos desastres que han ocurrido y para exposiciones cortas [Schouten, 1996], [Ponce de León, 1996], [Vigotti, 1996], [Bassett, 1996], en la mayoría de estos estudios se encontraron relaciones estadísticamente significativas entre efectos en la salud por medio de relaciones entre el número de admisiones en emergencias hospitalarias por enfermedades respiratorias y exposiciones a altos niveles de contaminación. Los criterios que determinan el uso de estudios epidemiológicos incluyen el que no exista sesgo en la información, un control correcto de los factores que inducen a confusiones (descritos en la sección anterior) y mediciones de las exposiciones correspondientes. Los contaminantes más estudiados han sido los fotoquímicos, como el Ozono y el NO₂, el plomo, el SO₂ y las partículas suspendidas.

Los estudios epidemiológicos de exposiciones controladas en humanos se limitan a la observación de consecuencias inmediatas en la salud, y por razones éticas no pueden ser incluidas personas potencialmente más sensibles a contaminantes atmosféricos, como niños o ancianos, la mayoría de las veces los pocos individuos que se incluyen en los estudios limitan el alcance del mismo. Sin

embargo, estudios controlados a la exposición a O₃ en concentraciones similares a aquellas en el aire de exteriores han contribuido significativamente al estudio de la relación de la función pulmonar a la exposición a contaminantes, [Horstman, 1990], [Brauer, 1997], otros estudios con humanos han mostrado efectos en exposiciones también a corto plazo en actividades diarias en condiciones similares a las del medio ambiente, [Avol, 1983].

Debido a estas limitaciones, la mayoría de los estudios controlados se realizan en animales. Aún así, estos pueden proveer información valiosa, las limitaciones de los estudios en animales consisten en que, aunque en general tienen los mismos sistemas y órganos, éstos pueden ser estructural o fisiológicamente diferentes. Además, las especies varían en su sensibilidad a los contaminantes y tienen diferentes periodos de vida. Consecuentemente, los resultados obtenidos de estos estudios se extrapolan a humanos con algún elemento de incertidumbre. Un criterio que normalmente utilizan los epidemiólogos para reducir esta incertidumbre es si los resultados se pueden demostrar en otras especies de mamíferos, en especial primates.

La mayoría de los contaminantes atmosféricos están asociados con efectos en la salud con una etiología multifactorial, por eso los estudios epidemiológicos buscan comparar las frecuencias de esos resultados entre varios grupos expuestos a diferentes cantidades del contaminante estudiado y así obtener una curva que indique el riesgo asociado con cada nivel de exposición. Estas son conocidas como curvas dosis- respuesta, [Guilford, 1996]. A este respecto existe aún debate sobre los modelos, o curvas dosis - respuesta, que deben ser utilizados. Para exposiciones a agentes que se considera que incrementan el riesgo de contraer cáncer, se ha hecho tradicional recomendar que todas las exposiciones, sin importar la dosis, llevan un riesgo cancerígeno asociado, [Ricci, 1985], lo cual puede no ser totalmente cierto, dependiendo de los mecanismos receptor- dosis que gobiernen la exposición y en los análisis de los factores que influyen en la sensibilidad de los individuos, [Goldman, 1996].

Como se mencionó anteriormente, una tarea común de los análisis toxicológicos es encontrar los "No Observed Adverse Effect Level (NOAEL)". Al

igual que este parámetro, la asunción de la existencia de este nivel seguro es la base de los "Threshold Limit Values (TLV)" establecidos principalmente para salvaguardar la salud de los trabajadores en aquellas ocupaciones en las que están en contacto con sustancias químicas tóxicas.

Como en los estudios epidemiológicos de la población en general es muy difícil encontrar un "nivel" seguro de contaminación, debido a los factores previamente expuestos, la integridad de los resultados de los estudios epidemiológicos es muy importante para indicar la validez de las estimaciones de las relaciones entre exposiciones y sus consecuencias. A este respecto, si se quisiera medir el efecto de un compuesto en el organismo lo deseable es encontrarlo y cuantificarlo, o bien a su metabolito, en el órgano u órganos en donde se observa el efecto adverso (estos son los llamados métodos invasivos utilizados en toxicología). Como en los estudios epidemiológicos esto no es realmente posible, generalmente se utilizan "indicadores ambientales" para correlacionarlos, [Lebret, 1995], los más clásicos de los cuales son los datos de monitoreo atmosférico y los datos de admisiones a hospitales. Estos indicadores deben ser cuidadosamente considerados en el análisis para validar los resultados de estudios causa - efectos.

2.2 Análisis del riesgo ambiental.

Los términos *riesgo* y *peligro* son con frecuencia confundidos en su interpretación. Peligro es un concepto descriptivo y se refiere a la capacidad intrínseca de un elemento (una sustancia o contaminante por ejemplo) de causar un daño o perjuicio y es, por lo tanto, la fuente del riesgo. El peligro que sugiere una sustancia o contaminante depende de variables como su toxicidad, movilidad y persistencia en el ambiente, sin embargo la sustancia por si misma no representa un riesgo a menos que exista la posibilidad de una exposición. Riesgo implica, por el contrario, la probabilidad de sufrir algún efecto adverso por efecto de una exposición asociada al peligro. El enfoque es sumamente distinto pues

probabilidad (riesgo) implica una evaluación numérica, mientras que *posibilidad* (peligro) una evaluación descriptiva, [LaGrega, 1994]

Aunque el concepto de riesgo puede tener otras acepciones, es claro que riesgo ambiental está relacionado con aquellos riesgos asociados con el medio ambiente: las repercusiones que sobre la salud humana o sobre el medio ambiente tenga la exposición a contaminantes. A este respecto es importante hacer notar que, aunque se ha progresado más en el desarrollo de guías de procedimientos para la evaluación de riesgos a la salud humana que en las que existen para los efectos ambientales, éstos son también muy importantes, por ejemplo: desorganización de ecosistemas, daños a los cultivos, deterioro atmosférico y toda una amplia gama de efectos que se han reconocido como consecuencia de la acción de los contaminantes antropogénicos.

2.2.1 Análisis de riesgos en salud.

Con base en lo anterior, el *análisis de riesgo* comprende un proceso sistemático para describir y cuantificar los riesgos asociados con sustancias, procesos, acciones o eventos peligrosos, [Covello, 1993]. Por ser un análisis de cuantificación, existen incertidumbres asociadas que deben ser evaluadas y descritas junto con el resto del proceso. Para evaluar la magnitud y naturaleza del riesgo en la población a contaminantes tóxicos se deben investigar las características de: 1. La fuente del riesgo, es decir su potencial para exponer uno o varios agentes de riesgo 2. El proceso de exposición, que implica tanto en su magnitud como en su frecuencia y duración, y en la naturaleza de la población o medio ambiente expuesto y 3. Las consecuencias de esas exposiciones en la salud humana, en el medio ambiente o en ambos.

El término *administración del riesgo* (risk management) es otro concepto sobre el que es necesario aclarar sus diferencias con el análisis de riesgo. En realidad, el propósito del análisis de riesgo es de proveer de la información necesaria para identificar, evaluar, seleccionar e implementar acciones apropiadas de control del riesgo, es decir administrarlo, con el fin de salvaguardar la salud de

la población. Lo anterior puede observarse en la Figura 2.1 donde se muestra esta relación que existe entre ambos términos. El análisis de riesgo funge entonces como una herramienta para la toma de decisiones en la administración del riesgo, y es imprescindible para llevar a cabo acciones que minimicen el riesgo.

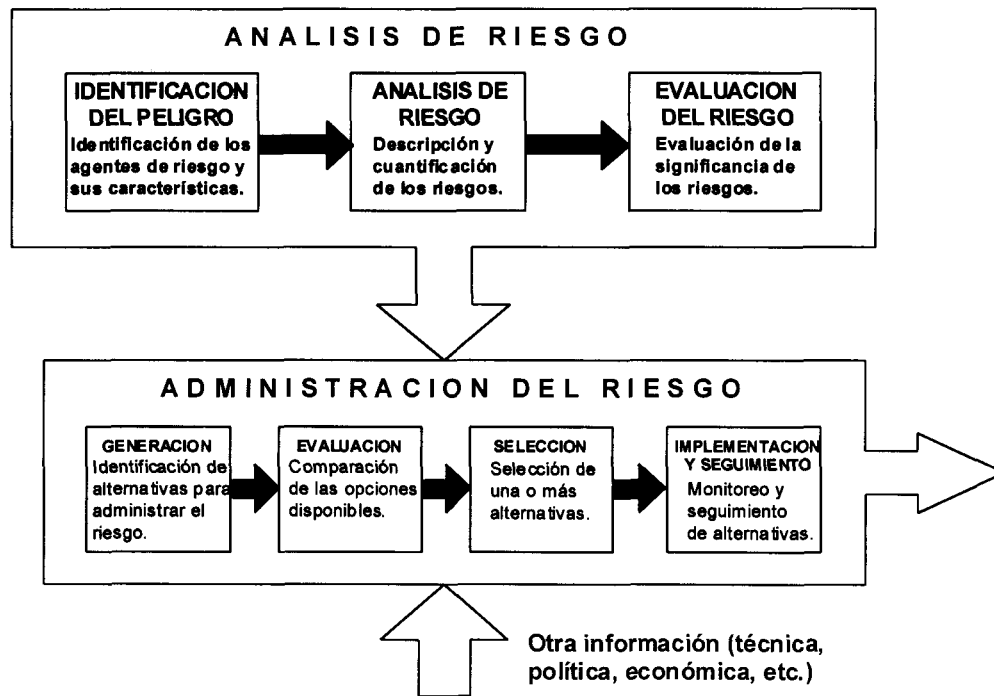


Figura 2.1. Etapas de un Análisis de Riesgo, [Covello, 1993].

Para representar un riesgo en la salud humana, una sustancia tiene que ser tanto tóxica, es decir presentar un peligro intrínseco, como estar presente en el ambiente en un nivel significativo de manera que pueda generar efectos adversos en el ser humano por efecto de una exposición. La evaluación de riesgos interpreta la evidencia sobre estos puntos, juzgando si un efecto adverso ocurrirá o no y, si corresponde, haciendo los cálculos necesarios para estimar el alcance de los efectos totales.

2.2.2 Metodología para la evaluación de riesgos en salud.

En base en la definición anterior del análisis de riesgo, un método de evaluación del riesgo ambiental es un procedimiento sistemático que utiliza la información disponible para cuantificar los impactos a la salud o medio ambiente. La National Academy of Science, NAS, creó en 1983, a través de la National Research Council, NRC, en Estados Unidos, un modelo de cuatro etapas que luego adquirió la EPA como metodología para el análisis de riesgo por sustancia contaminantes, a partir de ahí, numerosas instancias gubernamentales han adoptado también esta metodología para el mismo fin. Por otro lado, Covello y Mekhofer, [Covello, 1993] presentan una estructura similar a la propuesta por la NAS de cuatro etapas en su metodología. Las cuatro etapas son: identificación del peligro, análisis de la exposición, análisis de las consecuencias y caracterización del riesgo.

1. Identificación del Peligro. En esta etapa se identifican los peligros potenciales mediante el peso de la evidencia disponible y se decide si una sustancia puede presentar un efecto adverso en particular sobre la salud. Típicamente este paso incluye una descripción de los tipos, cantidades y probabilidades de que se libere una sustancia química o contaminante, así como una descripción de cómo esos atributos pueden cambiar como resultado de otras acciones o eventos.

Debido a la multitud de sustancias con propiedades tóxicas en la atmósfera, y en lugares cerrados, es importante seleccionar los contaminantes, o mezcla de ellos, a considerar en un análisis de riesgo; esto se hace generalmente basándose en la calidad, cantidad y disponibilidad de los datos (tanto en sus efectos de salud como en sus concentraciones). Es importante aclarar que en análisis de riesgo de situaciones de contaminación específicas, como las emisiones de una industria por ejemplo, la selección es más directa debido a la fuente.

Los contaminantes criterio son comunes en zonas urbanas y en general en todos aquellos lugares donde se utilizan combustibles fósiles como fuente de energía; por ser antropogénicos, su concentración depende, entre otras cosas, de

la intensidad de las actividades humanas en esas zonas, a la calidad de los combustibles utilizados, las tecnologías de combustión y de control de la contaminación empleadas, así como de mecanismos de transporte en la atmósfera los cuales, a su vez, dependen de diversos factores específicos de la zona: meteorología, tipo de suelo, deposición, etc. Además, la presencia de contaminantes secundarios depende de sus precursores y de condiciones que promuevan esas transformaciones, tal es el caso del ozono que depende de la presencia de NO_2 y de luz solar de longitud de onda corta, y al reaccionar con NO reduce la concentración de éste cerca de sus fuentes, también la presencia de compuestos orgánicos influye en la formación y desaparición de ozono, [Seinfeld, 1996]. Covello, [1993] presenta una clasificación taxonómica de los métodos utilizados para el análisis de riesgos, además de una tabla donde categoriza los métodos principales que se utilizan para llevar a cabo esta metodología de cuatro etapas. Algunos de los que Covello menciona en la primera etapa de la identificación del peligro incluyen utilizar modelación computacional, monitoreo o métodos estadísticos.

2. Análisis de la Exposición. Una vez que se ha realizado el primer paso de la metodología sobre la identificado el peligro y los mecanismos de liberación al ambiente, se analizan las condiciones y características relevantes de las exposiciones, reales y potenciales, a esos agentes de riesgo. Típicamente, el análisis de la exposición incluye una descripción de la intensidad, duración y frecuencia de las exposiciones, las cuales pueden ser a través de varios medios: aire, agua, suelo, o comida, y por diferentes rutas en el cuerpo humano: ingestión, inhalación y/o absorción por la piel, además incluye una descripción de la cantidad y naturaleza de la población expuesta, pues hay preocupación por los sectores de la población con mayor sensibilidad, como los niños, ancianos y personas que sufren de enfermedades respiratorias.

En la exposición a contaminantes atmosféricos es necesario investigar la representatividad de los datos disponibles. Por ejemplo, si las estaciones de monitoreo de la calidad del aire se encuentran en zonas cercanas a las fuentes de

contaminación, o si se encuentran fuera de las zonas residenciales, o muy lejanas de los centros de población, no deberían ser directamente consideradas en el análisis de la exposición. Para la etapa de análisis de la exposición, Covello [1993] propone utilizar los métodos de monitoreo, modelos de exposición por rutas para el cálculo de las dosis y pruebas de laboratorio y de campo a fin de conocer la exposición.

3. Análisis de las Consecuencias. En esta etapa se determina la relación entre la magnitud de la exposición y la probabilidad de los efectos en salud. Típicamente incluye la especificación de las enfermedades, decesos y daños causados (cambio en la magnitud de una variable de salud) por los escenarios de exposición. Como se mencionó en la sección anterior, los experimentos en animales han sido los más comúnmente utilizados para estudiar las respuestas biológicas a contaminantes y químicos, la extrapolación de los resultados requiere un estudio de las incertidumbres asociadas y las asunciones realizadas.

Los datos toxicológicos, que también suelen derivarse de estudios ocupacionales y clínicos, forman una relación dosis respuesta que da una idea del grado de toxicidad del contaminante o compuesto. Para el propósito de cuantificar los riesgos en la salud humana, las sustancias son caracterizadas como cancerígenas y no cancerígenas. La distinción es importante porque los dos generan respuestas diferentes por las expresiones matemáticas en el cálculo del riesgo.

Sustancias no cancerígenas: se considera que las sustancias no cancerígenas tienen límites debajo de los cuales no se observan efectos en la salud, una curva típica de dosis respuesta para una sustancia no cancerígena se observa en la Figura 2.2, [Rao, 1991]. Este límite se conoce como Dosis de Referencia, (Reference Dose, RfD) y corresponde a la toma diaria que no causará efectos en la salud humana en un periodo de exposición. Cuando las sustancias afectan a varios órganos o sistemas del cuerpo humano se obtiene la RfD con el valor más pequeño de la dosis para la cual se presentan efectos, así se protege tanto el órgano o sistema más sensible a la sustancia y también los demás.

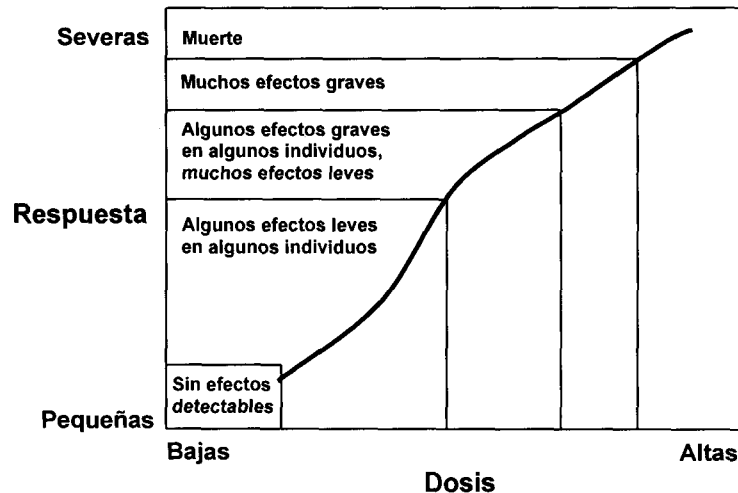


Figura 2.2. Curva típica hipotética de dosis respuesta para una sustancia no cancerígena, [Rao, 1991].

El riesgo por exposición a una sustancia no cancerígena se obtiene evaluando el Cociente de Peligro, CP, ver Ecuación 2.1. El cociente de peligro es la razón aritmética de la toma diaria estimada, TCD, de la sustancia con respecto a la dosis de referencia, RfD, recomendada. Por lo tanto un CP igual o mayor a la unidad indica la posibilidad de un efecto adverso a la salud como resultado de la exposición. Similarmente, valores menores a la unidad indican que no existirán efectos adversos en la salud por efecto de la exposición.

Sustancias cancerígenas: para las sustancias cancerígenas, la EPA ha adoptado un modelo lineal para el cual no existe un umbral en la dosis, lo cual implica que existe algún riesgo para los cancerígenos a cualquier dosis de exposición. Como se mencionó esto es debatible pues se han encontrado algunos cancerígenos que tienen umbrales, [Guildford, 1996], [Goldman, 1996], [Perera, 1997], [Ricci, 1985]. Una curva típica para una sustancia cancerígena se observa en la Figura 2.3, [LaGrega, 1994], en donde la relación dosis respuesta se reporta convencionalmente como la probabilidad de incidencia de cáncer a lo largo de la vida de acuerdo a la dosis recibida por efecto de una exposición a la sustancia.

$$CP = \frac{TCD}{RfD} = \frac{(c)(TI)(TE)(FE)(DE)}{(PC)(TP)R_f D} \quad (2.1)$$

Donde:

- CP* : Coeficiente de peligro, []
- c* : Concentración del contaminante, [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
- TI* : Tasa de inhalación, [m^3/hr]
- TE* : Tiempo de Exposición, [$\text{hr}/\text{día}$]
- FE* : Frecuencia de Exposición, [$\text{día}/\text{año}$]
- DE* : Duración de la Exposición, [días]
- PC* : Peso Corporal, [kg]
- TP* : Tiempo Promedio de la exposición, [días]
- TCD*: Toma Crónica Diaria, [$\text{mg}/\text{kg}/\text{día}$]
- RfD*: Dosis de Referencia, [$\text{mg}/\text{kg}/\text{día}$]

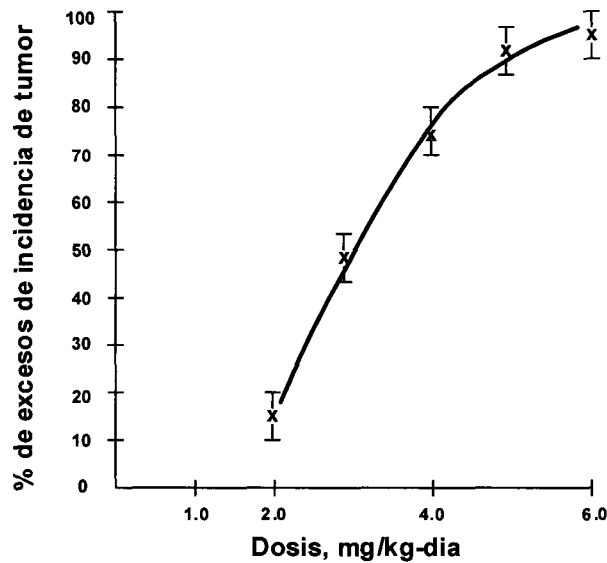


Figura 2.3. Curva típica hipotética de dosis respuesta para una sustancia cancerígena, [LaGrega, 1994].

La pendiente de esta curva, en el tramo rectilíneo comprendido por el rango más pequeño de la dosis, se conoce como Factor de Potencia, (conocido como Slope Factor, SF) y representa el potencial cancerígeno de la sustancia. El factor

de potencia se calcula con el 95% de los límites de confianza de la curva (es decir, es conservador 19 de 20 ocasiones), y sus unidades son inversas a las de la dosis de exposición, es decir $[\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{día}]^{-1}$. Así, la probabilidad de cáncer para una determinada exposición se calcula multiplicando el factor de potencia, SF, de la sustancia por la dosis de exposición, llamada Toma Crónica Diaria, TCD. El cálculo realizado en este caso se describe con la Ecuación 2.2.

$$\text{Riesgo} = (\text{TCD})(\text{SF}) \quad (2.2)$$

Donde:

TCD : Toma Crónica Diaria, $[\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{día}]$

SF : Factor de Potencia, $[\text{kg}\cdot\text{día}/\text{mg}]$

De acuerdo al peso de la evidencia de los estudios cancerígenos, la EPA clasifica como *Comprobado Cancerígeno*, *Probable Cancerígeno* y *Posible Cancerígeno* en humanos, a las sustancias que han inducido cáncer en humanos, cáncer en varias especies de animales y cáncer en una especie animal, respectivamente. Toda esta información toxicológica se encuentra disponible en varios medios, impresos o virtuales, de manera que el analista puede hacer uso de ella en los estudios de riesgo.

Tal vez una de las fuentes de datos toxicológicos más utilizadas es la *Integrated Risk Information Systems* [IRIS]. Otras no menos importantes incluyen: el *Health Effects Assessment Summary Tables* (HEAST), la *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) y otros centros compiladores de información toxicológica como la National Library of Medicine, Toxnet y la Syracuse Research Center. En todas ellas, las bases de datos toxicológicos son actualizadas periódicamente y son disponibles a través de Internet. Para la etapa de análisis de las consecuencias Covello [1993] incluye las pruebas en animales y humanos, estudios epidemiológicos para los modelos de dosis respuesta como métodos para estimar las consecuencias de la exposición en el análisis de riesgo.

4. Caracterización del Riesgo. Este paso es el resultado de la integración de los tres anteriores y su finalidad es obtener numéricamente la magnitud de los riesgos asociados. Típicamente incluye la cantidad en % de la población que se espera sufrirá efectos adversos en el tiempo, indicaciones de la magnitud y naturaleza de las consecuencias en la salud y, muy importante, un análisis de las incertidumbres asociadas durante el análisis de riesgo.

En La Figura 2.4 se muestran esquemáticamente las etapas antes descritas que constituyen el análisis de riesgo. Como ya se ha mencionado, el cálculo respectivo de los riesgos asociados depende de la clasificación de la sustancia como cancerígena o no cancerígena. Debido a la incertidumbre actual de los datos toxicológicos, se utilizan factores de seguridad en la metodología para conservar análisis prudentes, de esta manera se sobrestima el riesgo calculado, resultando en un enfoque conservador. Por ejemplo para no cancerígenos, la extrapolación de las RfD en animales a humanos utiliza un factor de seguridad de diez, y otro más para considerar la variación en la sensibilidad en la población humana. Para la última etapa, estimación del riesgo, se puede utilizar métodos estadísticos, análisis del caso más probable y del peor escenario a fin de caracterizar el riesgo.

2.2.3 Fuentes de incertidumbre.

Como se puede observar de un análisis de riesgo, una parte muy importante es el tipo, cantidad y la calidad de la información disponible para el estudio. Como los métodos utilizados en cada una de las cuatro etapas de la metodología tienen deficiencias que introducen incertidumbre, y no tienen el estatus de acuerdo científico incontrovertible, es esencial examinar y explicar el grado de incertidumbre asociado con las estimaciones realizadas de las variables que en cada etapa están involucradas. A este respecto, la EPA ha generado un reporte, que se actualiza periódicamente, titulado Exposure Factors Handbook, [EPA, 1997], que contiene un estudio estadístico detallado de las variables que se utilizan en los análisis de riesgos. En el siguiente capítulo se estudiará con detalle la representatividad y la incertidumbre asociada con este tipo de datos.

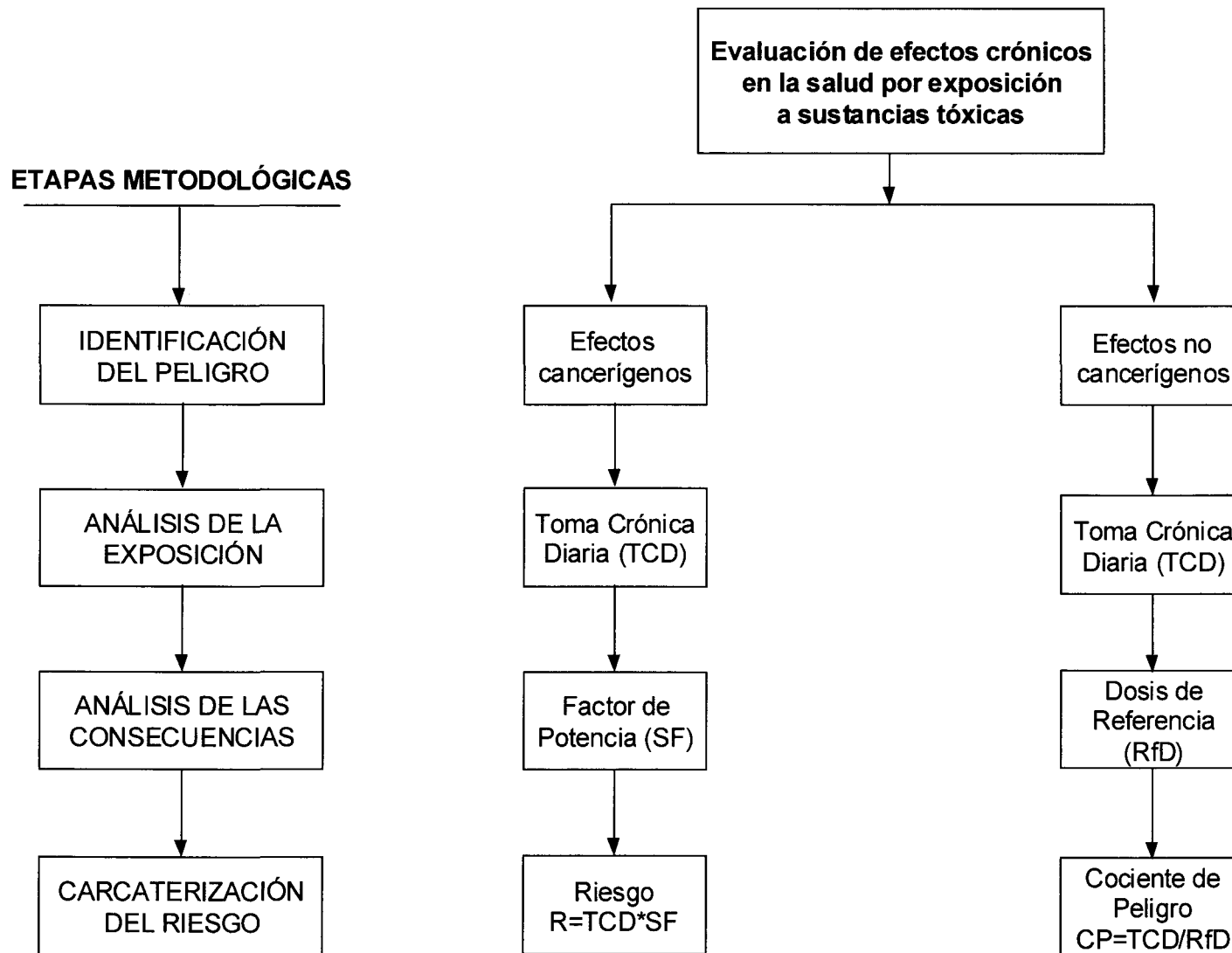


Figura 2.4. Descripción esquemática de las etapas metodológicas utilizadas en el análisis de riesgo.

CAPITULO 3

DESCRIPCION DE LA NUEVA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DEL RIESGO AMBIENTAL MEDIANTE SIG

En este capítulo se describe en forma general la metodología para el análisis de riesgo propuesta en este trabajo, el tipo de variables involucradas en la exposición a los contaminantes atmosféricos en zonas urbanas y se da una explicación de su aplicación para la primera etapa de la metodología para llegar a la caracterización del Índice de Riesgo. A lo largo del capítulo se discute la aplicación de la metodología al AMM.

3.1 Marco conceptual.

La metodología consiste en la integración de las cuatro etapas que fueron descritas en el capítulo anterior, *análisis de la liberación de los contaminantes, análisis de la exposición, análisis de las consecuencias y caracterización del riesgo*, con técnicas empleadas en Sistemas de Información Geográfica. El aporte esencial reside en el análisis de la exposición a los contaminantes atmosféricos. La hipótesis consiste en que el análisis de la exposición mejora con la discretización de los datos de contaminación atmosférica (calidad del aire), y los datos de población (grupos de edad y patrones de actividad y movilidad) en un dominio de modelación al integrarlos en un SIG. Esta característica permite la utilización de un modelo aritmético que considere los riesgos a la salud por la exposición combinada de los contaminantes atmosféricos, utilizando para ello las mismas expresiones del cálculo del riesgo que utiliza la metodología de cuatro etapas.

3.2 Descripción General.

La metodología se presenta en los siguientes 7 pasos y puede verse esquemáticamente en la Figura 3.1.

- 1.- Identificar las principales variables involucradas en la exposición a los contaminantes atmosféricos para la población en una zona urbana.
- 2.- Determinar y/o estimar las distribuciones de probabilidad de cada variable.
- 3.- Discretizar las variables mediante un modelo de diagnóstico en un dominio de modelación (celdas) de la zona de estudio.
- 4.- Caracterizar el riesgo en cada celda del dominio mediante un SIG integrando los patrones de actividad, grupos de edad y movilidad de la población.
- 5.- Expresar el efecto global de la combinación de los contaminantes en cada celda de la malla del dominio.
- 6.- Reunir las capas de información anteriores en un solo dominio de riesgo global.
- 7.- Realizar un análisis de la incertidumbre asociada en el proceso utilizando las distribuciones de probabilidad de cada variable.

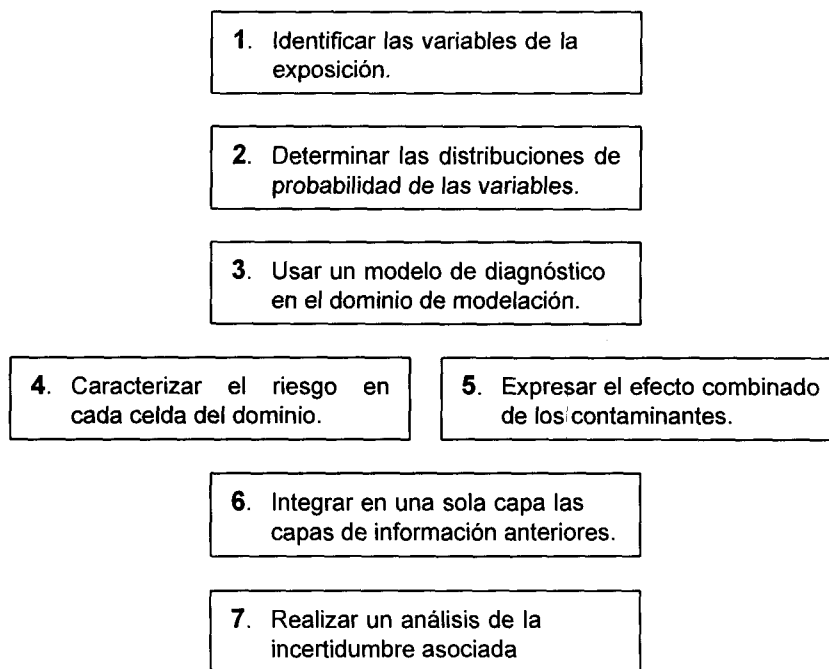


Figura 3.1. Descripción general esquemática de la metodología propuesta.

Como se mencionó en el capítulo 2, el análisis de riesgo debe servir como una herramienta de información para los tomadores de decisiones de la administración del riesgo. La selección de la(s) estrategia(s) de control de la contaminación más conveniente en cada zona urbana en particular debe estar sustentada también en el análisis de los impactos esperados que tendrán sobre los ecosistemas y sobre la salud humana. Por ejemplo, la Tabla 3.1 describe una forma del análisis costo/beneficio que se debe tomar en consideración en la administración del riesgo.

Tabla 3.1. Relación Costo/Beneficio de las estrategias de control de la contaminación considerando población y ecosistemas.

SITUACION ACTUAL	ESTRATEGIAS DE CONTROL				
	E ₁	E ₂	E ₃	...	E _n
R_{ap} =Riesgo actual Población	R _{p1}	R _{p2}	R _{p3}	...	R _{pn}
C = Costos de la estrategia	\$Costo _{p1}	\$Costo _{p2}	\$Costo _{p3}		\$Costo _{pn}
I_p = Indice Poblacional = $\Delta R_p / C_i$	ΔR_{p1}	ΔR_{p2}	ΔR_{p3}	...	ΔR_{pn}
R_{ae} =Riesgo actual Ecosistemas	R _{e1}	R _{e2}	R _{e3}	...	R _{en}
C = Costos de la estrategia	\$Costo _{e1}	\$Costo _{e2}	\$Costo _{e3}	...	\$Costo _{en}
I_e = Indice Ecosistemas = $\Delta R_e / C_i$	ΔR_{e1}	ΔR_{e2}	ΔR_{e3}	...	ΔR_{en}
Riesgo Ponderado	R _{pond1}	R _{pond2}	R _{pond3}	...	R _{pondn}

De acuerdo con la Tabla 3.1, las diferentes estrategias de control, E₁, E₂, E₃, ..., E_n de la contaminación que puedan llevarse a cabo en la zona de estudio tienen un impacto tanto en la población como en los ecosistemas ambientales de los que forma parte. El impacto esta referido en costos económicos, ΔC_i , de la

población si la medida de control no se llevase a cabo (es decir lo que tendría que invertirse en un futuro para remediar la situación ambiental adversa si en el momento actual no se realizara la estrategia) menos el costo actual, valor presente, de implementarla, ver Ecuación 3.1.

$$\Delta C_i = Costo_i - Costo Actual \quad (3.1)$$

Por el otro lado, el diferencial del riesgo asociado a cada estrategia, ΔR_i , tanto para los ecosistemas como para la población esta referido a la evaluación del riesgo actual menos el riesgo esperado con la implementación de la estrategia E_i , ver la Ecuación 3.2. Esta diferencia se esperaría siempre positiva, de lo contrario la estrategia de control no es benéfica y se rechazaría automáticamente. La razón $I = \Delta R_i / C_i$, es el Índice respectivo, Ecuación 3.3, y representa un indicador de la(s) mejor(es) estrategia(s) desde el punto de vista del impacto en salud y en ecosistemas.

$$\Delta R_i = R_{actual} - R_i \quad (3.2)$$

$$I_i = \frac{\Delta R_i}{C_i} \quad (3.3)$$

El riesgo ponderado, R_{pond} , ver Ecuación 3.4, corresponde a la ponderación de los dos índices antes calculados: I_p , I_e , dándole un peso porcentual a cada uno de los dos rubros: población y ecosistemas, f_p y f_e respectivamente.

$$R_{pond} = f_p I_p + f_e I_e \quad (3.4)$$

Las estrategias de control que tengan el riesgo ponderado menor serán las que tendrán un mayor y mejor impacto en la población y en los ecosistemas, además de que resultarán económicamente más factibles. Una de las ventajas al utilizar este procedimiento es que es posible evaluar diferentes estrategias de

control de la contaminación únicamente al cambiar el escenario de la concentración de los contaminantes en el aire. Esto puede apreciarse en la Figura 3.2, donde el campo de concentraciones corresponde al escenario propuesto como resultado de una estrategia de control, de esta manera el procedimiento es el mismo al intercambiar el escenario por uno distinto.

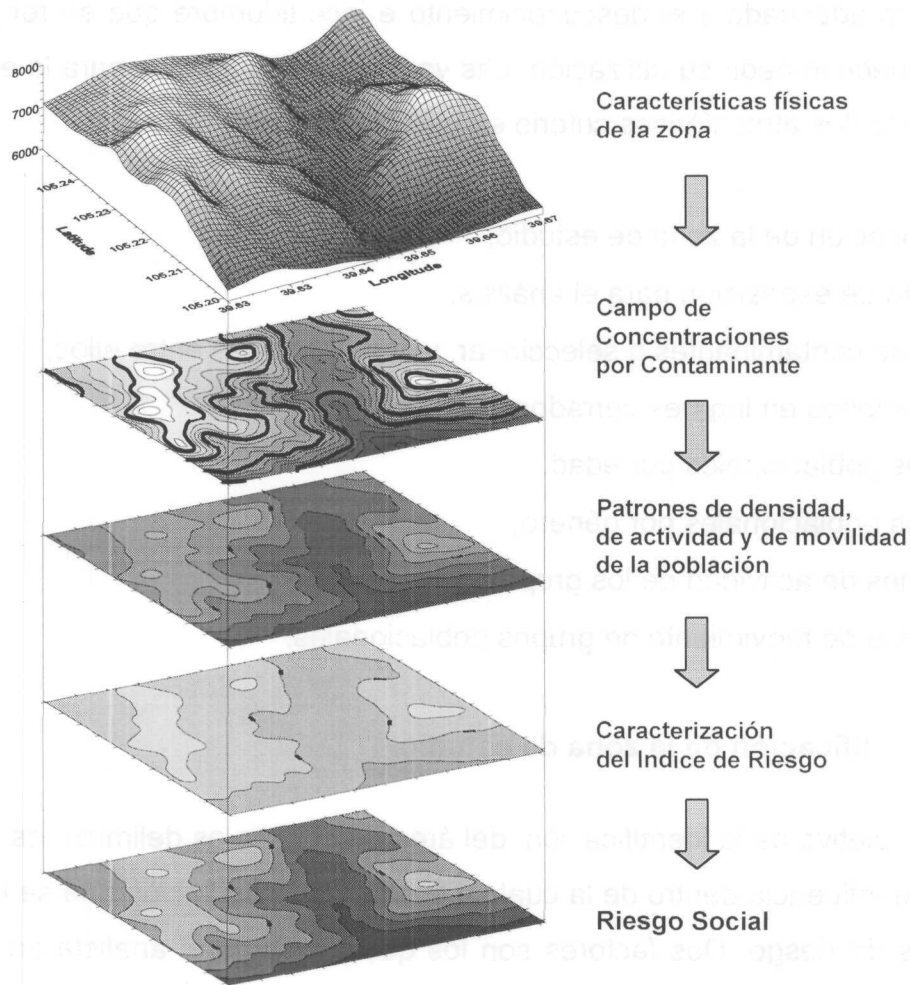


Figura 3.2. Descripción de la evaluación de estrategias de control.

A continuación se describirá la primera etapa, *identificación de variables*, de la metodología propuesta, mientras que el resto de las etapas se describirán en los siguientes capítulos.

3.3 Identificación de variables.

La metodología de cuatro etapas comienza investigando la naturaleza de las variables, y sus relaciones que representan el peligro para la población. No todas las variables identificadas pueden ser integradas en el análisis de riesgo en una primera instancia, al menos no con certidumbre en los resultados, la falta de información adecuada y el desconocimiento e incertidumbre que se tenga de las mismas puede impedir su utilización. Las variables involucradas para la exposición a contaminantes atmosféricos criterio en una zona urbana incluyen:

- Identificación de la zona de estudio,
- Periodo de exposición para el análisis,
- Tipos de contaminantes a seleccionar, y sus relaciones entre ellos,
- Exposiciones en lugares cerrados y/o abiertos,
- Grupos poblacionales por edad,
- Grupos poblacionales por género,
- Patrones de actividad de los grupos poblacionales,
- Patrones de movimiento de grupos poblacionales.

3.3.1 Identificación de la zona de estudio.

El objetivo de la identificación del área de estudio es delimitar los límites de la zona de influencia dentro de la cual se encuentra la población que se incluirá en el análisis de riesgo. Dos factores son los que ayudarán al analista de riesgos a delimitar la zona de estudio:

- a) La distribución espacial de la población en la zona urbana y
- b) Las características físicas de la cuenca atmosférica.

Conociendo la distribución espacial de la población, tanto la actual como la proyectada por los planes de desarrollo urbano de la zona urbana, es posible delimitar el área de manera que se incluya tanto a la población presente como a la

futura. Los métodos para lograr esto incluyen mapas e información cartográfica, información censal, fotografías aéreas y las imágenes satelitales, los cuales pueden utilizarse simultáneamente para obtener mejores resultados. Por otro lado, las visitas de campo serán útiles para corroborar la información proporcionada por los medios anteriores.

Estos mismos medios permitirán identificar no solo la distribución espacial sino la distribución de la densidad de la población expuesta, o potencialmente expuesta, al identificar los suburbios urbanos, zonas comerciales, las zonas industriales y los diferentes tipos de uso de suelo de la zona.

Como el interés es analizar la exposición a los contaminantes atmosféricos es necesario tomar en cuenta en el análisis las características físicas de la cuenca atmosférica de la zona urbana, ya que esas características delimitarán el destino y el transporte de los contaminantes en el aire. La topografía, los parámetros superficiales (rugosidad aerodinámica, uso de suelo, factores de deposición seca y húmeda), el tipo y la localización de las fuentes de emisión (continuas, intermitentes, fijas, móviles, puntuales, lineales, de área, de volumen, antropogénicas o naturales), así como las variables meteorológicas de la zona (altura de mezclado, campos de viento, temperaturas, humedad superficial, radiación solar total y ultravioleta) y la naturaleza de los contaminantes, son los factores que determinarán la dispersión de los mismos en la cuenca, [Seinfeld, 1996].

El análisis de la dispersión de los contaminantes en la cuenca puede realizarse por monitoreo y/o por modelación por computadora, y generalmente se utilizan en conjunto. Muchos de estos modelos pueden ser accesados directamente por el público, [EPA, 1999], e incluyen algunos o todos (dependiendo de la complejidad del modelo) de los parámetros anteriormente descritos. En este primer paso de la metodología, sin embargo, la utilización de modelos de dispersión es aconsejable como una aproximación a la descripción general de la situación de la cuenca y el comportamiento de los contaminantes, y no como un análisis conclusivo del estado de la misma.

Con los dos análisis anteriores: la) La distribución espacial de la población en la zona urbana y b) Las características físicas de la cuenca atmosférica, se delimita la zona de estudio. Por medio de la generación de una malla computacional, se delimita a su vez el área de interés de acuerdo a estos dos criterios. Las mallas computacionales son una manera efectiva de dividir hipotéticamente en zonas el área de estudio. Generalmente por estas zonas se utilizan áreas geométricas simples, como cuadrados y rectángulos, para conformar una malla, tal como la que se puede apreciar en la Figura 3.3.

Una ventaja esta forma de dividir el área de estudio es que cada celda que conforma la malla computacional puede *georreferenciarse*, es decir se pueden localizar sus coordenadas con la latitud, longitud y altitud con respecto al globo terráqueo. Además de que las celdas pueden ser de forma rectangular o cuadrada, y no necesariamente deben tener el mismo tamaño, pueden también incluirse submallas: dentro de la malla superior conformada por celdas de tamaño más grande se incluye una malla con celdas más pequeñas, también georreferenciadas, esto permite discretizar aún más la información. Para delimitar el tamaño de las celdas se debe tomar en cuenta el trabajo posterior de manejo de información como en la discretización de los datos poblacionales y la utilización del modelo de diagnóstico subsecuente.

En el presente caso se seleccionó el área de estudio en el AMM delimitada en la Figura 3.3, la imagen obtenida es satelital del tipo LANDSAT TM, y permite distinguir la zona urbana y diversos usos del suelo, la ubicación de la malla se indica con el cuadrículado y se muestra también la localización de las 5 estaciones de monitoreo con que cuenta el AMM. El tamaño de la malla fue de 35000 m por 25000 m, con un tamaño de celda 1000 m por 1000 m, lo cual permite discretizar confiadamente la información poblacional proporcionada por las Areas GeoEstadísticas Básicas, AGEB, de la información censal del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, INEGI, cuyo tamaño promedio es apenas mayor, por inspección visual, que la celda propuesta.

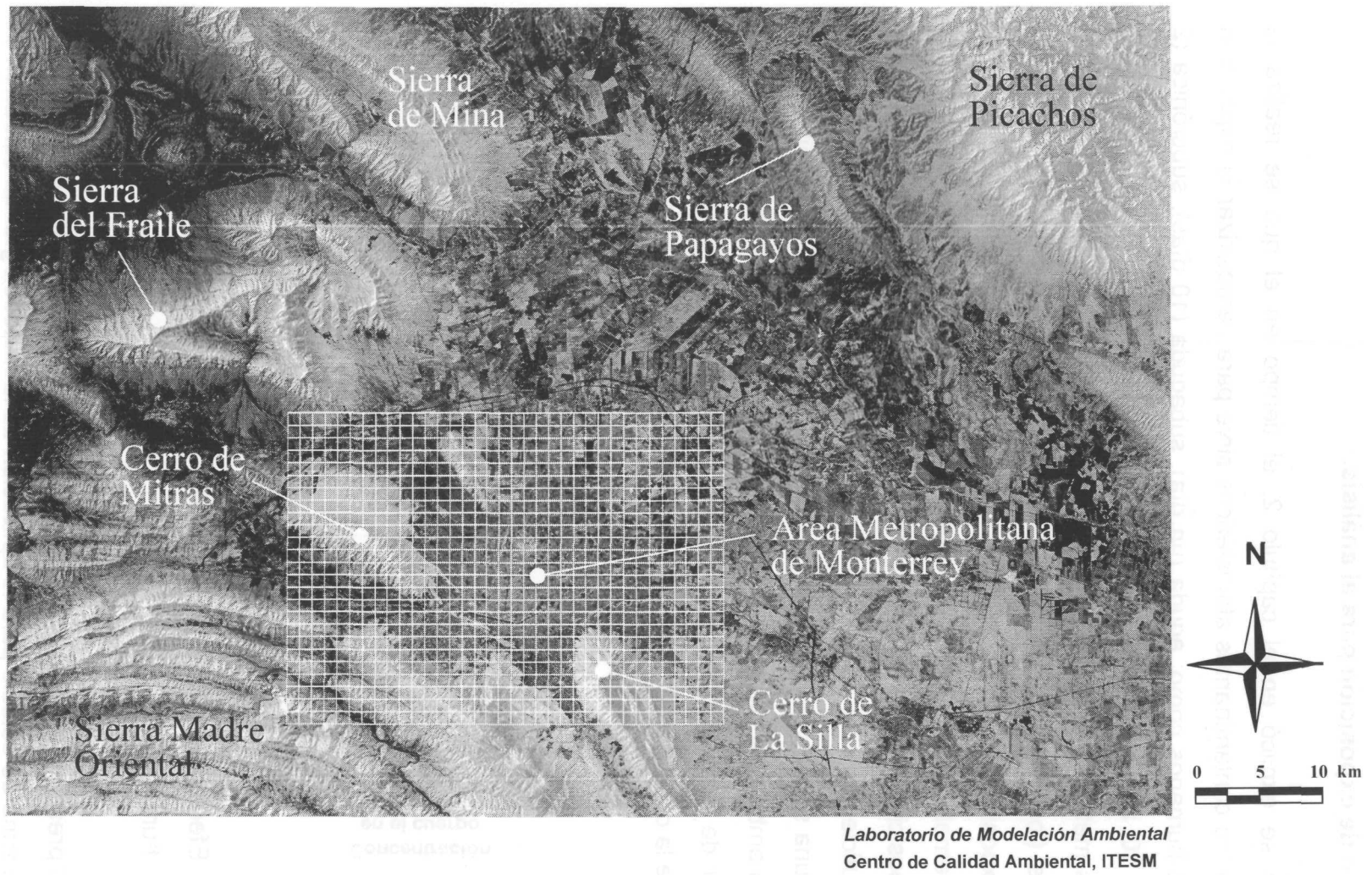


Figura 3.3. Identificación de la zona de estudio y malla computacional.

3.3.2 Periodo de exposición para el análisis.

Como se explicó en el capítulo 2, el tiempo en el que se realiza la exposición a los contaminantes atmosféricos sirve para caracterizar la exposición en los seres humanos como: aguda (un día), subaguda (10 días), subcrónica (2 semanas a 10 años) y crónica (7 años y de por vida), [USEPA, 1997]. Los mecanismos metabólicos de desintoxicación y/o excreción en los seres humanos determinan el (los) efecto (s) tóxico (s) que se presentarán en durante y al final del tiempo de exposición.

Un ejemplo de lo anterior puede apreciarse en la Figura 3.4, en la cual la repetida exposición a un contaminante dado a dos diferentes dosis, ninguna de las cuales es suficientemente grande por si misma para causar un efecto adverso en la salud en una sola exposición, y en donde el intervalo entre las exposiciones es el mismo en ambas, la razón de desintoxicación es sobrepasada en el caso de la dosis mayor de manera que con el tiempo se alcanza el límite de toxicidad, a diferencia de la dosis menor en la que se permite al cuerpo liberarse de su efecto.

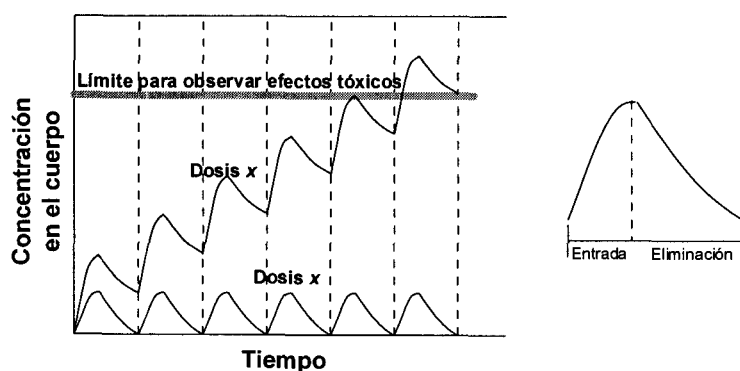


Figura 3.4. Efecto de la dosis del contaminante en la concentración en el cuerpo humano, [LaGrega, 1994].

En el presente trabajo se considerará el Area Metropolitana de Monterrey, AMM, como zona de estudio para la aplicación de la metodología. La selección de los contaminantes a incluir en el estudio de riesgo se basó en la accesibilidad de

los datos proporcionados por la red de monitoreo atmosférico instalada en 1993 por la Subsecretaría de Ecología a través del proyecto denominado Sistema Integral de Monitoreo Ambiental (SIMA) con la finalidad de contar con información continua de los niveles de contaminación ambiental en el AMM.

La metodología que se propone está diseñada para estudiar los riesgos a la salud humana por exposición crónica, de manera que la recopilación de información de los datos de calidad de aire se obtuvieron para el mayor periodo posible, 1993 a 1999, al igual que los datos poblacionales correspondientes.

3.3.3 Tipos de contaminantes a seleccionar y sus relaciones entre ellos.

Es evidente que la troposfera, constituida por una gran cantidad de contaminantes antropogénicos y naturales, constituye una mezcla de gases y partículas con la cual las zonas urbanas mantienen contacto en función del tiempo a través de una serie de fenómenos de transporte y de transformaciones químicas, a esta mezcla la denominamos atmósfera urbana.

La selección de los contaminantes a incluir en el análisis de riesgo es un paso importante que depende del objetivo del estudio, y los siguientes pasos de la metodología y la recopilación de la información necesaria dependerán también de esta decisión. Por ejemplo, si existe la sospecha de que ciertos efectos en la salud en la población son causados por exposición al plomo, o se quiere estimar el impacto de las emisiones de fuentes potencialmente cancerígenas, como benceno o los policlorados bifenílicos (PCB's), en estos casos el estudio se enfocará a estos contaminantes en especial.

En el presente caso, por el contrario, el interés reside en el efecto crónico en la salud por exposición a los contaminantes atmosféricos criterio. En 1970 por primera vez en los Estados Unidos, en el Acta de Aire Limpio, *Clean Air Act*, la EPA fijó estándares para los llamados contaminantes criterio (*criteria pollutants*). Estos contaminantes son considerados como los principales presentes en las atmósferas urbanas como resultado de las actividades humanas, de entre las cuales es la quema de combustibles fósiles la de mayor importancia. Desde entonces se ha

alentado la colección de datos de monitoreo de estos contaminantes a través de redes que se instalan generalmente en las zonas urbanas de los centros poblacionales.

Los cinco contaminantes criterio son: monóxido de carbono, CO, bióxido de azufre, SO₂, partículas suspendidas, PM10, óxidos de nitrógeno, NO_x (contaminantes primarios) y el ozono, O₃ (contaminante secundario). El plomo ha sido incorporado actualmente a la lista de los contaminantes primarios, por lo cual los registros de su monitoreo aún no ha sido tan amplio como los anteriores.

Para la localización de las 5 estaciones de monitoreo que cuenta el SIMA en el AMM se tomaron en cuenta factores como la meteorología local, la densidad de población, la topografía de la zona y la dispersión de los contaminantes, [PACAAMM, 1997]. Cada una de las estaciones de monitoreo cuenta con el equipo para el registro de las variaciones en la concentración de monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, bióxido de azufre, ozono y partículas menores a 10 micras, además de medir la temperatura, velocidad y dirección del viento.

Los estándares de la calidad del aire que el Gobierno de México actualmente contempla para estos contaminantes se muestran en la Tabla 3.2, [Diario Oficial de la Federación, 1994], se fijaron tomando como referencia niveles de concentración y tiempos de exposición de los contaminantes donde el ciudadano promedio puede desenvolverse sin que afecte de forma significativa su salud, [INE, 2000]. La disponibilidad, calidad y cantidad de los datos de concentración de los diferentes tipos de contaminantes que pudiesen ser estudiados en una zona es también un factor a considerar para la selección de los contaminantes en un análisis de riesgo. En su caso puede ser necesario un periodo previo de recopilación y validación de datos de concentración de los contaminantes, ya sea por métodos de monitoreo o de simulación, para establecer un marco de referencia en el espacio de la zona de estudio y en el tiempo o periodo para el que se desea analizar la exposición.

Tabla 3.2. Normas Oficiales Mexicanas de calidad del aire, [Diario Oficial de la Federación, 1994].

CONTAMINANTE	EXPOSICION AGUDA		EXPOSICION CRONICA
	CONCENTRACION Y TIEMPO PROMEDIO	FRECUENCIA MÁXIMA ACEPTABLE	(PARA PROTECCION DE LA SALUD DE LA POBLACION SUSCEPTIBLE)
OZONO, O ₃	0.11 ppm (1 hora)	1 vez cada 3 años	-
BIOXIDO DE AZUFRE, SO ₂	0.13 ppm (24 horas)	1 vez al año	0.03 ppm (promedio aritmético anual)
BIOXIDO DE NITROGENO, NO ₂	0.21 ppm (1 hora)	1 vez al año	-
MONOXIDO DE CARBONO, CO	11 ppm (8 horas)	1 vez al año	-
PARTICULAS SUSPENDIDAS TOTALES, PST	260 µg/m ³ (24 horas)	1 vez al año	75 µg/m ³ (promedio aritmético anual)
PARTICULAS FRACCION RESPIRABLE, PM10	150 µg/m ³ (24 horas)	1 vez al año	50 µg/m ³ (promedio aritmético anual)
PLOMO	-	-	1.5 µg/m ³ (promedio aritmético 3 meses)

3.3.3.1 Efectos a la salud humana de los contaminantes atmosféricos criterio.

Monóxido de Carbono.

El CO se adhiere químicamente con la hemoglobina de la sangre y forma carboxyhemoglobina, COHb. La preferencia de la hemoglobina por el monóxido de carbono es de 200 a 245 veces mayor que por el oxígeno. Además de esta preferencia, permanece más fuertemente unida, de manera que la presencia de CO puede afectar seriamente el proceso de transferencia del oxígeno en la sangre hacia los tejidos del cuerpo.

Cuando una persona, o un animal es expuesto a CO, la cantidad de carboxyhemoglobina que se produce en la sangre es proporcional a la dosis de CO, en la Tabla 3.3 se muestran algunos efectos en los seres humanos para exposiciones cortas de CO.

Como puede observarse en la tabla, la mayoría de los efectos están referidos al sistema nervioso central, los cuales incluyen cambios en el comportamiento, presumiblemente debidos a la respuesta del cerebro a los bajos niveles de oxígeno, [Godish, 1991].

Tabla 3.3. Efectos en el ser humano por exposición corta al CO, [NAAQS, 1999].

NIVEL DE COHb EN LA SANGRE	EFFECTOS ASOCIADOS EN EL SER HUMANO
80	Muerte
60	Pérdida de la conciencia, muerte si la exposición continúa
40	Colapso si se esta realizando ejercicio, confusión
30	Dolor de cabeza, fatiga, juicio distorsionado
20	Daño cardiovascular, anomalidades electrocardiográficas
5	Disminuye la entrada de oxígeno en personas haciendo ejercicio, disminuye la percepción visual, y las habilidades manuales y sensomotoras
4	Disminuye la habilidad para detectar pequeños cambios que ocurren en el ambiente inesperadamente, disminuye las capacidades para realizar ejercicio
2.5	Se agravan las enfermedades cardiovasculares, angina de pecho y arteriosclerosis periférica

Se ha asociado a las exposiciones con CO con agravamientos de enfermedades cardiovasculares y con la arteriosclerosis. Esta última es una enfermedad crónica que se manifiesta clínicamente con la interrupción del flujo sanguíneo al corazón (ataque al miocardio), y con angina de pecho, [Schwartz, 1995]. La EPA ha identificado como los grupos más sensibles al CO a los pacientes con angina de pecho y otros tipos de enfermedades cardiovasculares, a personas con enfermedades crónicas pulmonares, individuos anémicos, fetos, las mujeres embarazadas y los niños debido a sus altos requerimientos de oxígeno por su rápido metabolismo.

El monóxido de carbono presente en la atmósfera proviene principalmente de los vehículos automotores, los cuales también emiten óxidos de nitrógeno, partículas e hidrocarburos, por eso es que los picos en las concentraciones de CO en las zonas urbanas coinciden con las horas en que el tráfico se encuentra congestionado. Los niveles de exposición al CO que están regulados por la Occupational Safety and Health Administration (OSHA), la National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH), la American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH), las Normas Oficiales Mexicanas y las National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) de USA se muestran en la Tabla 3.4 para una exposición de 8 horas. Las últimas dos, NOM y NAAQS, son normas de calidad del aire, mientras que las primeras son para exposiciones laborales.

Tabla 3.4. Comparación entre los niveles de exposición a CO.

REGULACION	NIVEL DE EXPOSICION PARA 8 HORAS
OSHA	50 ppm, (55 mg/m ³) Permissible exposure limit (PEL) para 8 horas
NIOSH	40 ppm, (44 mg/m ³) Recommended Exposure Limit (REL) para 8 horas
ACGIH	25 ppm, (27.5mg/m ³) Threshold Limit Value (TLV)
NOM	11 ppm, (12.1mg/m ³), Norma de Calidad del Aire
NAAQS	9 ppm, (10 mg/m ³), Norma de calidad del Aire

Las concentraciones de monóxido de carbono que normalmente se encuentran en la atmósfera urbana son solamente una fracción de aquellas que pueden causar asfixia, [Clifford, 1996]. Por otro lado, existe evidencia de que no hay asociación de los efectos a la salud entre el monóxido de carbono y las cantidad de partículas suspendidas en el aire, [Schwartz, 1995], aunque los trabajos en este campo de asociación entre estos dos contaminantes aún se encuentran en sus comienzos.

Oxidos de Nitrógeno.

Los óxidos de nitrógeno son moléculas reactivas que incluyen al óxido nítrico, NO, bióxido de nitrógeno, NO₂, y tetraóxido de nitrógeno, N₂O₄. Las altas temperaturas de combustión, como en los motores de combustión fósiles, provocan la formación de estos óxidos en la atmósfera urbana, el NO₂ se fotodisocia en NO generando que un átomo de oxígeno libre se encuentre disponible para formar ozono al combinarse con O₂, posteriormente el NO rápidamente se oxida en NO₂, cuya toxicidad es mucho mayor, [Seinfeld, 1996].

Los óxidos de nitrógeno, y en especial el NO₂, son relativamente insolubles en agua, por ello es que casi no se observan efectos en las vías respiratorias superiores, sino que penetra más profundamente en los pulmones y es ahí donde se observan sus efectos. La irritación y la dificultad o resistencia en la respiración fueron los principales efectos encontrados en estudios realizados en seres humanos sujetos a exposiciones de bajas concentración de NO₂, [Stern, 1977], al irritar los bronquios y el sistema respiratorio se incrementan los síntomas adversos en pacientes asmáticos.

El estándar NAAQS para el dióxido de nitrógeno es de 0.053 ppm (100 µg/m³) para el promedio anual, mientras que en México la norma es de 0.21 ppm (396 µg/m³) para una hora con una frecuencia de una vez por año. En la Tabla 3.5 se pueden observar los efectos a la salud humana y en otros (como vegetación y materiales) por exposición a NO₂ a diversas concentraciones. Una importante característica de los efectos en la salud del NO₂ es que estos pueden presentarse horas después de que ha ocurrido la exposición.

En estudios toxicológicos en animales, los efectos fisiológicos adversos por bióxido de nitrógeno se han encontrado pero a concentraciones muy superiores a las de una atmósfera urbana. Tales efectos adversos incluyen la disfunción del tejido alveolar, destrucción de los cilios y obstrucción de los bronquios, y si se llega a incrementar la concentración de la exposición se ha detectado enfisema en esos animales, [Godish, 1991]. También hay indicación de que la exposición al bióxido de nitrógeno puede ser causa, o un factor que agrave, de infecciones

respiratorias y de dañar los mecanismos naturales de defensa en el sistema respiratorio al permitir la proliferación de bacterias en los tejidos pulmonares, [OAR, 1998].

Tabla 3.5. Efectos en la salud humana, vegetación, materiales y visibilidad, por exposición al NO₂, [NAAQS, 1999].

CONCENTRACIÓN (PPM) DE NO ₂	TIEMPO DE EXPOSICIÓN	EFFECTOS EN LA SALUD HUMANA, VEGETACIÓN, MATERIALES Y VISIBILIDAD
300	--	Muerte rápida
150	--	Muerte después de 2 o 3 semanas por bronquitis fibrosa
50	--	Bronquitis reversible, no fatal
10	--	Pérdida de la capacidad para detectar el olor de NO ₂
5	15 min	Pérdida de la capacidad normal para transportar gases entre la sangre los pulmones en adultos sanos
2.5	2 hrs	Dificultad para respirar en adultos sanos
2	4 hrs	Daño foliar en la vegetación
1	15 min	Dificultad para respirar en adultos con bronquitis
1	48 hrs	Manchas en las hojas de algodón y frijol.
0.3	--	Pérdida de Visibilidad a 1 km de distancia
0.25	--	Disminución del crecimiento en cosechas de tomates y naranjas
0.2	8 hrs	Amarillamiento de fibras blancas
0.12	--	Límite de percepción de olor del NO ₂
0.1	12 semanas	Cambio de color en telas de algodón y rayón
0.1	20 semanas	Disminución del crecimiento de pastos, (pasto Kentucky)
0.03	--	Pérdida de Visibilidad a 10 km de distancia
0.003	--	Pérdida de Visibilidad a 100 km de distancia

Ozono.

Aunque no es el único oxidante en la atmósfera como resultado de reacciones fotolíticas, (otras especies incluyen nitrato de peroxyacyl y nitrato de peroxybencil e incluso el dióxido de nitrógeno), el ozono es oxidante dominante en las cuencas urbanas. Sin embargo es importante exponer que la presencia de los otros oxidantes parece agravar los efectos a la salud por el ozono, de manera que efectos como la irritación de los ojos y garganta, primeros síntomas perceptibles,

no son reproducibles en experimentos únicamente con ozono sino con la presencia de los demás oxidantes, [Stern, 1977]. Sin embargo, la presencia de ozono, es un indicador de la presencia de los otros oxidantes en una zona urbana.

La razón por la que el ozono es de los contaminantes urbanos más estudiados es porque parece que sus efectos patológicos y fisiológicos son observables a las concentraciones que suelen encontrarse en las cuencas urbanas, del rango de 0.1 a 0.4 ppm (196 - 784 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Estos incluyen aumento en la dificultad para respiración, resistencia pulmonar y cambios en el mecanismo de respiración, tos, bronquitis y edema pulmonar, [Godish, 1991], los síntomas neurológicos incluyen fatiga, mareo y dolor de cabeza, la Tabla 3.6 es más explícita para mostrar los efectos para varias concentraciones de ozono.

Tabla 3.6. Efectos en la salud humana por exposición a O_3 , [NAAQS, 1999].

CONCENTRACIÓN DE O_3 , ppm	EFFECTOS EN LA SALUD HUMANA
10.0	Edema pulmonar severo; posible bronquitis aguda, decremento de la presión sanguínea, pulso rápido y débil
1.0	Tos, fatiga extrema, pérdida de coordinación, dificultad para respirar, decremento en el volumen expirado
0.5	Constricción del pecho, disminución en la función pulmonar sin ejercicio.
0.3	Dolor de cabeza, dolor en el pecho suficiente para prevenir la realización de ejercicio, decremento de la función pulmonar en individuos adultos
0.25	Incremento en la incidencia y en la severidad de ataques de asma, irritación moderada de los ojos
0.15	Para individuos sensibles ocurre la reducción de la función pulmonar, dolor en el pecho, irritación del tracto respiratorio, tos y es el límite para el daño a la vegetación
0.12	NAAQS, Norma de calidad del aire para 1 hora

Bióxido de azufre.

El estándar en México para el ozono es de 0.11 ppm (215 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) por 1 hora una vez cada 3 años, mientras que el NAAQS es de 0.12 ppm (235 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) también por 1 hora cada 3 años y de 0.08 ppm (157 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Se han realizado estudios de exposición de ozono en humanos basándose en sus patrones de

actividad y sus relaciones de tiempo en espacios cerrados y abiertos, con relación a la función pulmonar, [Brauer, 1997], encontrándose efectos adversos aún en concentraciones por debajo de la estipulada por NAAQS. Los síntomas descritos pueden presentarse con más severidad en los grupos susceptibles, como niños, enfermos y ancianos, además de que son más rápidamente inducidos en personas realizando ejercicio, [Avol, 1983], [Ponce de León, 1996].

El bióxido de azufre, cuyas fuentes principales son las industrias generadoras de electricidad, refineries y en general la quema de combustibles que contienen azufre, por ser muy soluble en agua se combina con el vapor de agua de la atmósfera y se transforma en ácido sulfuroso (H_2SO_3), un compuesto corrosivo, el cual a su vez se combina con oxígeno produciendo ácido sulfúrico (H_2SO_4), el cual es sumamente corrosivo e irritante, y el principal componente de la lluvia ácida, [Seinfeld, 1996].

Entre los efectos asociados con la exposición a SO_2 se encuentran irritación de ojos, nariz y garganta, tos, dificultad para respirar, además se le ha asociado como un factor importante en el agravamiento de los síntomas crónicos del asma, [Fishelson, 1978], [Schouten, 1996].

En la Tabla 3.7 se presentan los efectos asociados al SO_2 en la salud humana, en esa misma tabla se puede apreciar que las normas de calidad del aire en USA son de 0.03 ppm ($80 \mu g/m^3$) para un promedio anual, 0.14 ppm ($365 \mu g/m^3$) para una base de 24 hrs, y de 0.5 ppm ($1300 \mu g/m^3$) para un promedio de 3 hrs. Estos estándares están sujetos a revisión y existe mucha polémica al respecto, [Basset, 1996], el debate consiste sobre si se cumple o no el objetivo de cuidar la salud pública. Por otro lado las normas mexicanas estipulan una concentración de 0.13 ppm ($339 \mu g/m^3$) para un periodo de 24 hrs.

Al contrario del monóxido de carbono, se asocian los efectos en la salud del SO_2 con la materia particulada debido a la formación de sulfatos que pueden entrar más profundamente al tracto respiratorio, estudios epidemiológicos de episodios de contingencia por contaminación atmosférica han indicado una asociación entre la mortalidad/morbilidad y niveles elevados de materia particulada

con efectos en la salud, [Ponce de León, 1996], [Vigotti, 1996]; también estudios epidemiológicos de exposición crónica, con bajos niveles de exposición de SO₂ y partículas han mostrado la asociación entre estos y efectos a la salud, como bronquitis y cáncer en los pulmones, [Godish, 1991]. Todavía, sin embargo, con respecto a este contaminante faltan estudios por realizar y corroborar los resultados.

Tabla 3.7. Efectos a la salud humana y a la vegetación por exposición a SO₂, [NAAQS, 1999].

CONCENTRACION DE SO ₂ , PPM	EFFECTOS ASOCIADOS EN LA SALUD Y EN LA VEGETACION
400	Edema pulmonar, inflamación bronquial
20	Irritación en los ojos y tos en adultos sanos
15/1hr	Decremento en la actividad de las mucosas
10/10min	Espasmos bronquiales
10/2hr	Daño foliar visible en la vegetación
8	Irritación de la garganta en adultos sanos
5/10min	Se incrementa la resistencia respiratoria en adultos sanos, sin actividad
1/10min	Dificultad para respirar en asmáticos, sin actividad, y en adultos en ejercicio
1/5min	Daños visibles a vegetación sensible en regiones húmedas
0.5/10min	Dificultad para respirar en asmáticos en ejercicio
0.5	Umbral de olor
0.5/1hr	Daños visibles a vegetación sensible en regiones húmedas
0.5/3hr	NAAQS, promulgado en 1973
0.2/3hr	Daños visibles a vegetación sensible en regiones húmedas
0.19/24hr	Se agravan las enfermedades respiratorias crónicas en adultos
0.14/24hr	NAAQS, promulgado en 1971
0.07/anual	Se agravan las enfermedades respiratorias crónicas en niños
0.03/anual	NAAQS, promulgado en 1971

Partículas PM10.

Se le denomina materia particulada a las pequeñas partículas de sólidos, o semisólidos, que se encuentran en la atmósfera. Las partículas cuyo diámetro varía de 0.1 µm a 50 µm se llaman Partículas Suspendidas Totales, PST, mientras

que las partículas consideradas respirables son las menores a 10 micras y se denominan PM10. Las partículas menores a 2.5 micras, PM2.5, se consideran como los principales contribuyentes a la pérdida de visibilidad en las zonas urbanas y actualmente se les ha relacionado con los principales efectos en salud por exposición a partículas porque pueden llegar hasta las vías respiratorias inferiores.

Aún no se conocen con certeza los mecanismos bajo los cuales la materia particulada ocasiona los efectos tóxicos en la salud. El consenso general es que otros contaminantes son rápidamente adsorbidos en las partículas debido a la enorme área superficial que estas presentan; así, las concentraciones de estos contaminantes llegan a ser considerablemente mayores que en la atmósfera misma normalmente. Entre los contaminantes que pueden llegar a ser adsorbidos se encuentra el SO₂, los Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos (PAH), y metales pesados como el plomo, cadmio, zinc y mercurio.

La exposición prolongada a concentraciones de partículas ha sido asociada con decremento en la función pulmonar, enfermedades crónicas respiratorias, tos, asma y aumento en el número de hospitalizaciones, [Dockery, 1993], también se encontró una correlación entre mortalidad por causas cardiopulmonares y niveles altos de contaminación por partículas.

La relación de efectos en la salud por exposición a materia particulada, PST, puede observarse en la Tabla 3.8. Los estándares de la NAAQS para PM10 es de 50 µg/m³ como promedio aritmético anual, de 150 µg/m³ para 24 horas, mientras que para el PM2.5 el estándar es de 15 µg/m³ para el promedio anual y de 65 µg/m³ para un periodo de 24 horas. Las normas oficiales mexicanas estipulan una concentración de 260 µg/m³ para las partículas suspendidas totales, PST, para una base de 24 horas; y de 150 µg/m³ para PM10 también para una base de 24 horas, ver Tabla 3.2, ambas con una excedencia máxima al año. Aún no existe normatividad sobre las partículas PM2.5 en México aunque se está trabajando en ello.

Tabla 3.8. Efectos a la salud por exposición a PST, [Godish, 1991]

CONCENTRACION DE PST, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	EFFECTOS EN LA SALUD
1000	Aumento en el número de muertes registradas
250 - 500	Agravamiento de bronquitis
200 - 420	Cambios reversibles en la función pulmonar en niños

3.3.4 Exposiciones en lugares cerrados y/o abiertos.

En los comienzos por controlar la contaminación del aire se hicieron muchos esfuerzos (económicos y de investigación) en entender el problema en la atmósfera, sin embargo, los resultados de numerosas investigaciones científicas han mostrado que el aire dentro de lugares cerrados (edificios, residencias) se encuentra contaminado por una gran variedad de contaminantes tóxicos, algunos de los cuales se encuentran aparentemente en concentraciones tales que pueden causar efectos adversos a la salud, a esto se le aúna el gran periodo de exposición que se asocia a la permanencia en estos lugares, y por lo tanto a los contaminantes inhalados.

Los lugares cerrados y abiertos difieren significativamente en los tipos y niveles de concentración de los contaminantes que pueden encontrarse entre ambos. En los lugares abiertos los contaminantes predominantes incluyen al SO_2 , O_3 , Pb, polen y una gran variedad de químicos orgánicos. En los lugares cerrados los contaminantes que se originan predominantemente incluyen Formaldehído (HCHO), radón, asbestos, amoníaco, acroelina, una variedad de químicos orgánicos y material de origen biológico. Los contaminantes comunes a ambos ambientes, cerrados y abiertos, incluyen el CO, NO_x , CO_2 , partículas, químicos orgánicos y esporas.

Las diferencias entre las concentraciones de los contaminantes en lugares cerrados y abiertos es el resultado de la reactividad química de algunos contaminantes en el medio ambiente y su habilidad, o inhabilidad, para pasar hacia los lugares cerrados, además de las propias fuentes existentes en los

lugares cerrados y de prácticas de construcción o mantenimiento que reducen el intercambio del aire entre ambos ambientes.

Los estudios en este campo aún se encuentran en sus comienzos, sin embargo algunas de las relaciones I/O (denominadas así por Indoor/Outdoor) encontradas en la literatura se encuentran recopiladas en la Tabla 3.9. También se encuentran en desarrollo modelos matemáticos para la descripción del proceso de deposición para predecir la entrada de los contaminantes y materia particulada a lugares cerrados como una función de la velocidad del aire y del tamaño de partícula. Otra área de investigación actual está constituida con el desarrollo de modelos de exposición de "microambientes" cerrados y abiertos, es la subdivisión de los ambientes que actualmente se estudian en forma global haciendo más específico el análisis de la exposición, [Colls, 1997].

Tabla 3.9. Relaciones I/O para los contaminantes atmosféricos criterio, ^a [Godish, 1991], ^b [Monn, 1999], ^c [Halpern, 1978].

CONTAMINANTE	RELACION I/O	COMENTARIOS
O ₃	0.1 - 0.3 ^a	En lugares no ventilados mecánicamente.
	0.6 - 0.7 ^a	En lugares ventilados mecánicamente.
SO ₂	0.3 - 0.5 ^a	Valores típicos para lugares donde las concentraciones en el exterior de SO ₂ son de moderadas a altas.
	0.7 - 0.9 ^a	Valores típicos para lugares donde las concentraciones en el exterior de SO ₂ son de bajas.
NO ₂	<1 ^{a,b}	Gas reactivo, la relación es usualmente menor a la unidad.
	0.38 ^a	Para residencias con cocinas eléctricas.
	>1.2 ^{a,b}	Para residencias con calentadores de gas o keroseno.
CO	1 ^a	No es un gas reactivo.
	>1 ^a	Con fuentes de CO en los interiores.
PM ₁₀	0.3 - 3.5 ^a	La relación es altamente dependiente de las actividades internas en los lugares cerrados.
	0.7 ^b	
	>1.8 ^b	
PM _{2.5}	0.4 ^b	Depende de si en los interiores se fuma cigarro o no.
Pb	0.869 ^c	La relación varía entre el tipo de sitio estudiado.

Estas relaciones dependen del tipo de contaminante, durante episodios de contingencia ambiental las autoridades suelen alertar el permanecer en lugares cerrados, bajo la premisa de que las concentraciones serán menores, esto es generalmente cierto para el Ozono y el SO₂, ambos gases reactivos. Aunque se han podido llegar a establecer relaciones para los NO_x, CO, y las partículas suspendidas estas relaciones tienen mayor variabilidad, [Godish, 1991]. Esta variación debe a que ambos ambientes, dentro y fuera, pueden contribuir a las concentraciones en lugares cerrados.

Para los gases reactivos, como el O₃ y el SO₂ las relaciones I/O son casi siempre menores a la unidad, como se puede ver en la Tabla 3.9, debido a su facilidad para penetrar en interiores, así como por su propia reactividad que afecta su vida media. Las exposiciones en lugares abiertos y cerrados para la población están relacionadas con los patrones de actividad de la misma para un periodo de tiempo determinado. Se estima que en las zonas urbanas pasamos del 80 al 90% del tiempo en lugares cerrados.

Estudios realizados por la EPA han generado una base de datos para clasificar el tiempo de exposición en lugares abiertos y cerrados por grupos de edad y por actividad, [EPA, 1997], denominado Environmental Factors Handbook, que pueden ser utilizados en análisis de riesgo. Los datos presentados en ese estudio serán los que se utilizarán en el presente trabajo.

3.3.5 Grupos poblacionales.

Los grupos poblacionales que son más susceptibles de sufrir efectos adversos por exposición a contaminantes atmosféricos son los que sirven de base para realizar un análisis de riesgo. Normalmente los grupos poblacionales que son tomados para este fin incluyen a los niños, a los ancianos y a los individuos que de antemano sufren una enfermedad respiratoria y/o cardiovascular.

La información disponible respecto a estos grupos poblacionales es determinante para manejar adecuadamente la incertidumbre asociada en el análisis de riesgo. La clasificación de los grupos poblacionales permite realizar el

análisis por grupos de edad y de género, y de esta forma utilizar parámetros que identifiquen estos grupos. Ejemplos de estos parámetros son las tasas de inhalación y el peso corporal, mientras que la exposición está directamente relacionada con los patrones de actividad y con el movimiento de estos grupos poblacionales.

En el presente trabajo se utilizaron los grupos poblacionales por edad descritos en los datos de la Consulta de Información Económica Nacional, [CIEN, 1994] proporcionados por el INEGI por entidad federativa y por Area Geoestadística Básica, AGEB. Los patrones de actividad que se utilizaron fueron los reportados por la EPA a través de lo Exposure Factors Handbook, [EPA, 1997]. No se utilizaron datos de movimientos de grupos poblacionales por la falta de existencia de estos, sin embargo la metodología aplica igualmente, la explicación de como se analizó la movilidad de los grupos poblacionales en la zona urbana del AMM se encuentra en el Capítulo 4, con el mejoramiento de la información que incluya este tipo de datos, el análisis de la exposición de la población mejorará y se aumentará la certidumbre en los resultados de los análisis de riesgo.

CAPITULO 4

ANALISIS ESTADISTICO DE LOS DATOS DE CALIDAD DEL AIRE EN EL AMM

En este capítulo se presentan y discuten los principales métodos utilizados para analizar estadísticamente las variables involucradas en el análisis del riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos. Se analizan también las técnicas para investigar la representatividad y la incertidumbre asociada con los datos utilizados en el proceso del análisis de riesgo. Los datos de calidad del aire del AMM son analizados para el periodo bajo estudio y se muestran las funciones de distribución de probabilidad correspondiente a cada contaminante. Estas distribuciones serán utilizadas posteriormente en el análisis de sensibilidad del modelo de exposición.

4.1 Introducción.

En el análisis de riesgo el analista pocas veces tiene toda la información adecuada acerca de la población en estudio. Los parámetros utilizados en el análisis de riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos, como tasa de inhalación, peso corporal, grupos de edad, etc., descritos en el capítulo anterior, generalmente son desconocidos para la región y la población sobre la cual se realizará el análisis de riesgo. La mayoría de las veces la recopilación de este tipo de información no es económicamente factible para el tiempo en que los estudios son requeridos y esto hace que el analista tenga que buscar otras fuentes de información.

Como consecuencia, la extrapolación de otras fuentes introduce necesariamente incertidumbre en el proceso. La EPA ha enfatizado la importancia de caracterizar adecuadamente la incertidumbre y la variabilidad en los análisis de riesgo, y continuamente estudia diversas técnicas cuantitativas para caracterizarlas mejor. En respuesta a esto, la EPA ha realizado una versión, sujeta a revisión continua, que recopila los parámetros utilizados en los análisis de riesgo, los cuales están reportados en el libro *Exposure Factors Handbook*, [EPA, 1997].

Como se mencionó, el ajuste de los datos no es siempre directo pues normalmente se trata de diferentes escalas temporales y espaciales en donde se generaron estos datos, una discusión muy importante sobre cómo utilizar mejor esta base de datos para los casos particulares de los análisis de riesgo puede encontrarse en el documento generado por el Risk Assessment Forum, [RAF, 1999], auspiciado por la EPA.

Históricamente los estudios de riesgo han sido determinísticos, es decir basados en estimaciones puntuales, y los análisis de incertidumbre de estos estudios han sido en su mayoría cualitativos. Este tipo de procedimientos se utilizan generalmente con un enfoque conservativo para proteger la salud de la población. El enfoque de estimaciones puntuales puede, sin embargo, dificultar la toma de decisiones encaminadas a minimizar el riesgo una vez realizado el estudio. Un ejemplo de ello es cuando el resultado indica un valor de riesgo cercano al límite que señala posibles daños a la salud de la población, pues se puede poner en duda la justificación de las asunciones realizadas y que generarían un valor distinto al obtenido.

Las nuevas tendencias indican que es más recomendable utilizar múltiples descriptores además de los estimadores puntuales del riesgo, los cuales proveen información más completa sobre la probabilidad de los diversos niveles de riesgo y es más útil para la toma de decisiones, en particular la EPA recomienda la utilización de técnicas de Monte Carlo para la simulación como una fuente efectiva de generación de los descriptores múltiples del riesgo.

La simulación Monte Carlo es una técnica estadística por la cual una cantidad es calculada repetidamente, utilizando escenarios aleatorios para cada cálculo. Como el proceso de simulación es internamente complejo, se han desarrollado paquetes computacionales que realizan los cálculos, presentando los resultados en gráficas y tablas que muestran las probabilidades para cada rango de posibles resultados. Una descripción completa de los lineamientos para utilizar esta técnica se encuentra en [RAF, 1997].

4.2 Representatividad.

Se pueden tener dos fuentes de información de donde tomar los datos de exposición a utilizar en un estudio de riesgo: (1) Bases de datos existentes, o (2) información obtenida mediante monitoreo, muestreo y/o modelación para el caso en particular bajo estudio. En cualquiera de los dos casos es necesario tomar medidas para analizar la representatividad de los datos que se aplicarán al caso en particular.

Antes de evaluar la representatividad de los datos de exposición a utilizar en el análisis de riesgo es necesario tener bien definidos los objetivos del estudio. Esto implica conocer la definición del problema a analizar, ya que la representatividad depende del problema en cuestión. Por ejemplo, si los datos van a ser utilizados para un análisis no exhaustivo sino más bien descriptivo en forma global del problema, entonces un enfoque conservador puede ser más importante que la representatividad. Por el otro lado, si se desea un análisis más bien profundo del caso entonces se debe considerar el valor agregado de análisis más complejos, como la colección de datos específicos del lugar, monitoreo y modelación.

Para definir el problema sobre el que se va a realizar el análisis de riesgo, es importante responderse a preguntas como: ¿Cuál es el propósito del estudio?, ¿Cuál es la población de interés y cuáles sus características?, ¿El estudio es específico para el sitio o es genérico, y cuál es la escala geográfica?, ¿Cuál será

el error "aceptable" en los resultados?, ¿Cuál sería la relación costo/beneficio para crear una base de datos específica de información concerniente?. Este tipo de preguntas ayudarán a determinar en primera instancia las necesidades de representatividad del problema en estudio.

Tres factores principales son los que hay que tomar en cuenta al analizar la representatividad de los datos a utilizar en un análisis de riesgo:

- (1) Las diferencias intrínsecas entre poblaciones,
- (2) las diferencias expuestas por las diferencias geográficas entre las poblaciones, y
- (3) las diferencias en la escalas temporales a la que pertenecen los datos.

Fundamentalmente la representatividad de los datos está relacionada con la calidad de la información pero, como expuse, está condicionada al objetivo general del estudio. Lo importante es qué tan informativos son los datos y qué tan útiles pueden ser para representar las características de la población. También hay que recordar que las poblaciones, es decir sus características, no son fijas con respecto al tiempo, y si el conjunto de datos es demasiado representativo puede ocasionarse que el resultado del análisis de riesgo sea preciso únicamente para un determinado momento.

En el presente trabajo se utilizarán los parámetros presentados por el documento Exposure Factors Handbook, [EPA, 1997], para los datos de exposición de los individuos y que representan las características físicas de la población. En la Tabla 4.1 se muestra una recopilación de los datos de la razón de inhalación, peso corporal, frecuencia y tiempo de la exposición para los grupos poblacionales de edad: niños (0-12 años) y adultos, (13-60 años) utilizados en el modelo de exposición en el presente trabajo. Posteriormente en el capítulo 6 durante la aplicación de la metodología propuesta al caso de estudio se analizará la forma en que estos parámetros fueron incluidos en el cálculo del riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos.

Tabla 4.1. Factores de exposición utilizados en este trabajo.

PARAMETRO	LUGARES ABIERTOS				LUGARES CERRADOS			
	NIÑOS	ADULTOS			NIÑOS	ADULTOS		
		Manuf.	Servic.	Comerc.		Manuf.	Servic.	Comerc.
TAZA DE INHALACION, [m ³ /hr]	1.08 ^a	0.84 ^b	0.84 ^b	0.84 ^b	0.96 ^a	0.72 ^b	0.72 ^b	0.72 ^b
PESO CORPORAL, ^c [kg]	44.2	78.1	78.1	78.1	44.2	78.1	78.1	78.1
TIEMPO DE EXPOSICION, [hr/día]	4.4 ^d	3.6 ^e	3.6 ^e	3.6 ^e	19.6 ^d	20.4 ^e	20.4 ^e	20.4 ^e
FRECUENCIA DE LA EXPOSICION, [días/año]	365	365	365	365	365	365	365	365
DURACION DE LA EXPOSICION, [años]	12	30	30	30	12	30	30	30
TIEMPO PROMEDIO, ^f [días]	4380	10950	10950	10950	4380	10950	10950	10950

^a Exposure Factors Handbook, EFH, 1997, pág. 5-12, Tabla 5-10. Distribution of Predicted IR by location and Activity Level for Elementary and High School Students. Desv. Estánd. Lugares abiertos: +/- 0.48 m³/hr, Desv. Estánd. Lugares cerrados: +/- 0.42, correspondiente a un nivel de actividad medio.

^b EFH, 1997, Distribution Pattern of Inhalation Rate by Location and Activity Type for Outdoor Workers. Desv. Estánd. Lugares abiertos: +/- 0.54 m³/hr, Desv. Estánd. Lugares cerrados: +/- 0.30. Las actividades incluyen trabajo, quehaceres de la casa, cuidado de niños y transportación.

^c EFH, 1997, Adaptado del National Center for Health Statistics. Desv. Estánd. Niños: 10.1 kg, Desv. Estánd. Adultos: 13.5 kg.

^d EFH, 1997, pág., 5-13, Tabla 5-11. Average Hours Spent per Day in a given Location and Activity Level for Elementary and High School Students.

^e EFH, 1997, pág. 5-20, Tabla 5-19, Activity Pattern data agregated for three microenvironments by Activity level for all age groups.

^f El tiempo promedio sobre el que se evalúa la exposición es 12x365= 4380 días para niños y 30x365=10950 días para adultos.

4.3 Estudio estadístico de las variables asociadas al riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos.

A continuación se explorarán los diferentes aspectos que hay que tener en consideración al iniciar un estudio estadístico de aquellas variables que están relacionadas con la exposición a los contaminantes atmosféricos. En general, si se cuenta con un conjunto de valores que representen una característica de la población, los siguientes aspectos a analizar intentan describir en forma preliminar todo lo que pueda conocerse de las variables antes de ser utilizadas en el análisis de riesgo, tanto si las que se utilizarán serán las obtenidas indirectamente en bases de datos así como también a las obtenidas mediante medición directa. Analizar estos factores ayudará a seleccionar mejor las distribuciones de probabilidad que se ajusten mejor a los datos.

1. Naturaleza de la variable.

En este punto es importante hacer notar si la variable en cuestión, e.g. peso corporal, puede o no tomar valores discretos, o bien si se trata de una variable continua dentro de algún rango dado, e.g. la concentración del contaminante en la atmósfera. También es importante conocer si la variable se encuentra relacionada en algún grado de dependencia con otra variable.

2. Límites de la variable.

El conocimiento de los valores límites, tanto inferior como superior, de la variable que se está analizando puede delimitar los posibles valores que serán asignados a ella. El rango de la variable puede estar condicionado por su propia naturaleza física, e.g. únicamente valores positivos, también puede servir para detectar alguna incongruencia en los valores que no estén contemplados dentro de un rango dado.

3. Simetría de la distribución.

Si por su propia naturaleza es plausible pensar que la distribución es simétrica, o bien sesgada a la izquierda o derecha, podría predisponer el tipo de datos más frecuentes de la variable. En ocasiones la forma de la distribución de la variable puede estar relacionada con las propiedades físicas y/o biológicas de la población. Aunque no es una regla, es común encontrar una forma de curva de distribución sesgada a la derecha para las variables de concentración atmosféricas, debido al mayor número de valores sobre la moda que los que ocurren por debajo de ésta.

4. Sumario de la estadística descriptiva de la variable.

Un sumario de la estadística descriptiva de la variable puede servir para observar y descubrir comportamientos anormales de los datos en base a la información que se tenga del comportamiento de la variable. Puede también ayudar a delimitar los posibles valores de los parámetros para una distribución dada.

5. Métodos gráficos exploratorios.

Los métodos gráficos son muy importantes en una etapa inicial para conocer el comportamiento y tendencias de la variable, ya sea en función del tiempo o del espacio. Actualmente se han desarrollado metodologías específicas para analizar series de tiempo para datos de contaminación atmosférica, [Salcedo, 1999], mediante programas computacionales específicos. Los histogramas, boxplots, gráficos de tallos y hojas, gráficos de puntos, etc. son de mucha ayuda para el análisis posterior de la identificación de la función de probabilidad más adecuada a la variable. En el trabajo de Law, [Law, 1991] se presenta un conjunto muy completo de muchas distribuciones analíticas estándares para un amplio rango de valores de sus parámetros, estas distribuciones pueden ser comparadas visualmente con los histogramas de las variables. Actualmente muchos programas computacionales estadísticos pueden ser utilizados para comprobar la normalidad de los datos, además de realizar gráficos en escala logarítmica, que facilitan el trabajo de cálculo.

4.4 Funciones de Distribución Empíricas y Funciones de Densidad de Probabilidad.

Una vez que se han analizado estos cinco factores que ayudan a describir un conjunto de datos disponibles acerca de la variable en cuestión, el analista de riesgo tiene tres técnicas básicas para representar los datos en el análisis:

1. Los datos mismos pueden ser utilizados directamente en el modelo de exposición.
2. Se puede utilizar una Función de Distribución Empírica, FDE, con los valores que se cuenta.
3. Se puede utilizar una Función de Densidad de Probabilidad, FDP, ajustando los datos a una distribución paramétrica teórica.

Entre los inconvenientes del primer método es que solo puede reproducir resultados con valores que ya sucedieron históricamente y no resulta adecuado cuando se tienen bases para dudar de la representatividad de los mismos. Además de que tampoco es adecuado cuando se tiene poca cantidad de datos. Sin embargo puede utilizarse para la validación del modelo de exposición dentro del rango de posibles resultados.

De acuerdo con Law, el segundo método puede presentar irregularidades si se cuenta con un número pequeño de datos, además de que no es posible generar valores fuera del rango de valores de los datos observados. Una de las propiedades de las FDE es que su media siempre es igual a la media de la muestra y su varianza es siempre más pequeña que la varianza de la muestra. De acuerdo con Timothy, [1999], si la FDE se encuentra sesgada a la derecha, como es el caso de muchas variables ambientales, entonces la FDE tiende a subestimar la media verdadera y la varianza.

Una FDE, $F(x)$, se define con la Ecuación 4.1, los datos están arreglados del menor al mayor y la función es acumulada. Los valores de la FDE son el conjunto

de probabilidades acumuladas discretas $0, 1/n, 2/n, \dots, n/n$. Donde $H(u)$ es la función unidad escalón que varía de 0 a 1 cuando $u > 0$.

$$\hat{F}(x) = \frac{1}{n} H(u) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n H(x - x_i) \quad (4.1)$$

Para las ocasiones en las cuales no es posible ajustar distribuciones estándares para los datos observados, es recomendable utilizar una distribución empírica. Las FPE no dependen de asunciones relacionadas con los modelos paramétricos. En el mejor de los casos el analista podrá utilizar distribuciones de densidad de probabilidad que puedan ajustarse a un conjunto de datos. En tal caso es posible obtener información sobre todo el rango de la distribución y no únicamente de los valores conocidos. En la siguiente sección se presentan los métodos principales para la obtención de las FDP mediante la obtención de sus parámetros para datos de calidad del aire.

4.5 Selección de las distribuciones de densidad de probabilidad en datos de calidad del aire.

La selección de una cierta FDP se basa en encontrar la que mejor representa un conjunto de datos de calidad del aire. La selección no es muy clara, todo parece indicar que depende de las situaciones particulares de los casos de estudio pues es necesario tomar en cuenta un nivel de complejidad adecuado en el manejo de los datos y la manipulación posterior requerida de los mismos. Diferentes autores han utilizado varias FDP para casos específicos con buenos resultados, [Morel, 1999], [Georgeopoulos, 1982], ya que es posible que diferentes distribuciones, o la misma distribución con diferentes parámetros, se ajustan al conjunto de datos de calidad del aire, o bien a ciertos rangos de los datos.

4.5.1 Datos de calidad del aire.

Los datos de calidad del aire usualmente se encuentran disponibles a través de redes de monitoreo, fijas o móviles, y representan observaciones sucesivas de concentraciones en un periodo de tiempo y lugar específicos. Estos datos de concentración, c , constituyen series de tiempo estadísticas de forma discreta de la forma:

$$c_p(t_1), c_p(t_2), \dots, c_p(t_n)$$

Donde p representa el periodo del tiempo t sobre el que se promedia, es decir:

$$p = t_2 - t_1 = t_3 - t_2 = \dots = t_n - t_{n-1};$$

$$t_1 < t_2 < \dots < t_n$$

Las asunciones en el proceso de análisis para seleccionar un FDP son:

- El análisis considera las concentraciones de los contaminantes en el aire inherentemente aleatorias.
- Los datos son representativos de la exposición espacial y temporalmente.
- La variable $c_p(t_n)$ debe pertenecer a un proceso con propiedades estadísticas constantes.
- El conjunto de datos es *ergódico*, lo cual quiere decir que el valor esperado de $c_p(t_n)$ tenderá a ser la media de las observaciones en tanto el número de las mismas tienda a infinito.

La longitud del periodo de tiempo sobre el que se promedia, p , afecta directamente el grado de correlación de los datos sucesivos, entre mayor sea el periodo menor será la correlación entre los datos de la serie. El trabajo de Salcedo *et al*, [Salcedo, 1999] permite estudiar el comportamiento de las series de tiempo

para datos de concentración, así como identificar las variaciones en la tendencia de la media de los datos para lapsos de tiempo largos.

En ocasiones el conjunto de datos disponible se encuentra incompleto ya sea por mal funcionamiento del equipo de monitoreo, por fallas en la transmisión de la información o por mala calibración, operación y servicio de los equipos. Los problemas que la falta de información para periodos de tiempo grandes, por cualquiera de estas causas, es analizada estadísticamente por Hauck et al, [Hauck, 1999].

4.5.2 Funciones Distribución de Densidad.

Las funciones de densidad de probabilidad más útiles para ajustar datos de calidad del aire se muestran en la Tabla 4.2. Una tabla muy completa, así como una descripción de las FDP más comunes, se encuentra en el trabajo de Law, [Law, 1991]. Todas las FDP que se muestran en la Tabla 4.2 tienen la característica que representan la distribución de una variable aleatoria no negativa y se encuentran bien definidas por dos parámetros. Además la probabilidad se aproxima a cero cuando la concentración tiende a cero y a infinito, a excepción de la distribución beta cuyo dominio reside entre 0 y 1 por lo que los datos requerirían un tratamiento especial por lo cual es utilizada únicamente en casos especiales

En forma general, el ajuste de los datos es mejor conforme el número de parámetros de la FDP aumenta. Sin embargo dos parámetros suelen ser suficientes para el ajuste de los datos de calidad del aire y los procedimientos para su obtención que se describirán a continuación se aplican para n parámetros de las distribuciones. Por ejemplo, el tercer parámetro en las FDP lognormal, Weibull y Gamma asume que la variable aleatoria se encuentra restringida a valores mayores a γ , donde γ es el tercer parámetro de la distribución.

La distribución beta es muy flexible, es simétrica cuando $a=b$, sesgada a la derecha si $a < b$, y sesgada a la izquierda si $b > a$. La distribución beta asume también un límite superior para el valor de la variable y puede o no incluir un límite inferior γ . De hecho las distribuciones beta y gamma pertenecen a una familia

mayor de distribuciones conocidas como Distribuciones Pearson que incluye 12 tipos de distribuciones.

Tabla 4.2. Principales FDP utilizadas para ajustar datos de calidad del aire.

DISTRIBUCION	FUNCION DE DENSIDAD DE PROBABILIDAD	COMENTARIOS
LOGNORMAL	$f(x) = \frac{1}{x\sigma(2\pi)^{1/2}} \exp\left[-\frac{(\log x - \mu)^2}{2\sigma^2}\right]$ $x > 0; \quad \sigma > 0; \quad -\infty < \mu < \infty$	Se utiliza cuando la variable está distribuida logarítmicamente y en forma normal. Es útil para cantidades que son el producto de un gran número de otras cantidades.
WEIBULL	$f(x) = \frac{\lambda}{\sigma} \left(\frac{x}{\sigma}\right)^{\lambda-1} \exp\left[-\left(\frac{x}{\sigma}\right)^\lambda\right]$ $x \geq 0; \quad \sigma, \lambda > 0$	Entre mayor sea el valor del parámetro λ , más pronunciado será el pico del valor en la moda en la curva de la distribución.
GAMMA	$f(x) = \frac{1}{\sigma\Gamma(\lambda)} \left(\frac{x}{\sigma}\right)^{\lambda-1} \exp\left(-\frac{x}{\sigma}\right)$ $x \geq 0; \quad \sigma, \lambda > 0$	Representa el tiempo de espera x hasta la λ ésima ocurrencia de un evento.
BETA	$f(x) = \frac{\Gamma(b)}{\Gamma(a)\Gamma(b-a)} x^{a-1} (1-x)^{b-a-1}$ $a > 0; \quad b > a; \quad 0 \leq x \leq 1$	Se utiliza cuando la variable se encuentra confinado a un rango determinado.

Las variables μ y σ en la Tabla 4.2 representan la media y la desviación estándar del conjunto de datos. Como puede apreciarse en la Figura 4.1, la distribución gamma tiene una forma muy similar a la lognormal, sin embargo generalmente asigna menores probabilidades a los valores extremos en la cola de la distribución que la lognormal, lo cual puede llegar a ser útil en ciertas circunstancias. La distribución Weibull es incluso aún menos pronunciada en sus extremos que las dos anteriores, por lo que resulta generalmente adecuada datos de comportamiento sesgado hacia los extremos.

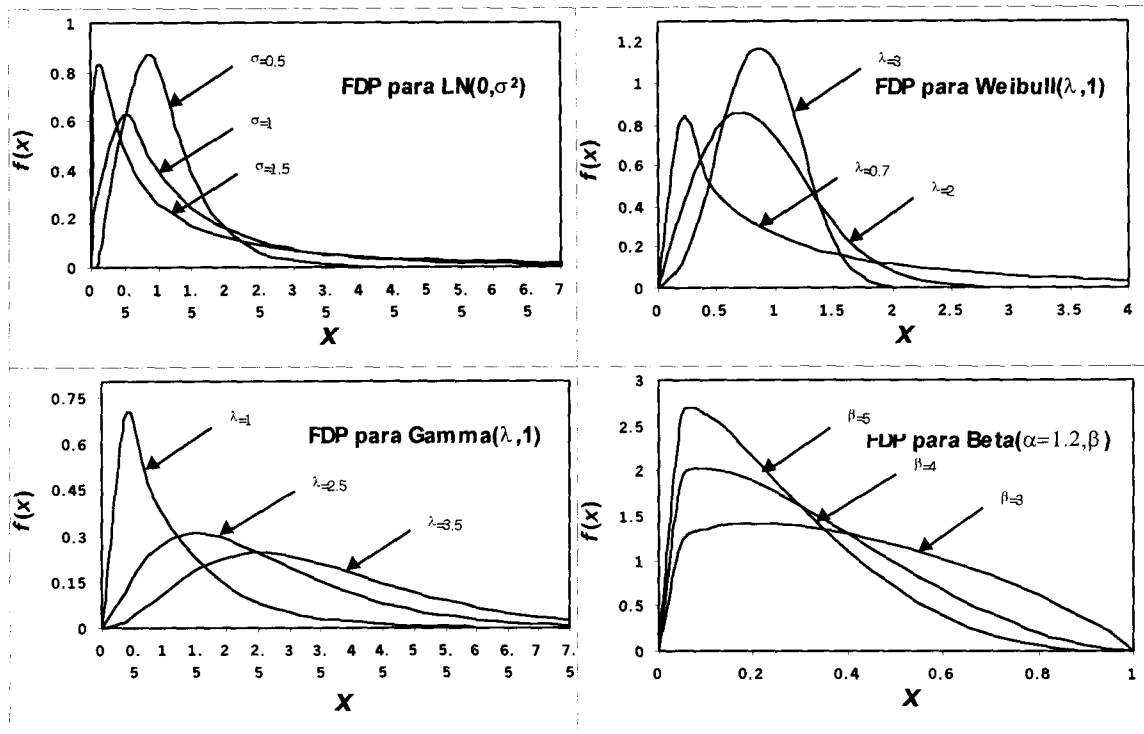


Figura 4.1. Funciones de distribución de Probabilidad típicas, Lognormal, Weibull, Gamma y Beta.

Como ya se mencionó, la selección de una FDP para los datos de calidad del aire no es siempre directa, depende del periodo de tiempo de interés, del periodo de tiempo utilizado para promediar los datos, del tipo de contaminante y de la cantidad y combinación de las fuentes de emisión. En una zona urbana estos es importante pues generalmente se tiene una combinación compleja de fuentes de emisión, a diferencia de datos de concentración con fuentes únicas y aisladas, y por lo tanto el comportamiento de la variable es distinto.

En el presente trabajo se utilizaron las distribuciones de Lognormal, Weibull y Gamma para ajustar los datos de calidad del aire de la AMM para el periodo de 1993 a 1999. En la siguiente sección se expone en detalle la obtención de los parámetros que describen a las mismas.

4.5.3 Estimación de parámetros de las FDP.

Las FDP presentadas en la Tabla 4.2 se caracterizan con sus parámetros correspondientes. Así por ejemplo, la distribución lognormal se caracteriza completamente con la media y la desviación estándar, μ y σ . De la misma manera, los parámetros λ y σ caracterizan la distribución Weibull y Gamma y a y b para la distribución Beta. El ajuste de los datos de calidad del aire a cualquier distribución involucra la determinación de los valores de los parámetros de la misma de manera que el ajuste sea el óptimo.

Tres son los métodos estadísticos comúnmente utilizados para la determinación de estos parámetros, estos son: *método de momentos*, *método de máxima probabilidad* y el *método de cuantiles*. El primer método requiere el cálculo de los momentos del conjunto de los datos, tantos momentos como parámetros a estimar. El segundo método es el que presenta más ventajas con respecto a los otros dos en el sentido que es más fácil la comprobación del ajuste de la distribución por algún método estadístico, como la prueba chi cuadrada, la desventaja es que requiere de cálculos más complicados. El tercer método es muy versátil y suele aplicarse para problemas muy específicos de ajuste de distribuciones.

En la actualidad existen programas computacionales estadísticos que realizan la estimación de los parámetros, para algunas FDP mediante alguno de los métodos mencionados, con base en un conjunto de datos u observaciones, algunos incluyen: MINITAB^R, JMP^R, STATISTICAL^R.

A continuación se presentan en forma concisa los métodos para estimar sus parámetros. Referencia completa sobre estos métodos puede encontrarse en [Law, 1991], [Bhattacharyya, 1977], [Georgopoulos, 1982], [Seinfeld, 1998]. A continuación se presentan utilizando como ejemplo la función de distribución lognormal, aunque los procedimientos son semejantes para las otras funciones de distribución.

Método de momentos.

Para estimar los parámetros de la distribución es necesario expresar los momentos de la misma en términos de los parámetros del conjunto de datos de calidad del aire, y se resuelven las ecuaciones de los momentos para los parámetros. Para una distribución de dos parámetros, se necesitan los valores de los primeros dos momentos. La FDP, denotada por $f(c)$, tiene el momento r ésimo no central dado por la Ecuación 4.2 y el r ésimo momento central, al rededor de la media, dado por la Ecuación 4.3.

$$\mu'_r = \int_0^{\infty} c^r f(c)dc \quad (4.2)$$

$$\mu_r = \int_0^{\infty} (c - \mu'_1)^r f(c)dc \quad (4.3)$$

El caso más sencillo es el de la distribución lognormal cuyos parámetros μ_g y σ_g son la media y la varianza geométricas ($\mu = \ln \mu_g$, $\sigma = \ln \sigma_g$). El primer y el segundo momentos de la distribución lognormal son:

$$\mu'_1 = \exp\left(\mu + \frac{\sigma^2}{2}\right) \quad (4.4)$$

$$\mu'_2 = \exp(2\mu + 2\sigma^2) \quad (4.5)$$

Estas ecuaciones, después de resolver para los parámetros μ y σ , se transforman en:

$$\mu = 2 \ln \mu'_1 - \frac{1}{2} \ln \mu'_2 \quad (4.6)$$

$$\sigma^2 = \ln \mu'_2 - 2 \ln \mu'_1 \quad (4.7)$$

Así, los parámetros μ'_1 , μ'_2 , y μ_2 se estiman del conjunto de datos de calidad del aire a través de:

$$\mu'_1 \cong M'_1 = \frac{1}{n} \sum_{i=c}^n c_i \quad (4.8)$$

$$\mu'_2 \cong M'_2 = \frac{1}{n} \sum_{i=c}^n c_i^2 \quad (4.9)$$

$$\mu_2 \cong M_2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=c}^n (c_i - M'_1)^2 \quad (4.10)$$

La relación entre μ'_1 , μ'_2 , y μ_2 es $\mu_2 = \mu'_2 - \mu'^2_1$, por lo que las ecuaciones 4.6 y 4.7 utilizadas para calcular los parámetros se transforman en:

$$\mu = 2 \ln M'_1 - \frac{1}{2} \ln M'_2 \quad (4.11)$$

$$\sigma^2 = \ln M'_2 - 2 \ln M'_1 \quad (4.12)$$

Método de cuantiles.

Este método está basado en el ajuste que presentan los datos de calidad del aire a una recta cuando son trazados en escalas apropiadas para cada función de distribución. Es suficiente utilizar únicamente dos cuantiles de la distribución empírica para obtener dos relaciones que puedan ser resueltas simultáneamente, como en el método anterior, para determinar los parámetros de la distribución teórica. Sin embargo, como la selección es visual es recomendable utilizar los cuantiles que sean más fácilmente localizables en la gráfica. Para la distribución lognormal los parámetros μ_g y σ_g se pueden estimar con los cuantiles 50% y 84% trazando líneas entre ellos:

$$\ln c_{0.5} - \ln \mu_g = 0 \quad (4.13)$$

$$\ln c_{0.84} - \ln \mu_g = \ln \sigma_g \quad (4.14)$$

Las ecuaciones se resuelven simultáneamente para μ_g y σ_g y así se obtienen los parámetros de la distribución.

Método de máxima probabilidad.

El método de máxima probabilidad para la estimación de los parámetros de la distribución teórica de un conjunto de datos consiste en la evaluación de los parámetros $\theta_1, \theta_2, \dots, \theta_k$ de una FDP con k parámetros relacionados en un operador L , Ecuación 4.15, definido como la unión de las observaciones que maximizándolo asegure la probabilidad máxima de encontrar los valores más cercanos de los parámetros a los verdaderos.

$$L = (\theta_1, \theta_2, \dots, \theta_k) = L \prod_{i=1}^n f(c_i, \theta_1, \theta_2, \dots, \theta_k) \quad (4.15)$$

La máxima probabilidad se obtiene tomando las derivadas parciales de L con respecto a cada parámetro, igualando las expresiones resultantes a cero y resolviendo las k ecuaciones simultáneamente para los parámetros, como en los dos métodos anteriores, después se puede volver a derivar las expresiones resultantes y volverlas a igualar a cero para comprobar que los puntos de inflexión son en realidad máximos y no mínimos. Generalmente se utiliza el logaritmo natural de L para ambas derivaciones pues es más cómodo matemáticamente trabajar con él.

Para la distribución lognormal con parámetros μ_g y σ_g , se encuentra que sus estimaciones están dadas por las ecuaciones:

$$\mu = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln c_i \quad (4.16)$$

$$\sigma^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\ln c_i - \mu)^2 \quad (4.17)$$

4.6 Análisis estadístico de los datos de calidad del aire del AMM.

Los procedimientos anteriormente descritos se aplicaron a los datos de calidad del aire del AMM para el periodo de enero de 1993 a junio de 1999. Los datos están constituidos por concentraciones, en base diaria, de los cinco contaminantes criterio monitoreados por la red de monitoreo atmosférico de la zona urbana, (Sistema Integral de Monitoreo Ambiental, SIMA). A través de sus cinco estaciones de monitoreo se obtienen las concentraciones de monóxido de carbono, CO; bióxido de azufre, SO₂; Ozono, O₃; óxidos de nitrógeno, NO_x, y partículas menores a 10 micras, PM10. El análisis se utilizó como una descripción del estado general de la cuenca atmosférica del AMM, observación de tendencias y pruebas de hipótesis.

Una forma de analizar la tendencia de los datos de calidad del aire en el AMM consiste en utilizar una concentración de referencia en un momento dado y observar el cambio relativo, con respecto a ese valor, en el transcurso del tiempo de los contaminantes. En la Figura 4.2 se muestra el comportamiento de los cinco contaminantes estudiados tomando como referencia del año de 1993. Como se describió en el Capítulo 3, es a partir de ese año que comienza la recopilación de los datos de calidad del aire en el AMM en las cinco estaciones de monitoreo. Los datos diarios fueron promediados en dos periodos anuales, el primer semestre de enero a junio y el segundo de junio a diciembre, de cada estación de monitoreo. Posteriormente se promediaron los cinco resultados de cada periodo anual para obtener el comportamiento promedio de la zona urbana.

A partir del año de 1995 se observa que ya no se incrementa el crecimiento porcentual con respecto a 1993, posteriormente se mantienen hasta el año de 1998 donde tienen de nuevo un repunte. El comportamiento es más estable para el CO, contaminante primario, mientras que es muy significativo el incremento para las partículas PM10 a partir de 1998.

Antes de realizar gráficos de los contaminantes en el tiempo es importante identificar y "depurar" los datos de calidad del aire en aquellos puntos en los cuales, por errores técnicos o en los equipos de monitoreo, la información no

existe o es errónea. Después de realizar el filtrado o "depuración" de la información, el análisis comienza con el análisis gráfico de los datos en el tiempo, esto permite identificar las tendencias de los contaminantes por estación de monitoreo y el rango de valores del dominio de la variable.

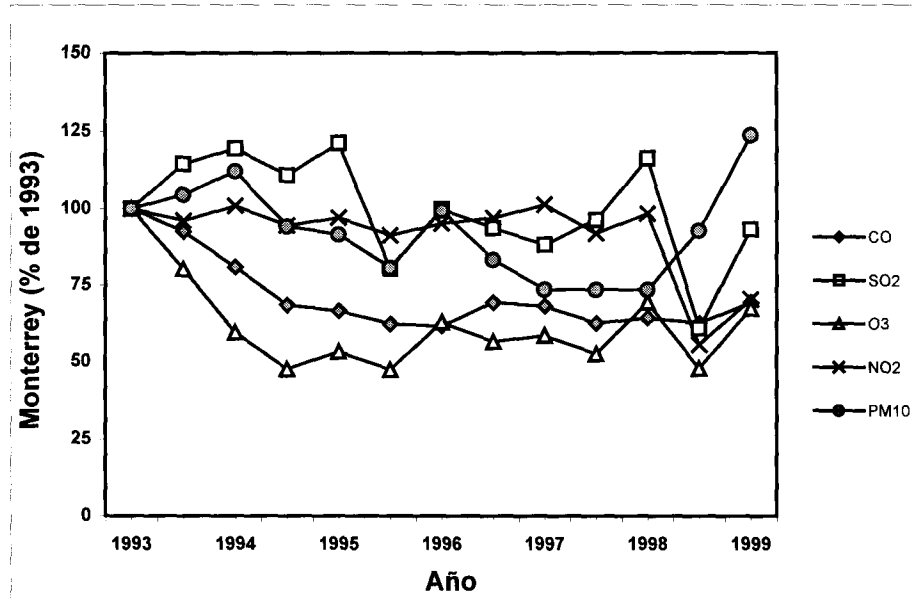


Figura 4.2. Tendencia porcentual con respecto a 1993 de los contaminantes criterio en el AMM.

El carácter cíclico de la concentración de los contaminantes atmosféricos puede observarse en la Figura 4.3 en una base anual. Esta figura muestra la concentración de CO para el periodo descrito para cada una de las estaciones de monitoreo a) La Pastora, b) San Nicolás, c) El obispado, d) San Bernabé y e) Santa Catarina, en el inciso f) se muestra el comportamiento del promedio de las cinco estaciones de monitoreo. Gráficas similares para el comportamiento de los otros cuatro contaminantes monitoreados: O₃, NO₂, SO₂ y PM₁₀ se muestran en el Apéndice A. El comportamiento cíclico mostrado por la Figura 4.3, y las demás mostradas en el Apéndice A, es utilizado en el siguiente capítulo del presente estudio para analizar la exposición crónica, y con ello la masa del contaminante inhalado, en el análisis de riesgo.

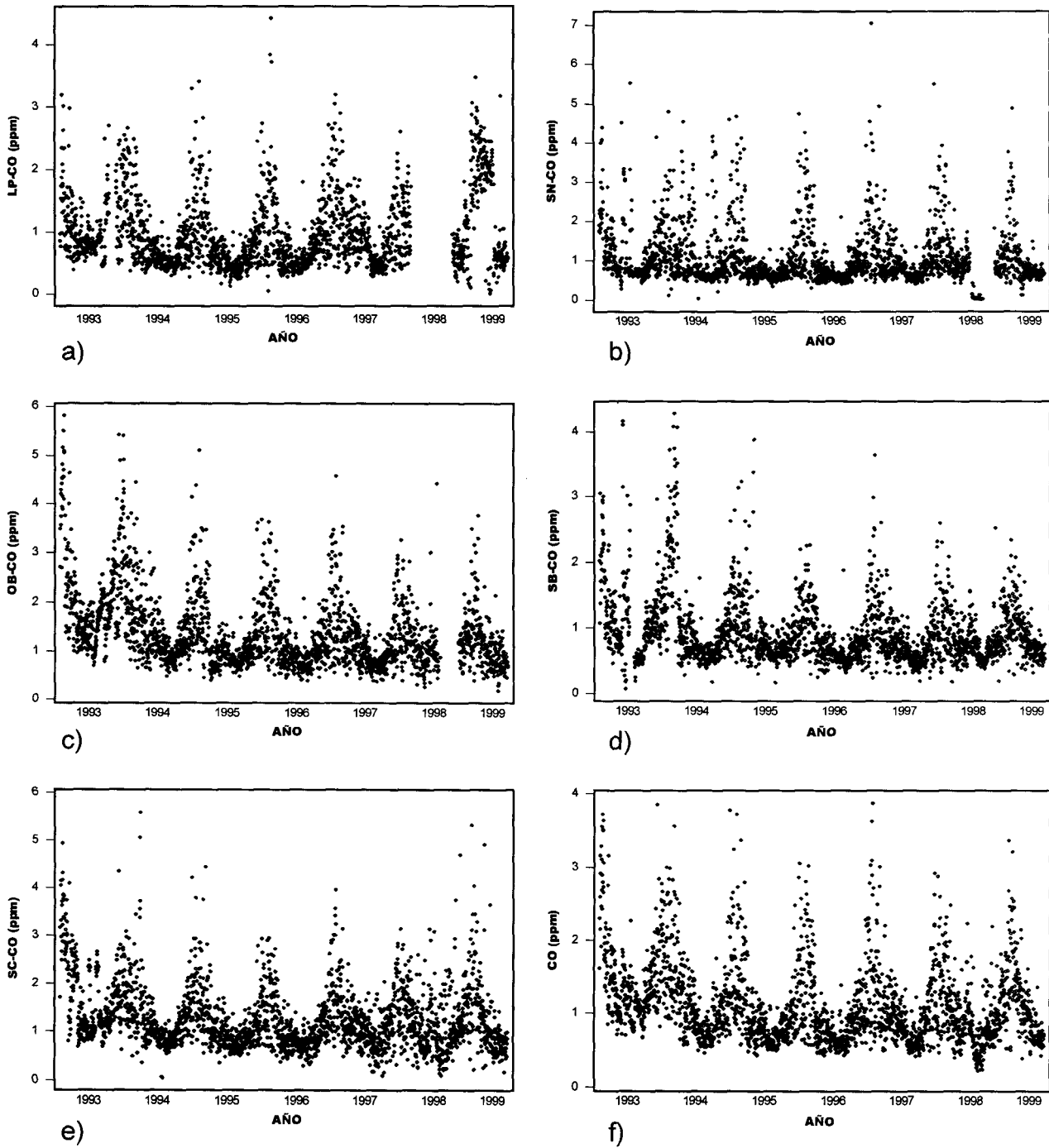


Figura 4.3. Variación temporal de CO, [ppm], de 1993 a 1999. a) Estación La Pastora, b) Estación San Nicolás, c) Estación El Obispado, d) Estación San Bernabé, e) Estación Santa Catarina, y f) Promedio de las cinco estaciones.

Como segundo paso, se procedió a la obtención de los histogramas de frecuencia para cada uno de los cinco contaminantes en cada estación. En la Figura 4.4 se muestran los histogramas obtenidos al utilizar los datos del monóxido de carbono en las cinco estaciones. Los histogramas de los demás contaminantes pueden encontrarse en el apéndice A del presente trabajo. De los histogramas puede observarse que presentan la forma clásica de las variables atmosféricas, como se ha descrito anteriormente. El sesgo hacia la derecha de los histogramas de frecuencias indica que la moda se encuentra detrás de la media y que la frecuencia con la que ocurren concentraciones con valores menores a ella es mayor que para las de valores grandes. Esto indica probabilidades pequeñas para la variable de concentración en los extremos de la variable, es decir para valores muy pequeños y para valores muy grandes. Aunque la forma del histograma depende del número de datos analizados, y por lo tanto del periodo de estudio seleccionado, es importante reconocer el carácter crónico de la exposición a los contaminantes atmosféricos. Generalmente, entre mayor sea el número de datos la "suavidad" del histograma aumentará.

En el caso del monóxido de carbono, se observa como la forma sesgada del histograma no varía por estación, pero si varía la concentración de los datos en torno a la media. De acuerdo a la misma figura, en estaciones como San Nicolás las frecuencias de la variable son muy grandes, lo que indica la aglomeración de datos en un rango pequeño de la variable. En la estación Santa Catarina, por el contrario, la concentración se encuentra más dispersa alrededor de la media. Una explicación del comportamiento de la variable de concentración del CO en estas estaciones de monitoreo es el tipo de fuentes de emisión de este contaminante. Los vehículos automotores y los procesos de combustión referidos a actividades humanas son las principales fuentes de emisión del CO. La aglomeración de estas fuentes y los fenómenos de dispersión son los que determinan las concentraciones del contaminante. Los histogramas también nos permiten identificar el rango del dominio de la variable de concentración. Los valores grandes de concentración identificados en los histogramas tendrán valores de probabilidad pequeños en las FDP posteriormente analizadas.

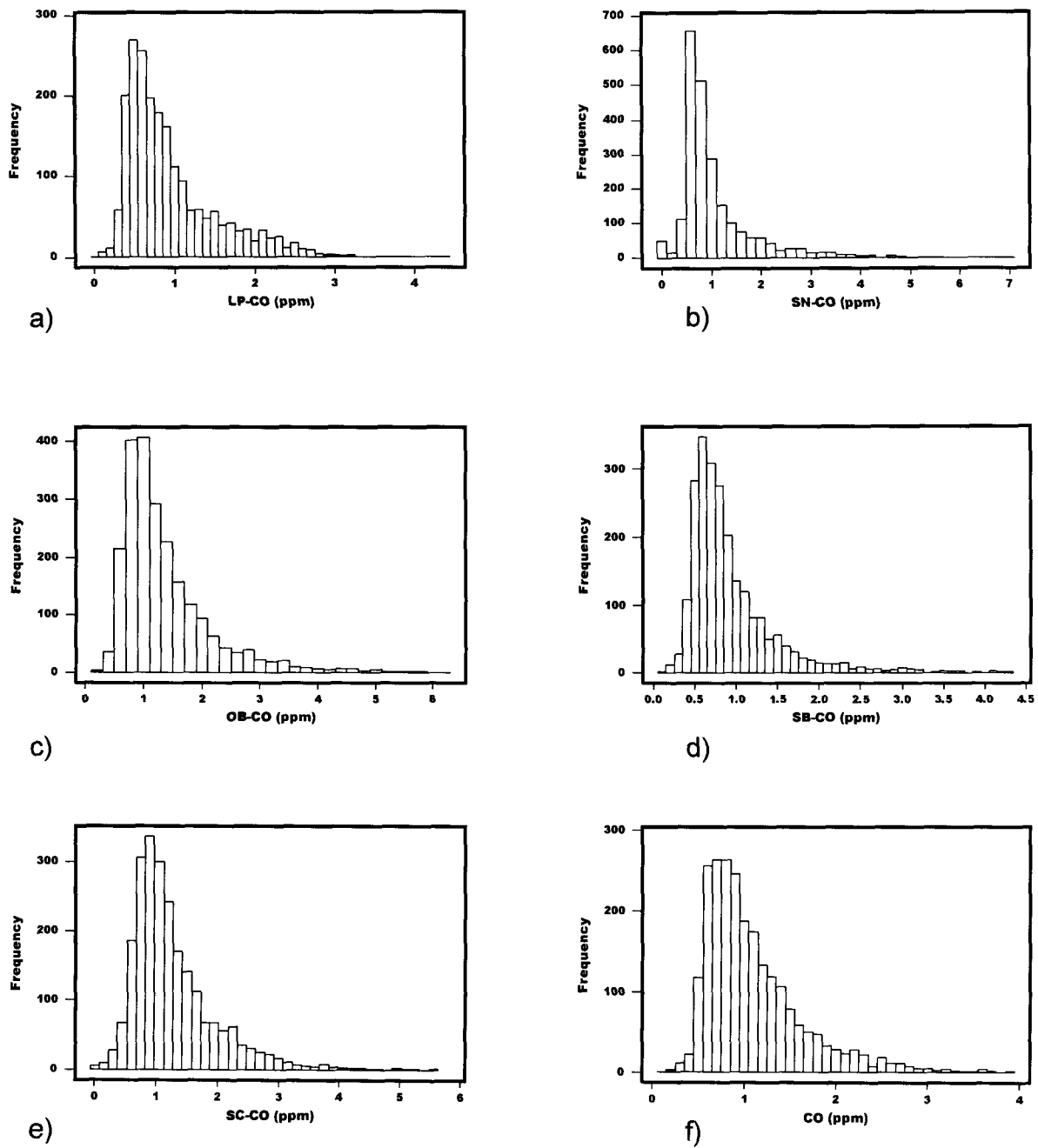


Figura 4.4. Histogramas de CO, [ppm], para el periodo de 1993 a 1999. a) Estación La Pastora, b) Estación San Nicolás, c) Estación El Obispo, d) Estación san Bernabé, e) Estación Santa Catarina y f) promedio de las cinco estaciones.

El siguiente paso fue la obtención de los boxplots correspondientes a los datos de calidad del aire de los cinco contaminantes por cada estación de monitoreo para el periodo de estudio. Este tipo de gráficas permiten observar tendencias y características especiales del conjunto de datos. En la Figura 4.5 se muestra el conjunto de boxplots de las concentraciones de CO desde 1993 a 1999 para las cinco estaciones de monitoreo. Las gráficas correspondientes de los demás contaminantes se encuentran en el Apéndice A.

Los datos que se utilizaron se encuentran en una base promedio diaria y se encuentran agrupados por año para observar la tendencia anual de la concentración en la Figura 4.5. Cada periodo anual tiene delimitado el rango de la variable por las líneas punteadas superiores e inferiores, con esto es posible observar los valores mínimos y máximos de la variable. El ancho de cada rectángulo delimitado por estas líneas punteadas es proporcional al número de datos que se encuentran en el año correspondiente, esa es la razón por la que el ancho del año 1999 aparezca menor en todas las gráficas pues los datos de 1999 solo incluyeron hasta el mes de junio. Las tres líneas continuas horizontales en cada periodo constituyen el primer cuartil, el segundo cuartil (es decir la mediana) y el tercer cuartil, de abajo hacia arriba, respectivamente. Esto es un indicador de cómo están distribuidos los datos, pues un rectángulo mayor entre la mediana y el tercer cuartil indica el sesgo a la derecha y viceversa.

La media esta representada por el punto sólido negro mostrado en cada periodo anual, la distancia entre la mediana y la media provee también información sobre la simetría de la distribución. Las líneas continuas verticales mostradas dentro de cada periodo anual se denominan "colas", y dan una idea de la densidad de puntos en los límites superiores e inferiores. El cálculo de las colas está en función del primer y tercer cuartil de la siguiente forma:

$$\text{Límite inferior: } Q_1 - 1.5(Q_3 - Q_1) \quad (4.18)$$

$$\text{Límite superior: } Q_3 + 1.5(Q_3 - Q_1) \quad (4.19)$$

Donde Q_k es el valor de la variable en cuestión en el k-ésimo cuartil.

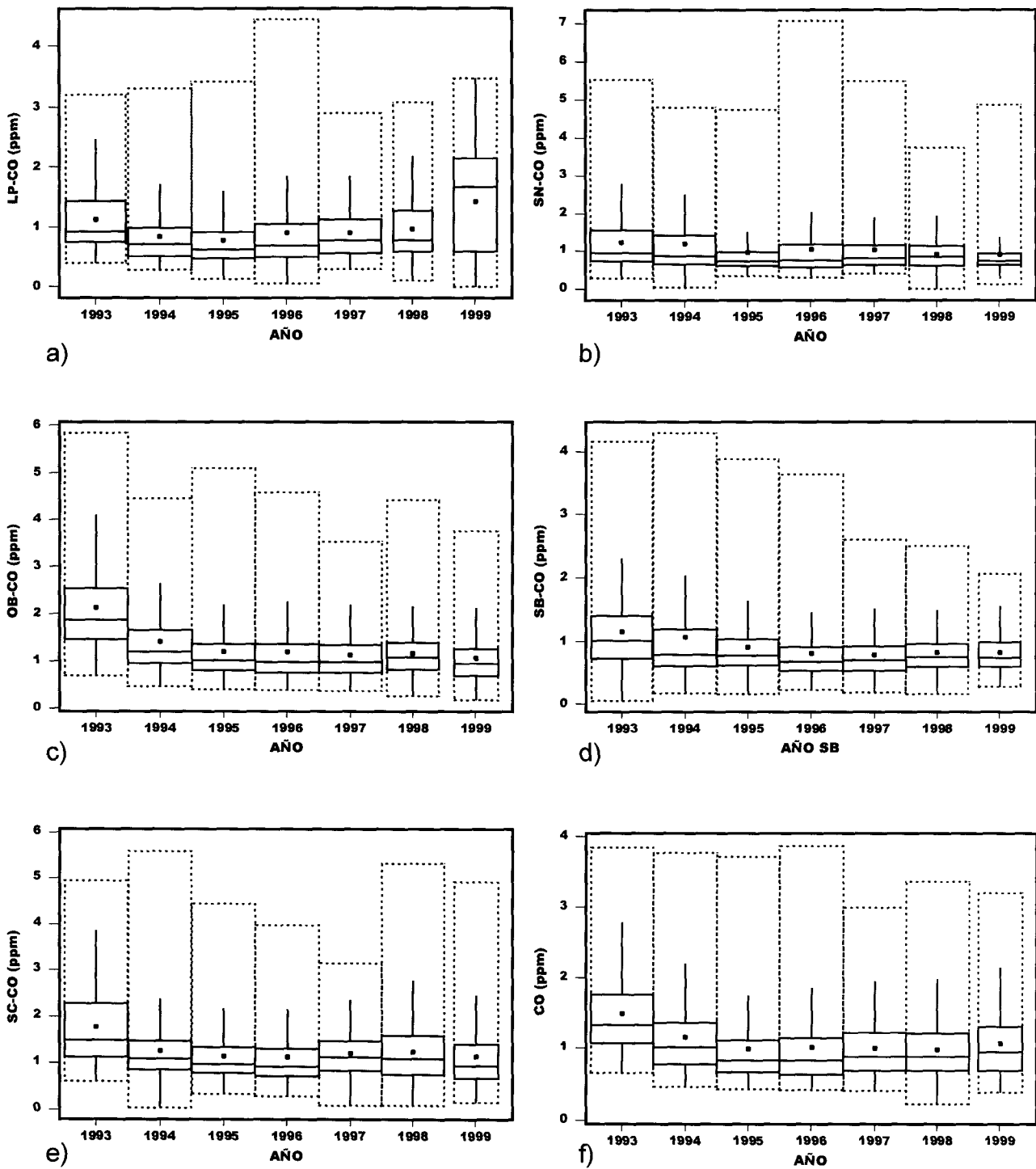


Figura 4.5. Box-Plots de CO, en ppm, de 1993 a 1999. a) Estación La Pastora, b) Estación San Nicolás, c) Estación El Obispado, d) Estación San Bernabé e) Estación Santa Catarina y f) Promedio de las cinco estaciones.

La estadística descriptiva de los datos de calidad del aire nos permite identificar el rango de los posibles parámetros que constituirán las FDP. En la Tabla 4.3 se muestran las estadísticas descriptivas para el monóxido de carbono para el periodo de 1993 a 1999 en la estación de monitoreo de La Pastora.

En forma similar se analizaron los datos para el resto de los contaminantes en el periodo indicado, los resultados pueden encontrarse en el Apéndice B. En la Tabla 4.3 se encuentran los valores descriptivos comunes para los datos de una variable estadística, tales como número de datos (N), número de datos faltantes en la serie ($N_{faltantes}$), el promedio de los datos, el error estándar del promedio ($ES_{promedio}$), la desviación estándar (DevStd), la varianza, la mediana, los cuartiles (Q), mínimos y máximos, el rango de los valores de la variable, la suma de los datos y los coeficientes de kurtosis y de Sesgo (Skewness). Estos dos últimos coeficientes dan una idea de la simetría de distribución y del sesgo de la misma.

Tabla 4.3. Estadística descriptiva para el CO en el AMM, de 1993 a 1999.

	1993 LP-CO	1994 LP-CO	1995 LP-CO	1996 LP-CO	1997 LP-CO	1998 LP-CO	1999 LP-CO	1993-1999 LP-CO
Promedio	1.13	0.84	0.78	0.90	0.91	0.97	1.42	0.95
ES_{promedio}	0.03	0.02	0.03	0.03	0.02	0.05	0.06	0.01
DevStd.	0.54	0.47	0.49	0.61	0.46	0.59	0.84	0.58
Varianza	0.29	0.22	0.24	0.37	0.21	0.35	0.71	0.34
Q₁	0.75	0.51	0.46	0.50	0.55	0.58	0.58	0.54
Mediana	0.93	0.70	0.62	0.69	0.78	0.77	1.67	0.77
Q₃	1.44	0.99	0.92	1.06	1.13	1.27	2.14	1.18
Suma	370.43	302.64	282.10	326.72	327.63	131.96	246.99	1988.46
Minimo	0.39	0.28	0.13	0.05	0.29	0.10	0.01	0.01
Maximo	3.20	3.30	3.41	4.44	2.89	3.07	3.47	4.44
Rango	2.81	3.03	3.28	4.38	2.61	2.97	3.47	4.43
SSQ	513.22	333.61	306.74	426.25	371.62	174.82	473.86	2600.09
Skewness	1.25	1.89	1.94	2.18	1.20	1.24	0.10	1.50
Kurtosis	1.20	4.15	4.51	6.42	1.68	1.48	-1.37	2.36
N	329	362	362	364	362	136	174	2089
N_{faltantes}	36	3	3	2	3	229	7	283

Los resultados estadísticos por cada periodo anual pueden compararse entre sí y observar tendencias entre años y, con ayuda del Apéndice B, entre estaciones de monitoreo. Los datos así obtenidos son congruentes con las gráficas de las Figuras 4.4 y 4.5. Los resultados de la estadística descriptiva del periodo global de 1993 a 1999 se muestran en la última columna de la Tabla 4.3, estos datos constituyen el periodo de exposición crónica y se utilizaron para comparar las FDP obtenidas para cada contaminante y por estación.

Las FDP en cada estación de monitoreo y de cada contaminante se obtuvieron utilizando el paquete estadístico MINITABR, el cual permite realizar la estimación de los parámetros utilizando el método de máxima probabilidad descrito anteriormente. Como ya se mencionó, la prueba gráfica de la comparación visual constituye el mejor criterio para juzgar el ajuste de la FDP al conjunto de datos de calidad del aire.

Si los puntos en un gráfico de probabilidad se encuentran dentro de los intervalos de confianza, entonces se puede juzgar que el ajuste de los datos de calidad del aire a esa determinada distribución es bueno. En la Figura 4.6 puede observarse el ajuste de la función de distribución obtenida para los datos de concentración de ozono para la estación de La Pastora, para los datos del periodo de 1993 a 1999, en este caso el ajuste se realizó a una distribución Weibull y los parámetros se obtuvieron con el método de máxima probabilidad.

Los valores de los parámetros mostrados en la Figura 4.6, (shape de 2.746, y scale de 26.49) corresponden a los de λ y σ mostrados anteriormente en la Tabla 4.1. En la Figura 4.6 el ajuste de la recta se realizó en base a intervalos de confianza del 99%, representados gráficamente por las líneas punteadas a lo largo de la línea continua. Evidentemente la selección de los límites de confianza aumentará o disminuirá la precisión en el ajuste de los datos a la curva. El resto de los ajustes de los datos de contaminantes de las cinco estaciones a las FDP se encuentra en el Apéndice C del presente trabajo.

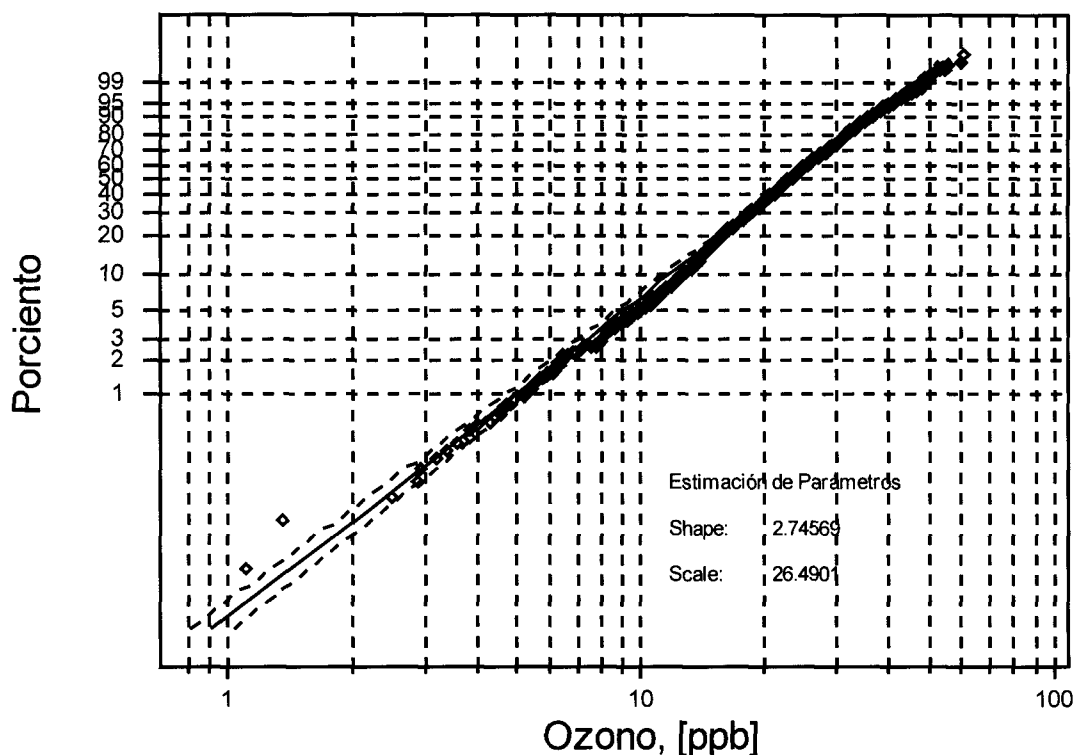


Figura 4.6. Ajuste a una FDP Weibull para los datos de calidad del aire de O_3 en la estación La Pastora para el periodo 1993 a 1999.

Con respecto a la Figura 4.6, en ocasiones se observa que el ajuste de los datos a la FDP en un gráfico de probabilidad se aleja de la línea en el extremo inferior y en el superior. Para probabilidades pequeñas, los puntos sobre las líneas o límites de confianza indican que existen más datos de los que uno podría esperar en la cola izquierda de la curva FDP. Para probabilidades grandes, los puntos debajo del límite inferior indican que existen más datos de los que uno podría esperar en la cola izquierda de la curva FDP. Las condiciones opuestas indican menos datos de los que uno podría esperar.

Además de la gráfica de probabilidad, en la Figura 4.6 se muestra el ajuste de esos mismos datos al histograma correspondiente también al conjunto de datos de ozono en la estación La Pastora. Entre mayor sea el ajuste visual de los datos

al histograma mejor es el ajuste de los datos a la FDP. En ocasiones únicamente es necesario el ajuste en un determinado rango del conjunto de datos, o bien puede darse el caso de ajustar varias FDP al conjunto de datos, cada una para un rango específico.

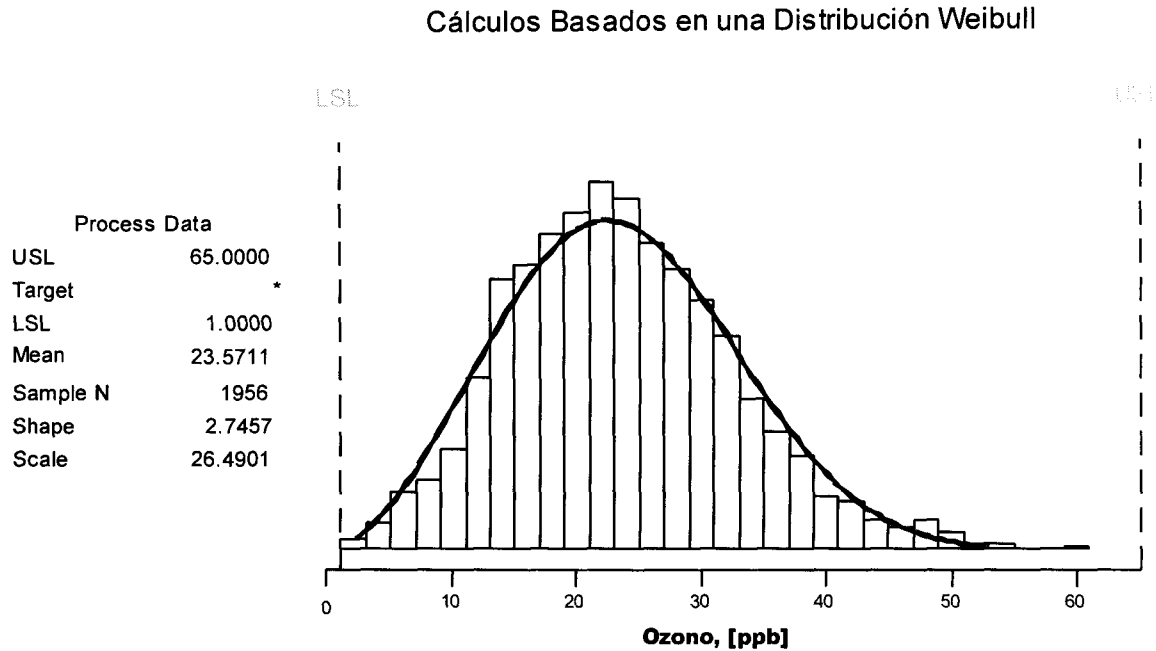


Figura 4.7. Ajuste de los datos de O_3 en la estación La Pastora, para el periodo de 1993 a 1999, a una FDP Weibull.

La estimación de los parámetros correspondientes a cada conjunto de datos de contaminantes en cada estación de monitoreo se encuentra en la Tabla 4.4. Esta tabla es un resumen de los resultados que se muestran en el Apéndice C. En la mayoría de las FDP propuestas el ajuste de los datos es suficiente por lo menos en las regiones centrales del conjunto de datos. Para un mejor ajuste es posible combinar el uso de FDP en varias regiones del rango de los datos. Así, es posible utilizar una FDP para los datos eventuales en las probabilidades pequeñas o en las mayores.

Tabla 4.4. Parámetros de las FDP por contaminante estimadas para las cinco estaciones de monitoreo del AMM.

ESTACIÓN	CONTAMINANTE				
	CO	SO ₂	O ₃	NO ₂	PM10
La Pastora	Lognormal Locación -2.1E-01 Escala 0.553461	Weibull Forma 1.46941 Escala 7.10846	Weibull Forma 2.7457 Escala 26.4901	Lognormal Locación 2.4900 Escala 0.63916	Lognormal Locación 3.64581 Escala 0.47542
San Nicolás	Lognormal Locación -8.4E-02 Escala 0.518249	Weibull Forma 1.3224 Escala 15.8838	Weibull Forma 2.2222 Escala 22.445	Lognormal Locación 2.5511 Escala 0.49814	Lognormal Locación 3.94023 Escala 0.49849
El Obispo	Lognormal Locación 0.183712 Escala 0.485269	Weibull Forma 1.6188 Escala 11.3811	Weibull Forma 1.7457 Escala 20.1800	Lognormal Locación 3.12866 Escala 0.49312	Lognormal Locación 3.74395 Escala 0.49624
San Bernabé	Lognormal Locación -2.0E-01 Escala 0.469729	Weibull Forma 1.62388 Escala 8.6833	Normal Media 22.7360 Desv. Est. 9.6983	Lognormal Locación 2.54156 Escala 0.56469	Lognormal Locación 4.05014 Escala 0.54051
Santa Catarina	Lognormal Locación 0.183712 Escala 0.485269	Weibull Forma 1.6188 Escala 11.3811	Weibull Forma 1.7457 Escala 20.1800	Lognormal Locación 3.12866 Escala 0.49312	Lognormal Locación 3.74395 Escala 0.49624

Como puede observarse en la Tabla 4.4 y en el Apéndice C, las FDP en general se asocian con el tipo de contaminante estudiado para presentar un mejor ajuste de los datos, tal es el caso del CO y PM10 cuyas FDP muestran mejor ajuste. El carácter cíclico del comportamiento de los contaminantes y sus características especiales de emisión, reactividad y deposición, así como los mecanismos de transporte están relacionados con los tiempos de residencia en cada zona geográfica en particular. Esto puede ser la explicación por la cual ciertos contaminantes se comportan estadísticamente en forma similar al adecuar sus datos a determinadas funciones de probabilidad.

CAPITULO 5

MAPAS DE CONCENTRACION DE CONTAMINANTES EN LA ATMOSFERA DEL AMM

En este capítulo se presentan y discuten los resultados obtenidos al aplicar un modelo de diagnóstico a los datos de calidad del aire en el Área Metropolitana de Monterrey, AMM. A partir de la selección del dominio de modelación se describe la obtención de mapas de concentración por cada uno de los contaminantes criterio en el AMM, y por patrón del comportamiento horario en el periodo de estudio. Se realiza también un análisis sobre la opción de utilizar un estimador puntual o una integral en el tiempo en el análisis de la exposición a los contaminantes atmosféricos.

5.1 Modelos de diagnóstico.

Los modelos de diagnóstico de la calidad del aire utilizan la información recopilada históricamente para "diagnosticar" y definir el estado de las condiciones de la calidad del aire de una determinada cuenca geográfica en un momento dado.

Las estaciones de monitoreo, fijas o móviles, recopilan la información en bases de tiempo, generalmente horarias, además de información meteorológica y condiciones climatológicas. Este tipo de información es muy importante para el estudio de la calidad del aire en una determinada cuenca atmosférica, así como para la validación de modelos atmosféricos. Eventualmente toda la información generada por medición directa, monitoreo y/o la utilización de modelos matemáticos, es utilizada en la toma de decisiones relacionadas con estrategias de control de la contaminación. Basados en la información de la calidad del aire en

diversos puntos de la zona de modelación, los modelos de diagnóstico obtienen un campo de concentraciones que representan la calidad del aire en todo el dominio a través de un algoritmo de interpolación y extrapolación. La interpolación es realizada sobre los puntos en el dominio donde se localizan las estaciones de monitoreo disponibles a través de la aplicación de áreas de influencia alrededor de ellas.

El modelo de diagnóstico utilizado en el presente estudio fue el interpolador de la calidad del aire que está acoplado en el modelo fotoquímico CIT (las siglas de CIT se derivan de las iniciales de las dos organizaciones responsables de su desarrollo: el California Institute of Technology y el Carnegie Institute of Technology en la Universidad de Carnegie Mellon). El modelo de diagnóstico realiza una interpolación estadística sobre los datos disponibles en el área de modelación. Generalmente estos datos de información provienen de las estaciones de monitoreo, y a cada uno de ellos se les asigna un factor de ponderación el cual generalmente es el inverso del cuadrado de la distancia que separa estos puntos de valores de concentración conocidos.

Una de las ventajas de este interpolador es que permite incorporar las características topográficas de la zona de estudio. Así, los efectos causados por las discontinuidades e irregularidades en el terreno son tomados en cuenta en el momento de la interpolación. Además de la información topográfica y de relieve, la aplicación del modelo requiere una serie de información concerniente a la selección del área del mallado donde se realizará la modelación. Para mayor detalle en la descripción del proceso de interpolación se puede referir a la documentación del código del programa, [Harley, 1990].

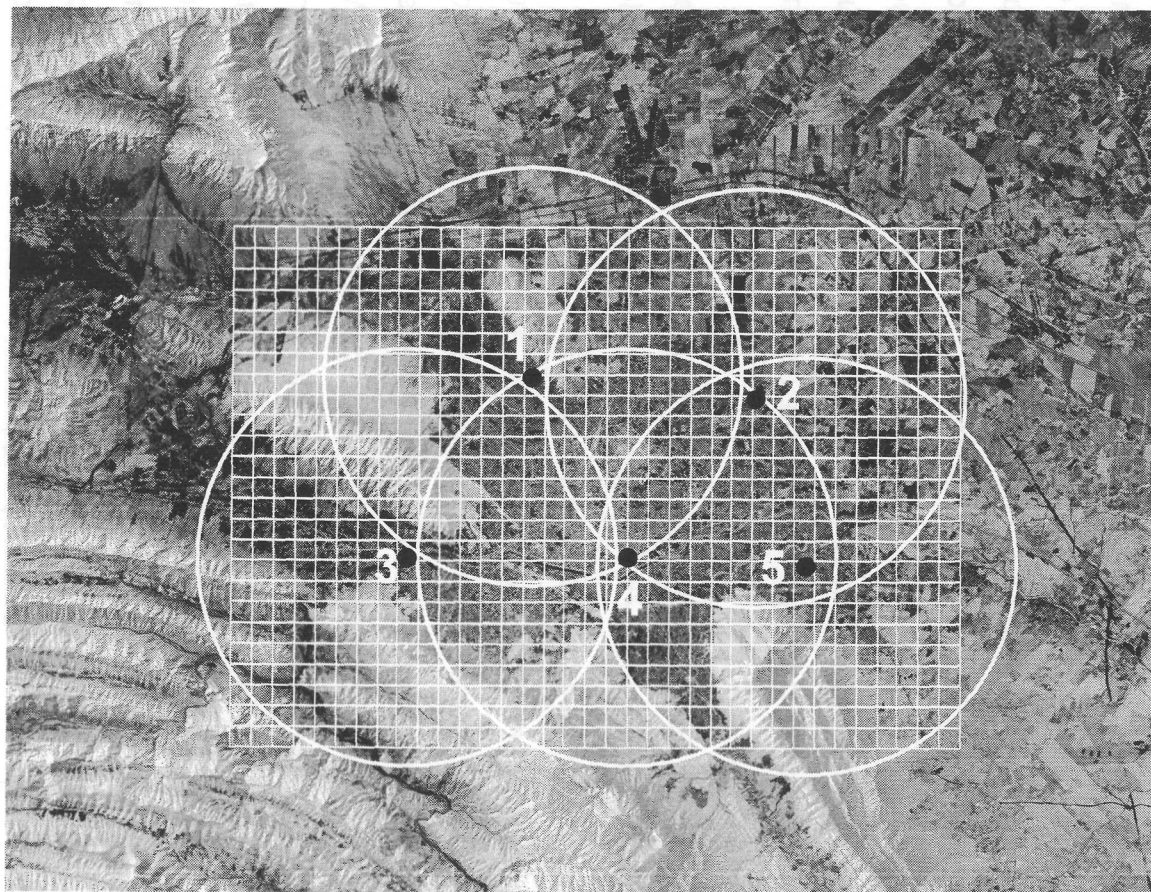
5.2 Area de influencia.

Cada punto utilizado en la interpolación con el modelo de diagnóstico tiene un área de influencia que indica la representatividad geográfica de la información meteorológica y de calidad del aire ahí obtenida. El área de influencia de las

estaciones de monitoreo es en realidad uno de los factores que son utilizados para seleccionar la ubicación de las mismas en una red de monitoreo ambiental. Como se explicó en el Capítulo 3, los factores que determinan el área de influencia de una estación de monitoreo son las características topográficas propias del terreno, su ubicación con respecto a fuentes industriales, móviles y naturales, la lejanía de barreras físicas que puedan inducir patrones de viento y temperatura, así como las propias características de los instrumentos de medición.

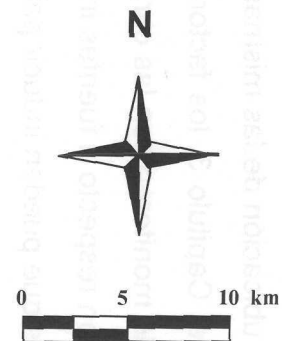
Cuando se conoce el área de influencia de las estaciones de monitoreo, ésta se especifica en el modelo de diagnóstico con el número de celdas equivalentes al radio alrededor de cada punto georreferenciado dentro del dominio. A su vez, el número de celdas dependerá del tamaño de cada celda que se seleccione para el área de estudio. En el presente trabajo el área se seleccionó conforme a los criterios mencionados en el Capítulo 3, entre ellos figuran la inclusión del área urbana, el tipo y uso de suelo, así como el área de influencia de las estaciones de monitoreo.

Las estaciones de monitoreo del AMM fueron ubicadas estratégicamente tomando en consideración los factores antes mencionados, el área de influencia que tienen las cinco estaciones es aproximadamente de 10 km de radio, con lo cual cubren la mayor parte de la zona urbana, [PACAAMM, 1997]. En la Figura 5.1 se muestra un mapa del área de influencia de cada estación de monitoreo en el AMM. Como puede observarse en la figura, el radio de influencia de las cinco estaciones de monitoreo abarcan la mayor parte del área urbana del AMM. Una vez que se selecciona el área de influencia de cada estación es posible delimitar el área de interpolación. Para realizarlo, se construye un mallado rectangular que incluirá las estaciones y sus áreas de influencias en la zona urbana. La Figura 5.2 presenta área de modelación seleccionada en este trabajo. El mallado seleccionado consistió de 35 celdas horizontales y 25 verticales, para un total de 875, cada una de 1 km de longitud. El origen de la malla se especifica con las coordenadas del extremo inferior izquierdo, en el presente trabajo la malla de definió con el origen en (350, 2831) en km, en dirección este y norte, respectivamente, con coordenadas UTM.



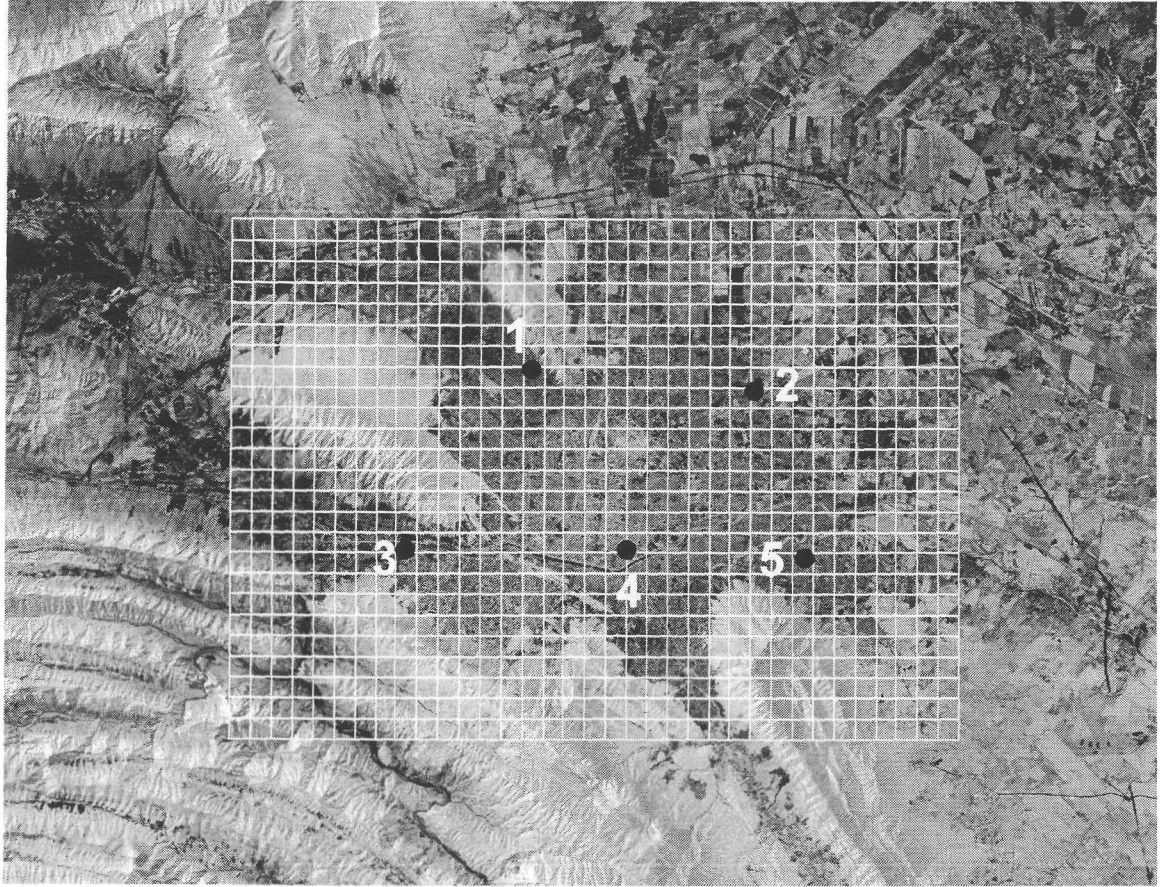
● **Estaciones de Monitoreo**

- 1. San Bernabé
- 2. San Nicolás
- 3. Sta. Catarina
- 4. El Obispo
- 5. La Pastora

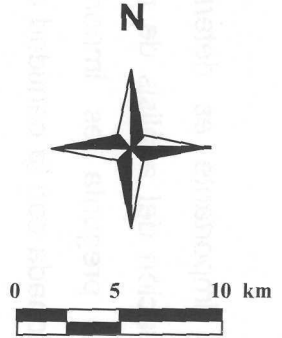


Laboratorio de Modelación Ambiental
Centro de Calidad Ambiental, ITESM

Figura 5.1. Área de influencia de las estaciones de monitoreo en el AMM.



- **Estaciones de Monitoreo**
 1. San Bernabé
 2. San Nicolás
 3. Sta. Catarina
 4. El Obispo
 5. La Pastora



Laboratorio de Modelación Ambiental
Centro de Calidad Ambiental, ITESM

Figura 5.2. Delimitación del área de estudio.

5.3 Cálculo de la dosis inhalada.

Una pregunta importante es determinar qué concentración deberá ser utilizada en la ecuación del análisis de riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos. Esta pregunta es importante porque la concentración está directamente relacionada con la cantidad de contaminante, y por lo tanto la masa del mismo, que ingresará al cuerpo humano por la vía de inhalación en un periodo de exposición y localización geográfica. La masa de un contaminante atmosférico que ingresa al cuerpo humano por la ruta de inhalación depende de dos variables: el tiempo y el espacio. Dependiendo del lugar en que una persona se encuentre y del tiempo que permanezca en ese lugar es como se va construyendo la variable de exposición para una persona.

En un primer análisis se estudiará la masa de un contaminante que ingresa en el cuerpo humano para un periodo determinado, esto permite determinar la factibilidad de utilizar un estimador puntual de la concentración en lugar de una integral en el tiempo de la variación de la misma. En un segundo análisis se estudiará el modelo de exposición por contaminación atmosférica que involucre las variables tiempo y espacio, como parte de la metodología propuesta.

5.3.1 Dosis inhalada del contaminante.

La masa de un contaminante que ingresa al cuerpo humano esta dada por la siguiente ecuación:

$$m_i = \iint [TI]c(\bar{x}, t) dxdt \quad (5.1)$$

Donde:

m_i = masa del contaminante, [kg]

TI = Tasa de inhalación, [m³/hr]

c = Concentración del contaminante, [kg/m³]

x = vector de espacio donde se localiza el individuo, [m]

t = tiempo, [hr]

En realidad, en la Ecuación 5.1 la tasa de inhalación también es dependiente del tiempo ya que el ser humano varía su tasa de inhalación durante el transcurso del día dependiendo del grado de actividad en el que se encuentre. De manera de analizar la Ecuación 5.1 es preciso realizar asunciones que nos permitan investigar su comportamiento. En un primer lugar se considerará que no existe variación en el espacio del vector x , y que la tasa de inhalación, TI , es constante respecto al tiempo. Esto nos permite considerarlos como constantes y sustraerlos de la integral doble de la Ecuación 5.1.

La integral resultante, que se muestra en la Ecuación 5.2, indica que la masa del contaminante es el área bajo la curva de la función que representa la concentración en el tiempo, c , para un periodo de integración de t_1 a t_2 . El problema de encontrar la masa del contaminante que ingresa al cuerpo humano para un periodo de tiempo se centra entonces en calcular el área bajo la curva de la función de concentración en el tiempo.

$$m_i = TI \int_{t_1}^{t_2} c(t) dt \quad (5.2)$$

El área bajo la curva puede aproximarse por diversos métodos, la Figura 5.3 representa las diversas opciones de aproximación del área bajo la curva hipotética de la función $c(t)$. La opción a) indica que la regresión lineal de un conjunto de datos de monitoreo atmosférico para un periodo de exposición genera la función de concentración en el tiempo, c . La opción b) es el resultado de realizar la regresión lineal con los puntos obtenidos del promedio calculado para cada día de un periodo simultáneo cíclico y, finalmente, la opción c) es el cálculo del área la variable con un estimador puntual de la concentración atmosférica, esto es concentración promedio en la Ecuación 5.2.

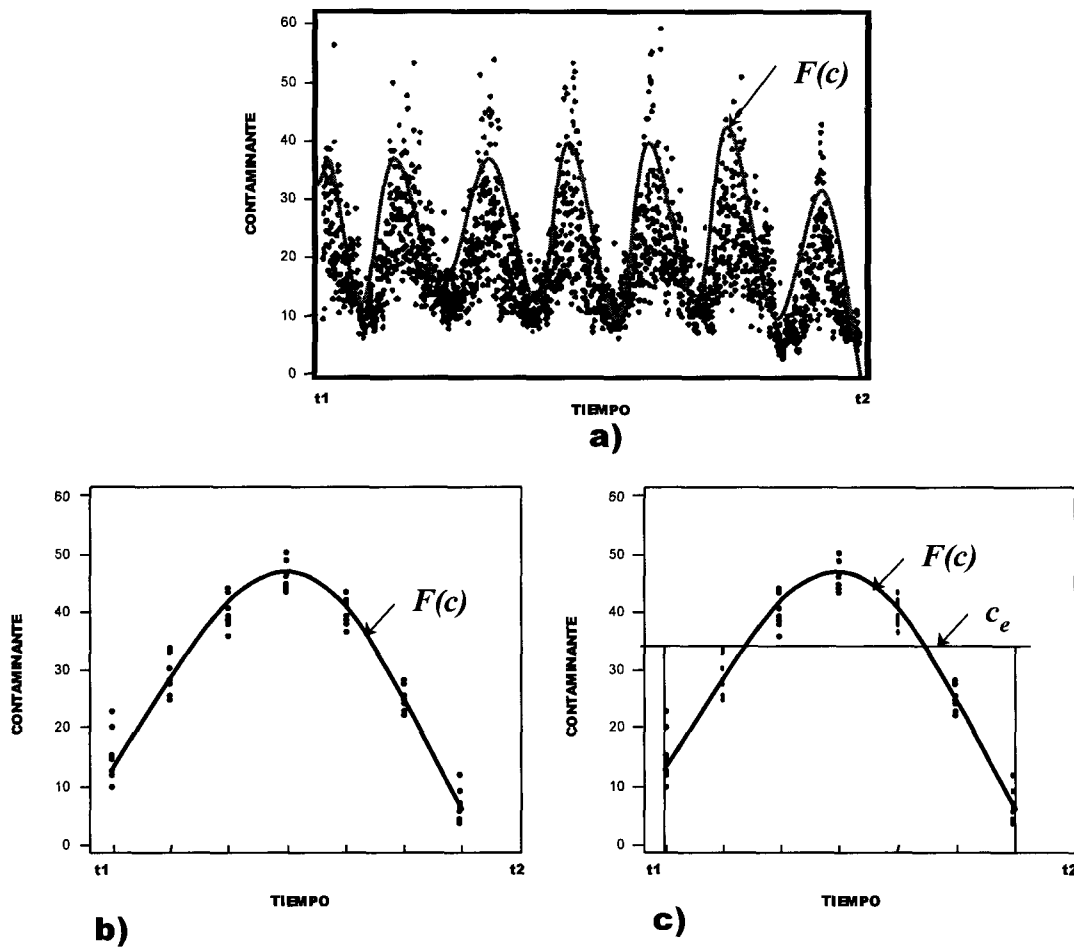


Figura 5.3. Areas bajo la curva de la función hipotética $c(t)$.

Para realizar el análisis de la estimación del área bajo la curva se utilizaron los datos de calidad del aire, base diaria, de la estación de monitoreo de calidad del aire San Nicolás del AMM para los datos de concentración del bióxido de nitrógeno para el periodo de 1993 a 1999. Los datos de concentración se encuentran graficados en la Figura 5.4, en la cual se observa el comportamiento cíclico, en un periodo anual, de la concentración diaria promedio de 1993 a 1999 para esta estación.

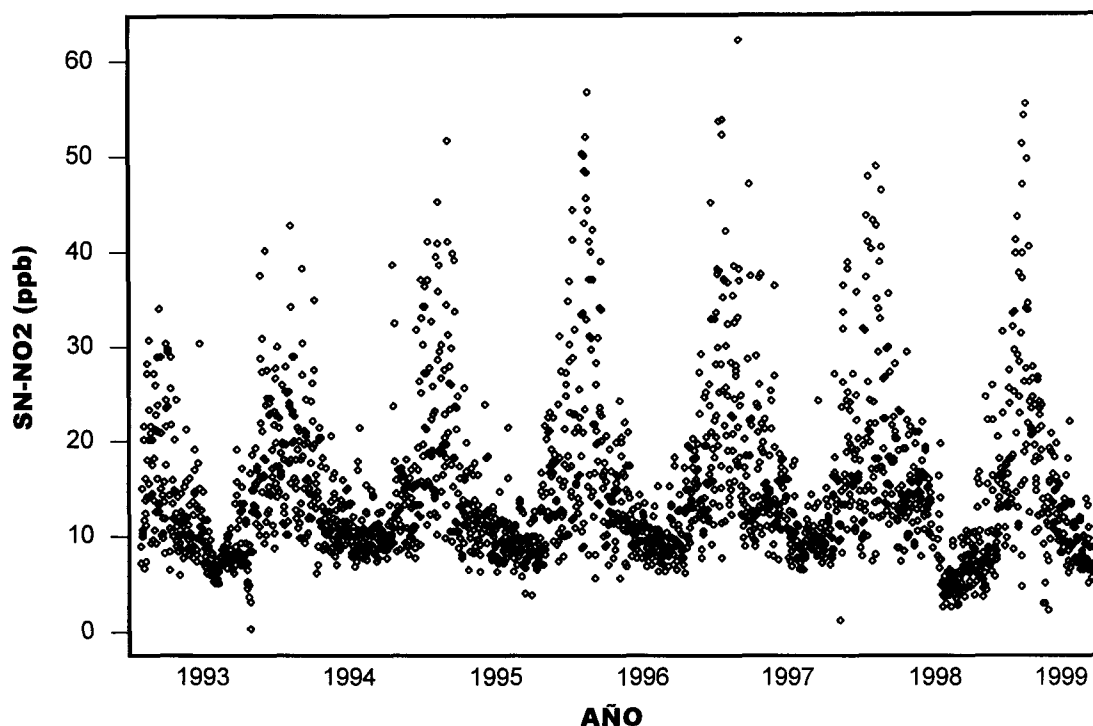


Figura 5.4. Datos crudos de monitoreo de la calidad del aire de NO₂ en la estación San Nicolás del AMM, para el periodo de 1993 a 1999.

Caso a) Ajuste de los datos a una serie de tiempo.

Utilizando el modelo de regresión senoidal - cosenoidal mostrado en la Ecuación 5.3 se ajustaron los datos de calidad del aire a la curva cíclica correspondiente con un periodo de 365 días. La regresión se programó con el paquete computacional Curve Expert^R, el cual permite ajustar un conjunto de datos a un modelo programado de regresión no lineal.

De esta manera se crea una función de la concentración del contaminante como la variable dependiente y el tiempo, en días, como la variable independiente. El resultado del modelo de regresión se muestra en la Figura 5.3 y los coeficientes c_1 , c_2 y c_3 están sustituidos en la Ecuación 5.4.

$$c(t) = c_1 + c_2 \operatorname{sen}\left(\frac{2\pi t}{365}\right) + c_3 \operatorname{cos}\left(\frac{2\pi t}{365}\right) \quad (5.3)$$

$$c(t) = 14.523 + 1.17 \operatorname{sen}\left(\frac{2\pi t}{365}\right) + 6.55 \operatorname{cos}\left(\frac{2\pi t}{365}\right) \quad (5.4)$$

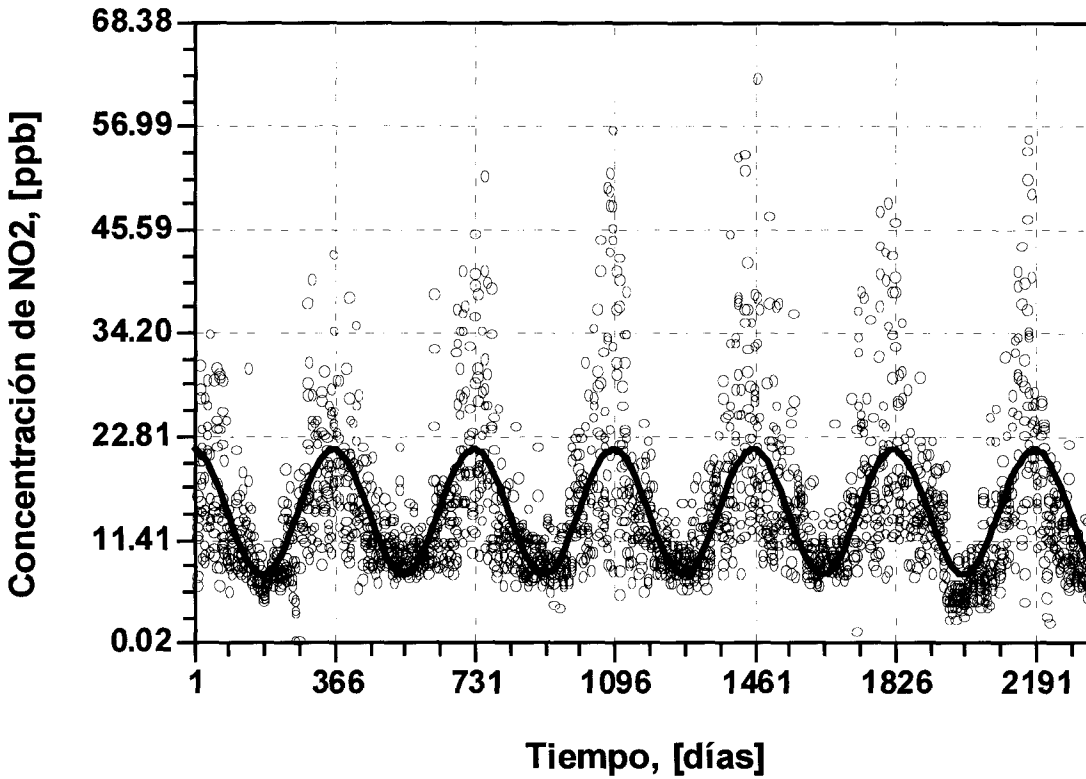


Figura 5.5. Regresión no lineal aplicado a los datos de calidad del aire.

El área bajo la curva que resulta de integrar la Ecuación 5.4, que representa la dosis inhalada del contaminante, para un periodo de $t_1=1$ a $t_2=2191$, (el cual es el número de días del conjunto de datos) es:

$$\int_{t_1}^{t_2} c(t) dt = \int_1^{2191} \left[14.5238 + 1.17 \operatorname{sen}\left(\frac{2\pi t}{365}\right) + 6.55 \operatorname{cos}\left(\frac{2\pi t}{365}\right) \right] dt = 31809.3uds \quad (5.5)$$

Caso b) Ajuste de los datos a una curva representativa del promedio anual.

En una segunda opción se puede obtener el promedio correspondiente al periodo anual utilizando los datos diarios de cada año para cada contaminante. Un ejemplo de la tabla generada de esta forma con la misma base de datos de calidad del aire presentada en el caso a) se muestra en la Tabla 5.1, mientras que la gráfica que resulta de esta aplicación se muestra en la Figura 5.6.

Tabla 5.1. Promedio diario para un periodo anual de los datos de calidad del aire.

DIA	1993	1994	1995	1996	1997	1998	PROMEDIO
1	8.77	23.58	13.99	10.38	18.84	14.63	15.03
2	7.13	23.97	12.38	8.73	32.26	16.05	16.75
3	9.91	17.59	10.14	18.35	36.66	13.39	17.67
4	10.20	25.28	11.96	50.18	24.75	17.93	23.38
5	10.53	34.20	16.08	33.53	15.58	21.73	21.94
...
2191	17.90	14.83	33.28	29.93	23.89	24.54	24.06

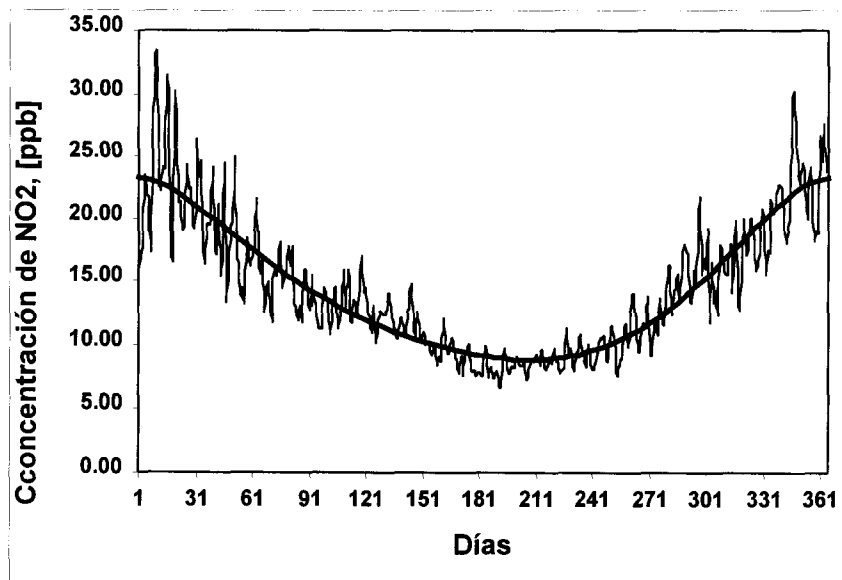


Figura 5.6. Línea de tendencia de los datos promediados del periodo anual.

Se puede observar en la línea de tendencia que se muestra en la Figura 5.6 la disminución de la concentración del gas NO₂ en la primera mitad del año y comenzar a ascender en la segunda mitad. Esto sugiere un comportamiento cosenoidal con periodo de 365 días al ajustar los datos del modelo.

EL modelo de regresión no lineal cosenoidal sugerido es el que se muestra en la Ecuación 5.6. Al igual que en el caso anterior, se utilizó el paquete computacional Curve Expert^R para el cálculo de la regresión. Los coeficientes obtenidos de esta forma y el ajuste de los datos resultantes de muestran en la Ecuación 5.7 y en la Figura 5.7, respectivamente.

$$c(t) = c_1 + c_2 \cos(c_3 t + c_4) \quad (5.6)$$

$$c(t) = 20.05 + 11.34 \cos(0.0105t + 1.1435) \quad (5.7)$$

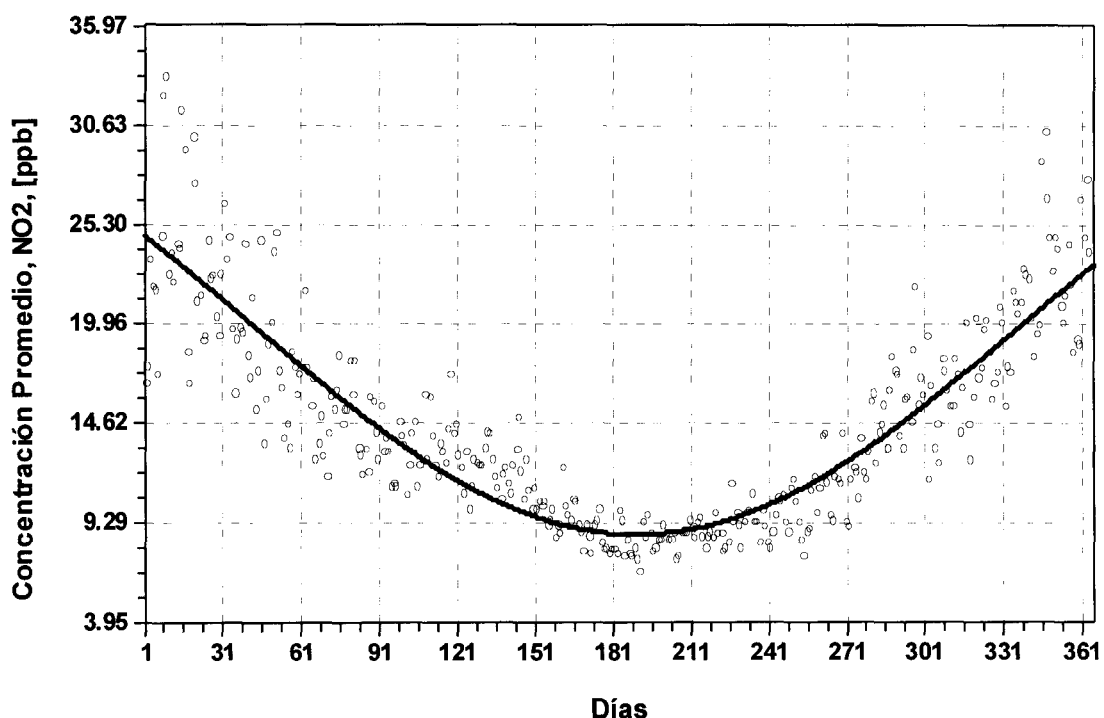


Figura 5.7. Regresión cosenoidal para los datos de calidad del aire.

El área bajo la curva resulta de la evaluación de la integral:

$$\int_{t_1}^{t_2} c(t)dt = \int_1^{365} [20.05 + 11.34 \cos(0.0105t + 1.1435)]dt = 5277.59 \quad (5.8)$$

Para el periodo de 6 años el área correspondiente es:

$$6 \int_1^{365} c(t)dt = 6(5277.59) = 31665.54uds \quad (5.9)$$

Caso c) Cálculo de la dosis inhalada utilizando un estimador puntual.

El último caso consiste en utilizar un estimador puntual para calcular el área bajo la curva en el periodo especificado. Para ello es necesario conocer la estadística descriptiva del conjunto de datos, la cual se muestra en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2. Estadística descriptiva de los datos.

PARAMETRO	VALOR
N	2191
Min.	0.17
Máx.	62.18
Sum	31830.14
Media	14.543
Mediana	12.28
Error Est.	0.172
Desv. Est.	8.075

La media y la mediana del conjunto de datos son dos de los estimadores que pueden ser utilizados para describir la variable concentración. El área bajo la curva utilizando estos estimadores para el periodo especificado esta dado por las ecuaciones 5.10 y 5.11.

Como puede observarse, la media resulta ser mejor parámetro para estimar el área bajo la curva al compararlo con los resultados anteriores. La Figura 5.8 muestra el resultado de utilizar la media como estimador del cálculo del área bajo la curva.

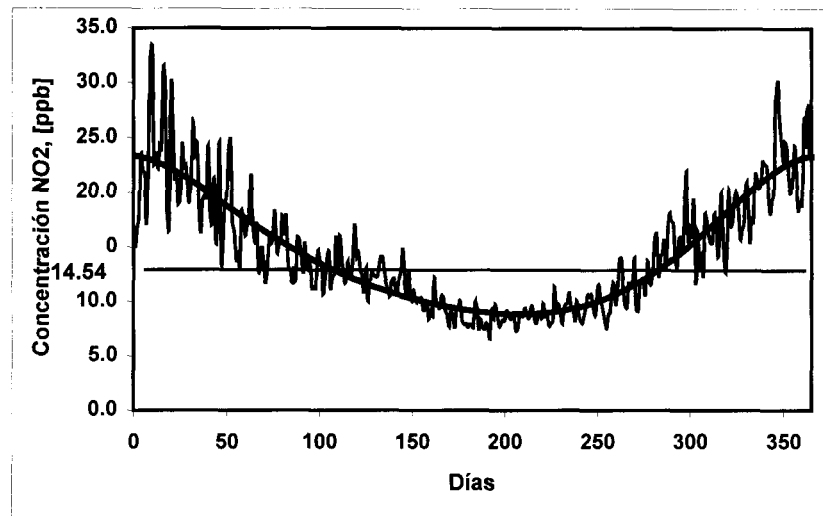


Figura 5.8. Área bajo la curva mediante la media como estimador puntual.

$$Area_{media} = 14.543(365)(6) = 31849.17uds \quad (5.10)$$

$$Area_{mediana} = 12.28(365)(6) = 26893.2uds \quad (5.11)$$

Tabla 5.3. Comparación del área bajo la curva para los diferentes métodos.

MÉTODO	AREA <i>uds</i>	DESV.
Caso a) Regresión de todo el período	31809.3	0%
Caso b) Regresión del Patrón anual	31665.54	-0.45%
Caso c) Estimador puntual, Media	31849.17	0.13%
Estimador puntual, Mediana	26893.20	-15.4%

Una compilación de los tres resultados anteriores se muestra en la Tabla 5.3. El porcentaje de desviación está referido al valor calculado del área en el caso a) que se presentó, es decir utilizando un modelo de regresión para todo el periodo. Estos resultados muestran que es posible utilizar un estimador puntual para calcular el área bajo la curva cíclica sin pérdida significativa de información. Con un enfoque conservador, con la finalidad de evitar el subestimar la exposición al contaminante (y eventualmente la masa que ingresará al cuerpo por inhalación) en un periodo, la media del periodo resulta un buen estimador.

Lejos de generalizar los resultados encontrados a todos los casos posibles en los que se cuente con datos de calidad del aire en una zona geográfica, es importante observar que un análisis preliminar del comportamiento del conjunto de datos en el tiempo puede arrojar patrones cíclicos de la concentración y con ello poder utilizar un estimador puntual para la exposición de cada contaminante en particular.

Se concluyen que es suficiente utilizar el estimador promedio anual de los datos de calidad del aire cuando estos presentan un comportamiento cíclico en el periodo de exposición. Un análisis sobre el comportamiento cíclico de los contaminantes en el área de estudio puede servir como base para la utilización de un estimador puntual en el cálculo de la dosis inhalada por la población. Esta característica permite un ahorro de tiempo en los cálculos sin pérdida de exactitud en los resultados del cálculo de la dosis de inhalación, y por consiguiente en el cálculo del riesgo de la población.

5.4 Comportamiento horario promedio anual de los contaminantes.

Una vez que se analizó el comportamiento cíclico de los contaminantes, y que se concluyó que la concentración promedio anual es adecuada para el cálculo de la dosis de inhalación en un estudio de riesgo, se procedió a obtener los perfiles del comportamiento horario en cada estación de monitoreo.

La variación de la concentración de los contaminantes durante el día en zonas urbanas esta relacionada con el tipo, cantidad y localización de las fuentes de emisión. Las condiciones meteorológicas, topográficas y de uso de suelo juegan un papel muy importante, como ya se ha descrito previamente.

En un estudio de exposición crónica, el interés reside en conocer el comportamiento típico de la variable concentración en periodos de exposición largos, porque ello dará las dosis representativas de inhalación. Como la exposición del individuo a cierto contaminante dependerá del lugar en que físicamente se encuentre en la zona urbana y también del tiempo que permanezca en ella, como se analizó en la sección anterior, es evidente que necesitamos conocer el comportamiento representativo en una exposición crónica del contaminante en cada zona del área urbana donde permanezca el individuo.

El procedimiento que se utilizó para obtener los perfiles del comportamiento horario de los contaminantes en cada estación de monitoreo en el AMM fue el de obtener las concentraciones promedio anual de cada hora correspondiente a cada hora del día para todo el conjunto de datos.

Así, se aislaron todos los datos de concentración de las 0 horas, por ejemplo, de cada día del conjunto de datos y se obtuvo un promedio de la concentración del contaminante representativo para las 0 horas. Lo mismo se realizó para las otras 23 horas del día. Como resultado, se obtienen 24 estimadores puntuales representativos de cada hora del día, por contaminante y por estación de monitoreo en la zona de estudio. Todo esto basándose en el análisis presentado en la sección anterior sobre la utilización de la concentración promedio para el cálculo de la dosis de inhalación de la población.

Los datos de concentración horarios fueron obtenidos de los reportes del Instituto Nacional de Ecología, INE, para el AMM [INE, 1999]. Las gráficas del comportamiento horario promedio anual resultantes que describen la exposición crónica a los contaminantes se muestran en las figuras 5.9 a la 5.13, por estación de monitoreo y por contaminante.

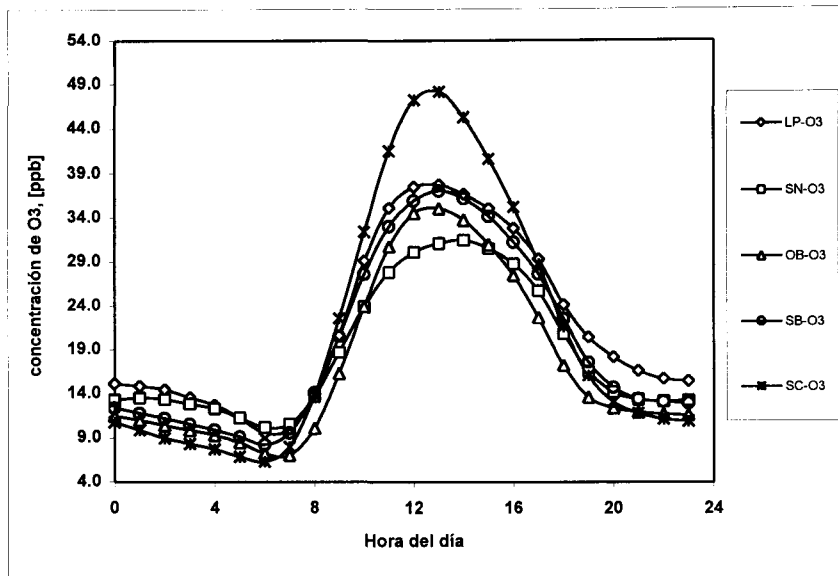


Figura 5.9. Perfil de comportamiento horario, promedio anual, para O₃ por estación de monitoreo en el AMM para un periodo de exposición crónica. Cada línea representa el promedio anual para cada estación de monitoreo.

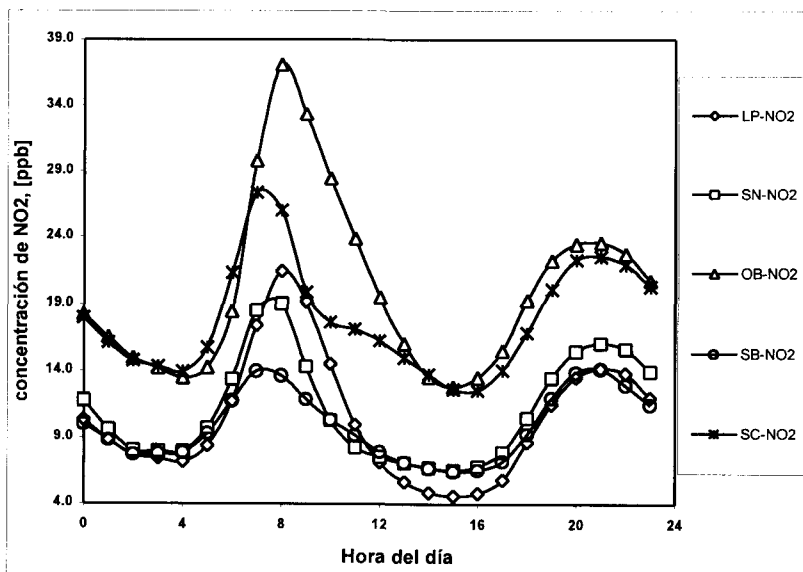


Figura 5.10. Perfil de comportamiento horario, promedio anual, para NO₂ por estación de monitoreo en el AMM para un periodo de exposición crónica. Cada línea representa el promedio anual para cada estación de monitoreo.

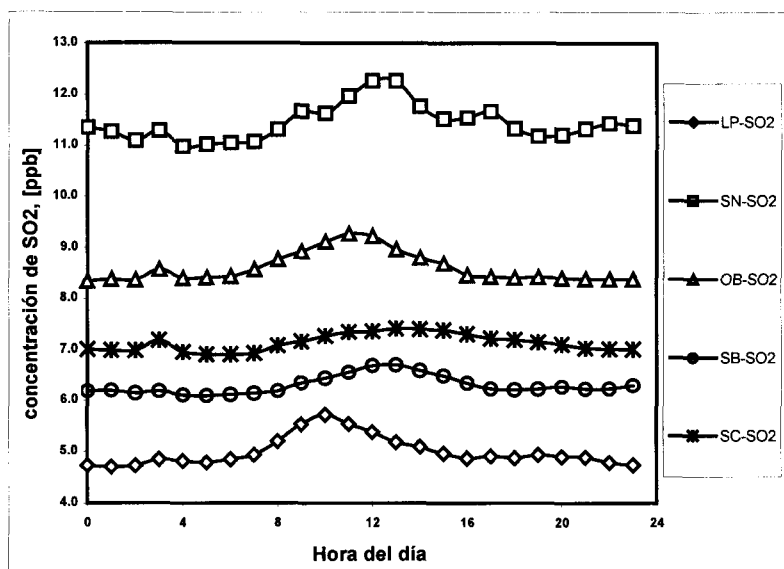


Figura 5.11. Perfil de comportamiento horario, promedio anual, para SO₂ por estación de monitoreo en el AMM para un periodo de exposición crónica. Cada línea representa el promedio anual para cada estación de monitoreo.

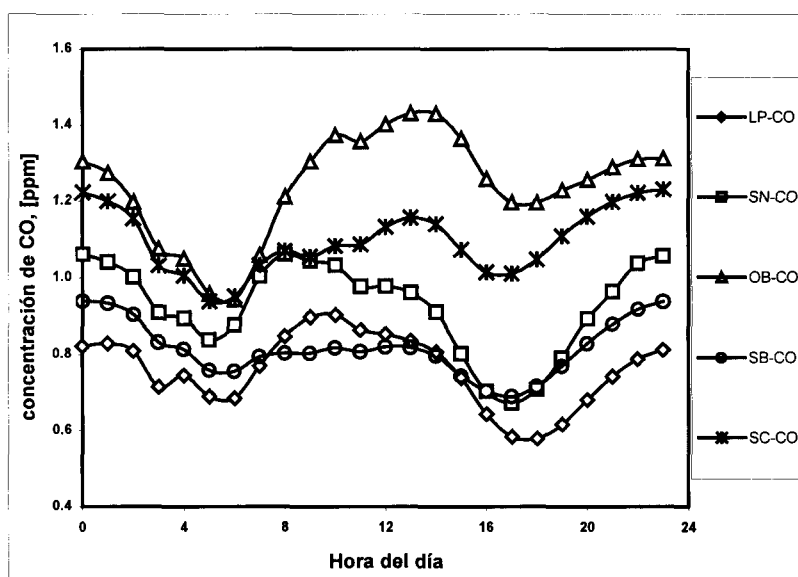


Figura 5.12. Perfil de comportamiento horario, promedio anual, para CO por estación de monitoreo en el AMM para un periodo de exposición crónica. Cada línea representa el promedio anual para cada estación de monitoreo.

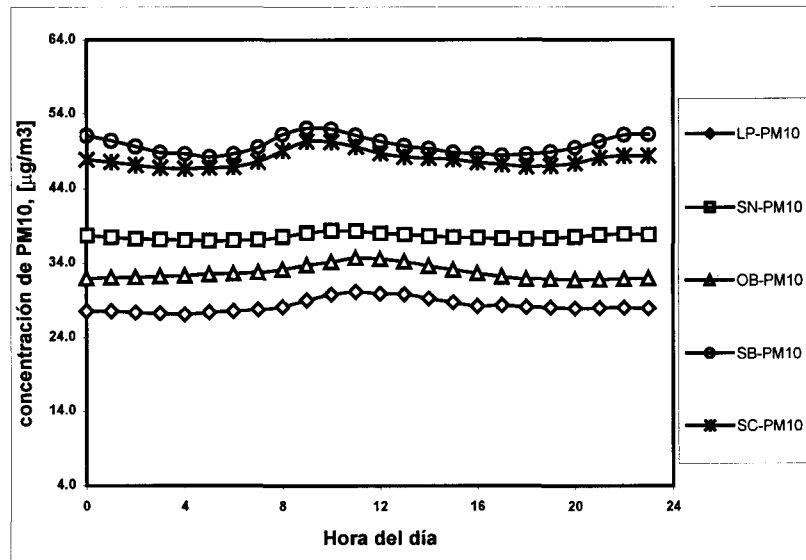


Figura 5.13. Perfil de comportamiento horario, promedio anual, para PM10 por estación de monitoreo en el AMM para un periodo de exposición crónica. Cada línea representa el promedio anual para cada estación de monitoreo.

El comportamiento que muestran las Figuras 5.9 a 5.13 puede considerarse típico para una zona urbana. El ozono, Figura 5.9, al ser contaminante secundario fotoreactivo depende, entre otras cosas, de la cantidad de contaminantes precursores presentes y de la intensidad de la energía solar incidente, [Seinfeld, 1996]. Esta es la razón del aumento de la concentración de ozono en las horas de mayor incidencia solar, de las 10 a las 16 horas.

Un comportamiento también oscilatorio ocurre con la concentración del NO₂ durante el día, Figura 5.10, entre las 6 y las 10 horas del día. Este comportamiento es presumiblemente debido al incremento en las actividades en la zona urbana en ese lapso de tiempo durante el día. Al final del día la concentración presenta un repunte, la razón consiste en que al continuar las emisiones de óxidos de nitrógeno de las diversas fuentes (automotores principalmente) no existe ya consumo de óxidos de nitrógeno para formar ozono por fotólisis por lo que tiende a acumularse en la atmósfera hasta el nuevo ciclo del día siguiente.

El comportamiento del CO es mas bien dependiente de las fuentes de emisión móviles y de los mecanismos de transporte del mismo. Las emisiones vehiculares en la zona urbana aumentan en las horas pico en que la gente se traslada de un lugar a otro, la dispersión seguida induce su disminución en el ambiente hasta que se repita de nuevo el ciclo, este comportamiento puede apreciarse en la Figura 5.12.

El comportamiento del SO₂ y de las partículas PM₁₀, Figuras 5.11 y 5.13 respectivamente, es más bien lineal y constante a lo largo del día. Una explicación de ello puede ser el tipo de fuentes de ambos contaminantes, ya que la emisión de ambos es mas bien continua durante el transcurso del día.

Aunque la emisión de contaminantes por fuentes industriales puede variar durante el día, y el impacto de las fuentes naturales depende en gran medida de los vientos predominantes y otros mecanismos de transporte, ambas representan emisiones que no tienen variación significativa en el tiempo cuando se observa la zona urbana en forma global, es decir incluyendo todas las fuentes industriales y todas las zonas naturales que puedan contribuir a la emisión de partículas por un lado, y de las industriales que contribuyen en la emisión de SO₂ por el otro.

Las concentraciones grandes y las pequeñas son eliminadas en el proceso de la obtención de los estimadores, esto es importante aclararlo pues las Figuras 5.9 a 5.13 no implican que no existan picos mucho mayores, o bien menores, a las en ellas mostradas pues estos efectos se nulifican al obtener el promedio, lo cual quiere decir que las violaciones a las normas de calidad del aire no se ven reflejadas en estas figuras.

Una de las observaciones más interesantes que resulta de las Figuras 4.9 a 4.12 consiste en la comparación de las diversas concentraciones de contaminantes entre las estaciones de monitoreo, lo cual da una idea de la distribución geográfica de los contaminantes pues estas se encuentran localizadas estratégicamente en el AMM, como se muestra en la Figura 5.2.

Observando la Figura 5.9, vemos que la estación de Santa Catarina presenta la mayor concentración de ozono en las horas pico, mientras que las concentraciones de NO₂ no son las mayores en esta zona, Figura 5.10, una razón

puede consistir en que la formación de ozono ocurre viento abajo, conforme reaccionan los precursores, incrementándose el ozono en Santa Catarina. Este mismo comportamiento del transporte de los precursores de ozono puede explicar las variaciones de concentración del ozono en la zona norte (San Nicolás).

El viento típico de la zona urbana de Monterrey fue descrito por Cardona, [Cardona, 1999] y muestra que los vientos predominantes la mayor parte del año en la zona baja de la troposfera viajan de este a oeste en el AMM con velocidades en general pequeñas (del rango de 0.3 a 4.0 m/s).

La zona norte de la ciudad esta conformada por grandes zonas industriales, esto puede explicar la gran diferencia que existe entre las concentraciones de SO₂ en la estación de San Nicolás, localizada al norte, con el resto de las estaciones. Debido a su corto tiempo de residencia en la atmósfera por ser un contaminante reactivo las concentraciones de SO₂ se acumulan en la zona norte.

La concentración de partículas en las estaciones de monitoreo del AMM se observa en la Figura 5.13, Cardona describe como las principales zonas afectadas por la concentración de partículas las zonas este y oeste de la ciudad, debido a la contribución de las fuentes naturales en la zona este. Estas fuentes naturales contribuyen hasta en un 35% en la concentración de partículas en la zona de la estación de La pastora, zona este, ver Figura 5.2, mientras que la zona oeste se encuentra afectada por fuentes antropogénicas, pedreras principalmente, hasta en un 65% [Cardona, 1999]. Este razonamiento puede explicar las diferencias en las concentraciones observadas en la Figura 5.13, en la que las estaciones de San Bernabé y de Santa Catarina presentan una diferencia importante en la concentración de partículas con respecto al resto de las estaciones.

5.5 Mapas de concentración promedio anual por hora.

Una vez realizado el análisis anterior, se procedió a obtener los mapas de concentración promedio anual para cada hora por contaminante atmosférico criterio en el AMM. Esto se hizo utilizando el modelo de diagnóstico descrito en la

sección 5.2 y visualizando los resultados, en el Apéndice D se muestra una parte del archivo de entrada del modelo de diagnóstico utilizado.

El número de mapas resultantes de concentración es entonces de $24 \times (\text{Número de contaminantes})$, en el presente trabajo se trata de $24 \times 5 = 120$ mapas, o campos, de concentración en el AMM. Al integrar la topografía en el modelo de diagnóstico, los relieves principales del terreno son tomados en cuenta en el momento de la interpolación con los puntos de las estaciones de monitoreo. En la Figura 5.14 se muestran los mapas de concentración del promedio anual para las 6 hrs, 12 hrs 16 hrs y 22 hrs, de ozono en el AMM como resultado de la aplicación del modelo de diagnóstico. Se muestran mapas en esas mismas horas del día para los contaminantes CO, SO₂, NO₂ y PM₁₀ en las Figuras 5.15 a 5.18, respectivamente.

Las Figuras 5.14 a 5.18 permiten observar las diferentes concentraciones de los contaminantes durante diferentes horas del día en la zona de estudio. Al observar el comportamiento espacial de la concentración de los contaminantes con los valores obtenidos de las estaciones de monitoreo, mostrados en los mapas de las Figuras 5.9 a 5.13, vemos que existe concordancia en ambas representaciones. Así por ejemplo, los valores de la concentración de ozono en la Figura 5.14 coinciden con los de la hora pico mostrados en la Figura 5.9 en el lado oeste de la ciudad, que es donde se encuentra la estación de Santa Catarina. De igual forma, se observa en la Figura 5.18 la poca variación de la concentración de las partículas PM₁₀ con respecto al tiempo, manteniendo sin embargo las diferencias espaciales en la concentración en noroeste y oeste de la ciudad, tal como lo muestra la Figura 5.13 en las estaciones de monitoreo.

Al moverse la población dentro de la zona de estudio a diferentes horas del día es fácil deducir que las dosis de inhalación dependerán de la zona donde se encuentre y del tiempo que permanezca en ella. La obtención de los mapas como los mostrados en las Figuras 5.14 a 5.18 es lo que permite en el presente estudio deducir el modelo de exposición para la población considerando su movilidad, su aplicación se muestra en el capítulo siguiente.

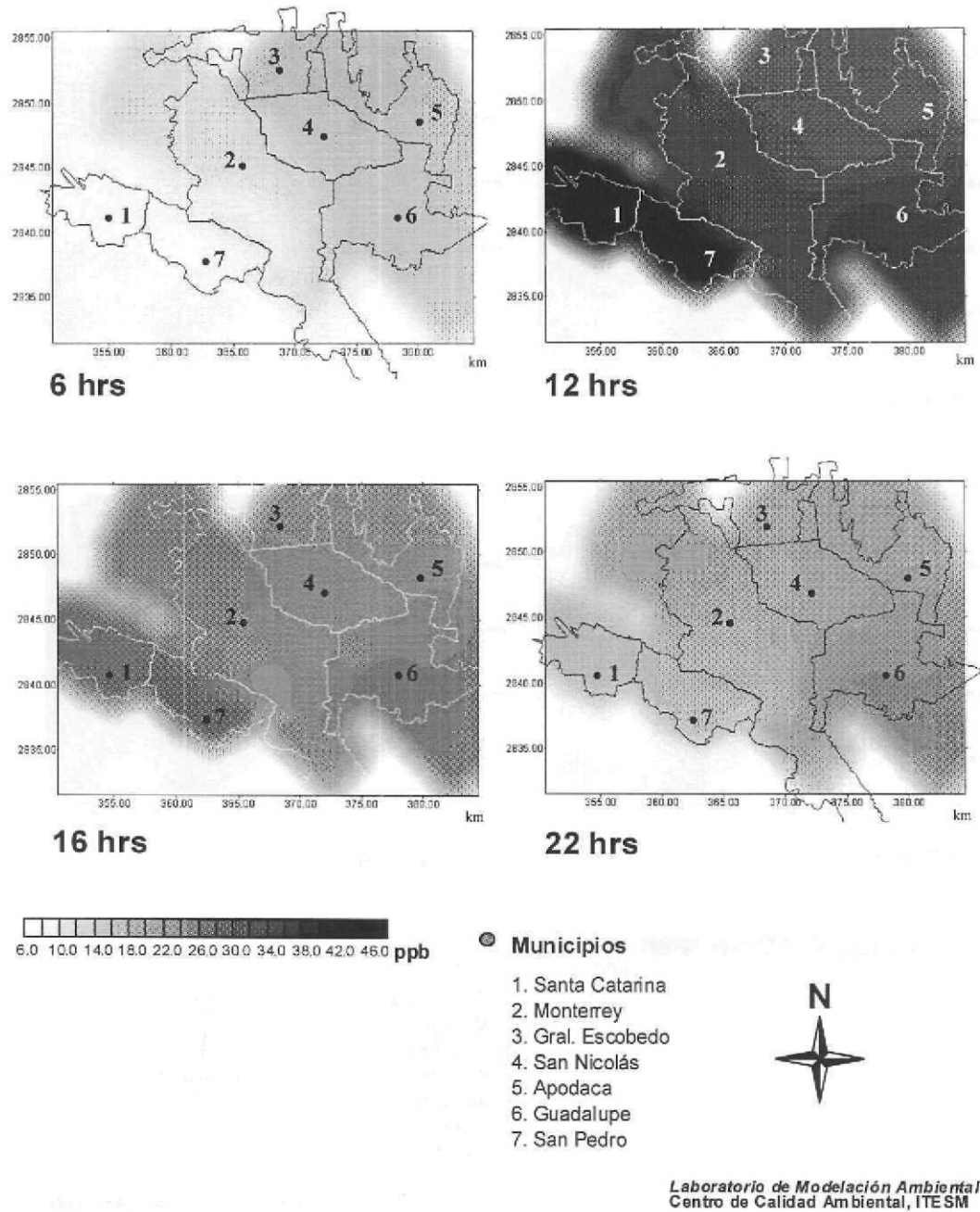
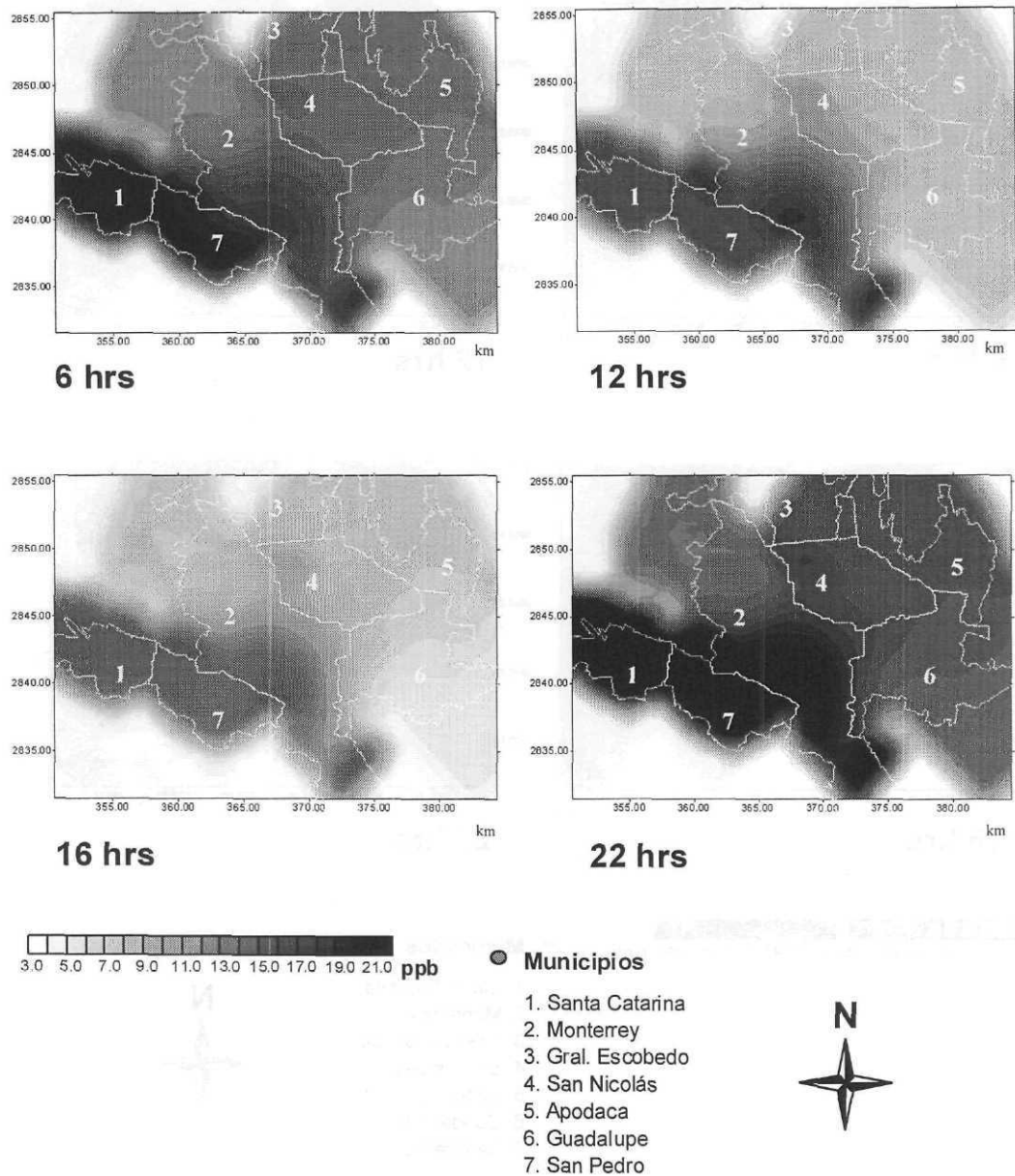


Figura 5.14. Mapas de concentración promedio anual por hora de O_3 para el AMM.



Laboratorio de Modelación Ambiental
Centro de Calidad Ambiental, ITESM

Figura 5.15. Mapas de concentración promedio anual por hora de NO₂ para el AMM.

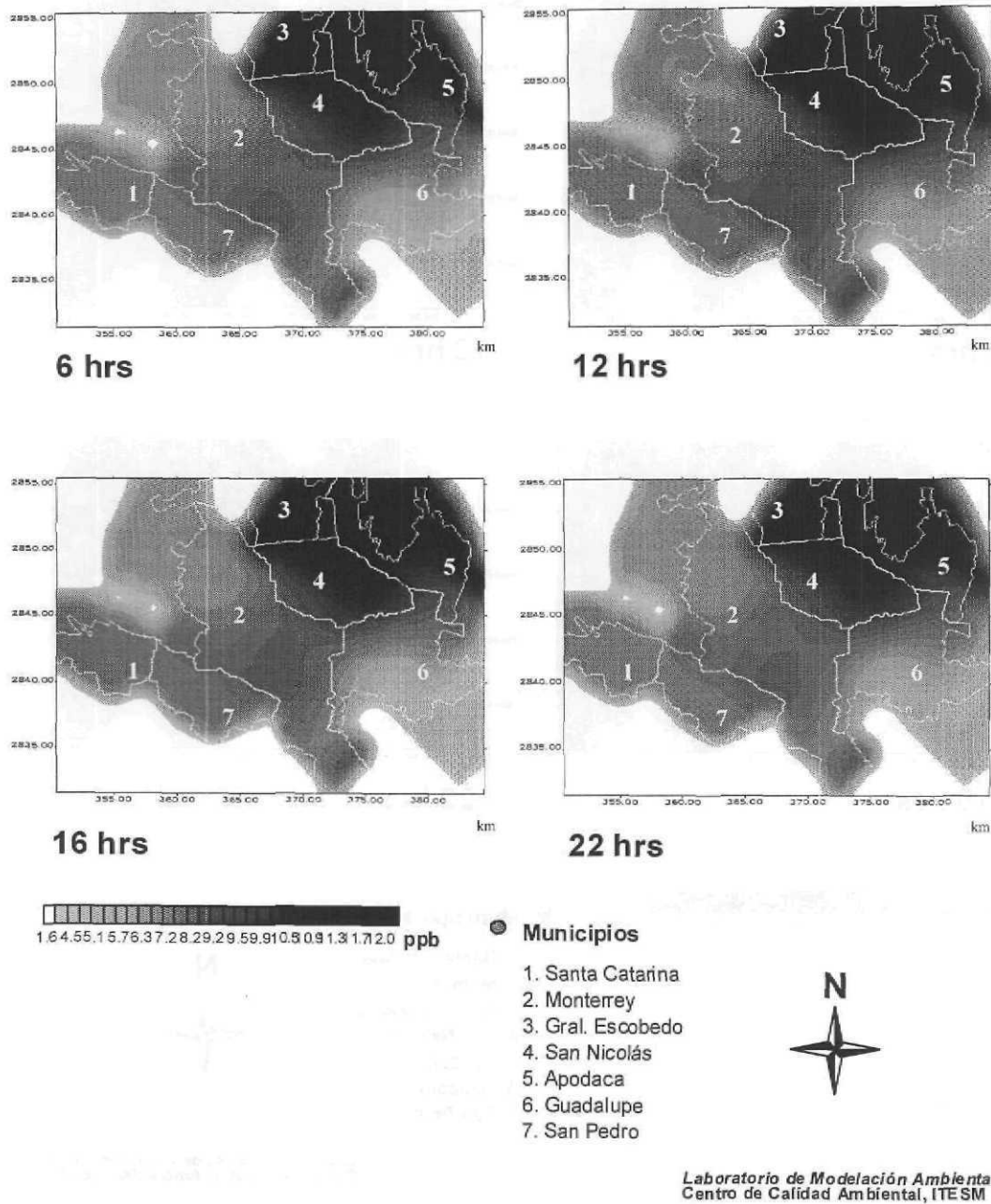


Figura 5.16. Mapas de concentración promedio anual por hora de SO₂ para el AMM.

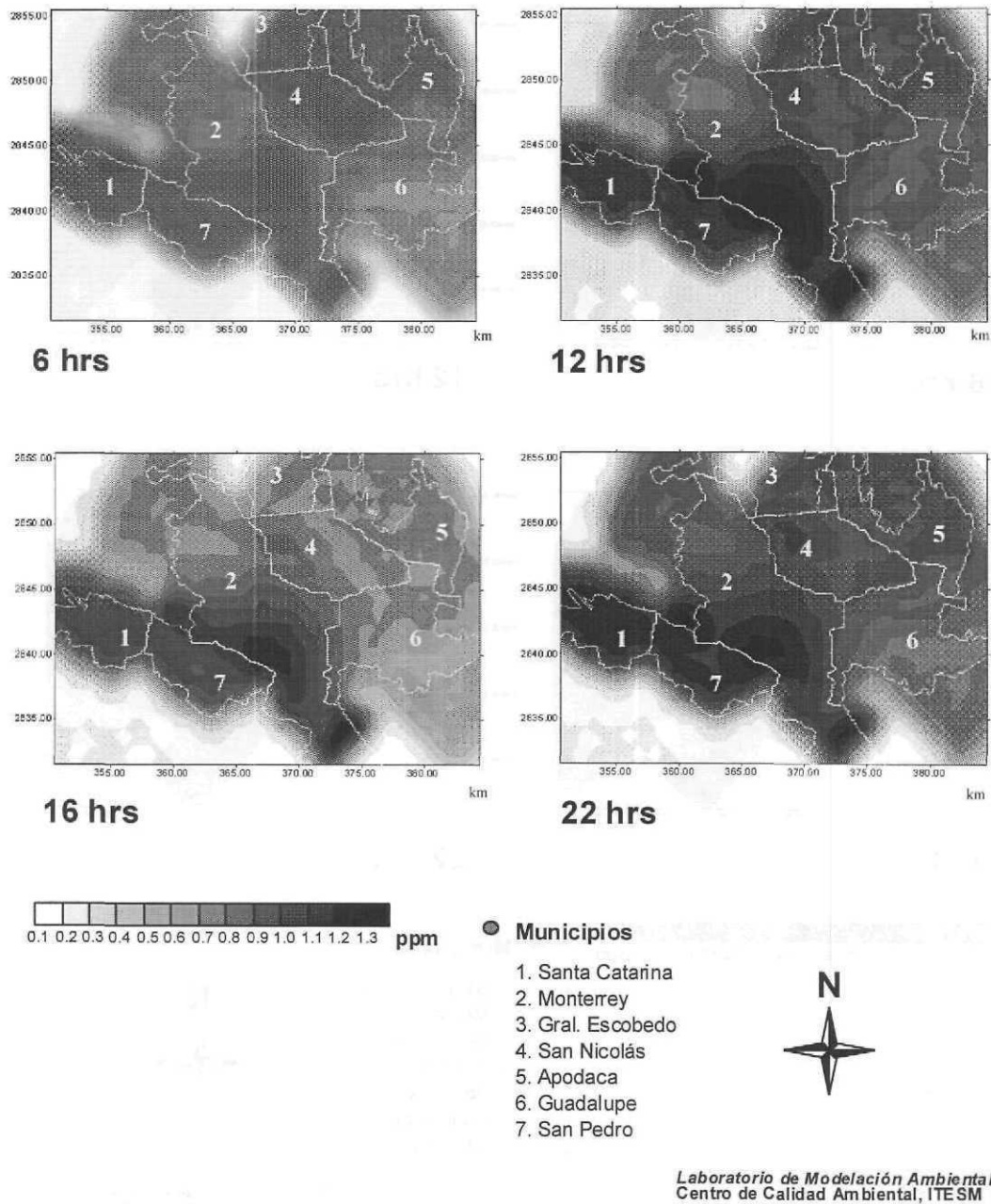


Figura 5.17. Mapas de concentración promedio anual por hora de CO para el AMM.

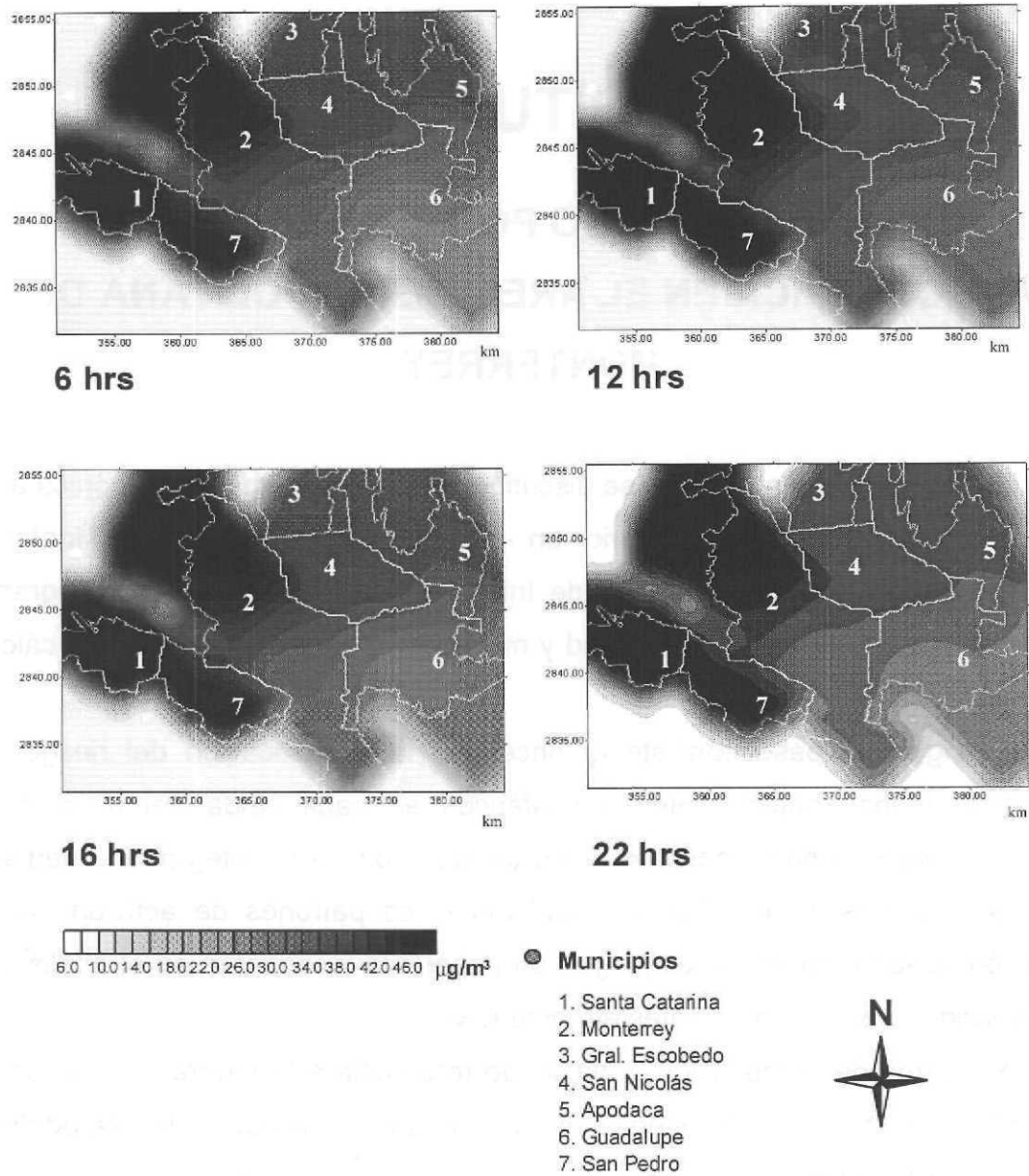


Figura 5.18. Mapas de concentración promedio anual por hora de PM10 para el AMM.

CAPITULO 6

ANALISIS DE RIESGO POR CONTAMINACION ATMOSFERICA EN EL AREA METROPOLITANA DE MONTERREY

En los capítulos anteriores se discutió el análisis de exposición crónica a los contaminantes atmosféricos criterio en el Area Metropolitana de Monterrey utilizando técnicas de los Sistemas de Información Geográfica, SIG, integrando grupos de edad, patrones de actividad y movilidad de la población para el cálculo del riesgo social.

El siguiente paso consiste entonces en la cuantificación del riesgo por exposición a los contaminantes atmosféricos en cada celda del dominio de modelación seleccionado, pasos 4, 5 y 6 de la metodología, integrando, mediante técnicas utilizadas en un SIG, la movilidad y los patrones de actividad de la población. Estas características juegan un papel muy importante en el análisis de la exposición a los contaminantes atmosféricos.

En forma de recopilación, y haciendo referencia a la Figura 3.1, los pasos realizados hasta ahora incluyen 3 de los 7 que constituyen la metodología propuesta, estos son:

- 1.- Identificar las principales variables involucradas en la exposición a los contaminantes atmosféricos para la población en una zona urbana.
- 2.- Determinar y/o estimar las distribuciones de probabilidad de cada variable.
- 3.- Discretizar las variables mediante un modelo de diagnóstico en un dominio de modelación (celdas) de la zona de estudio.

- 4.- Caracterizar el riesgo en cada celda del dominio mediante un SIG integrando los patrones de actividad, grupos de edad y movilidad de la población.
- 5.- Expresar el efecto global de la combinación de los contaminantes en cada celda de la malla del dominio.
- 6.- Reunir las capas de información anteriores en un solo dominio de riesgo global.
- 7.- Realizar un análisis de la incertidumbre asociada en el proceso.

En el capítulo 2 del presente trabajo se describió cómo está relacionado el tiempo que una persona permanece expuesta a un contaminante atmosférico en la salud del individuo. En el capítulo 3 se realizó un análisis de la masa del contaminante inhalado por una persona en un periodo de exposición crónica utilizando la característica cíclica de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos en periodos largos de tiempo. Es claro entonces que el lugar, y el tiempo que una persona permanezca en ese lugar durante el día, está directamente relacionado con la dosis (masa inhalada del contaminante por unidad de tiempo) que ingresará al organismo y, por lo tanto, con el riesgo a que esa persona está expuesta en un periodo crónico.

Hasta este punto de la aplicación de la metodología, se obtuvo la delimitación del área de estudio que comprende el AMM en la zona urbana; se realizaron los análisis estadísticos de las variables de concentración de los contaminantes atmosféricos criterio en el AMM para el periodo 1993 a 1999, se realizó la aplicación del modelo de diagnóstico y se obtuvieron los mapas de concentración promedio por hora y por contaminante en la zona urbana.

6.1 Modelo de exposición a contaminantes atmosféricos.

En el modelo de exposición a contaminantes atmosféricos que se propone en el presente trabajo, los factores tomados en cuenta para realizar el análisis de riesgo son: a) Identificación de los grupos sociales por celda, b) movilidad de la población dentro de la zona de estudio, c) tiempo de permanencia de la población

- 4.- Caracterizar el riesgo en cada celda del dominio mediante un SIG integrando los patrones de actividad, grupos de edad y movilidad de la población.
- 5.- Expresar el efecto global de la combinación de los contaminantes en cada celda de la malla del dominio.
- 6.- Reunir las capas de información anteriores en un solo dominio de riesgo global.
- 7.- Realizar un análisis de la incertidumbre asociada en el proceso.

En el capítulo 2 del presente trabajo se describió cómo está relacionado el tiempo que una persona permanece expuesta a un contaminante atmosférico en la salud del individuo. En el capítulo 3 se realizó un análisis de la masa del contaminante inhalado por una persona en un periodo de exposición crónica utilizando la característica cíclica de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos en periodos largos de tiempo. Es claro entonces que el lugar, y el tiempo que una persona permanezca en ese lugar durante el día, está directamente relacionado con la dosis (masa inhalada del contaminante por unidad de tiempo) que ingresará al organismo y, por lo tanto, con el riesgo a que esa persona está expuesta en un periodo crónico.

Hasta este punto de la aplicación de la metodología, se obtuvo la delimitación del área de estudio que comprende el AMM en la zona urbana; se realizaron los análisis estadísticos de las variables de concentración de los contaminantes atmosféricos criterio en el AMM para el periodo 1993 a 1999, se realizó la aplicación del modelo de diagnóstico y se obtuvieron los mapas de concentración promedio por hora y por contaminante en la zona urbana.

6.1 Modelo de exposición a contaminantes atmosféricos.

En el modelo de exposición a contaminantes atmosféricos que se propone en el presente trabajo, los factores tomados en cuenta para realizar el análisis de riesgo son: a) Identificación de los grupos sociales por celda, b) movilidad de la población dentro de la zona de estudio, c) tiempo de permanencia de la población

en un determinado sitio y en un determinado momento, d) los grupos de edad y los patrones de actividad de la población en una exposición crónica, y e) las relaciones entre el tiempo que pasan las personas en lugares abierto y lugares cerrados. A continuación se expondrán las técnicas en SIG utilizadas para integrar los factores antes mencionados en la metodología del análisis de riesgo.

6.1.1 Grupos poblacionales.

Los grupos de edad constituyen las divisiones en las cuales se organiza la información poblacional para caracterizar el riesgo. Así, se puede realizar un análisis de riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos para niños o para ancianos, los cuales constituyen los grupos sensibles o de mas alto riesgo como se explicó en el Capítulo 3, o bien para adultos en la zona de estudio.

El Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) es el organismo que tiene la responsabilidad de integrar los sistemas de información estadística y geográfica de México. Este organismo genera y recopila la información censal poblacional del país en distintos niveles de agregación: por entidad federativa, por municipios, por área metropolitana y por Areas Geoestadísticas Básicas (AGEBS), este último constituye la unidad de información más pequeña de agregación porque esta conformado por manzanas o grupos de manzanas en una zona geográfica.

En el presente trabajo se recopiló la información censal al nivel de AGEBS para el área metropolitana de Monterrey. Esta información es presentada por INEGI como resultado del conteo de población y vivienda de 1995, resultados definitivos del estado de Nuevo León, en forma de variables poblacionales, o indicadores, como se muestra en la Tabla 6.1 nombrados por *C01*, *C02*, ..., etc. De igual forma se utilizó la información proporcionada por el INEGI a través de la Consulta de Información Económica Nacional, CIEN, de los censos económicos de 1994, para la información de las ocupaciones poblacionales en el AMM al nivel de agregación de AGEBS.

Tabla 6.1. Ejemplos de variables poblacionales (indicadores) que maneja el INEGI al nivel de agregación de AGEBS.

INDICADOR	CONCEPTO
C01	Población total
C14	Población de 12 años y más
C34	Población de 0 a 14 años
C41	Población de 15 a 64 años

La información poblacional fue transferida, de una estructura irregular, tal como la formada por los AGEBS, a una estructura regular formada por el dominio de la malla computacional. La Figura 6.1 muestra la estructura irregular que forman los AGEBS en el área metropolitana de Monterrey y que en consecuencia conforman el área urbana. En la misma figura se puede apreciar que la malla computacional contiene en cada una de sus celdas a uno o más de los AGEBS de la zona de estudio, o en su caso puede no contener a ninguno.

La Tabla 6.2 muestra la forma en que la metodología requiere la información poblacional, en cada celda del dominio es preciso conocer la cantidad de personas pertenecientes a cada grupo. Para encontrar los valores correspondientes en cada celda de la malla computacional de la cantidad de personas de los diferentes grupos poblacionales se hace la suposición de que el valor de cada variable es homogéneo espacialmente en todo el AGEBS, es decir, que en cualquier punto dentro del AGEBS el valor de la variable es el mismo.

Tabla 6.2. Composición porcentual de grupos de edad y poblacionales por cada celda en el dominio de la zona de estudio.

CELDA	NIÑOS	ADULTOS				ANCIANOS
		Comercio	Servicios	Manufacturas	...	
1,1	23%	19%	21%	11%		26%
1,2	14%	23%	25%	15%		23%
1,3	28%	7.8%	15.2%	20%		29%
...
k,m	38%	9.5%	11.3%	28.2%		13%

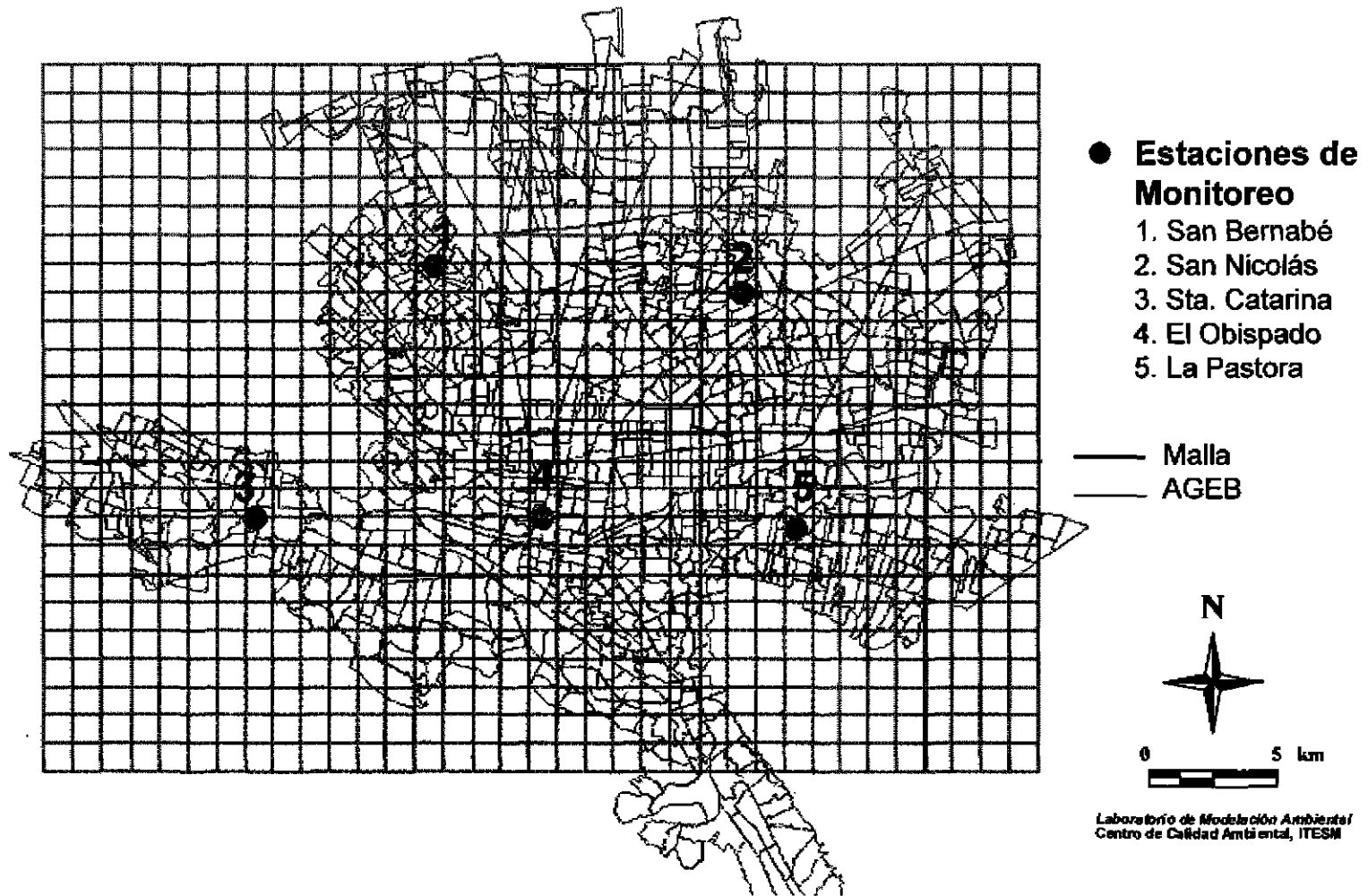


Figura 6.1. Conformación del AMM por AGEBS y la malla computacional.

El problema se reduce entonces a encontrar el porcentaje del área de cada AGEB en cada celda del dominio, y con ello calcular la participación porcentual del número de personas del grupo poblacional en la celda. Lo anterior puede apreciarse en la Figura 6.2, la cual muestra un ejemplo hipotético de una celda de la malla con el correspondiente porcentaje de área de 3 AGEB's (A, B y C) dentro de la celda.

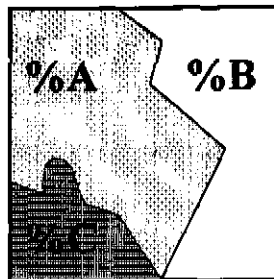


Figura 6.2. Participación porcentual en área por AGEB en cada celda del dominio.

Lo anterior se realizó utilizando la sobreposición de las dos capas de información: la malla computacional y el AGEB. Como resultado, se obtienen tablas numéricas con el área correspondiente de cada AGEB en cada celda. Al utilizar un identificador único para cada celda y para cada AGEB (por ejemplo numerando las celdas y organizando los AGEB's por zonas en el AMM), es posible conocer el contenido porcentual de cada AGEB en cada celda. Multiplicando el contenido porcentual del AGEB en la celda por el número de personas del grupo poblacional (adultos o niños, por ejemplo) que contiene todo el AGEB, se obtiene el número de personas, pertenecientes a ese AGEB, que se encuentran en la celda. Finalmente, realizando este procedimiento para cada uno de los AGEB's que estén incluidos en la celda, se calcula la sumatoria de estos resultados para obtener el número total de personas en toda la celda.

Con este procedimiento se obtiene un número de personas de un grupo poblacional en cada una de las celdas del dominio. Esto permite generar mapas con la distribución poblacional en la zona de estudio. Los resultados así obtenidos se muestran gráficamente en las Figuras 6.3, a 6.8 para las variables

poblacionales: *población total (C01), población de 14 años y más (C14), población de 15 a 64 años (C41), población total en manufacturas, comercios y servicios*, que maneja el INEGI. Estas figuras son en realidad mapas del AMM que describen la forma en que se distribuye espacialmente la población en la zona urbana de Monterrey, para cada grupo poblacional.

La Figura 6.3 muestra la distribución de población total en el AMM. Esta figura incluye entonces los grupos poblacionales de niños, adultos y ancianos, e indica claramente las zonas dentro de la ciudad que se encuentran más densamente pobladas. La zona noroeste y sureste de la ciudad presentan los valores más altos de densidad poblacional, sin embargo se puede apreciar que, en general, la población se encuentra densamente distribuida en derredor del anillo periférico central. Se destaca en la Figura 6.3 la zona central, apenas arriba de la zona centro de la ciudad, por los valores bajos de densidad poblacional. Esta zona esta constituida por grandes extensiones de terreno donde se ubican numerosas industrias, comercios y servicios. Las Figuras 6.4 y 6.5 están referidas a la población infantil y ancianos, respectivamente. La distribución espacial de estos grupos poblacionales es semejante a la mostrada en la Figura 6.3. Por otro lado, la distribución espacial de la población que trabaja en manufacturas, comercios y servicios se muestra en las Figuras 6.6, 6.7 y 6.8, respectivamente. Se observa en la Figura 6.6 una mayor densidad de población que trabaja en industrias en la zona central y en las zonas noreste y suroeste del área metropolitana. Se observa también la alta densidad de población que trabaja en comercios y servicios en el centro de la zona urbana en las Figuras 6.7 y 6.8, respectivamente.

Al obtener todas estas distribuciones poblacionales que indican los lugares en donde la población se concentra en la zona urbana, esto sirve como referencia para obtener una mejor evaluación del riesgo social. Además, la distribución de la población servirá, como se verá en la sección 6.2.2, para incluir ahora los patrones de movilidad de la población en el cálculo del riesgo social por exposición a los contaminantes atmosféricos.

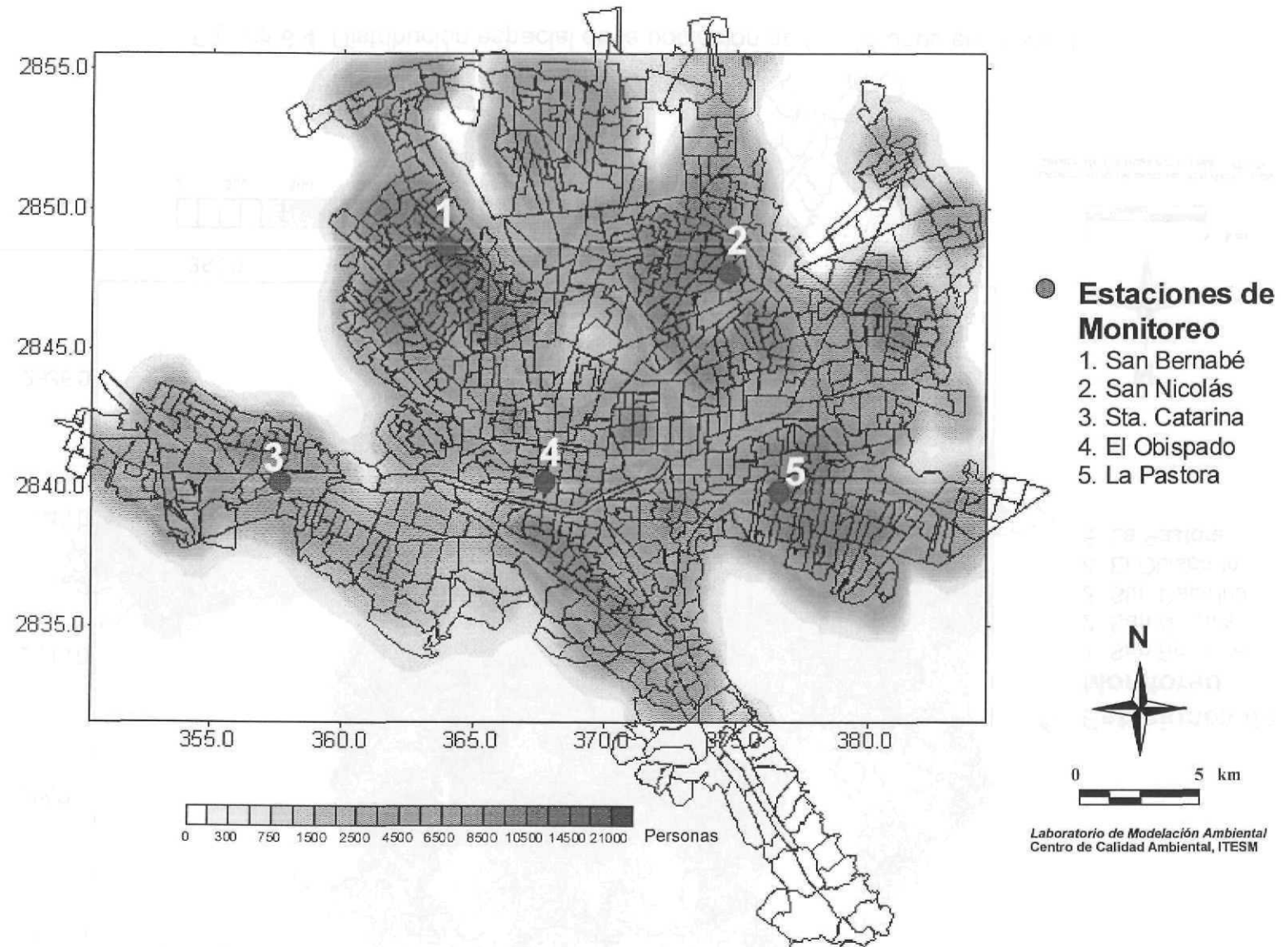


Figura 6.3. Distribución espacial de la población total en el AMM.

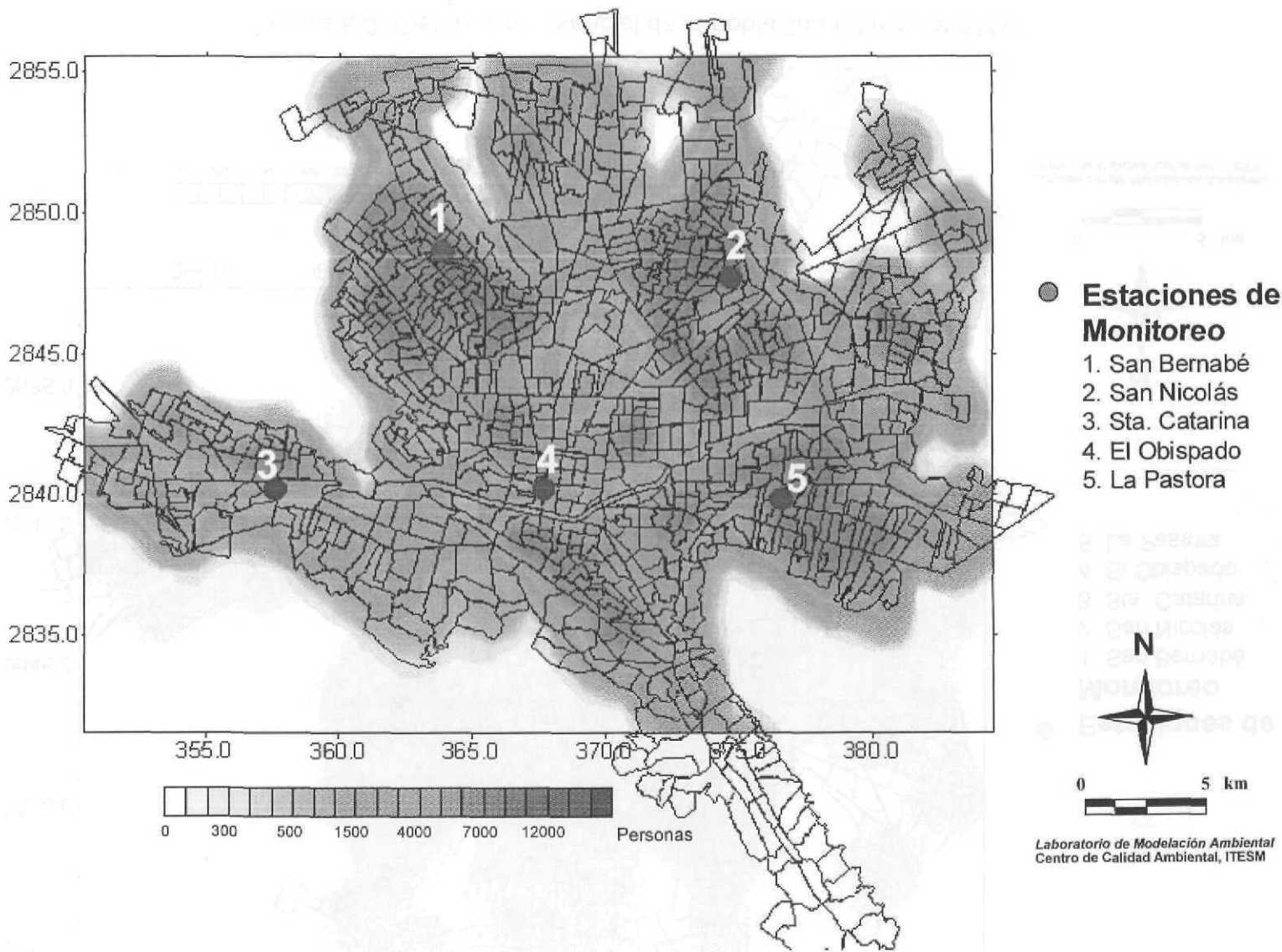


Figura 6.4. Distribución espacial de la población de 0 a 14 años en el AMM.

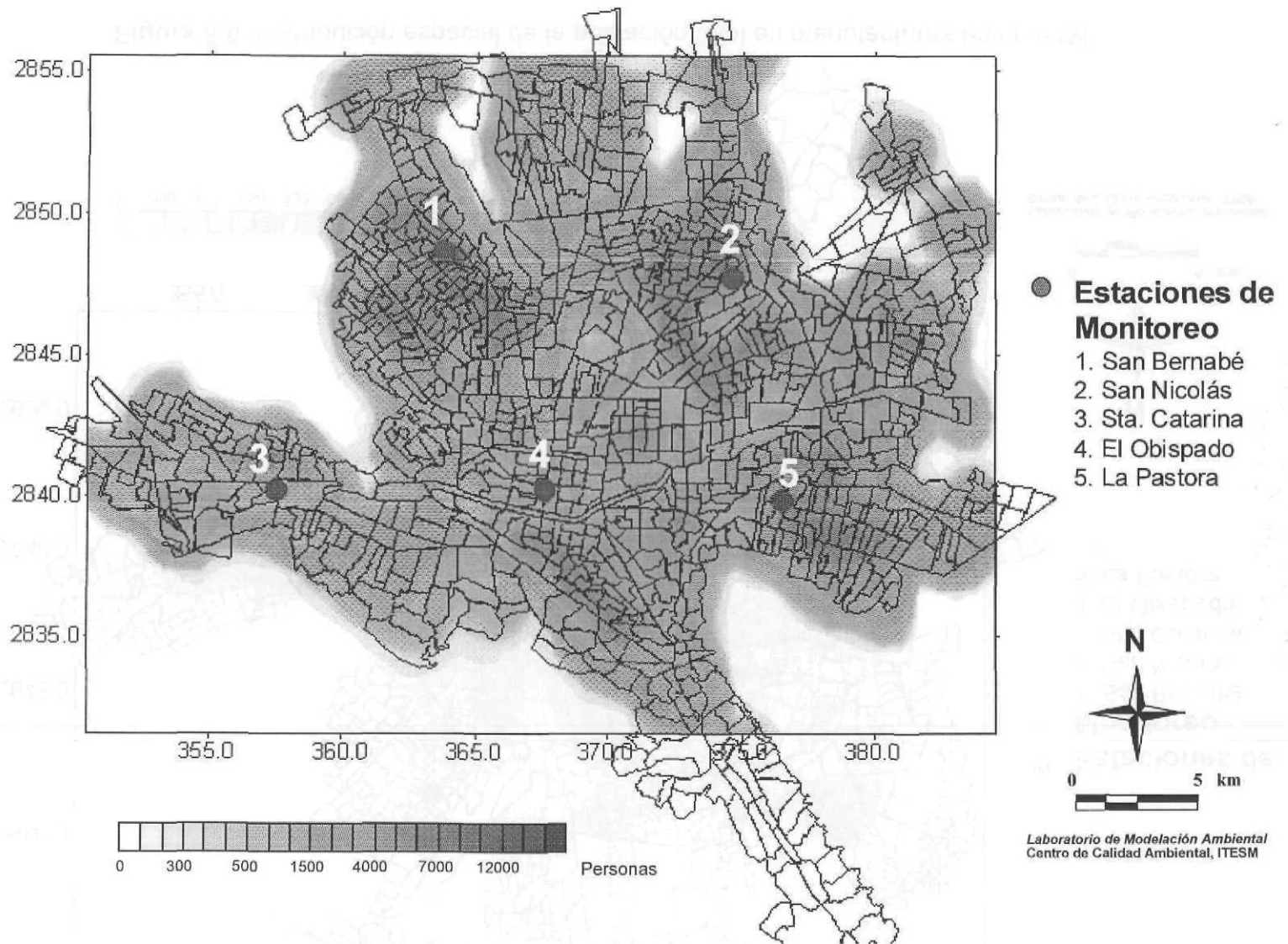


Figura 6.5. Distribución espacial de la población de 15 a 64 años en el AMM.

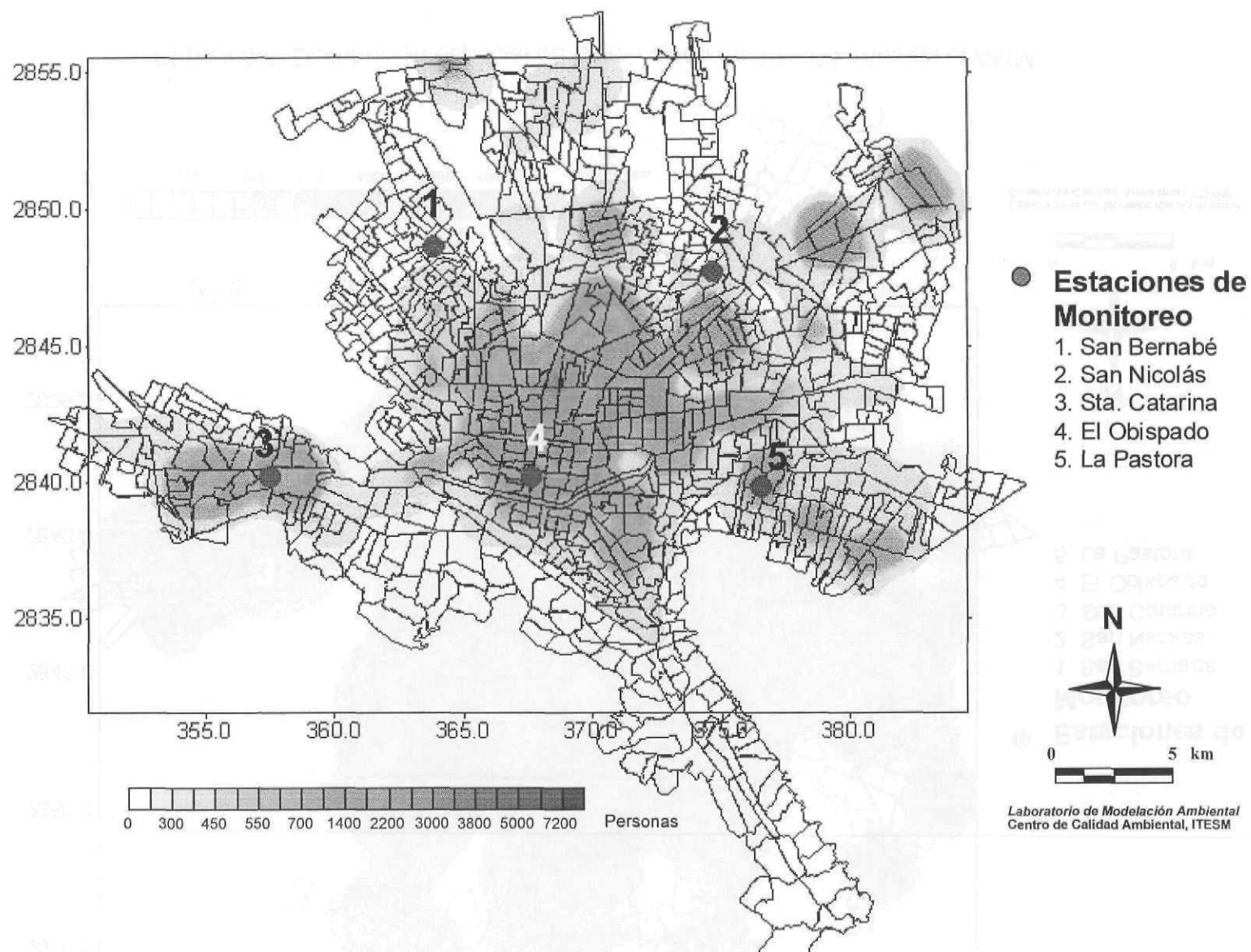


Figura 6.6. Distribución espacial de la población total en manufacturas en el AMM.

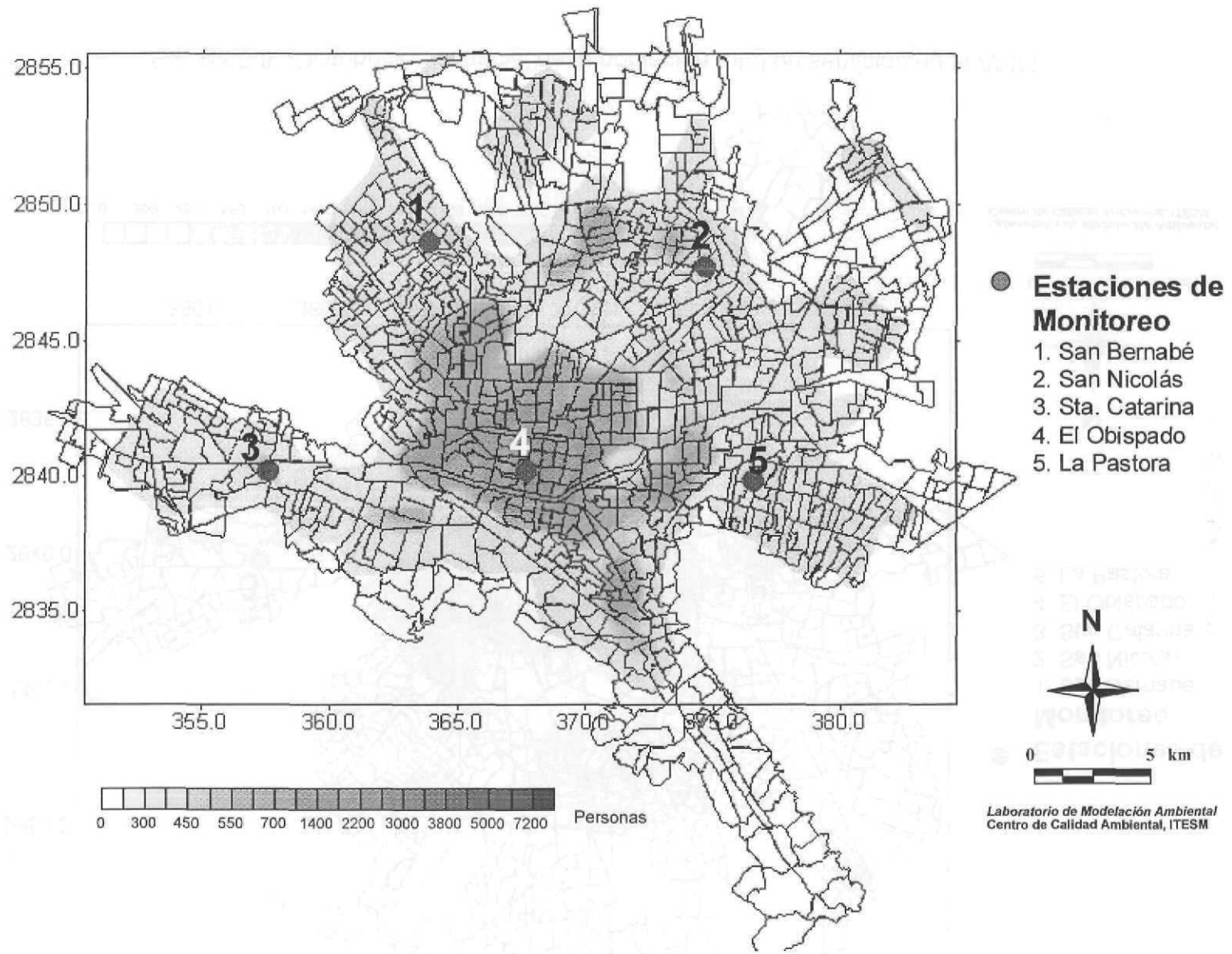


Figura 6.7. Distribución espacial de la población total en comercios en el AMM.

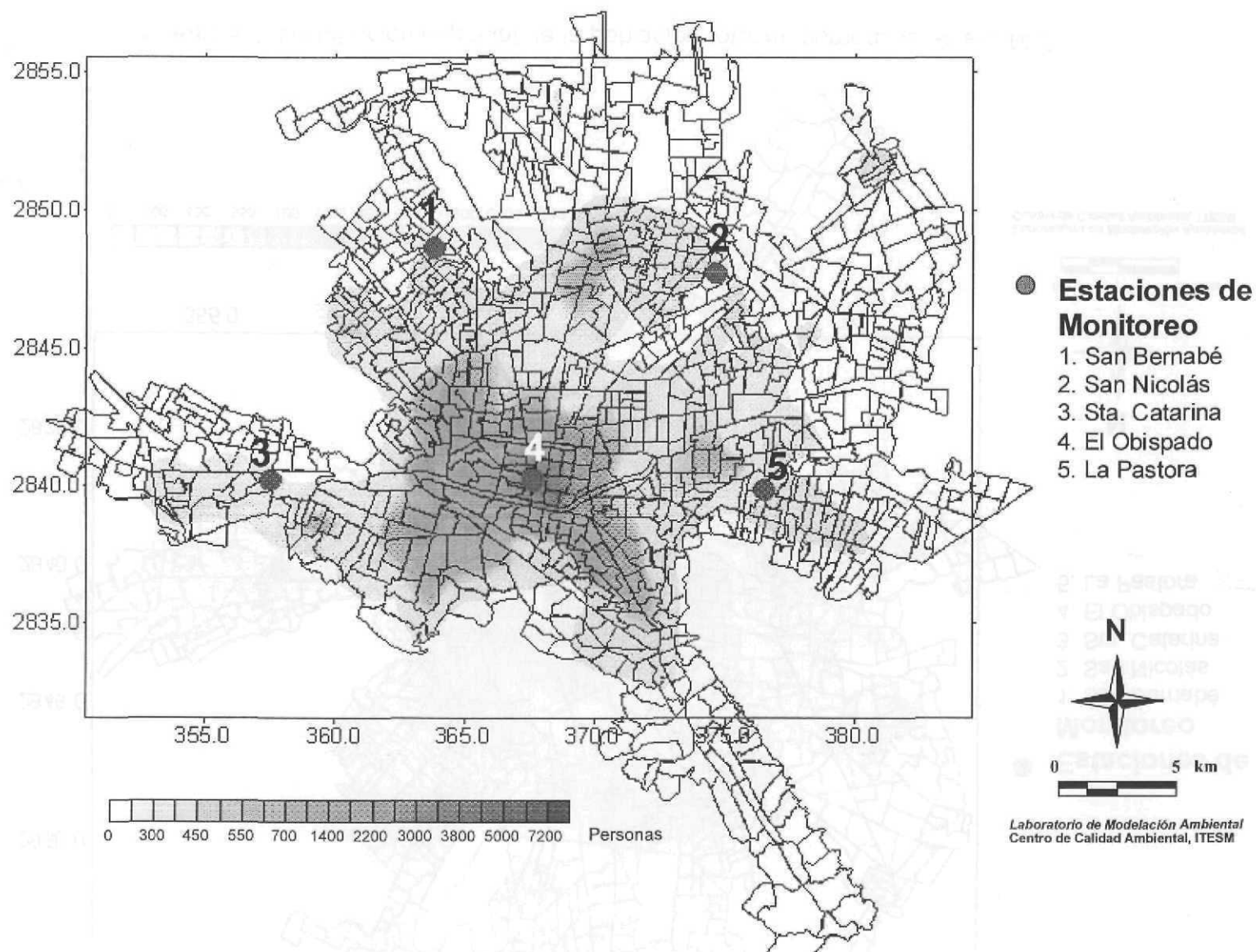


Figura 6.8. Distribución espacial de la población total en servicios en el AMM.

6.2 Movilidad de la población.

El efecto de la movilidad en el modelo de exposición que se propone en este trabajo se ejemplifica mediante las Figuras 6.9 y 6.10. En la Figura 6.9 se muestra un domino hipotético de modelación que deberá incluir la zona de estudio. El mallado está conformado por celdas rectangulares listadas por índices i, j desde 1 hasta m columnas y desde 1 hasta k renglones, respectivamente. Cada una de las celdas contiene características o rasgos distintivos de la zona a la que está georreferenciada. Así, rasgos como lo son grupos de edad, densidad de población, tipo de actividad de los grupos poblacionales e incluso la concentración de los contaminantes se encuentran georreferenciados a cada celda. También se muestra en la Figura 6.1 el traslado de la población de un lugar A hacia un lugar B, dentro del dominio de modelación, y después a un lugar C para regresar de nuevo al lugar de origen A en el transcurso de un día, por ejemplo. Lo importante de utilizar la georreferenciación de las celdas en el traslado de un lugar A hacia uno B y así sucesivamente hasta regresar al punto A es que es posible seguir la pista de los grupos poblacionales en el espacio de modelación, sin perder así las características y rasgos de la población que influyen en el cálculo del riesgo social.

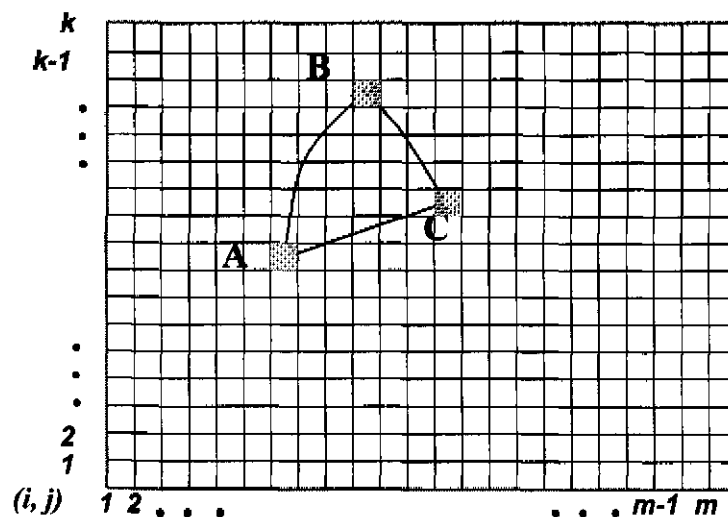


Figura 6.9. Movimiento hipotético de un grupo poblacional en el área de estudio.

La exposición a contaminantes de los grupos poblacionales al moverse en la zona de estudio en el transcurso del día puede observarse esquemáticamente en la Figura 6.10. La figura muestra a un grupo poblacional localizado en una celda **A** con ciertas condiciones de contaminación atmosférica en un momento determinado. El grupo poblacional se traslada hacia otra celda **B**, con otras condiciones de contaminación atmosférica, en un periodo de tiempo Δt_i , hasta que nuevamente los grupos poblacionales en la celda registren un nuevo cambio en su patrón de actividad provocando también un nuevo cambio en la exposición.

La sumatoria de los lapsos de tiempo entre cada periodo de exposición deben sumar entonces 24 horas para un patrón de actividad diario. La hipótesis consiste, entonces, en que la identificación de los patrones de actividad para cada grupo poblacional en cada celda del domino de la zona de estudio proporciona información sobre la dosis de los contaminantes inhalados por ese grupo.

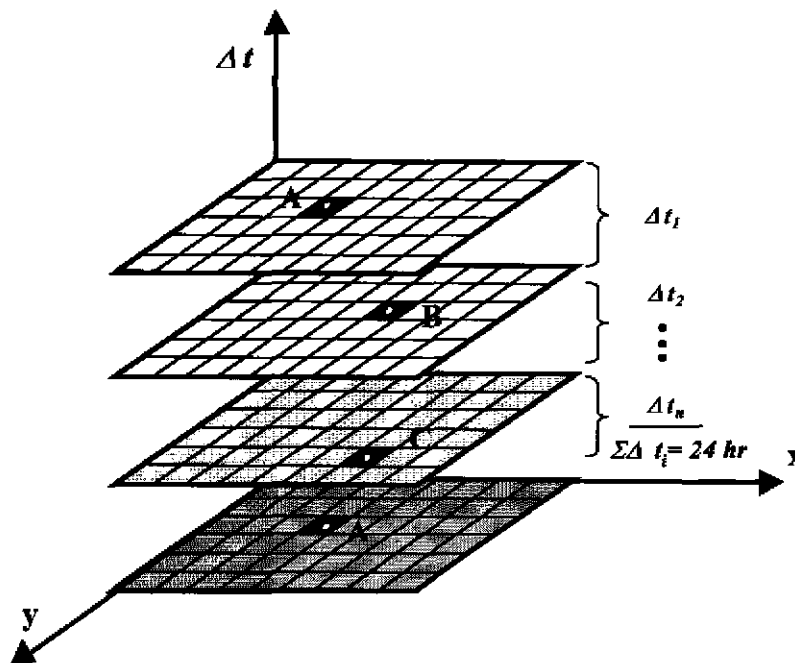


Figura 6.10. Movimiento hipotético en el tiempo de un grupo poblacional en la zona de estudio.

Conociendo los patrones de movilidad de la población en cada celda del dominio es posible conocer los tiempos que permanecen los grupos poblacionales en cada celda durante el día y, por lo tanto, estimar las dosis de los contaminantes inhalados. La hipótesis del modelo de exposición crónica está basada en la identificación de patrones de actividad realizados por la población en periodos largos de tiempo. La relación entre la permanencia de la población en lugares abiertos y cerrados puede también obtenerse con los patrones de actividad de los grupos poblacionales en cada celda del dominio. Para ello se utilizan las relaciones entre las concentraciones de los contaminantes atmosféricos en exteriores e interiores, como fue comentado en el Capítulo 3. Estas relaciones servirán como base para expresar las diferencias en la concentración a las que la población está expuesta.

Así, conociendo el tiempo que las personas permanecen en lugares cerrados o abiertos y el lugar geográfico en que lo hacen, se completa el modelo de exposición. La técnica empleada para aplicar la relación en interiores y exteriores con respecto al modelo de exposición consistió en la utilización de tablas para poder manejar la información. En esas tablas, la concentración que corresponde a cada grupo poblacional por celda está referida al lugar dentro de la zona urbana donde se encuentre en ese momento.

La técnica utilizada en el SIG para analizar la movilidad de la población se ejemplifica en la Figura 6.11. En ella se observa que para cada determinada celda $e_{i,j}$ existen grupos poblacionales con patrones de movilidad, cada uno de los cuales participa con un porcentaje del total de la población dentro de la celda. La participación porcentual de cada grupo poblacional en la celda está relacionada con la cantidad de personas que siguen una determinada ruta en una base de tiempo, es decir un patrón de movilidad.

En esta figura para la celda $e_{i,j}$ existen 4 grupos poblacionales específicos: hombres, mujeres, niños y ancianos, los cuales corresponden a los porcentajes 15, 55, 20 y 10% del total de la población en la celda. La Figura 6.11 b) muestra el movimiento de los grupos al seguir una ruta determinada que a su vez se identifica con las celdas georreferenciadas que las constituyen. Siguiendo a un grupo

poblacional en particular en la Figura 6.3 c), por ejemplo al grupo de adultos, se observa un patrón hipotético de movimiento para ese grupo perteneciente a la celda de origen $e_{i,j}$. El patrón de movilidad diario debe sumar las 24 horas del día para cada ruta dentro del dominio de la zona de estudio para una base de tiempo de un día. La forma de analizar la información de movilidad de la población consistió en la creación de tablas que contienen la información de los patrones de actividad de la población en cada celda del dominio.

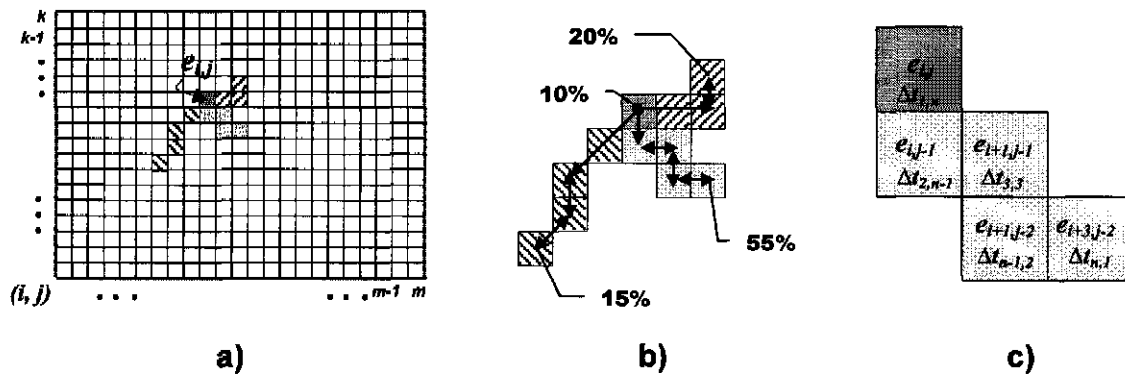


Figura 6.11. Análisis de la movilidad de los grupos poblacionales por celda en el dominio de la zona de estudio.

Si pudiéramos seguir a cada una de las personas dentro de la zona de estudio, de manera que pudiéramos identificar en donde se encuentra en cada momento, y a su vez medir constantemente la cantidad de contaminantes inhalados, se generaría una tabla dinámica de 24 columnas (que representan las horas del día) por n filas, donde n sería el número de habitantes de la zona de estudio. La Tabla 6.3 representa esta tabla de movilidad hipotética, en donde la primera columna representa cada uno de los habitantes y las celdas en que se encuentra en cada hora están representadas por los índices $e_{i,j}$. La creación de una tabla de patrón de movimiento para cada habitante, como la mostrada en la Tabla 6.3 requeriría de un consumo enorme de recursos, incluyendo tiempo y dinero, y por ello resulta imposible su realización práctica en una situación real. Una alternativa es seguir el movimiento promedio de los grupos poblacionales que se encuentran en cada una de las celdas del dominio, en lugar del movimiento de

cada una de las personas. De esta forma, el movimiento de los grupos poblacionales puede utilizarse para realizar el análisis de exposición a los contaminantes atmosféricos. Un ejemplo de los movimientos de los grupos poblacionales se muestra la Tabla 6.4. En esta tabla en lugar de cada persona la referencia se obtiene por grupo poblacional en cada celda de origen.

En esta tabla se observa que las columnas representan el tiempo, en horas, durante el transcurso de un día y las filas son los grupos poblacionales en cada una de las celdas. Por ejemplo, la celda 1,1 contiene a los tres grupos poblacionales: niños, adultos y ancianos; en un periodo de tiempo (de las 0 a las 7 horas) estos tres grupos permanecen en la celda $e_{1,5}$, a partir de entonces los adultos se trasladan a la celda $e_{3,3}$ hasta las 15 horas, mientras que los niños y los ancianos se trasladaron a la celda $e_{4,2}$ desde las 9 hasta las 14 horas. Finalmente, de las 16 a las 23 horas regresan los tres grupos a la celda $e_{1,5}$.

La ventaja de utilizar este tipo de tablas de movilidad es que los formatos permiten identificar la posición de los grupos poblacionales a cualquier hora del día en el dominio de la zona de estudio. Además, el modelo de análisis de exposición es flexible en la organización de patrones de movimiento; por ejemplo, la Tabla 6.3 es equivalente a la Tabla 6.2 pero muestra periodos mayores de tiempo identificados en el transcurso de las horas del día. Eventualmente, entonces, la tabla propuesta es reductible al estado estático (o estacionario) tradicional en el análisis de riesgo, o sea suponer una población estática en un cierto tiempo en una celda el dominio de modelación para determinar la dosis de exposición. Otra ventaja de utilizar este tipo de tablas de movilidad de la población es que al hacer referencia a la celda en la que se encuentre el grupo poblacional en una hora del día, se puede incluir la relación en las concentraciones a la que se encuentra expuesta la población al permanecer en lugares cerrados (oficinas, comercios, habitaciones, etc.) o en lugares abiertos, tal como previamente se expuso.

Tabla 6.3. Matriz hipotética de movilidad por habitante en el dominio de modelación.

Habitante	Hora																						
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
1	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}
2	e _{1,5}	e _{3,2}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}
3	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{3,2}	e _{1,5}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}
...																							
4000000	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}

Tabla 6.4. Matriz hipotética de movilidad por grupo poblacional.

Celda	Grupo	Hora																						
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
1,1	Niños	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}
	Adultos	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{3,3}	e _{3,3}	e _{3,3}	e _{3,3}	e _{3,3}	e _{3,3}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}
	Ancianos	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{4,2}	e _{2,5}	e _{2,5}	e _{2,5}	e _{2,5}	e _{2,5}	e _{1,5}	e _{1,5}	e _{1,5}
1,2	Niños	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,2}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}
	Adultos	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{2,3}	e _{2,3}	e _{2,3}	e _{2,3}	e _{2,3}	e _{2,3}	e _{2,3}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}
	Ancianos	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,8}	e _{3,8}	e _{3,8}	e _{3,8}	e _{3,8}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}	e _{3,7}
...																								
k,m	Niños	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,2}	e _{7,2}	e _{7,2}	e _{7,2}	e _{7,2}	e _{7,2}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}
	Adultos	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,3}	e _{7,3}	e _{7,3}	e _{7,3}	e _{7,3}	e _{7,3}	e _{7,3}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}
	Ancianos	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,2}	e _{7,2}	e _{7,2}	e _{7,2}	e _{7,2}	e _{7,2}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}	e _{7,5}

Tabla 6.5. Matriz hipotética simplificada por periodos de movilidad por grupo poblacional.

Celda	Grupo	Periodo			
		0 - 8	9 - 14	15 - 19	20 - 23
1,1	Niños	$e_{1,5}$	$e_{4,2}$	$e_{1,5}$	$e_{1,5}$
	Adultos	$e_{1,5}$	$e_{3,3}$	$e_{3,3}$	$e_{1,5}$
	Ancianos	$e_{1,5}$	$e_{4,2}$	$e_{1,5}$	$e_{1,5}$
1,2	Niños	$e_{3,7}$	$e_{3,2}$	$e_{3,7}$	$e_{3,7}$
	Adultos	$e_{3,7}$	$e_{2,3}$	$e_{2,3}$	$e_{3,7}$
	Ancianos	$e_{3,7}$	$e_{3,8}$	$e_{3,7}$	$e_{3,7}$
...					
k,m	Niños	$e_{7,5}$	$e_{7,2}$	$e_{7,5}$	$e_{7,5}$
	Adultos	$e_{7,5}$	$e_{7,3}$	$e_{7,3}$	$e_{7,5}$
	Ancianos	$e_{7,5}$	$e_{7,2}$	$e_{7,5}$	$e_{7,5}$

6.3 Mapas de Riesgo.

El paso final del procedimiento del análisis de riesgo es la obtención de los mapas de riesgo de la zona de estudio. Los mapas de población por cada grupo poblacional, mostrados en la sección 6.2.1, junto con los mapas de concentración del contaminante y los patrones de movimiento de esos grupos poblacionales, es la información que se utiliza para obtener los mapas de riesgo.

En el Capítulo 2 se describió como para las sustancias no cancerígenas el procedimiento de análisis de riesgo consiste en utilizar un valor de una dosis de referencia y su comparación con la dosis de exposición. A esta relación se le llama coeficiente de peligro, ver el Capítulo 2 para mayor referencia. En cada celda se realizó tomando en cuenta los factores que se mostraron en la Tabla 4.1 para las variables de tasa de inhalación, tiempo de exposición, peso corporal, frecuencia de la exposición, duración y tiempo promedio de la exposición para cada grupo poblacional: niños, adultos, adultos en manufacturas, comercios y servicios. Estos factores fueron utilizados en las ecuaciones del cálculo del riesgo a través del coeficiente de peligro, el cual se calcula con la Ecuación 2.1.

$$CP = \frac{TCD}{RfD} = \frac{(c)(TI)(TE)(FE)(DE)}{(PC)(TP)} \quad (2.1)$$

En la Ecuación 2.1 las variables involucradas en la toma crónica diaria: *TI*, *TE*, *FE*, *DE*, y *PC*, definidas en la Sección 2.1, representan los aspectos físicos de la población para la que se evalúa el riesgo, tales como: tasa de inhalación, peso corporal y periodos de exposición. Estos parámetros por lo tanto son diferentes para cada grupo poblacional y su aplicación requiere de un juicio crítico. En el Capítulo 2 se analiza la forma en que deben aplicarse los valores para estos parámetros y su utilización.

6.3.1 Estimación de la dosis de referencia.

Como se puede apreciar de la Ecuación 2.1, el cálculo del coeficiente de peligro requiere de la dosis de referencia, RfD. Esta es la dosis a la cual no se presentará un daño adverso en la salud del individuo en un periodo de exposición crónico. En el Capítulo 2 se da una explicación completa y referencias sobre los métodos epidemiológicos para el cálculo de la RfD. No existen, a la fecha, dosis de referencia para los contaminantes atmosféricos criterio. Sin embargo existe un método para la estimación de esta dosis que, aunque suele atribuírsele un enfoque conservador de los resultados, sirve para obtener el parámetro, [LaGrega, 1994]. Este método consiste en su derivación a partir de la información toxicológica existente de ese contaminante y de la evidencia de las relaciones causa efecto con la salud de los individuos. Esa información suele ser recopilada en los valores de PEL (OSHA), TLV-TWA (ACGIH), STEL (ACGIH) utilizados para exposiciones en sitios laborales, también es posible realizar la estimación a partir de las normas de calidad del aire si es que se cuenta con normatividad para los compuestos. Estos parámetros toxicológicos fueron referidos en el Capítulo 2 en la manera en que se obtienen y lo que representan. También en el caso de que no se contase siquiera con alguno de los datos anteriores, se pueden utilizar los valores de LC_{50} y LD_{50} los cuales son comúnmente utilizados en exposiciones agudas donde someten a animales en un grupo de control a concentraciones muy altas del contaminante.

Al utilizar estos valores para la derivación de la dosis de referencia, suelen incluirse factores de incertidumbre que hacen que el resultado de la estimación de la RfD tenga un enfoque conservador, es decir refleje los peores escenarios, de manera que los resultados protejan a la población sobre la que se evalúa el riesgo. En los factores de incertidumbre se trata de expresar todo el desconocimiento de los mecanismos toxicológicos que induce el contaminante en el cuerpo humano. Para estimar la RfD se hace la suposición de que la concentración a la cual se induce un efecto adverso en la salud del cuerpo humano es el parámetro toxicológico con el que se cuenta (TLV, STEL, etc) dividido este valor por los

factores de incertidumbre que se puedan aplicar a este valor. Lo anterior equivale a suponer el coeficiente de peligro en la Ecuación 2.1 igual a la unidad, lo cual resulta a su vez en igualar la toma crónica diaria con la dosis de referencia. De esta forma se evalúa la toma crónica diaria, TCD, sustituyendo en la concentración el valor toxicológico de referencia de la sustancia. El resultado es equivalente a la dosis de referencia, RfD.

En el presente trabajo se utilizaron las normas oficiales mexicanas de calidad del aire, cuyos valores se muestran en la Tabla 6.6, para la estimación de la RfD. Además en esta tabla se muestran los otros valores toxicológicos existentes para los contaminantes atmosféricos criterio. Para el SO₂ y para las partículas PM₁₀ si existen valores en las normas para una exposición crónica como promedio aritmético anual, ver Tabla 6.6. La norma oficial de calidad del aire para ozono es de 0.11 ppm para 1 hora de exposición. Existe sin embargo un valor propuesto (de 80 ppb) como norma anual para el O₃ de acuerdo a NAAQS [1999], y este fue el valor de la concentración en exposición crónica que se utilizó. Para los contaminantes CO, y NO₂ solo existen valores de concentración para exposiciones agudas.

Como no existe en la actualidad un valor de la concentración para una exposición crónica de estos contaminantes (NO₂ y CO), se utilizó un factor de incertidumbre de 3. Al dividir el valor de la concentración de la norma oficial de calidad del aire, utilizado en exposiciones agudas, entre este factor de incertidumbre se expresa un valor para poder ser utilizado como concentración umbral, o límite, en exposiciones crónicas. Se incluyó el valor de 3 para el factor de incertidumbre debido a que esa es aproximadamente la razón entre los valores de concentración para exposiciones agudas y crónicas de los contaminantes criterio que sí se encuentran normados (PM₁₀ y SO₂) en periodos de exposición crónicos. Hay que considerar, sin embargo que los mecanismos de desintoxicación del organismo humano pueden ser distintos en exposiciones agudas que en exposiciones crónicas.

El valor de la toma crónica diaria sobre el cual se estimó la RfD, fue calculado a partir de los datos de exposición de la Tabla 4.1. Los valores ahí

presentados corresponden a los reportados por la EPA en el Exposure Factors Handbook referido en el capítulo 2, para los diversos grupos poblacionales. Los valores así obtenidos para la estimación de la RfD se muestran en la Tabla 6.6 y son los que se utilizaron para la aplicación del cálculo del coeficiente de peligro expresado en la Ecuación 2.1.

Tabla 6.6 Estimación de la RfD para los contaminantes atmosféricos criterio.

CONTAMINANTE	LC ₅₀ inhalación (ratas)	LC ₁₀ inhalación (humanos)	PEL (OSHA)	TLV- TWA (ACGIH)	STEL (ACGIH)	NOM (DOF-94)	ESTIMACIÓN DE LA RfD* (RfD =TCD) [mg/kg día]
CO	1807 ppm (2065 mg/m ³ 4 h)	4000 ppm (4570 mg/m ³ 30 min)	50 ppm (55 mg/m ³)	25 ppm (29 mg/m ³)	-	11 ppm (8 h)	0.934
NO2	88 ppm (4h)	-	5 ppm (9 mg/m ³ .)	3 ppm (5.6 mg/m ³)	5 ppm (9 mg/m ³)	0.21 ppm (1 h)	0.027
O3	4.8 ppm (4h)	-	0.1 ppm (0.2 mg/m ³)	0.1 ppm (0.2 mg/m ³)	0.3 ppm (0.6 mg/m ³)	0.11 ppm (1 h)	0.039
SO2	2520 ppm (6590 mg/m ³ , 1 h)	1000 ppm (2600 mg/m ³ , 10 min)	5 ppm (13 mg/m ³)	2 ppm (5.2 mg/m ³)	5 ppm (13 mg/m ³)	0.03 ppm promedio aritmético anual	0.02
PM10	-	-	-	-	-	50 µg/m ³ promedio aritmético anual	0.012

* Los parámetros de la TCD fueron tomados de la tabla 4.1 del grupo poblacional de adultos.

LC50: Lethal Concentration

LD50: Lethal Dosis

PEL: Permissible Exposure Level

TLV -TWA: Treshold Limit Value - Time Weighted Average

STEL: Short Term Exposure Limit

NOM: Norma Oficial Mexicana

La estimación de la dosis de referencia por este método produce valores distintos de RfD para cada grupo poblacional utilizando los valores de exposición en cada grupo (no referimos a los valores de las variables de exposición en la Ecuación 2.1). De manera que al utilizar la RfD más pequeña se asegura que en los demás grupos poblacionales los resultados del cálculo del riesgo serán conservadores. Se seleccionaron los datos de exposición para adultos para obtener así valores menores de RfD y dar así un enfoque conservador, o de peor escenario, en los demás grupos poblacionales.

Un ejemplo de la estimación de la dosis de referencia se muestra en la Tabla 6.7. En ella se muestra la RfD estimada para el bióxido de azufre a partir de los datos de exposición de tomados del Exposure Factors Handbook. Se muestran también los factores de conversión necesarios para utilizar unidades consistentes en el cálculo de la toma crónica diaria.

Tabla 6.7. Estimación de la dosis de referencia de SO₂.

Parámetros	CP	
	Abiertos	Cerrados
TI [m ³ /hr]	0.84	0.72
PC, [kg]	78.1	78.1
TE, [hr/día]	3.6	20.4
TE, base [hr/día]	1	1
FE, [días/año]	365	365
DE, [años]	30	30
TP,t [días]	10950	10950
F1 [m ³ /kg día]	0.011	0.009

Estimación de la RfD

TCD, [mg/kg día]	0.01967
C Ref.=NOM, [mg/m ³]	0.08
RfD*=TCD, [mg/kg día]	0.020

Factores de Conversión

P, [atm]	1.00E-09
R, [atm.lt/mol.K]	0.0821
T, [K]	293
PM, [g/mol]	64
1 [ppb SO ₂]=	0.0027 [mg/m ³]

6.3.2 Cálculo del coeficiente de peligro.

El manejo de los datos para el análisis de riesgo se realizó utilizando las tablas con la información de la concentración para cada contaminante y de la movilidad para cada grupo poblacional. En el presente trabajo se utilizaron tres tablas para el cálculo del coeficiente de peligro en cada celda del área de estudio. El procedimiento fue el siguiente:

1. La primera tabla se construyó con los resultados de la aplicación del modelo de diagnóstico para cada contaminante. Un ejemplo de este tipo de tabla se muestra en la Tabla 6.8 para el bióxido de azufre. Las primeras dos columnas de la Tabla 6.8 representan las coordenadas en unidades UTM x, y del centroide de cada celda. La tercera es un identificador numérico de cada celda. En este estudio se seleccionó el origen de la malla computacional en la esquina inferior izquierda del domino, tal como se mostró en la Figura 3.2 en el Capítulo3, correspondiente a la celda 1,1 y aumentando de izquierda a derecha y de abajo hacia arriba.

Tabla 6.8. Concentraciones de bióxido de azufre, [ppb], promedios por hora en el AMM.

COORDENADAS		CELDA	HORA																							
x	y		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
350.5	2831.5	c001	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
351.5	2831.5	c002	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
352.5	2831.5	c003	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
353.5	2831.5	c004	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
354.5	2831.5	c005	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
355.5	2831.5	c006	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
356.5	2831.5	c007	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
357.5	2831.5	c008	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
358.5	2831.5	c009	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
359.5	2831.5	c010	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
360.5	2831.5	c011	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
361.5	2831.5	c012	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
362.5	2831.5	c013	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
363.5	2831.5	c014	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
364.5	2831.5	c015	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
365.5	2831.5	c016	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
366.5	2831.5	c017	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
367.5	2831.5	c018	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
368.5	2831.5	c019	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
369.5	2831.5	c020	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
370.5	2831.5	c021	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
371.5	2831.5	c022	4.9	5.0	5.0	5.1	5.0	5.0	5.0	5.1	5.2	5.2	5.3	5.4	5.3	5.2	5.2	5.1	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0
372.5	2831.5	c023	4.9	5.0	5.0	5.1	5.0	5.0	5.0	5.1	5.2	5.2	5.3	5.4	5.3	5.2	5.2	5.1	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0
373.5	2831.5	c024	4.9	5.0	5.0	5.1	5.0	5.0	5.0	5.1	5.2	5.2	5.3	5.4	5.3	5.2	5.2	5.1	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0
374.5	2831.5	c025	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5

Las columnas constituyen la escala de tiempo del patrón de movimiento seleccionado (el cual fue horario en el presente estudio), los renglones constituyen la celda correspondiente en el área de modelación, y el valor en la celda es la concentración, en ppb, correspondiente al contaminante. Este tipo de tabla permite organizar la información de la concentración de los contaminantes en función del espacio (renglones) y en función del tiempo (columnas) en el área de estudio. La tabla será entonces de n renglones que representan el número de celdas en el dominio por m columnas que representan la escala temporal sobre la que se desea utilizar los patrones de movilidad.

2. La segunda tabla que se creó fue del tipo mostrado en la Tabla 6.9. Este tipo de tabla muestra como se maneja la movilidad de los grupos poblacionales en el presente trabajo, el ejemplo de la Tabla 6.9 está basado en la exposición al bióxido de azufre. En ella puede observarse que las columnas representan nuevamente la escala temporal, en una base horaria, y los renglones la escala espacial. Las primeras columnas x , y representan las coordenadas en UTM del centroide de cada celda del domino. La tercera columna es un identificador numérico de cada una de las celdas. El resto de las columnas corresponde al valor de la concentración a la que un grupo poblacional está expuesto en una determinada hora del día en una cierta celda. Estos valores se obtienen asignando la concentración correspondiente a la celda en donde el grupo poblacional se encuentra en ese tiempo. Esto permite realizar el cálculo del coeficiente de peligro con las concentraciones en donde se encuentra el grupo poblacional en cada una de las 24 horas del día. En la misma Tabla 6.9 puede observarse en la esquina superior izquierda la celda con la leyenda RAZÓN I/O, y un número al lado de la misma. Se trata del factor de corrección de la concentración para interiores y para exteriores descrito en el Capítulo 3 del presente trabajo. El factor I/O se multiplica por la concentración en el exterior para obtener la concentración en el interior de cada contaminante. Las columnas sombreadas en la Tabla 6.9 representan las horas en el día en el que se supuso la permanencia en exteriores de la población, que en el caso de la Tabla 6.9 son adultos.

Tabla 6.9. Concentraciones de SO₂, [ppb], considerando movilidad de la población adulta en el AMM y relaciones de concentración en interiores y exteriores.

RELACION I/O:		0.6																								
COORDENADAS		CELDA	HORA																							
x	y		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
350.5	2831.5	c001	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
351.5	2831.5	c002	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
352.5	2831.5	c003	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
353.5	2831.5	c004	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
354.5	2831.5	c005	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
355.5	2831.5	c006	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
356.5	2831.5	c007	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
357.5	2831.5	c008	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
358.5	2831.5	c009	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
359.5	2831.5	c010	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
360.5	2831.5	c011	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
361.5	2831.5	c012	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
362.5	2831.5	c013	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
363.5	2831.5	c014	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
364.5	2831.5	c015	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
365.5	2831.5	c016	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
366.5	2831.5	c017	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
367.5	2831.5	c018	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
368.5	2831.5	c019	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
369.5	2831.5	c020	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
370.5	2831.5	c021	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
371.5	2831.5	c022	2.9	3.0	3.0	3.1	3.0	3.0	3.0	3.1	3.1	3.2	3.2	3.2	3.1	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0
372.5	2831.5	c023	2.9	3.0	3.0	3.1	3.0	3.0	3.0	3.1	3.1	3.2	3.2	3.2	3.1	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0
373.5	2831.5	c024	2.9	3.0	3.0	3.1	3.0	3.0	3.0	3.1	3.1	3.2	3.2	3.2	3.1	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0
374.5	2831.5	c025	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9

La relación entre la concentración de los contaminantes atmosféricos criterio en lugares abiertos y en lugares cerrados se presentó en la Tabla 3.8 de acuerdo a los estudios realizados por diversos investigadores (Godish, 1991; Monn, 1999; Halpern, 1978). Estos valores sirvieron para expresar las concentraciones en interiores respecto a las concentraciones en exteriores calculadas con el modelo de diagnóstico. Se utilizó como referencia el tiempo promedio que las personas permanecen en interiores y en exteriores durante el día reportado por la EPA en el Exposure Factors Handbook, descrito anteriormente, para cada grupo poblacional. Esto puede encontrarse también en la Tabla 4.1 donde se muestran los factores de exposición utilizados en este trabajo.

3. El tercer tipo de tabla que se generó corresponde a la evaluación numérica del coeficiente de peligro. La Tabla 6.10 muestra un ejemplo para el cálculo del coeficiente de peligro del bióxido de azufre. La primera columna corresponde a las coordenadas UTM x,y que representan el centroide de cada celda para la población de la celda correspondiente. La tercera columna es el identificador numérico de la celda y en las columnas 4 y 5 se encuentran los coeficientes de peligro calculados para lugares abiertos y cerrados, respectivamente, para la población de la celda correspondiente. Las columnas 6 y 7 de la Tabla 6.10 son la cantidad de personas del grupo poblacional, adultos en este caso, y el riesgo social calculado por cada celda, respectivamente. Hay que recordar que la cantidad de personas de cada grupo poblacional en cada celda se obtuvo con el procedimiento descrito en la sección 6.2.1 de la distribución de los grupos poblacionales.

Un ejemplo numérico de la obtención del coeficiente de peligro por exposición al SO₂ en lugares cerrados en la celda 1 es el siguiente. En la Tabla 6.7 se mostró que la RfD estimada para el SO₂ es de 0.02 mg/kg-día. Sustituyendo este valor junto con los factores de exposición, también mostrados en la Tabla 6.7, y con la sumatoria de las concentraciones correspondientes a la celda en lugares cerrados 20 hrs. por día (mostradas en la Tabla 6.9), en la Ecuación 2.1 del cálculo del coeficiente de peligro, se obtiene:

$$CP = \frac{TCD}{RfD} = \frac{0.9[ppb] \left(\frac{0.0027 mg / m^3}{1 ppb} \right) 0.84 \left[\frac{m^3}{hr} \right] 20 \left[\frac{hr}{dia} \right] 365 \left[\frac{dias}{año} \right] 30[años]}{78.1[kg] 10950[días] \cdot 0.02 \left[\frac{mg}{kg \cdot día} \right]} = 0.0261$$

Obteniendo los coeficientes de peligro en cada celda, es posible conocer el riesgo social por grupo poblacional multiplicándolo por el número de personas en cada celda del grupo poblacional. Los resultados de estas operaciones se muestran en la Tabla 6.10 en las columnas de adultos y riesgo social.

Tabla 6.10. Cálculo del coeficiente de peligro y del riesgo social para adultos por exposición al SO₂, en el AMM.

COORDENADAS		CELDA	CP		ADULTOS	RIESGO SOCIAL
x	y		ABIERTOS	CERRADOS		
350.5	2831.5	c001	0.0087	0.0261	0	0.0000
351.5	2831.5	c002	0.0087	0.0261	0	0.0000
352.5	2831.5	c003	0.0087	0.0261	0	0.0000
353.5	2831.5	c004	0.0087	0.0261	0	0.0000
354.5	2831.5	c005	0.0087	0.0261	0	0.0000
355.5	2831.5	c006	0.0087	0.0261	0	0.0000
356.5	2831.5	c007	0.0087	0.0261	0	0.0000
357.5	2831.5	c008	0.0087	0.0261	0	0.0000
358.5	2831.5	c009	0.0087	0.0261	0	0.0000
359.5	2831.5	c010	0.0087	0.0261	0	0.0000
360.5	2831.5	c011	0.0087	0.0261	0	0.0000
361.5	2831.5	c012	0.0087	0.0261	0	0.0000
362.5	2831.5	c013	0.0087	0.0261	0	0.0000
363.5	2831.5	c014	0.0087	0.0261	0	0.0000
364.5	2831.5	c015	0.0087	0.0261	0	0.0000
365.5	2831.5	c016	0.0087	0.0261	0	0.0000
366.5	2831.5	c017	0.0087	0.0261	0	0.0000
367.5	2831.5	c018	0.0087	0.0261	0	0.0000
368.5	2831.5	c019	0.0087	0.0261	0	0.0000
369.5	2831.5	c020	0.0087	0.0261	0	0.0000
370.5	2831.5	c021	0.0087	0.0261	0	0.0022
371.5	2831.5	c022	0.0297	0.0760	271	28.6870
372.5	2831.5	c023	0.0297	0.0760	1333	140.9589
373.5	2831.5	c024	0.0297	0.0760	1586	167.6845
374.5	2831.5	c025	0.0087	0.0224	556	17.3445

6.3.3 Mapas del coeficiente de peligro.

La utilización de tablas como la 6.10 permitió estimar tanto los coeficientes de peligro para cada contaminante como el riesgo social para los diferentes grupos poblacionales en la zona de estudio. De esta forma se generaron tablas similares a las Tablas 6.9 y 6.10 por grupos poblacionales y por contaminantes. En estas tablas se incluyeron las relaciones entre concentraciones de los contaminantes en interiores y en exteriores.

En las Figuras 6.12 a 6.21 se muestran los resultados del cálculo del coeficiente de peligro para los contaminantes atmosféricos criterio: ozono, bióxido de nitrógeno, monóxido de carbono, bióxido de azufre y partículas menores a 10 micras, PM10, para los grupos poblacionales de niños y de adultos. Estos mapas representan los coeficientes de peligro para una persona (riesgo individual o por persona) para cada contaminante evaluados en cada celda del dominio computacional por los métodos descritos en las secciones anteriores.

Como se describió en el Capítulo 2, en cuanto a los efectos en la salud causados por exposición a los contaminantes atmosféricos, el grupo poblacional de niños es más susceptible que el de adultos. Esto se ve reflejado en las Figuras 6.12 a 6.21 al comparar los mapas de coeficiente de peligro para cada contaminante y para ambos grupos poblacionales. Estas figuras muestran que los coeficientes de peligro calculados son mayores para el grupo poblacional de niños que para adultos.

De los cinco contaminantes atmosféricos criterio, son el ozono y las partículas PM10, Figuras 6.13 y 6.21 respectivamente, los que presentaron mayores coeficientes de peligro en la zona urbana de Monterrey. La distribución espacial del coeficiente de peligro del contaminante ozono es más o menos homogénea en toda el AMM y sus valores máximos son de alrededor de 0.5 para niños, Figura 6.13, y de 0.4 para adultos, Figura 6.12. Estos máximos se encuentran en la zona suroeste del AMM y en la parte oeste.

El coeficiente de peligro por exposición a NO₂ de adultos y niños se muestra en las Figuras 6.14 y 6.15, respectivamente. A diferencia del ozono, en la

zona centro y suroeste del AMM existen valores altos del coeficiente de peligro por exposición a NO_2 para adultos y niños, 0.4 y 0.85 respectivamente. El resto del AMM se mantiene con coeficientes de peligro bajos. En el caso de la exposición a CO, Figuras 6.16 y 6.17, el coeficiente de peligro es mayor en la zona centro del AMM y los valores máximos son de 0.5 y 0.85 para adultos y niños, respectivamente. En general la zona suroeste presenta valores mayores del coeficiente de peligro que el resto de la zona urbana. Hay que recordar las diferencias en los mecanismos de desintoxicación del organismo en exposiciones agudas y crónicas al CO, analizadas en el Capítulo 2, con respecto los otros contaminantes atmosféricos criterio. Como se explicó en la sección 6.3.1 del cálculo de la dosis de referencia, no existe a la fecha valores de concentración recomendados para ser utilizados en análisis de exposición crónica.

Las Figuras 6.18 y 6.19 muestran que los valores más altos del coeficiente de peligro por exposición a SO_2 en el AMM se presentan en la zona norte y noreste de la ciudad. Los valores más altos del coeficiente de peligro por exposición al SO_2 son de 0.4 y 0.6 para adultos y niños, respectivamente. Las zonas donde el coeficiente de peligro presenta los valores más bajos son la sureste y la noroeste, mientras que el centro de la ciudad presenta valores de alrededor de 0.3 y 0.4 para adultos y niños, respectivamente.

Las partículas PM10 presentan los mayores valores del coeficiente de peligro que el resto de los contaminantes atmosféricos criterio. En la Figura 6.20 se puede apreciar que en el caso del grupo poblacional de adultos existen valores del coeficiente de peligro muy cercanos a 1, lo cual indica la existencia de efectos adversos en la salud en un periodo de exposición crónica. En el caso del grupo poblacional de niños, Figura 6.21, existen zonas en el área urbana donde definitivamente el coeficiente de peligro es mayor a la unidad, lo cual también es indicativo de efectos adversos en la salud por exposición crónica a las partículas PM10. Las zonas noroeste y suroeste del AMM son las que presentan los mayores valores del coeficiente de peligro por exposición a partículas PM10.

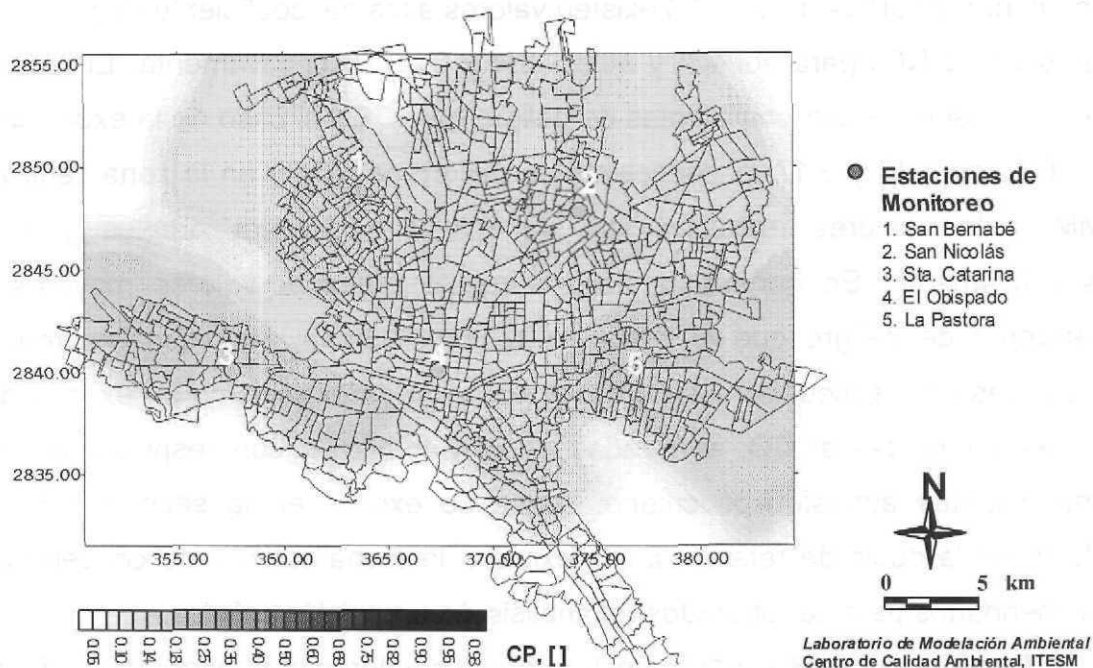


Figura 6.12. Riesgo en adultos en el AMM por exposición crónica al Ozono.

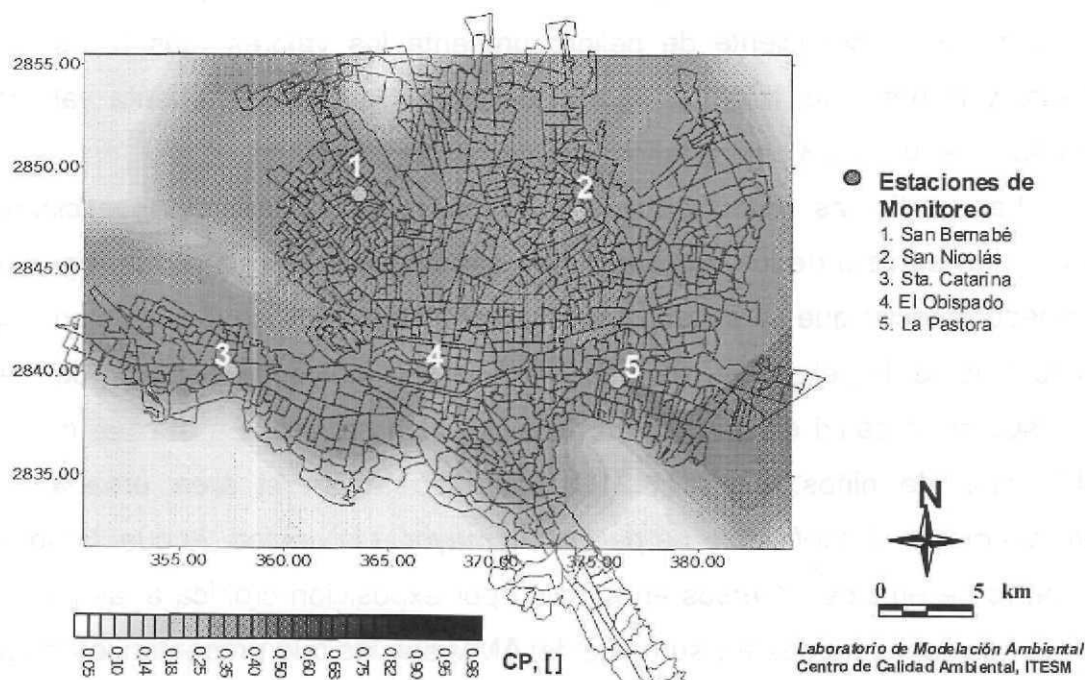


Figura 6.13. Riesgo en niños en el AMM por exposición crónica al Ozono.

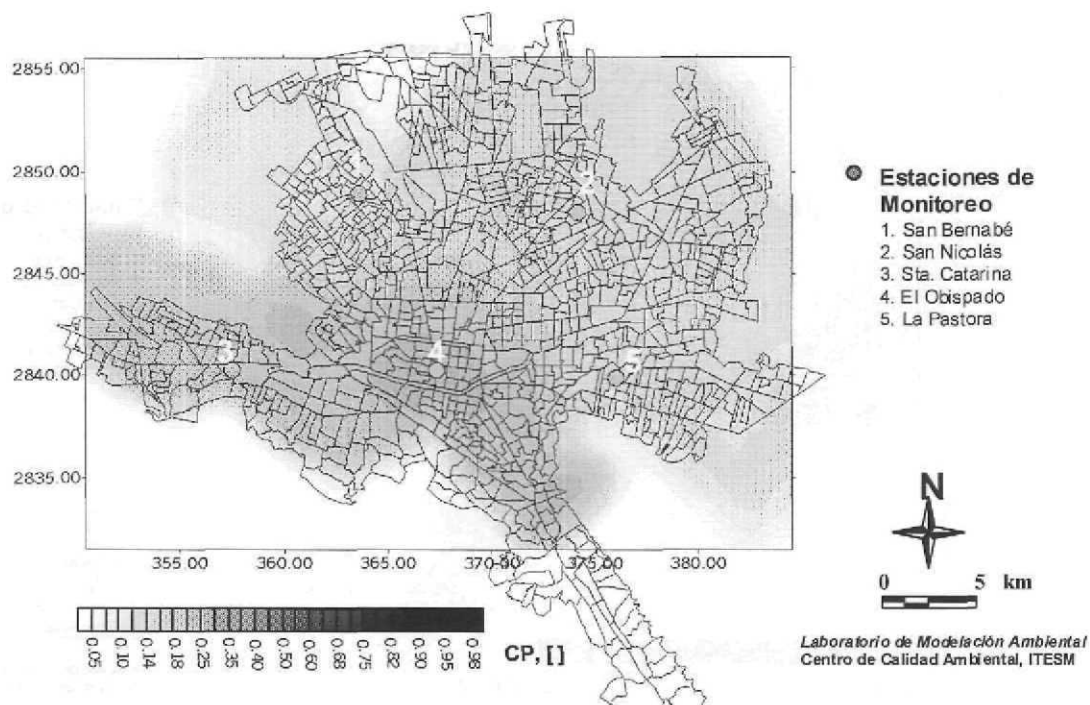


Figura 6.14. Riesgo en adultos en el AMM por exposición crónica al NO_2 .

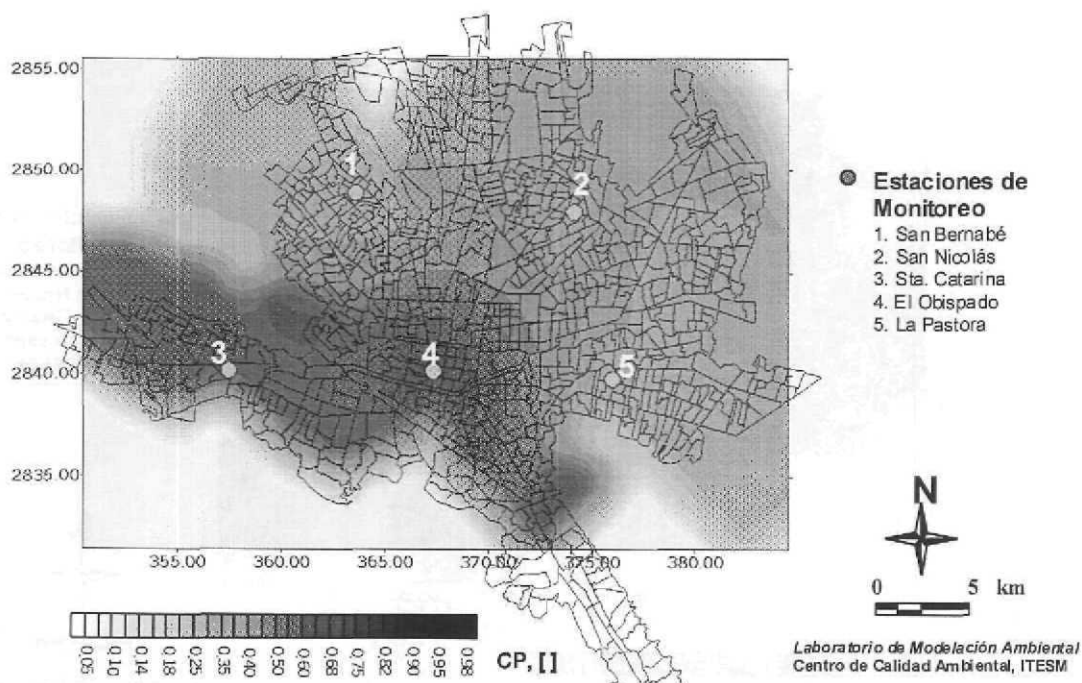


Figura 6.15. Riesgo en niños en el AMM por exposición crónica al NO_2 .

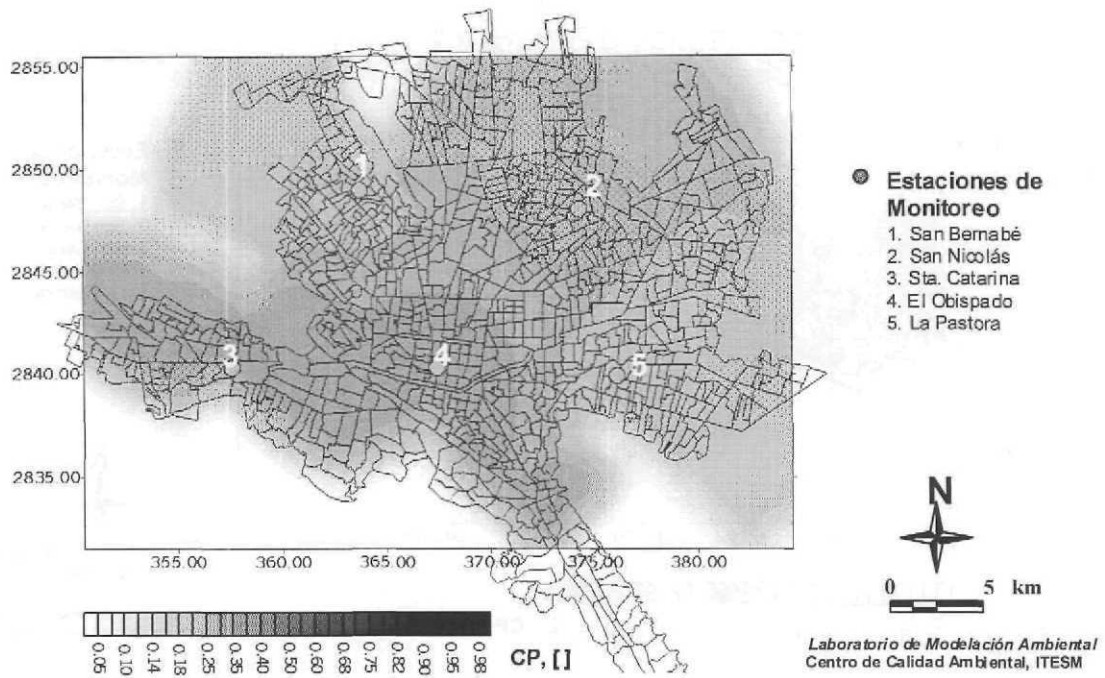


Figura 6.16. Riesgo en adultos en el AMM por exposición crónica al CO.

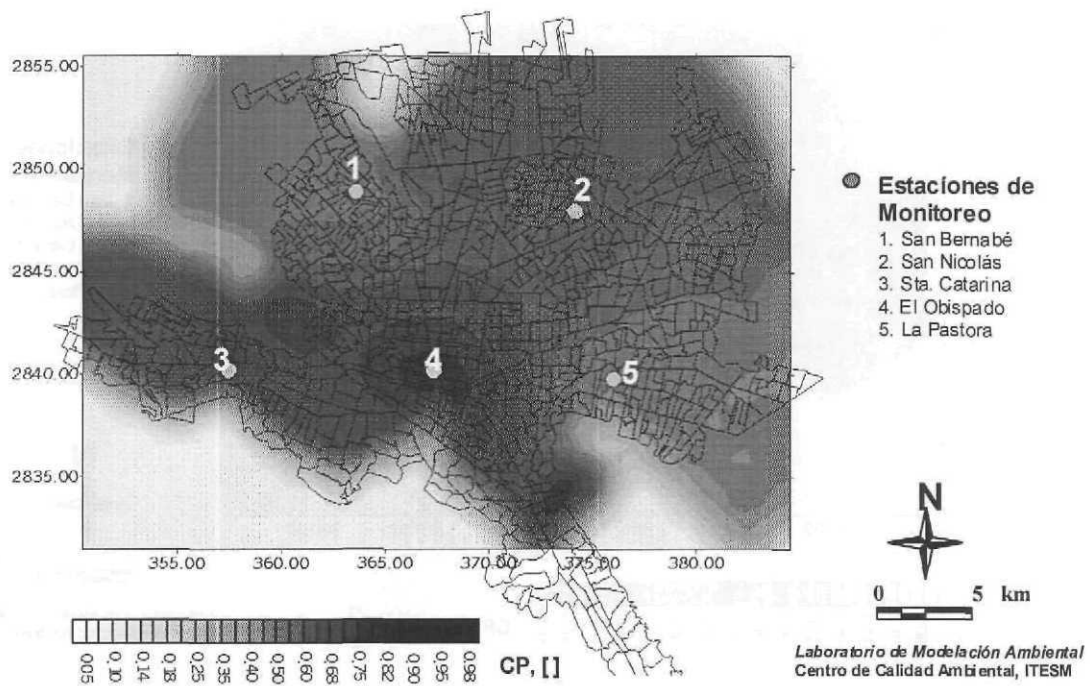


Figura 6.17. Riesgo en niños en el AMM por exposición crónica al CO.

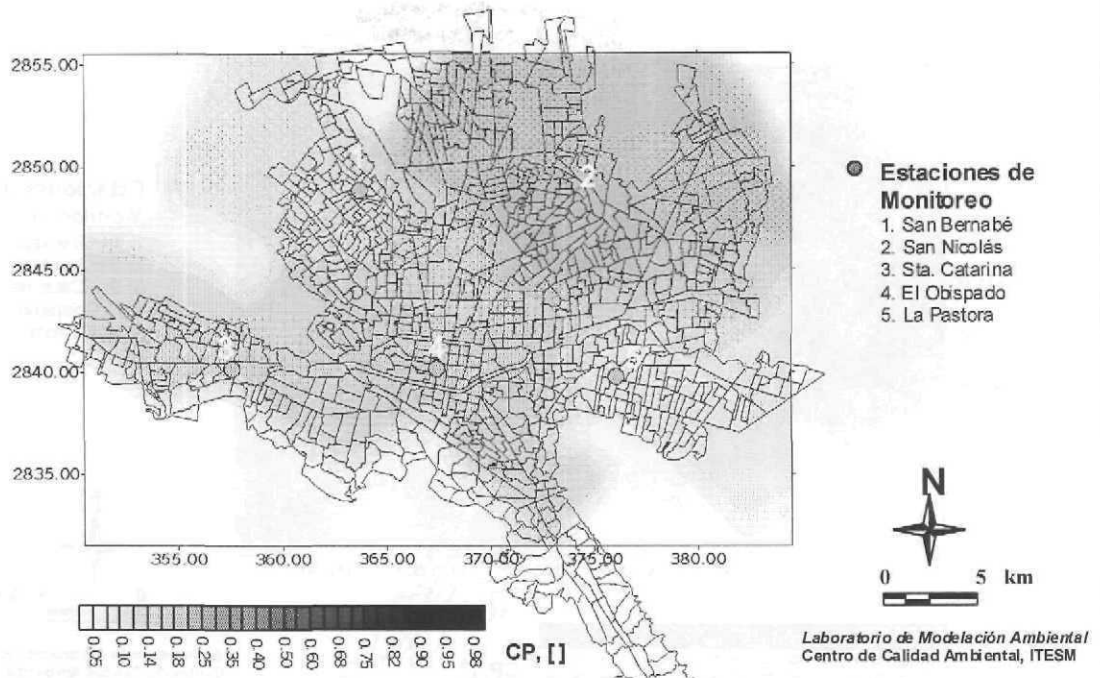


Figura 6.18. Riesgo en adultos en el AMM por exposición crónica al SO_2 .

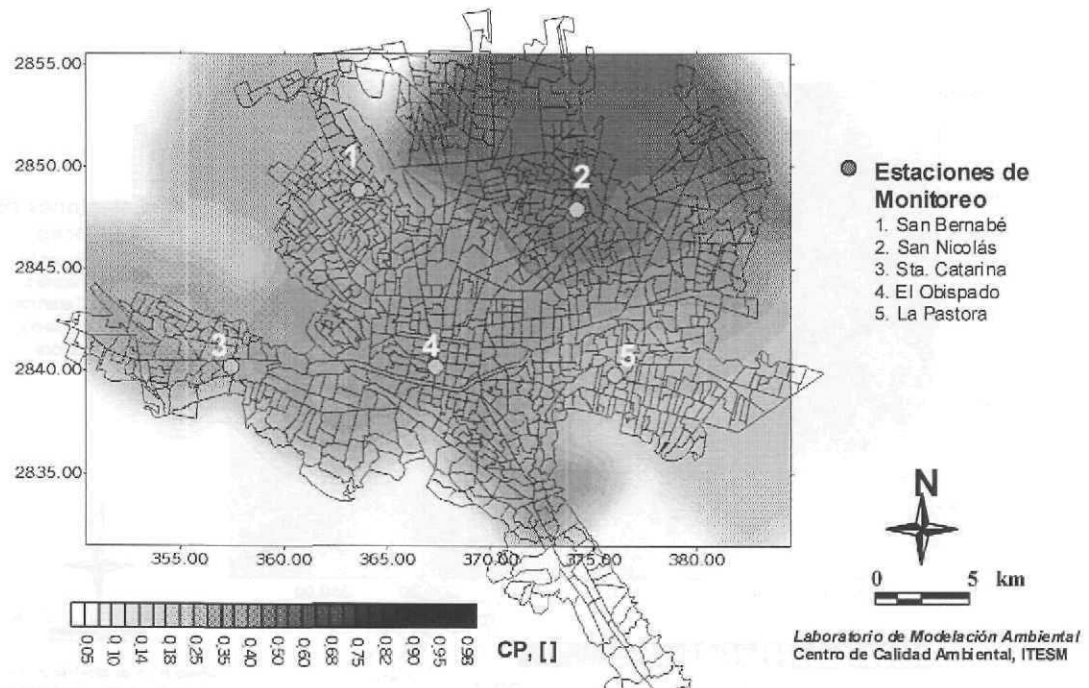


Figura 6.19. Riesgo en niños en el AMM por exposición crónica al SO_2 .

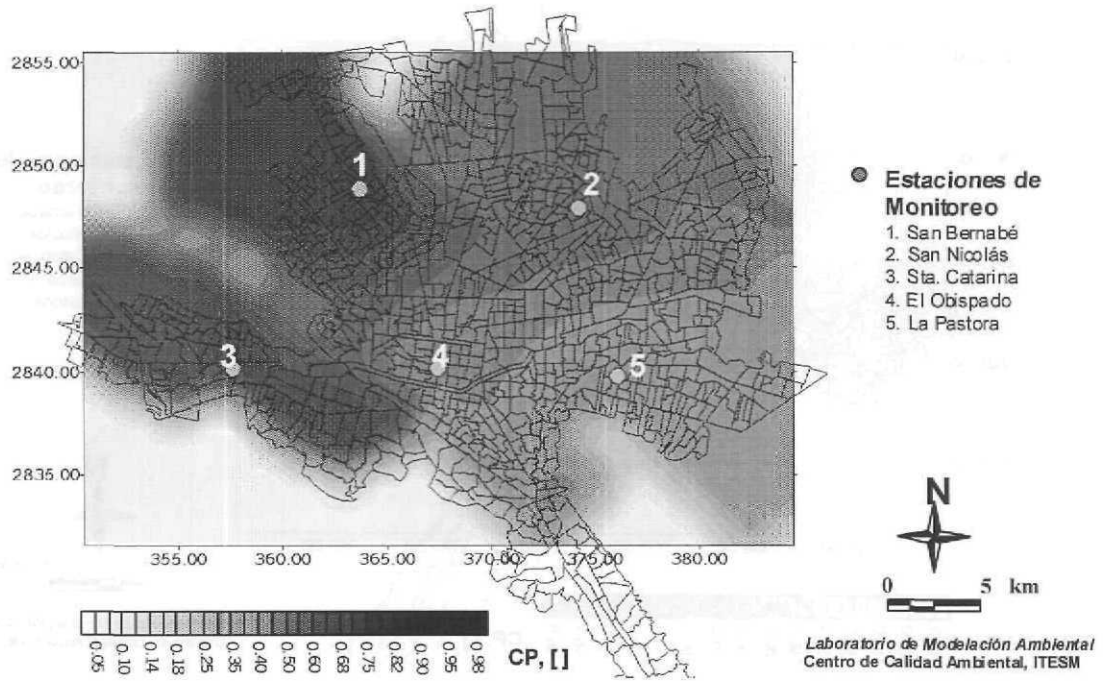


Figura 6.20. Riesgo en adultos en el AMM por exposición crónica al PM10.

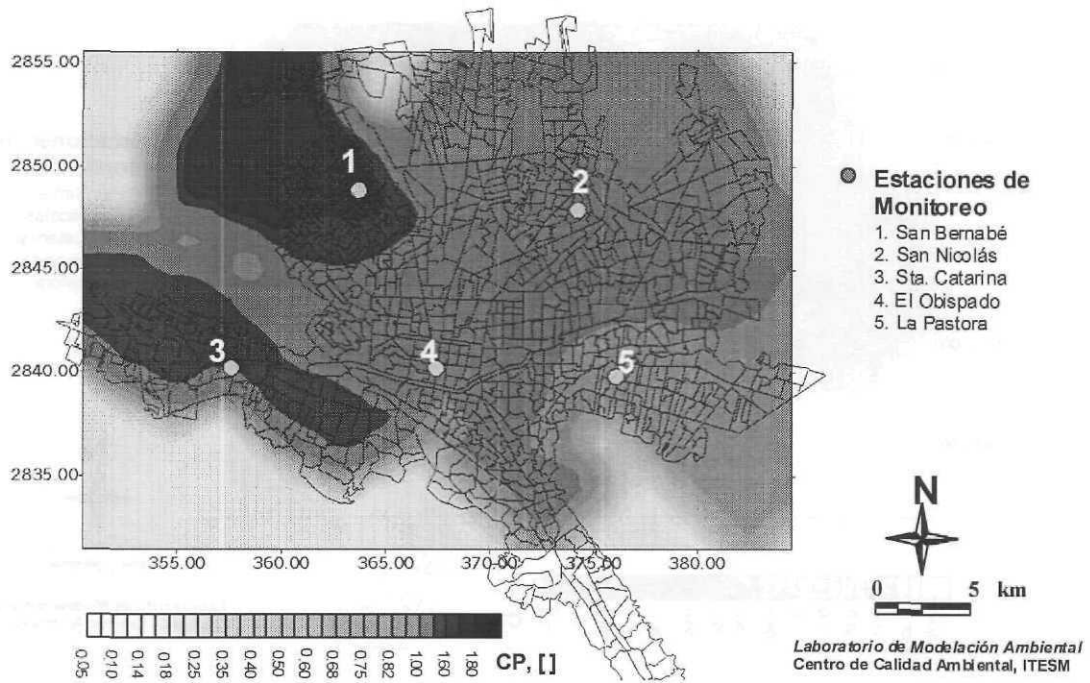


Figura 6.21. Riesgo en niños en el AMM por exposición crónica al PM10.

6.3.4 Mapas de riesgo social.

Los mapas de las Figuras 6.22 a 6.31 corresponden a la evaluación del riesgo social. El riesgo social se evalúa multiplicando en cada una de las celdas los coeficientes de peligro, mostrados por las Figuras 6.12 a 6.21, con la cantidad de población correspondiente al grupo poblacional en la celda. La multiplicación del coeficiente de peligro por el número de personas en cada celda se realiza con la población referenciada al lugar donde viven, tanto para el caso de la población estática como para el caso de la movilidad de la población. Esto permite obtener las regiones dentro de la zona de estudio donde existe mayor riesgo para la población o para el grupo poblacional en cuestión con respecto a cada contaminante.

La distribución espacial del coeficiente de peligro mostrado en las Figuras 6.12 a 6.21 indica una gran dependencia con respecto a los patrones de distribución espacial, mostrados en el Capítulo 5, de la concentración de cada contaminante. Esto es porque la variable concentración juega un valor muy importante en el cálculo del coeficiente de peligro, y su distribución espacial afectará la distribución del coeficiente de peligro. Sin embargo, al multiplicar cada valor del coeficiente de peligro por el valor de la población para obtener un riesgo social, los resultados muestran entonces una distribución espacial diferente en el AMM. Esto puede observarse en las Figuras 6.22 a 6.31 del riesgo social por cada contaminante. La distribución espacial del riesgo social en el AMM, expresado como número de personas, mostrado en estas figuras, es ahora dependiente de la distribución espacial de la población, ya sea de adultos o de niños. Esta es la razón por la que la distribución del riesgo social de las Figuras 6.22 a 6.31 sea muy parecido para cada grupo poblacional.

Se puede observar que en el centro del AMM la evaluación del riesgo social para todos los contaminantes tiene valores bajos. Esto es porque, de acuerdo con la distribución espacial de la población mostrada anteriormente en las Figuras 6.3 a 6.8, en esta zona no habitan personas. Los valores más altos del riesgo social ocurren también para el caso de las partículas PM₁₀, Figuras 6.30 y 6.31.

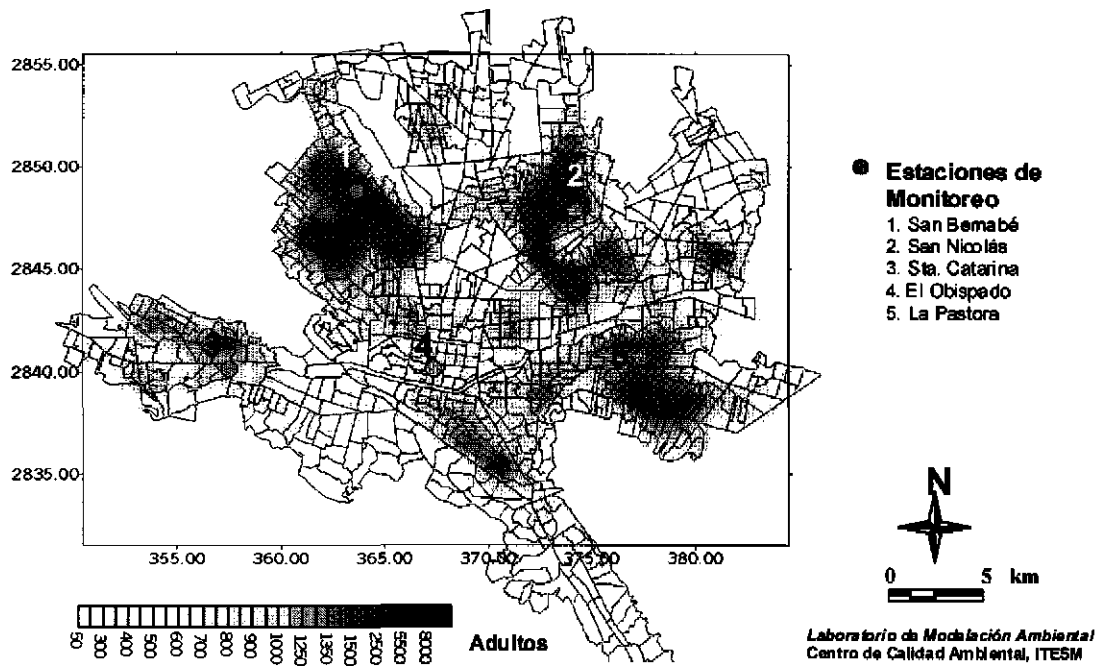


Figura 6.22. Riesgo social en adultos en el AMM por exposición crónica al Ozono.

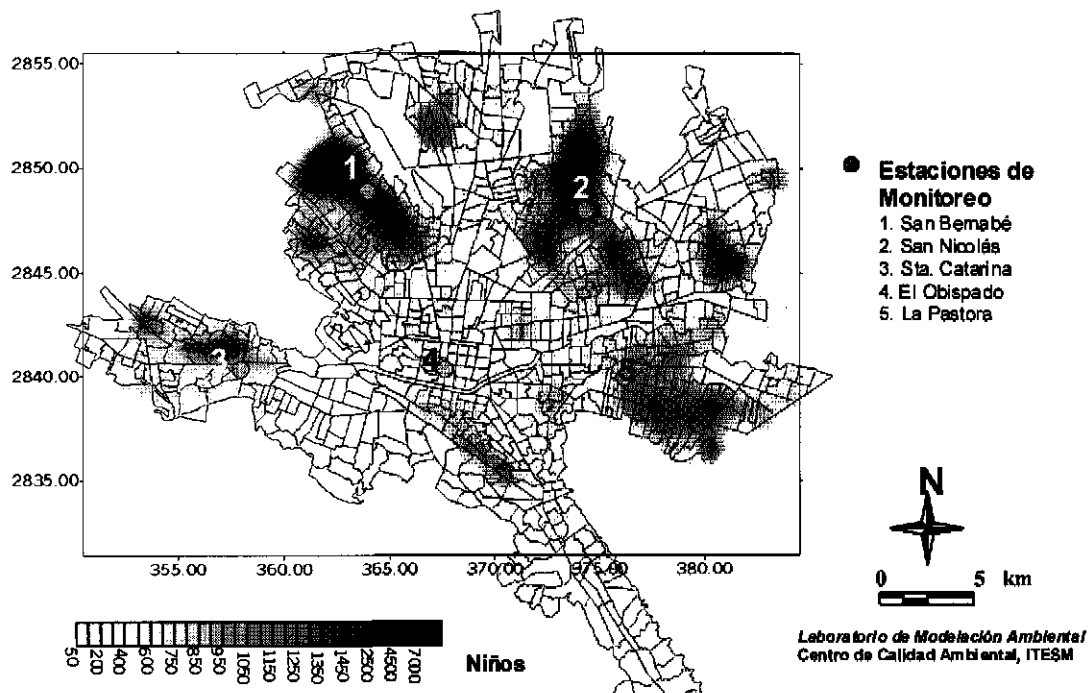


Figura 6.23. Riesgo social en niños en el AMM por exposición crónica al Ozono.

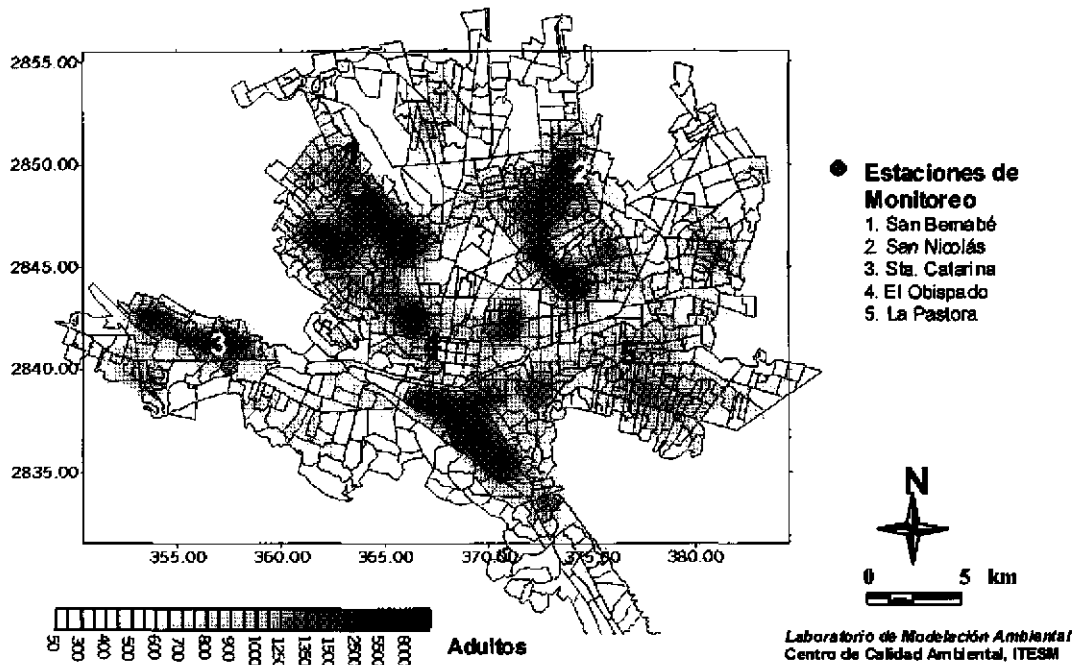


Figura 6.24. Riesgo social en adultos en el AMM por exposición crónica al NO_2 .

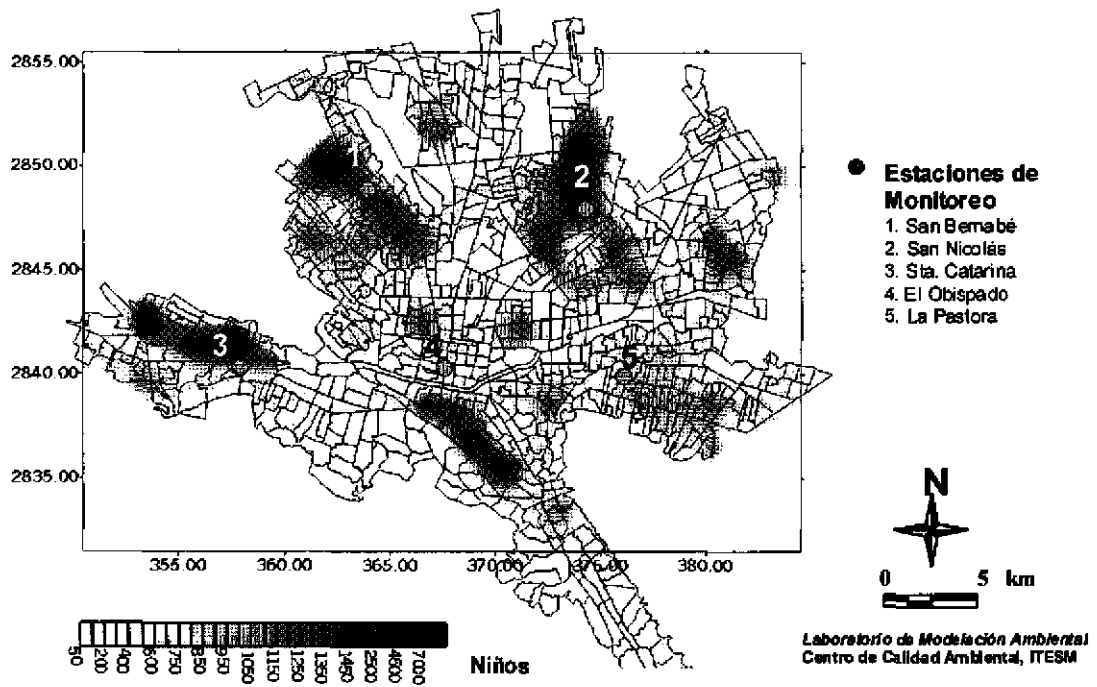


Figura 6.25. Riesgo social en niños en el AMM por exposición crónica al NO_2 .

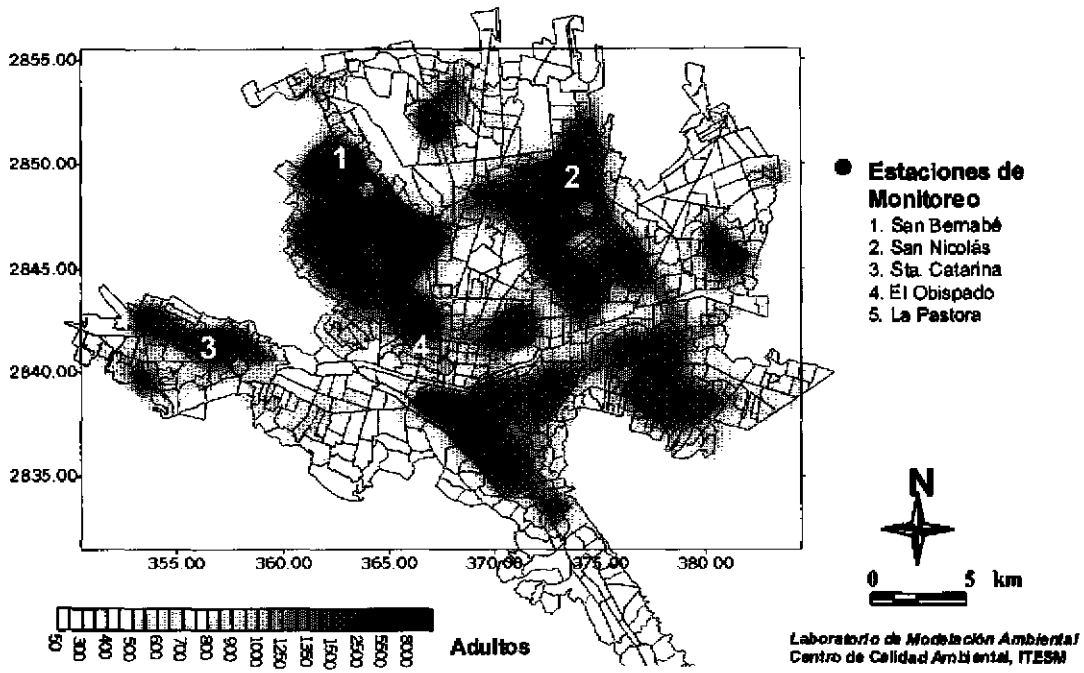


Figura 6.26. Riesgo social en adultos en el AMM por exposición crónica al CO.

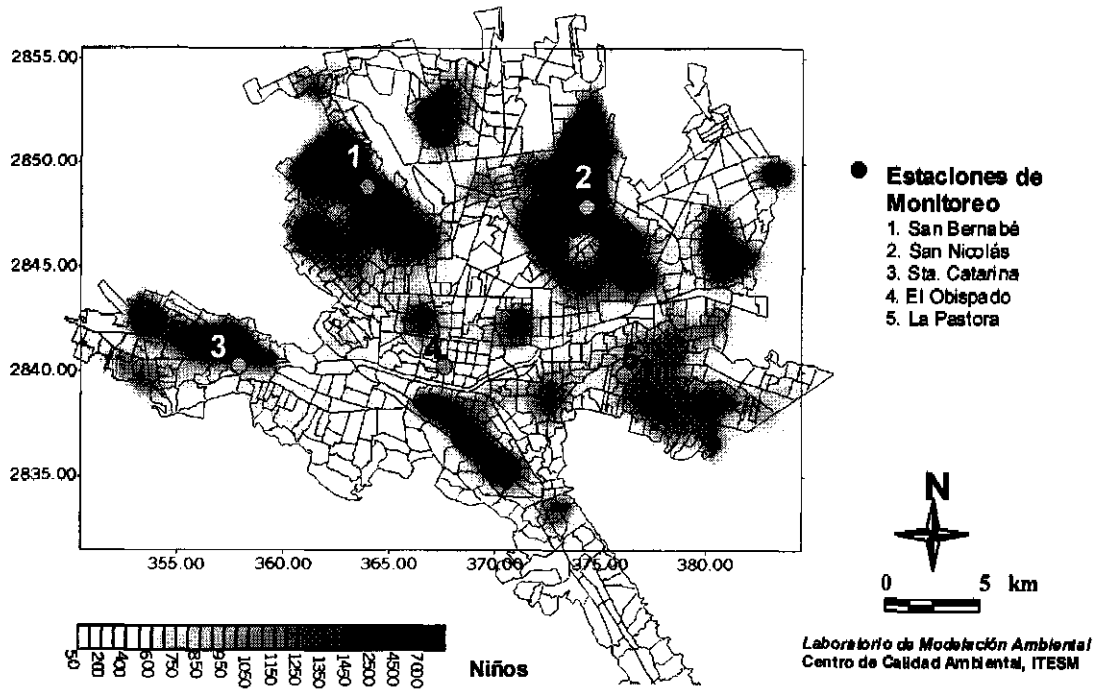


Figura 6.27. Riesgo social en niños en el AMM por exposición crónica al CO.

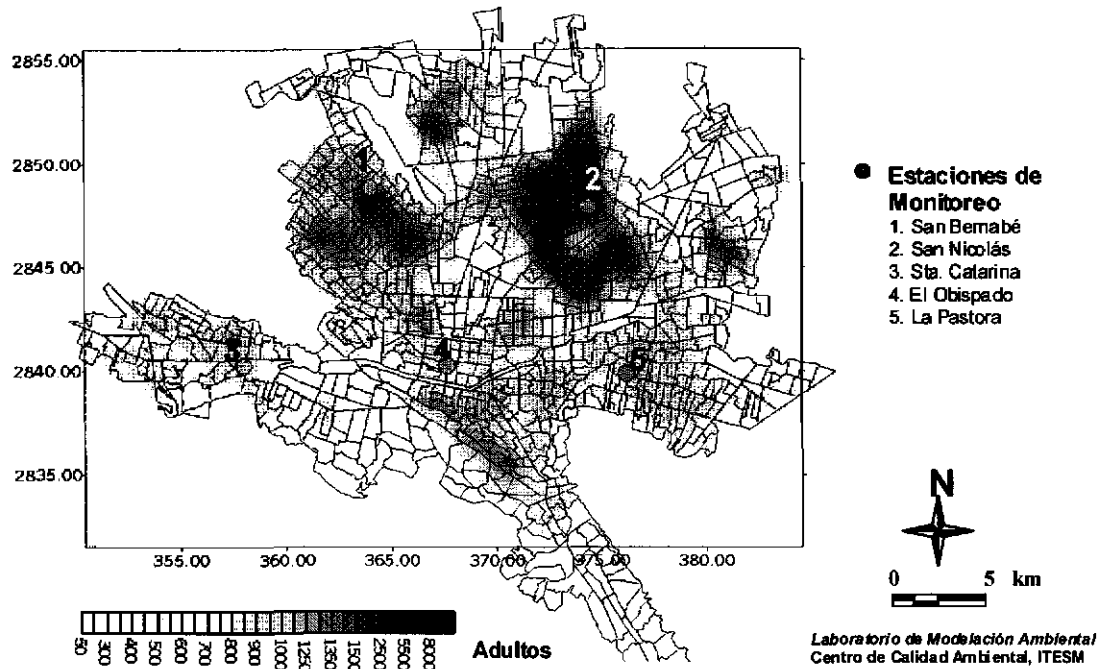


Figura 6.28. Riesgo social en adultos en el AMM por exposición crónica al SO_2 .

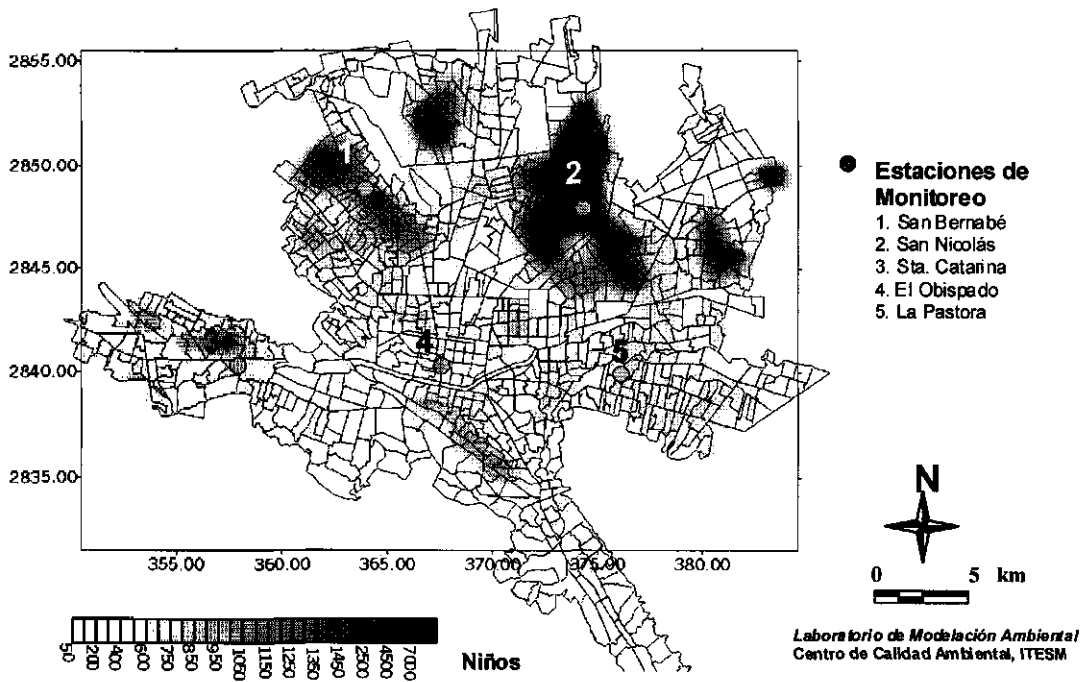


Figura 6.29. Riesgo social en niños en el AMM por exposición crónica al SO_2 .

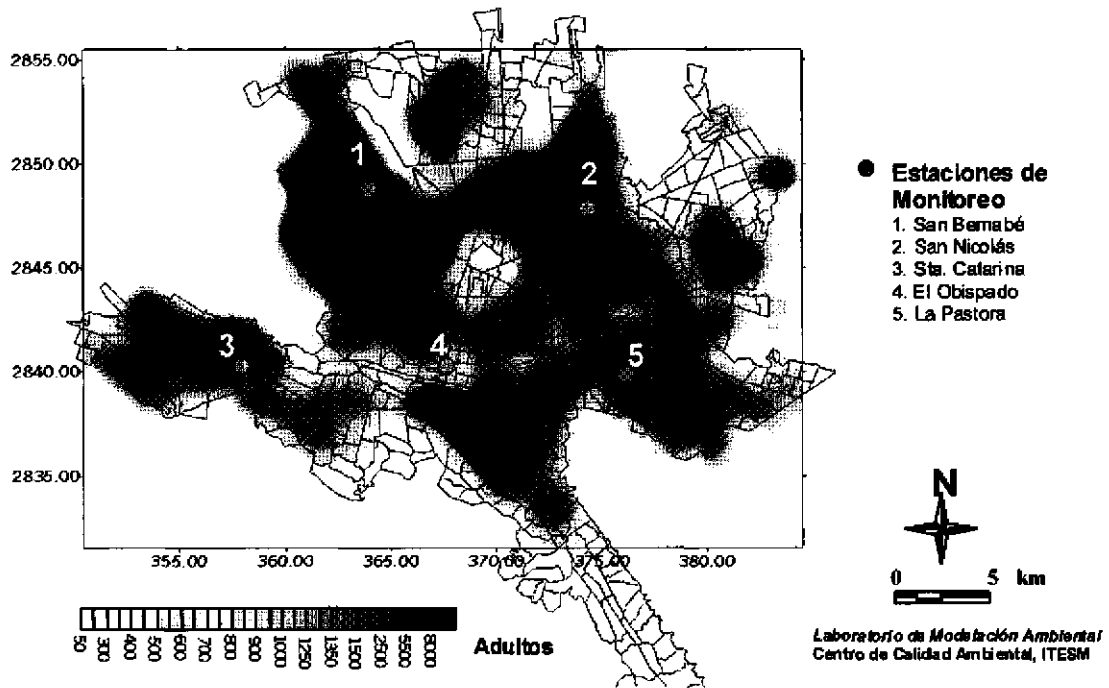


Figura 6.30. Riesgo social en adultos en el AMM por exposición crónica al PM10.

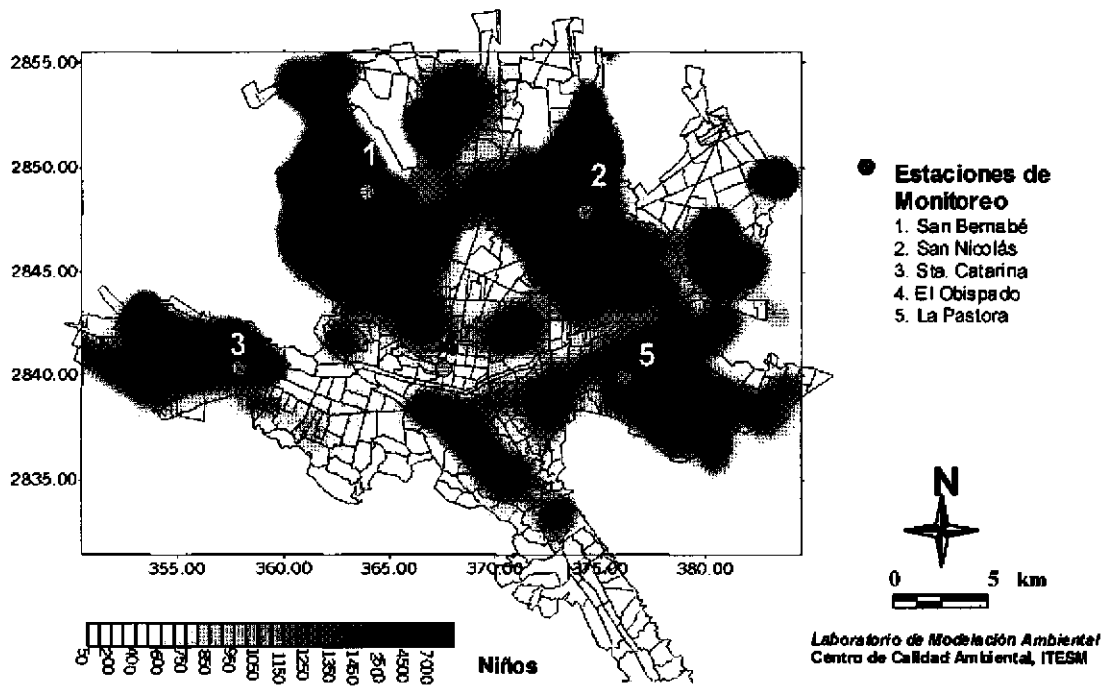


Figura 6.31. Riesgo social en niños en el AMM por exposición crónica al PM10.

Comparando las Figuras 6.12 a 6.21 con las Figuras 6.22 a 6.31, se observa que en zonas donde la evaluación del coeficiente de peligro muestra valores grandes no necesariamente existe un riesgo social, y viceversa. Esta una característica muy importante que se obtiene del análisis de riesgo. Esto permite identificar zonas de riesgo por exposición atmosférica no únicamente por los niveles de concentración de los contaminantes, sino por el impacto en la cantidad de personas que estarán afectadas por la exposición crónica a esos contaminantes.

Recordemos que el riesgo social es la multiplicación del coeficiente de peligro por la cantidad correspondiente de personas para las que se realiza el estudio. Para ejemplificar la forma en que se evaluó el riesgo social en cada una de las cedas, (considerando también la movilidad de la población en la zona urbana), se puede seguir el procedimiento al analizar la exposición a alguno de los contaminantes, por ejemplo ozono, en la celda correspondiente donde se localiza una estación de monitoreo, por ejemplo la estación de Santa Catarina. La estación está localizada en el sector 1 correspondiente a los patrones de movimiento para la zona urbana descritos en la sección anterior.

El riesgo social se encuentra dado por:

$$RS_{adultos} = \frac{(C)(TI)(TE)}{(PC)(RfD)} P_{ob_{adultos}} \quad (6.1)$$

Considerando los movimientos poblacionales utilizados en el Capítulo 6 para el cálculo del riesgo, los cuales son **A**: de 0 a 8 hrs, **B**: de 9 a 15 hrs, y **C**: de 16 a 23 hrs, junto con los siete destinos también descritos anteriormente para los patrones de movimiento en Monterrey, el riesgo social se calcula sumando los riesgos evaluados en cada uno de estos periodos. El periodo B (de 9 a 15 hrs) fue el que se consideró en el que la población se encontraba en sectores distintos de donde tiene su residencia.

Separando en cada uno de estos periodos de los patrones de movimiento, la Ecuación 6.1 se transforma entonces en:

	A	B	C
	0 - 8 hrs	9 - 15 hrs	15 - 23 hrs

$$\begin{aligned}
 RS_{adultos} = & \frac{(C_{1A})(TI)(TE_{1A})}{(PC)(RfD)} P_1 + \frac{(C_{1B})(TI)(TE_{1B})}{(PC)(RfD)} P_1 + \frac{(C_{1C})(TI)(TE_{1C})}{(PC)(RfD)} P_1 + \\
 & \frac{(C_{1A})(TI)(TE_{1A})}{(PC)(RfD)} P_2 + \frac{(C_{2B})(TI)(TE_{2B})}{(PC)(RfD)} P_2 + \frac{(C_{1C})(TI)(TE_{1C})}{(PC)(RfD)} P_2 + \\
 & \frac{(C_{1A})(TI)(TE_{1A})}{(PC)(RfD)} P_3 + \frac{(C_{3B})(TI)(TE_{3B})}{(PC)(RfD)} P_3 + \frac{(C_{1C})(TI)(TE_{1C})}{(PC)(RfD)} P_3 + \\
 & \frac{(C_{1A})(TI)(TE_{1A})}{(PC)(RfD)} P_4 + \frac{(C_{4B})(TI)(TE_{4B})}{(PC)(RfD)} P_4 + \frac{(C_{1C})(TI)(TE_{1C})}{(PC)(RfD)} P_4 + \quad (6.2) \\
 & \frac{(C_{1A})(TI)(TE_{1A})}{(PC)(RfD)} P_5 + \frac{(C_{5B})(TI)(TE_{5B})}{(PC)(RfD)} P_5 + \frac{(C_{1C})(TI)(TE_{1C})}{(PC)(RfD)} P_5 + \\
 & \frac{(C_{1A})(TI)(TE_{1A})}{(PC)(RfD)} P_6 + \frac{(C_{6B})(TI)(TE_{6B})}{(PC)(RfD)} P_6 + \frac{(C_{1C})(TI)(TE_{1C})}{(PC)(RfD)} P_6 + \\
 & \frac{(C_{1A})(TI)(TE_{1A})}{(PC)(RfD)} P_7 + \frac{(C_{7B})(TI)(TE_{7B})}{(PC)(RfD)} P_7 + \frac{(C_{1C})(TI)(TE_{1C})}{(PC)(RfD)} P_7
 \end{aligned}$$

En esta expresión, los subíndices 1, 2, ..., 7 corresponden a los siete sectores destinos en el AMM y los subíndices A,B, C corresponden a los tres periodos de movimiento poblacional. Así por ejemplo, TE_{3B} significa el tiempo de exposición de la población que se dirige al sector 3 de la ciudad, (es decir la fracción de la población en la celda correspondiente a donde se encuentra la estación de monitoreo de Santa Catarina que se traslada al sector 3) en el periodo de tiempo B (de 9 a 15 hrs).

Factorizando la ecuación anterior, y observando que $P_1 + P_2 + P_3 + P_4 + P_5 + P_6 + P_7 = P_{adultos}$ total en la celda de origen, se obtiene:

$$RS_{adultos} = \frac{(C_{1A})(TI)(TE_{1A})}{(PC)(RfD)} P_{adultos} + \frac{W}{(PC)(RfD)} + \frac{(C_{1C})(TI)(TE_{1C})}{(PC)(RfD)} P_{adultos} \quad (6.3)$$

En donde el factor W incluye los términos restantes que corresponden al periodo de tiempo B, el cual es en el que cada fracción de la población estará expuesta a diferentes concentraciones por encontrarse en otros sectores. La expresión $W/(PC)(RfD)$ está dada por:

$$\begin{aligned} \frac{W}{(PC)(RfD)} = & \frac{(C_{1B})(TI)(TE_{1B})P_1}{(PC)(RfD)} + \frac{(C_{2B})(TI)(TE_{2B})P_2}{(PC)(RfD)} + \frac{(C_{3B})(TI)(TE_{3B})P_3}{(PC)(RfD)} + \\ & \frac{(C_{4B})(TI)(TE_{4B})P_4}{(PC)(RfD)} + \frac{(C_{5B})(TI)(TE_{5B})P_5}{(PC)(RfD)} + \frac{(C_{6B})(TI)(TE_{6B})P_6}{(PC)(RfD)} + \\ & \frac{(C_{7B})(TI)(TE_{7B})P_7}{(PC)(RfD)} \end{aligned} \quad (6.4)$$

Se puede observar que en la Ecuación 6.4 los tiempos de exposición, TE , corresponden a el tiempo en el que el grupo poblacional se encuentra en otra localidad. Asumiendo estos tiempos de exposición iguales, es decir: $TE_{1B} = TE_{2B} = \dots = TE_{7B} = TE_B$, (15 - 9 = 6 horas en este caso), y factorizando la Ecuación 6.4 y sustituyéndola en la Ecuación 6.3 se obtiene:

$$RS_{adultos} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} \left[(C_{1A}TE_{1A} + C_{1C}TE_{1C})P_{adultos} + (C_{1B}P_1 + C_{2B}P_2 + \dots + C_{7B}P_7)TE_B \right] \quad (6.5)$$

Observando además que es posible utilizar sumatorias para expresar el producto $(C)(TE)P$:

$$C_{xy}TE_{xy}P \rightarrow C_{1x}P + C_{2x}P + \dots + C_{yx}P = \sum_{i=1}^y C_{ix}P \quad (6.6)$$

La Ecuación 6.5 se puede expresar ahora como:

$$RS_{adultos} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} \left[\left(\sum_{i=1}^A C_{i1} + \sum_{i=1}^C C_{i1} \right) P_{adultos} + \sum_{j=1}^7 \sum_{i=1}^B C_{ij} P_j \right] \quad (6.7)$$

La Ecuación 6.7 representa el riesgo social que se evalúa en cada una de las celdas de dominio de modelación, en este caso para el grupo social de adultos. La Ecuación 6.7 está compuesta por tres partes: la primera esta formada por los factores TI , PC y RfD , y consiste en las características físicas de exposición para el grupo social correspondiente; la segunda por los términos de las sumatorias en los periodos A y C, y permiten evaluar las dosis de inhalación en el tiempo en que el grupo social permanece en la celda origen; el tercer término, formado por la doble sumatoria en el periodo B, permite evaluar las dosis de inhalación en el periodo de tiempo en el que la población se encuentra en un lugar distinto del de su celda origen.

Evaluar un riesgo social que incluya otros grupos sociales, como niños y ancianos, o incluso si se desea dividir el grupo social de adultos en hombres y en mujeres, se puede lograr evaluando la Ecuación 6.7 para cada uno de ellos y obteniendo su sumatoria. Esto puede apreciarse en la Ecuación 6.8. Considerando que la mayor movilidad de la población es realizada por el grupo social de adultos, en el presente trabajo se evaluó la sensibilidad de la Ecuación 7.7 utilizando los datos correspondientes a este grupo social en la celda donde se localiza la estación de monitoreo de Santa Catarina con los datos de exposición a ozono.

$$\begin{aligned}
 RS = & \frac{(TI_{\text{hom bres}})}{(PC_{\text{hom bres}})(RfD)} \left[\left(\sum_{i=1}^A C_{i1} + \sum_{i=1}^C C_{i1} \right) P_{\text{hom bres}} + \sum_{j=1}^7 \sum_{i=1}^B C_{ij} P_j \right] + \\
 & + \frac{(TI_{\text{mujeres}})}{(PC_{\text{mujeres}})(RfD)} \left[\left(\sum_{i=1}^A C_{i1} + \sum_{i=1}^C C_{i1} \right) P_{\text{mujeres}} + \sum_{j=1}^7 \sum_{i=1}^B C_{ij} P_j \right] + \\
 & + \frac{(TI_{\text{niños}})}{(PC_{\text{niños}})(RfD)} \left[\left(\sum_{i=1}^A C_{i1} + \sum_{i=1}^C C_{i1} \right) P_{\text{niños}} + \sum_{j=1}^7 \sum_{i=1}^B C_{ij} P_j \right] + \\
 & + \frac{(TI_{\text{ancianos}})}{(PC_{\text{ancianos}})(RfD)} \left[\left(\sum_{i=1}^A C_{i1} + \sum_{i=1}^C C_{i1} \right) P_{\text{ancianos}} + \sum_{j=1}^7 \sum_{i=1}^B C_{ij} P_j \right]
 \end{aligned} \tag{6.8}$$

Conociendo el valor del riesgo social en cada celda, es posible conocer un índice de riesgo social para toda la zona de estudio. Sumando los valores del riesgo social individuales de cada celda evaluados con la ecuación 6.8, se obtiene

Se realizó el cálculo del riesgo social en el AMM por exposición a los contaminantes atmosféricos criterio considerando la movilidad de la población. Una vez generados los mapas del coeficiente de peligro para población estática, mostrados en las Figuras 6.12 a 6.21, para los grupos poblacionales de adultos y de niños, se siguieron los pasos descritos en la Sección 6.2.2 sobre la movilidad de la población, para calcular el riesgo social considerando los patrones de movimiento que los habitantes del AMM realizan por día. Los patrones de movimientos poblacionales para el AMM fueron obtenidos del documento "Atlas de Monterrey", [Garza, 1995] auspiciado por el Gobierno del Estado de Nuevo León y por la Universidad Autónoma de Nuevo León.

El cálculo del análisis de riesgo considerando movilidad de la población se realizó para el grupo poblacional de adultos. Se seleccionó el grupo poblacional de adultos por considerar que es el que más movilidad presenta dentro de la zona urbana. Los patrones de movimiento de la población se describieron a través de 7 sectores que dividen espacialmente el AMM. Los 7 sectores se muestran en la Figura 6.33, y dividen estratégicamente la zona urbana para cubrir la mayor densidad de población en el AMM.

Los patrones de movimiento están formados por el número de personas que se trasladan desde un sector de la ciudad hacia los otros seis restantes sectores. Se toma también en cuenta el número de personas que permanecen en el sector. Del número total de personas que habitan un sector determinado, por ejemplo el 1, cierta cantidad se traslada a los otros sectores durante el día. El número de personas que se trasladan, junto con las personas que permanecen en el sector 1, es igual al número de personas que habitan el sector 1.

En el presente trabajo se consideró que los movimientos poblacionales de las personas que se trasladan a los diferentes sectores en el AMM ocurren en tres periodos del día: **A**, correspondiente de 0 a 7 horas; **B**, de 8 a 14 horas y, **C** de 15 a 23 horas. En el primer periodo toda la población permanece en su sector de origen. En el segundo periodo las personas, en diferentes proporciones, se trasladan a los otros 6 sectores, y en el tercer periodo la población regresa al sector en que habita.

contaminantes atmosféricos, aunque como se mostró en las Figuras 6.12 a 6.21, la susceptibilidad del grupo poblacional de niños es mayor que la de los adultos.

Las columnas de comercios, manufacturas y servicios en la Tabla 6.11 se obtuvieron al multiplicar los coeficientes de peligro de cada celda por la cantidad de personas que trabajan en comercios, manufacturas y servicios, respectivamente, y realizando la sumatoria de los riesgos individuales en todo el dominio de modelación. Se consideraron estos grupos poblacionales como subgrupos del grupo poblacional de adultos como una referencia en la estimación del riesgo social en función de la actividad de las personas.

En la Figura 6.32 se muestra el índice de riesgo social en el AMM para los grupos poblacionales de adultos y niños, y para cada uno de los contaminantes. En esta figura se puede observar que el riesgo social por exposición a partículas PM10 es mayor con respecto a los otros contaminantes en el área metropolitana de Monterrey.

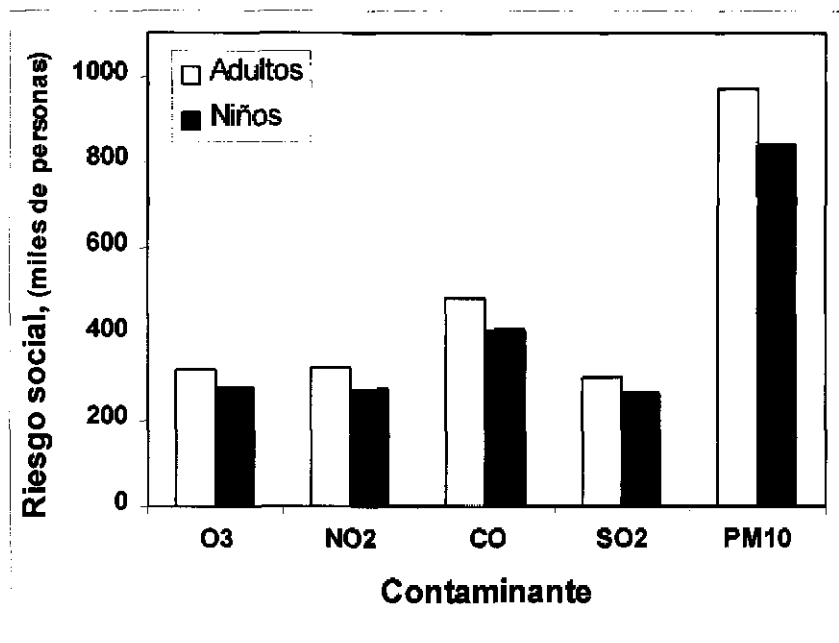


Figura 6.32. Riesgo social para adultos y para niños por contaminante atmosférico criterio en el AMM.

Se realizó el cálculo del riesgo social en el AMM por exposición a los contaminantes atmosféricos criterio considerando la movilidad de la población. Una vez generados los mapas del coeficiente de peligro para población estática, mostrados en las Figuras 6.12 a 6.21, para los grupos poblacionales de adultos y de niños, se siguieron los pasos descritos en la Sección 6.2.2 sobre la movilidad de la población, para calcular el riesgo social considerando los patrones de movimiento que los habitantes del AMM realizan por día. Los patrones de movimientos poblacionales para el AMM fueron obtenidos del documento "Atlas de Monterrey", [Garza, 1995] auspiciado por el Gobierno del Estado de Nuevo León y por la Universidad Autónoma de Nuevo León.

El cálculo del análisis de riesgo considerando movilidad de la población se realizó para el grupo poblacional de adultos. Se seleccionó el grupo poblacional de adultos por considerar que es el que más movilidad presenta dentro de la zona urbana. Los patrones de movimiento de la población se describieron a través de 7 sectores que dividen espacialmente el AMM. Los 7 sectores se muestran en la Figura 6.33, y dividen estratégicamente la zona urbana para cubrir la mayor densidad de población en el AMM.

Los patrones de movimiento están formados por el número de personas que se trasladan desde un sector de la ciudad hacia los otros seis restantes sectores. Se toma también en cuenta el número de personas que permanecen en el sector. Del número total de personas que habitan un sector determinado, por ejemplo el 1, cierta cantidad se traslada a los otros sectores durante el día. El número de personas que se trasladan, junto con las personas que permanecen en el sector 1, es igual al número de personas que habitan el sector 1.

En el presente trabajo se consideró que los movimientos poblacionales de las personas que se trasladan a los diferentes sectores en el AMM ocurren en tres periodos del día: **A**, correspondiente de 0 a 7 horas; **B**, de 8 a 14 horas y, **C** de 15 a 23 horas. En el primer periodo toda la población permanece en su sector de origen. En el segundo periodo las personas, en diferentes proporciones, se trasladan a los otros 6 sectores, y en el tercer periodo la población regresa al sector en que habita.



Figura 6.33. Sectores en que se divide el AMM para describir los patrones de movimiento poblacional.

En la Figura 6.34 se muestran mapas de las diferentes densidades poblacionales en el AMM en los tres periodos del día considerados en este estudio. Estos mapas se obtuvieron con los datos de proporcionados por Garza, [1995], de los diferentes patrones de movimiento para el grupo poblacional de adultos. En el Apéndice D se muestran los mapas con los desplazamientos diarios de la población adulta por cada uno de estos sectores. En el presente trabajo se estudió el riesgo social por exposición a ozono y a partículas PM10 en el AMM considerando los patrones de movimiento de la población. En el Capítulo 4 se hizo la observación de que son estos dos contaminantes los que presentan el mayor número de violaciones a las normas de calidad del aire. En las Figuras 5.9 y 5.13 se mostró la variabilidad espacial y temporal de estos contaminantes, respectivamente. Al utilizar los patrones de movimiento de la población adulta en el AMM en el cálculo de la estimación del riesgo por exposición a ozono se obtiene el mapa de riesgo social mostrado en la Figura 6.35. Esta figura representa el riesgo social de la población adulta considerando como referencia la población original en cada celda en la hora 0 del día.

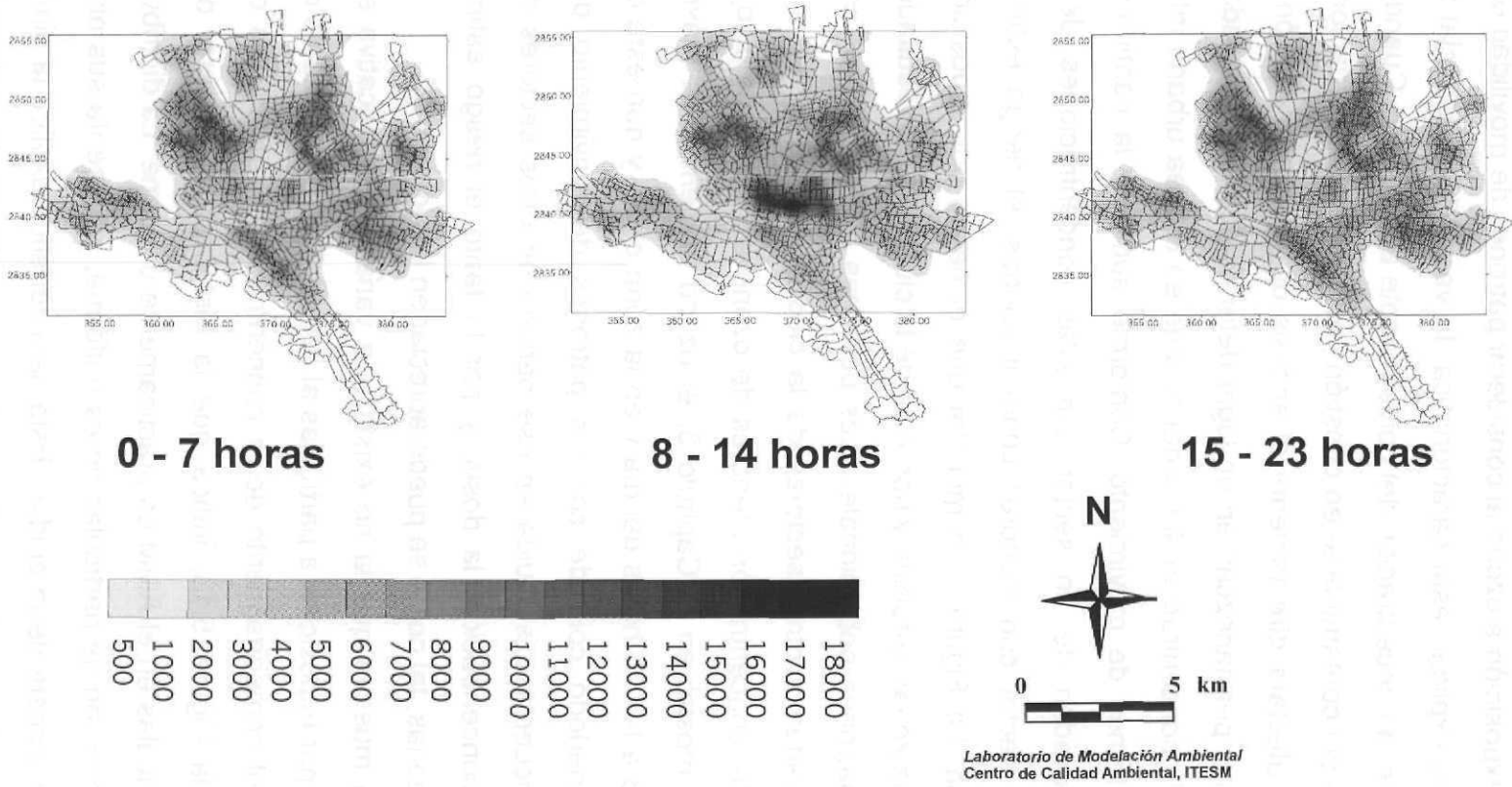


Figura 6.34. Mapas de densidad poblacional del grupo poblacional de adultos en diferentes periodos del día para estimar el riesgo social por exposición a ozono.

La Figura 6.35 indica que hay una variación importante en la estimación del cálculo del riesgo por exposición a ozono al considerar patrones de movilidad en la población. Dos factores explican esta característica: la variabilidad espacial y la variabilidad temporal de la concentración del contaminante en el AMM. Cuando el perfil de concentración del contaminante en cuestión presenta mucha variación en el transcurso del día, afectará directamente el análisis de riesgo en función del tiempo que las personas permanezcan en un lugar determinado. Por otro lado, la variación espacial de la concentración del contaminante en el área urbana influye en función de los patrones de movimiento. Conforme aumenta la cantidad de personas que se trasladan de un sector con altas concentraciones de un contaminante a otro sector con menores concentraciones, el riesgo estimado disminuye, y viceversa. La Figura 6.35 muestra que el riesgo por exposición a ozono disminuye en las zonas suroeste y noroeste de la ciudad como resultado de la consideración de patrones poblacionales. Las personas que habitan en estas zonas, y que se trasladan a otros sectores de la ciudad durante el día, están expuestas a niveles de concentración menores de ozono en las horas pico, ver Figura 5.9. Como se mostró en el Capítulo 5, el ozono presenta sus máximos precisamente de las 8 a las 15 horas del día y en la zona oeste y noroeste de la ciudad. Como este periodo coincide con los patrones de movimiento de la población, ésta se encuentra distribuida en ese periodo en otros sectores de la zona por lo que la concentración, la dosis, y por lo tanto el riesgo estimado disminuyen en estas zonas, tal como se puede apreciar en la Figura 6.35.

La Figura 6.36 muestra que no existe una variación significativa en la estimación del riesgo por exposición a partículas al considerar el movimiento de la población. El perfil del comportamiento de la concentración de partículas en el AMM, mostrado en la Figura 5.13, indica que la distribución temporal de la concentración de partículas en el AMM es prácticamente uniforme. La distribución espacial de la concentración de partículas no es uniforme, y presenta sus niveles máximos en la zona noroeste de la ciudad. Esta característica explica la similitud entre los riesgos calculados al considerar el movimiento de la población y considerar la población estática.

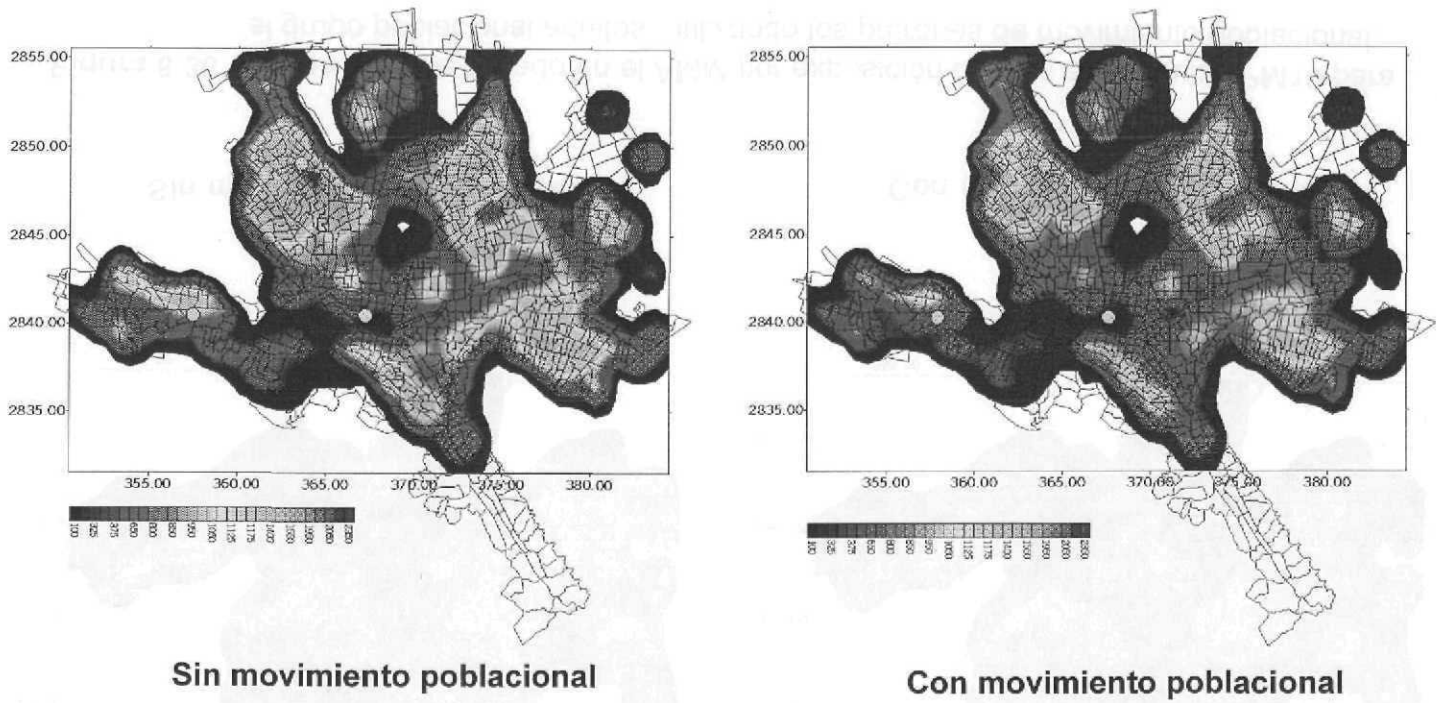


Figura 6.35. Riesgo social estimado en el AMM por exposición crónica al ozono para el grupo poblacional adultos, utilizando los patrones de movimiento poblacional.

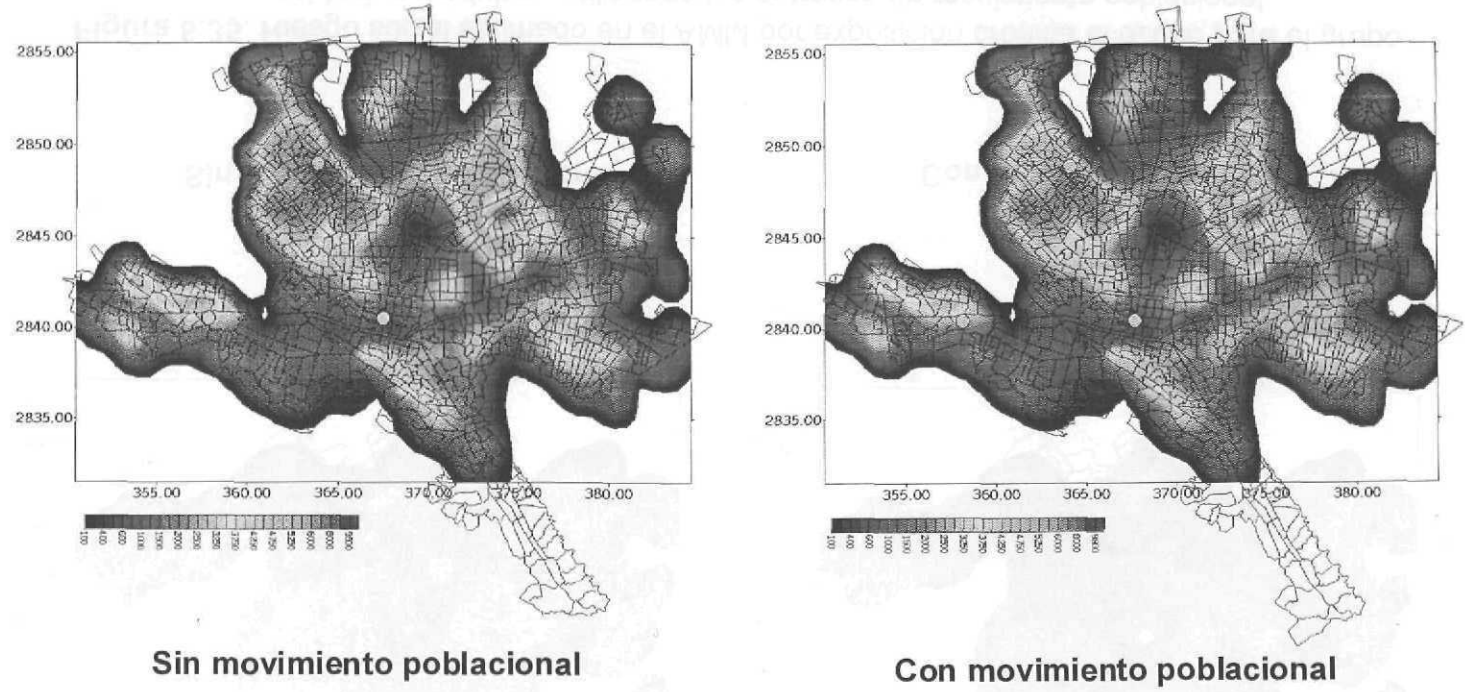


Figura 6.36. Riesgo social estimado en el AMM por exposición crónica a partículas PM10 para el grupo poblacional adultos, utilizando los patrones de movimiento poblacional.

6.4 Modelo de efectos combinados.

La metodología que se propone en el presente trabajo permite que, una vez que se han encontrado los riesgos a la salud evaluados independientemente para cada contaminante en la zona de estudio, sean evaluados los efectos en la salud como resultado de la combinación de estos contaminantes. Cada mapa de riesgo, presentados en la sección anterior, para cada grupo poblacional constituye la evaluación del riesgo por exposición a un contaminante en específico. La evaluación de los efectos combinados de dos o más contaminantes puede ser expresada por medio de un modelo matemático que pondere los efectos individuales para obtener un impacto en la salud único.

Como se mencionó en el Capítulo 2, los efectos combinados en la salud por contaminantes atmosféricos pueden ser: aditivos, sustractivos o potenciativos. A su vez, los efectos en la salud por la exposición combinada de contaminantes pueden variar enormemente debido a la existencia de numerosos mecanismos entre los agentes químicos y las funciones enzimáticas normales de las células del organismo. Todas las enzimas están predispuestas a realizar funciones fisiológicas específicas, y son estas funciones las que pueden ser alteradas o inhibidas generando actividades bioquímicas en el organismo que eventualmente se expresan como un efecto adverso en la salud, [LaGrega, 1994]. Falta aún mucho trabajo de investigación médica para determinar las relaciones causa efecto por la combinación de contaminantes. Debido a la multitud de factores que van acompañados con la exposición a los contaminantes atmosféricos (los factores de confusión analizados en el Capítulo 2) se dificulta el análisis de las relaciones causa efecto.

El enfoque tradicional para expresar los efectos combinados de los contaminantes no cancerígenos es utilizar el peor escenario de exposición. Esto es, una vez calculado el coeficiente de peligro para cada una de las sustancias o contaminantes individualmente, estos se suman para proveer una medida del efecto en la salud por su acción combinada. El criterio consiste en que no existirán

efectos en la salud si la suma de los coeficientes de peligro de las sustancias individuales es también menor a la unidad. Este enfoque, del peor escenario, puede no ser siempre útil y aplicable en todos los casos, en ocasiones los contaminantes actúan en órganos o partes del cuerpo humano específicos, de manera que la acción de otros contaminantes no influye en el efecto global. Puede también darse el caso de que estas relaciones causa efecto sean verdaderas a ciertas dosis pero puedan no cumplirse a dosis diferentes. Todo esto sugiere un comportamiento no lineal en un modelo que exprese efectos en la salud por acción combinada de contaminantes.

Evaluar el riesgo por exposición combinada de los contaminantes es un tema de índole médico y escapa a los alcances del presente trabajo. Sin embargo, en este trabajo se demuestra que la presente metodología permite el manejo de la información de forma que se pueda aplicar un modelo de evaluación de efectos en la salud por exposición combinada de los contaminantes atmosféricos.

El manejo de la evaluación del riesgo por cada celda del dominio en zona de estudio permite manipular matemáticamente los índices individuales de los contaminantes en cada una de las celdas. Así, el modelo matemático que expresa el efecto combinado de los contaminantes es evaluado en cada una de las celdas del dominio. Una de las ventajas de utilizar los SIG en este tipo de aplicación es que facilita obtener para cada grupo poblacional la evaluación del riesgo. Esto permite incluso utilizar un modelo matemático diferente para cada grupo poblacional (niños o ancianos, por ejemplo) que exprese los efectos combinados de los contaminantes pues no necesariamente el modelo de efectos combinados es el mismo para todos los grupos poblacionales. Lo anterior puede observarse en la Figura 6.36, la cual muestra la forma general en que la información puede ser manejada para la evaluación de un efecto global.

En la Figura 6.37 se muestra que las filas constituyen los contaminantes atmosféricos y las columnas cada uno de los grupos poblacionales. En el caso de los grupos poblacionales que trabajan en manufacturas, comercios y servicios, puede considerárseles como subgrupos de la población de adultos.

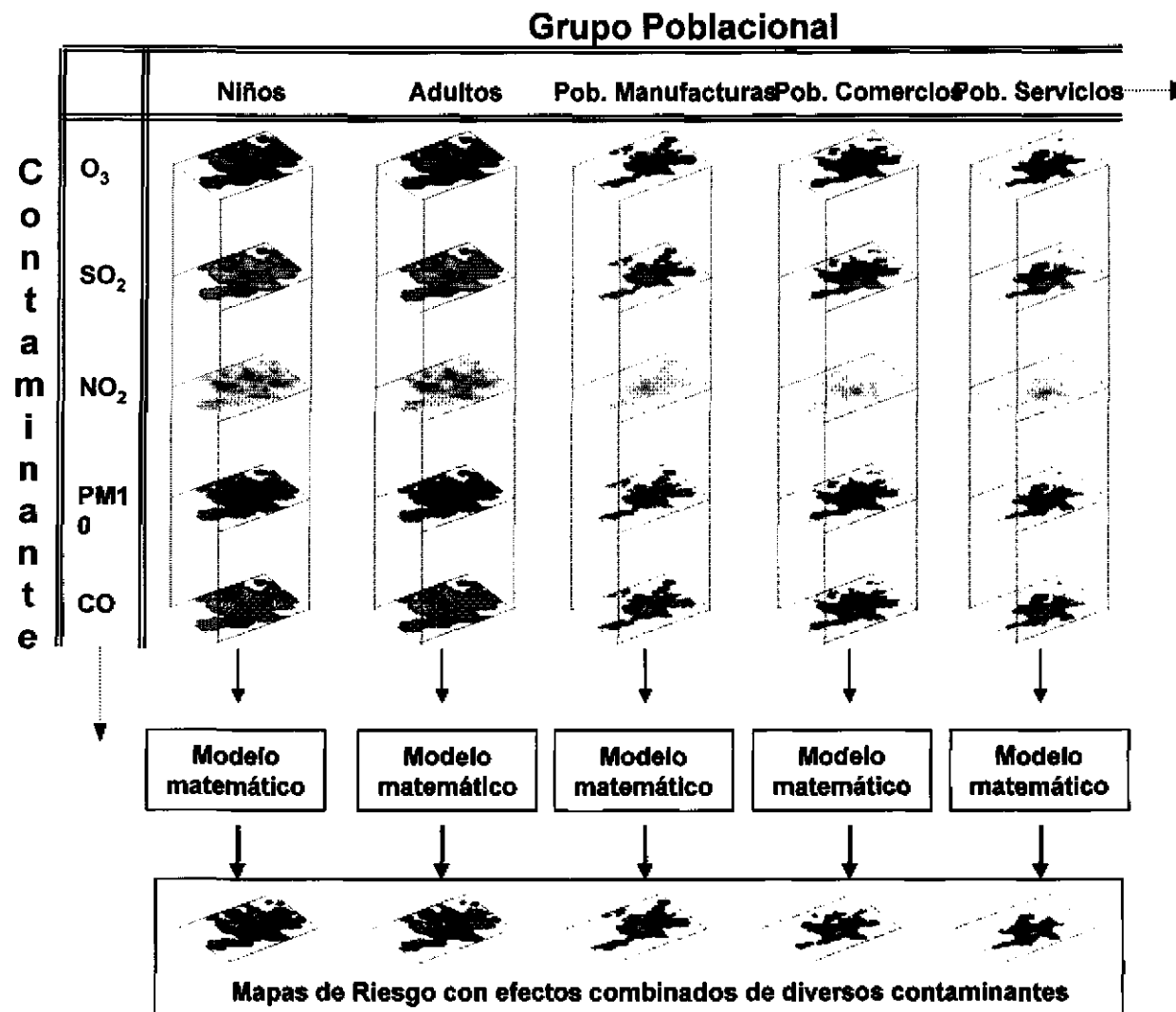


Figura 6.37. Administración de la información de riesgo para expresar los efectos en la salud por la exposición combinada a los contaminantes atmosféricos.

Cada celda del dominio donde se evalúa el riesgo tiene un valor numérico que representa el coeficiente de peligro por exposición a un contaminante. Por medio de un modelo matemático es posible manejar la información del valor del riesgo en cada celda, correspondiente a un contaminante, con otro(s) valor(es) de riesgo en esa misma celda como resultado de la evaluación del riesgo por exposición a otro(s) contaminante(s). Esto puede observarse en la Figura 6.36 donde, una vez que se han evaluado los riesgos por exposición a cada contaminante individualmente, se utiliza un modelo matemático que exprese los efectos en la salud como resultado de la exposición combinada.

Las Ecuaciones 6.1 a 6.3 muestran modelos propuestos que evalúan el efecto combinado de los contaminantes en la salud en cada celda del dominio. Estas expresiones son ejemplos de modelos matemáticos que pueden ser implementados en SIG para la evaluación de los riesgos en salud. La Ecuación 6.1 corresponde al promedio de los índices individuales evaluados para cada contaminante R_1, R_2, \dots, R_n , donde n es el contaminante evaluado. Esto resulta en un enfoque sustractivo pues el efecto global, el promedio, nunca será mayor que el mayor de los índices individuales de riesgo.

$$R = \bar{R} \quad (6.1)$$

$$R = \|R\|_{\infty} \quad (6.2)$$

$$R = \|R\|_{\infty} + f(R_0) \quad (6.3)$$

Donde

$$f(R_0) = \sum_{\forall i \in \|R\|_{\infty}} P_i R_i \quad (6.4)$$

La Ecuación 6.2 consiste en utilizar la norma infinita del vector de los índices de riesgo en la celda donde se esté evaluando el riesgo. Este valor es el máximo de los índices de riesgo en cada celda. Esta expresión no toma en cuenta los efectos combinados de los contaminantes, considera únicamente el mayor de ellos.

Una variante para considerar los demás riesgos por exposiciones a otros contaminantes es la Ecuación 6.3. En este modelo, al valor de la norma infinita (el mayor de los riesgos) se le suma un efecto ponderado del resto de los contaminantes. Esto se encuentra expresado matemáticamente por la Ecuación 6.4. En esta ecuación, todo riesgo R_i , que no sea la norma infinita, es multiplicado por un factor de ponderación P_i . Este factor representa la evidencia del aumento en los efectos adversos en la salud como resultado de la exposición a los otros contaminantes. Este valor será de 0 si no existen efectos adversos por exposición combinada de los contaminantes y será de 1 en un caso del peor escenario. Esto último equivale a considerar que el efecto combinado es el resultado de la adición numérica de los índices individuales de riesgo. Valores mayores a 1 indicarían un efecto potenciativo en la salud por exposición combinada.

Un ejemplo de la utilización de estos tres modelos de efectos combinados se muestra en la Tabla 6.12. Esta tabla contiene los coeficientes de peligro para los cinco contaminantes atmosféricos criterio en ciertas celdas del dominio de modelación. Las columnas R_{prom} , $R_{m\acute{a}x}$ y $R_{m\acute{a}x} + f(R)$ resultan de la evaluación de las Ecuaciones 6.1, 6.2 y 6.3 para cada una de las celdas, y representan el riesgo evaluado por exposición combinada de los contaminantes atmosféricos criterio. En el caso de la Ecuación 6.3 se seleccionaron, a manera de ejemplo, los coeficientes de $P_{CO}=0.2$, $P_{NO_2}=0.3$, $P_{O_3}=0.4$ y $P_{SO_2}=0.1$ para expresar los efectos combinados. La última columna de la Tabla 6.12, ΣR_i , representa el peor escenario de efectos adversos considerando el valor de P igual a la unidad. En este último caso los efectos individuales son sumados para obtener un efecto global.

Como puede apreciarse, cualquier expresión matemática que evalúe el efecto combinado de los contaminantes en la salud debe surgir necesariamente del peso de la evidencia médica que indique las relaciones existentes entre ellos.

A manera de ejemplo, en el presente trabajo se utilizó el modelo del peor escenario, considerando el valor de P en la Ecuación 6.3 igual a la unidad para cada uno de los cinco contaminantes. Este enfoque utilizado para estimar el efecto combinado de los contaminantes equivale a sumar directamente los coeficientes de peligro individuales en cada celda del dominio.

Tabla 6.12. Ejemplos del cálculo de efectos en la salud por exposición combinada a los contaminantes atmosféricos.

			RIESGO POR CONTAMINANTE					MODELO			PEOR ESCENARIO
x	y	CELDA	CO	NO2	O3	SO2	PM10	R _{prom}	R _{máx}	R _{máx} +f(R)	ΣR _i
350.5	2831.5	c001	0.057	0.047	0.057	0.031	0.119	0.062	0.119	0.170	0.311
351.5	2831.5	c002	0.057	0.047	0.057	0.031	0.119	0.062	0.119	0.170	0.311
371.5	2831.5	c022	0.204	0.160	0.106	0.106	0.289	0.173	0.289	0.431	0.865
372.5	2831.5	c023	0.204	0.160	0.106	0.106	0.289	0.173	0.289	0.431	0.865
373.5	2831.5	c024	0.204	0.160	0.106	0.106	0.289	0.173	0.289	0.431	0.865
381.5	2831.5	c032	0.136	0.094	0.124	0.068	0.258	0.136	0.258	0.369	0.679
382.5	2831.5	c033	0.136	0.094	0.124	0.068	0.258	0.136	0.258	0.369	0.679
383.5	2831.5	c034	0.136	0.094	0.124	0.068	0.258	0.136	0.258	0.369	0.679
370.5	2832.5	c056	0.162	0.126	0.099	0.084	0.250	0.144	0.250	0.368	0.721
371.5	2832.5	c057	0.221	0.170	0.119	0.113	0.316	0.188	0.316	0.471	0.939
372.5	2832.5	c058	0.353	0.272	0.155	0.179	0.458	0.284	0.458	0.690	1.418
373.5	2832.5	c059	0.233	0.182	0.116	0.120	0.322	0.195	0.322	0.482	0.973
374.5	2832.5	c060	0.171	0.137	0.096	0.091	0.254	0.150	0.254	0.377	0.750
375.5	2832.5	c061	0.057	0.047	0.057	0.031	0.119	0.062	0.119	0.170	0.311

La Figura 6.37 muestra el peor escenario considerado en este trabajo para expresar los efectos combinados del riesgo en la salud por los contaminantes criterio. En esta figura se observa como la combinación de los mapas anteriormente mostrados en las Figuras 6.12 a 6.21, para el grupo poblacional adultos, tiene una mayor influencia en los valores calculados de riesgo en la zona oeste de la ciudad. La suma de los valores individuales expresa un valor mayor de riesgo en cada celda de la zona de estudio. Celdas en donde el efecto individual de un contaminante no indicaba un riesgo en la salud, puede ahora contener valores cercanos mayores a la unidad, indicando un efecto adverso. De acuerdo con la Figura 6.37, la zona oeste de la ciudad presenta los valores mayores de riesgo por exposición combinada de los contaminantes atmosféricos criterio. La zona sureste de la ciudad es la que muestra los valores menores de riesgo por exposición combinada. El resto del área metropolitana muestra una distribución uniforme de los valores de riesgo por exposición combinada.

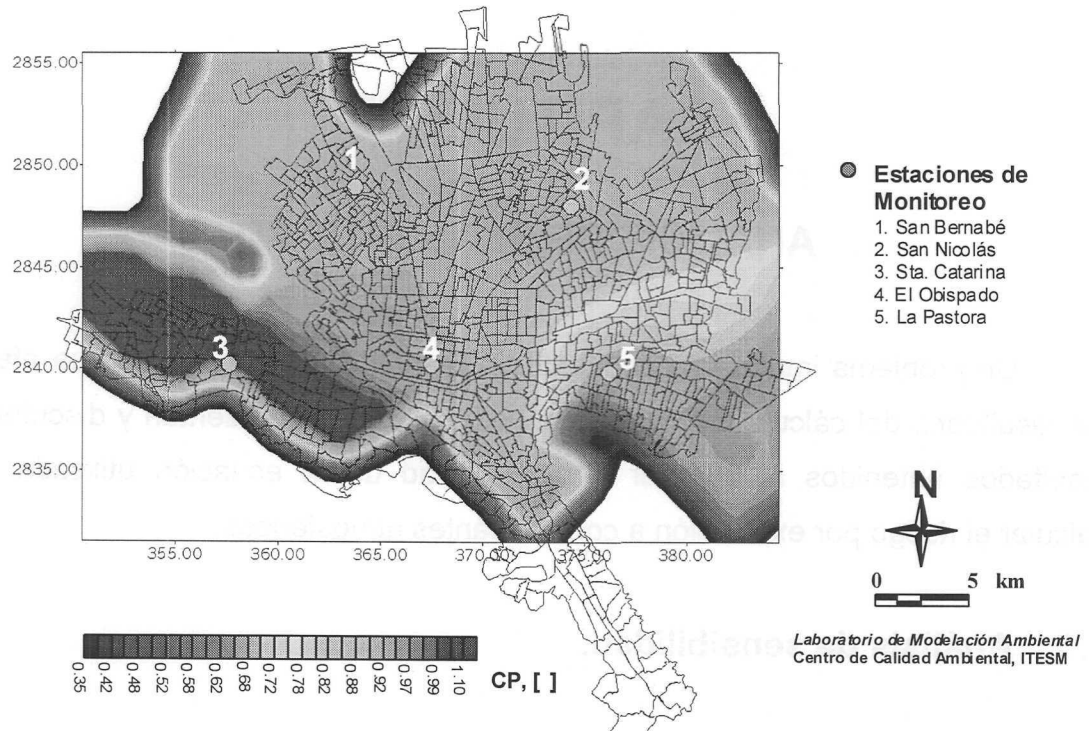


Figura 6.38. Mapa de riesgo social del grupo poblacional adultos en el AMM considerando efectos combinados de los contaminantes atmosféricos criterio.

CAPITULO 7

ANALISIS DE SENSIBILIDAD

Un problema importante es identificar las variables principales que afectan los resultados del cálculo del riesgo. En este capítulo se presentan y discuten los resultados obtenidos al analizar la sensibilidad de la ecuación utilizada para calcular el riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos.

7.1 Análisis de sensibilidad.

Al realizar un análisis de sensibilidad del modelo de exposición es posible conocer la variación del coeficiente de peligro al cambiar cada variable que lo afecta. El modelo de exposición esta expresado algebraicamente mediante la Ecuación 2.1 para el cálculo del riesgo. Analizando la sensibilidad del modelo es posible conocer la importancia relativa de cada variable en cuanto a la certidumbre de los resultados.

$$CP = \frac{TCD}{RfD} = \frac{(c)(TI)(TE)(FE)(DE)}{(PC)(TP)RfD} \quad (2.1)$$

Una forma de realizar un análisis de sensibilidad consiste en utilizar el método de Monte Carlo. Este método se basa en la simulación de los escenarios posibles resultantes de la combinación de cada una de las funciones de distribución de probabilidad, FDP, que componen al modelo. Es importante recordar, como se mencionó en el Capítulo 2, que cada una de las variables de exposición pertenece a una función de probabilidad que varía con las

características físicas de la población bajo estudio. El método de Monte Carlo consiste en utilizar las distribuciones de probabilidad en lugar de las estimaciones puntuales de las variables para el cálculo del modelo de exposición. Tomando en forma aleatoria valores de cada una de las variables del modelo de exposición, pero con la restricción de que esos valores pertenezcan a sus correspondientes funciones de distribución, se realiza el cálculo del modelo de exposición para encontrar el riesgo.

La clave del método es realizar el cálculo cientos o miles de veces, en cada una de las cuales se selecciona un nuevo valor de las variables en forma aleatoria y se determina una nueva estimación del riesgo al evaluar la Ecuación 2.1. EL resultado de todas los cálculos se sumaliza en un único histograma de valores de riesgo, obteniéndose así una distribución de probabilidad del riesgo calculado. Una referencia completa sobre la utilización del método de Monte Carlo para analizar la sensibilidad de modelos es el documento EPA/630/R-97/001, [EPA, 1997].

Como está definido por la Ecuación 2.1, el coeficiente de peligro para la evaluación de riesgos por exposición a contaminantes no cancerígenos es una comparación algebraica entre la dosis del contaminante que ingresa al cuerpo (Toma Crónica Diaria, TCD) y la dosis límite, o umbral, para la cual se considera que no se presentan efectos adversos en la salud (Dosis de Referencia, RfD). Esta es una relación directamente proporcional entre estos dos factores, lo cual indica que el coeficiente de peligro será afectado directamente por cualquier variación entre ellos.

La dosis de referencia es un valor único utilizado para la caracterización del riesgo para cada contaminante específico. Los métodos de estimación de la RfD se discutieron en la sección 6.3. Este valor depende enteramente del conocimiento médico que se tenga sobre los efectos que el contaminante tenga sobre la salud de los individuos. Es por lo tanto pausable que conforme este conocimiento avance, y valores adecuados de RfD para los contaminantes atmosféricos sean utilizados.

Debido a los factores de incertidumbre que actualmente se utilizan para la estimación de la RfD, y que pueden ser de varios ordenes de magnitud, como se

discutió en el Capítulo 2, la decisión de utilizarlos o no afecta directamente los resultados de la caracterización del riesgo en esos mismos ordenes de magnitud. Como los factores de incertidumbre se utilizan para dividir la RfD, su utilización crea condiciones del peor escenario con la finalidad de proteger a la población bajo estudio.

La toma crónica diaria esta compuesta por las variables descritas en la Ecuación 2.1 y su variación dependerá en forma directa e indirecta proporcionalmente a las mismas. Como se explicó en el Capítulo 4 sobre el análisis estadístico de los datos de calidad del aire, la descripción estadística de estas variables con funciones de distribución de probabilidad, FDP, para la zona y la población bajo estudio, resulta en una mejor caracterización del riesgo.

Otra forma de realizar el análisis de sensibilidad de la Ecuación 2.1 para la evaluación del riesgo, consiste en evaluar el riesgo calculado al variar una de las variables y mantener el resto de ellas constantes. Una vez que se observan los cambios obtenidos del riesgo al variar todas las variables es posible concluir cuál de ellas influye más en el resultado del cálculo del riesgo. Lo anterior equivale a comparar las pendientes resultantes de derivar parcialmente la Ecuación 2.1 con respecto a cada variable. Este método fue el que se utilizó en el presente estudio para analizar la sensibilidad de la Ecuación 2.1 en el cálculo del riesgo social.

Para estudiar la sensibilidad de la Ecuación 2.1 en la evaluación del riesgo social (es decir, la multiplicación del coeficiente de peligro por la cantidad correspondiente de personas para las que se realiza el estudio), en este trabajo se utilizaron los datos de la evaluación del riesgo social por exposición a ozono en la estación de monitoreo de Santa Catarina. Se seleccionó al ozono por ser, junto con el bióxido de nitrógeno, de los contaminantes que presentaron mayor variación en su concentración durante el día, como se mostró en el Capítulo 5. De igual forma se seleccionó la estación de Santa Catarina por ser la que presentó los más altos niveles de concentración de ozono. La estación está localizada en el sector 1 correspondiente a los patrones de movimiento para la zona urbana descritos en la sección anterior.

En el capítulo 6 se encontró que el riesgo social se evalúa en cada celda con la Ecuación 6.7, mostrada a continuación para mayor referencia, para cada grupo poblacional, en este caso para el grupo de adultos.

$$RS_{adultos} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} \left[\left(\sum_{i=1}^A C_{i1} + \sum_{i=1}^C C_{i1} \right) P_{adultos} + \sum_{j=1}^7 \sum_{i=1}^B C_{ij} P_j \right] \quad (6.7)$$

Se utilizaron por lo tanto los valores de concentración y de población de la celda correspondiente donde se encuentra la estación de monitoreo de Santa Catarina para realizar el análisis de sensibilidad. Los datos de exposición correspondientes a esta celda se muestran en la Tabla 7.1.

Tabla 7.1. Datos utilizados para calcular la dosis de exposición en la celda correspondiente a la estación de Santa Catarina.

Sector	ΣC_{iB} [ppb]	ΣC_{iB} [mg/m ³]	P_j (%)	P_j	$\Sigma C_{iB} P_j$
1	237.02	0.474	53.6	2734	1295.92
2	189.50	0.379	7.6	388	147.05
3	193.5	0.387	2.9	148	57.28
4	198.1	0.396	2.3	117	46.33
5	230.8	0.462	2.6	133	16.45
6	210.6	0.421	7.4	376	158.30
7	208.1	0.416	23.6	1204	500.86
		Total	100	5100	2222.19 mg_{adulto}/m^3

Con los datos de la Tabla 7.1 y con los siguientes valores de los parámetros de la Ecuación 6.7 se puede evaluar el riesgo para el grupo social de adultos en la celda donde se encuentra localizada la estación de monitoreo de Santa Catarina.

$$TI= 20.16 [m^3/hr]$$

$$PC=78.1 [kg]$$

$$RfD=0.039 [mg/kg día]$$

$$P_{adultos} = 5100 \text{ adultos}$$

$$\sum_{i=1}^A C_{i1} + \sum_{i=1}^C C_{i1} = 269.43 \text{ [ppb]} = 0.539 [mg/m^3] \text{ (correspondiente de 0 a 8 hrs y de 16}$$

a 23 hrs del día)

El riesgo social así evaluado es:

$$RS = \frac{(20.16) \left[\frac{m^3}{día} \right] \left\{ 0.539 \left[\frac{mg}{m^3} \right] 5100 [adultos] + 2222.19 \left[\frac{mg.adulto}{m^3} \right] \right\}}{(78.1)[kg](0.039) \left[\frac{mg}{kg.día} \right]} = 32902.3 \text{ adultos}$$

De acuerdo con el procedimiento descrito, el siguiente paso consiste en encontrar las derivadas parciales de la Ecuación 6.7 con respecto a cada variable, evaluar estas derivadas y compararlas entre ellas. Las derivadas parciales se muestran en las Ecuaciones 7.1 a 7.19.

$$\frac{\partial RS}{\partial (TI)} = \frac{\left[\left(\sum_{i=1}^A C_{i1} + \sum_{i=1}^C C_{i1} \right) P_{adultos} + \sum_{j=1}^7 \sum_{i=1}^B C_{ij} P_j \right]}{(PC)(RfD)} \quad (7.1)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (PC)} = -\frac{(TI)}{(PC)^2 (RfD)} \left[\left(\sum_{i=1}^A C_{i1} + \sum_{i=1}^C C_{i1} \right) P_{adultos} + \sum_{j=1}^7 \sum_{i=1}^B C_{ij} P_j \right] \quad (7.2)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (RfD)} = -\frac{(TI)}{(PC)(RfD)^2} \left[\left(\sum_{i=1}^A C_{i1} + \sum_{i=1}^C C_{i1} \right) P_{adultos} + \sum_{j=1}^7 \sum_{i=1}^B C_{ij} P_j \right] \quad (7.3)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (C_{i1})} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} [P_{adultos}] \quad (7.4)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_{adultos})} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} \left(\sum_{i=1}^A C_{i1} + \sum_{i=1}^C C_{i1} \right) \quad (7.5)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (C_{1B})} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} P_1 \quad (7.6)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (C_{2B})} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} P_2 \quad (7.7)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (C_{3B})} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} P_3 \quad (7.8)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (C_{4B})} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} P_4 \quad (7.9)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (C_{5B})} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} P_5 \quad (7.10)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (C_{6B})} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} P_6 \quad (7.11)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (C_{7B})} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} P_7 \quad (7.12)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_1)} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} \sum C_{1B} \quad (7.13)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_2)} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} \sum C_{2B} \quad (7.14)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_3)} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} \sum C_{3B} \quad (7.15)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_4)} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} \sum C_{4B} \quad (7.16)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_5)} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} \sum C_{5B} \quad (7.17)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_6)} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} \sum C_{6B} \quad (7.18)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_7)} = \frac{(TI)}{(PC)(RfD)} \sum C_{7B} \quad (7.19)$$

El siguiente paso consiste en evaluar las derivadas parciales dadas por las Ecuaciones 7.1 a 7.19. Al sustituir también los valores de exposición al ozono del grupo poblacional de adultos, de la celda de la estación de Santa Catarina, en las ecuaciones de las derivadas parciales de la Ecuación 6.7 con respecto a cada variable, se obtienen las Ecuaciones 7.20 a 7.38:

$$\frac{\partial RS}{\partial(TI)} = \frac{\left\{ 0.539 \left[\frac{mg}{m^3} \right] 5100[adultos] + 2222.19 \left[\frac{mg.adulto}{m^3} \right] \right\}}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} = 1632.06 \frac{adulto.dia}{m^3} \quad (7.20)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial RS}{\partial(PC)} &= - \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} \left\{ 0.539 \left[\frac{mg}{m^3} \right] 5100[adultos] + 2222.19 \left[\frac{mg.adulto}{m^3} \right] \right\} \\ &= -421.28 \frac{adulto}{kg} \end{aligned} \quad (7.21)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial RS}{\partial(RfD)} &= - \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg](0.039)^2 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]^2} \left\{ 0.539 \left[\frac{mg}{m^3} \right] 5100[adultos] + \right. \\ &\quad \left. + 2222.19 \left[\frac{mg.adulto}{m^3} \right] \right\} = -84364921 \frac{kg.dia.adulto}{mg} \end{aligned} \quad (7.22)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial(C_{il})} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 5100[adultos] = 33755.54 \frac{m^3.adulto}{mg} \quad (7.23)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial(P_{adultos})} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 0.539 \frac{mg}{m^3} = 3.5675 [] \quad (7.24)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial(C_{1B})} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 2734adultos = 18095.62 \frac{m^3 adulto}{mg} \quad (7.25)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial(C_{2B})} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 388adultos = 2568.07 \frac{m^3 adulto}{mg} \quad (7.26)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial(C_{3B})} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 148adultos = 979.57 \frac{m^3 adulto}{mg} \quad (7.27)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial(C_{4B})} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 114adultos = 774.39 \frac{m^3 adulto}{mg} \quad (7.28)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial(C_{5B})} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 133adultos = 880.29 \frac{m^3 adulto}{mg} \quad (7.29)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial(C_{6B})} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 376adultos = 2488.64 \frac{m^3 adulto}{mg} \quad (7.30)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial(C_{7B})} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 1204adultos = 7968.95 \frac{m^3 adulto}{mg} \quad (7.31)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial(P_1)} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 0.474 \frac{mg}{m^3} = 3.1373 [] \quad (7.32)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_2)} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 0.379 \frac{mg}{m^3} = 2.5085 [] \quad (7.33)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_3)} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 0.387 \frac{mg}{m^3} = 2.5614 [] \quad (7.34)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_4)} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 0.396 \frac{mg}{m^3} = 2.621 [] \quad (7.35)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_5)} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 0.462 \frac{mg}{m^3} = 3.0579 [] \quad (7.36)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_6)} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 0.421 \frac{mg}{m^3} = 2.7865 \quad (7.37)$$

$$\frac{\partial RS}{\partial (P_7)} = \frac{20.16 \left[\frac{m^3}{dia} \right]}{78.1[kg]0.039 \left[\frac{mg}{kg.dia} \right]} 0.416 \frac{mg}{m^3} = 2.7534 \quad (7.38)$$

Los coeficientes de sensibilidad calculados mediante las Ecuaciones 7.20 a 7.38 se encuentran organizados de mayor a menor en la Tabla 7.2. Estos coeficientes representan la sensibilidad de la Ecuación 6.7 con respecto a cada variable que compone la ecuación. Para encontrar cada uno de estos coeficientes, se evaluó la primera derivada parcial, que representa el incremento con respecto a la variable que se deriva, y se multiplicó cada uno de estos resultados con el 1%

del valor de la variable respectiva. Al estandarizar los coeficientes con respecto al 1% de cambio de la variable es posible realizar una comparación entre ellos. El cambio porcentual con respecto al riesgo social total evaluado anteriormente (valor de 32902.3 se encuentra en la última columna de la Ecuación 7.1.

Tabla 7.2. Factores de sensibilidad en la ecuación del cálculo del riesgo en la estación de monitoreo de Santa Catarina.

VARIABLE V_i	VALOR BASE DE V_i	$\delta RS / \delta(V_i)$	1% CAMBIO EN V_i	COEFICIENTES DE SENSIBILIDAD []	% DE CAMBIO EN RS
<i>RfD</i>	0.039 [mg/kg dia]	-843649.21[kg dia.adulto/mg]	0.00039	-329.023	-1.00
<i>TI</i>	20.16 [m³/dia]	1632.06[adulto.dia/m³]	0.2016	329.023	1.00
<i>PC</i>	78.1 [kg]	-421.28[adulto/kg]	0.781	-329.023	-1.00
<i>P_{adultos}</i>	5100 [adultos]	3.5675 []	51	181.943	0.55
<i>C_{il}</i>	0.539 [mg/m³]	33755.54 [m³adulto/mg]	0.00539	181.942	0.55
<i>P₁</i>	2734 [adultos]	3.1373 []	27.34	85.774	0.26
<i>C_{1B}</i>	0.474 [mg/m³]	18095.62 [m³adulto/mg]	0.00474	85.773	0.26
<i>P₇</i>	1204 [adultos]	2.7534 []	12.04	33.151	0.10
<i>C_{7B}</i>	0.416 [mg/m³]	7968.95 [m³adulto/mg]	0.00416	33.151	0.10
<i>P₆</i>	376 [adultos]	2.7865 []	3.76	10.477	0.03
<i>C_{6B}</i>	0.421 [mg/m³]	2488.64 [m³adulto/mg]	0.00421	10.477	0.03
<i>C_{2B}</i>	0.379 [mg/m³]	2568.07 [m³adulto/mg]	0.00379	9.733	0.03
<i>P₂</i>	388 [adultos]	2.5085 []	3.88	9.733	0.03
<i>P₅</i>	133 [adultos]	3.0579 []	1.33	4.067	0.01
<i>C_{5B}</i>	0.462 [mg/m³]	880.29 [m³adulto/mg]	0.00462	4.067	0.01
<i>C₃</i>	0.387 [mg/m³]	979.57 [m³adulto/mg]	0.00387	3.791	0.01
<i>P₃</i>	148 [adultos]	2.5614 []	1.48	3.791	0.01
<i>C_{4B}</i>	0.396 [mg/m³]	774.39 [m³adulto/mg]	0.00396	3.067	0.01
<i>P₄</i>	117 [adultos]	2.621 []	1.17	3.067	0.01

La Tabla 7.2 muestra que la Ecuación 6.7 para el cálculo del riesgo es más sensible a las tres variables de exposición *RfD*, *TI* y *PC* en cuanto a cambios de magnitud. El signo negativo de los coeficientes de sensibilidad de la *RfD* y de *PC* indica que cualquier cambio en estas variables afectará inversamente proporcional al cálculo del riesgo. Lo anterior significa que al aumentar el peso corporal, *PC*, disminuirá el riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos y viceversa.

Igualmente, al disminuir el valor de la RfD se está asumiendo que la dosis de inhalación del contaminante que puede soportar el organismo es menor por lo que el riesgo aumenta. Como se puede apreciar también en la Ecuación 6.7, cualquier cambio en magnitud de estas tres variables afectará el resultado en esa misma proporción, ya sea directa, TI , o indirectamente, RfD y PC .

La Tabla 7.2 también muestra que, con respecto a los resultados del análisis de riesgo, la Ecuación 6.7 es más sensible a la población localizada en el sitio donde se realiza la evaluación. Es igualmente sensible a la variable de concentración en ese mismo lugar. Los coeficientes de sensibilidad de ambas variables, $P_{adultos}$ y C_{ij} , indican que es importante estimar correctamente la concentración de los contaminantes y la población que se encuentra expuesta a ellos en el sitio donde se evalúa el riesgo. La forma en que se distribuyeron los restantes coeficientes de sensibilidad indica que el modelo de exposición es más sensible a cambios en las variables de concentración y población en los sectores de la ciudad donde la mayor proporción de personas se trasladan. Esto se puede apreciar en la Tabla 7.2, los coeficientes de sensibilidad de la concentración y de la población son más altos en el sector 7, P_7 y C_{7B} , (el cual corresponde al centro de la zona urbana) por ser la zona donde se traslada un gran porcentaje de la población desde el sector 1, el cual es donde se encuentra la estación de Santa Catarina.

El análisis de sensibilidad realizado indica que en la evaluación del riesgo por exposición a contaminantes atmosféricos es importante conocer con certidumbre los desplazamientos de la población. En tanto mayor cantidad de personas sigan ese patrón de movimiento, la evaluación del riesgo social será más sensible a los valores que tomen las variables de concentración y población en esos sitios o sectores de la zona urbana.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las conclusiones que se obtuvieron en este trabajo son:

- ◆ El análisis estadístico de los datos de calidad del aire muestra que el PM10 y el O₃ son los principales contaminantes atmosféricos criterio que afectan la salud de la población en la ZMM. El O₃ y el NO₂ mostraron la mayor variabilidad temporal en su concentración.
- ◆ Las principales zonas en la ZMM que presentan un riesgo por contaminantes atmosféricos criterio son las zonas suroeste y noroeste de la ciudad. La zona sureste es la que presenta los valores más bajos de riesgo.
- ◆ Al incluir las relaciones en la concentración de los contaminantes en lugares abiertos y cerrados, se estimaron las dosis de exposición de la población al considerar el tiempo que permanece en lugares abiertos y cerrados.
- ◆ La movilidad de la población dentro de la zona urbana puede variar considerablemente la estimación del riesgo calculado, dependiendo de la distribución espacial y temporal de cada contaminante. El SIG implementado ayudó a manejar la información sobre la movilidad de la población.
- ◆ La metodología propuesta permite incluir modelos matemáticos para expresar las relaciones combinadas entre los efectos causados individualmente por cada contaminante. La exposición crónica combinada a los contaminantes atmosféricos aumenta significativamente el riesgo estimado en ciertas zonas de la ciudad.
- ◆ El análisis de sensibilidad muestra que los parámetros más importantes en la evaluación del riesgo son las características físicas referidas a la población bajo estudio, (peso corporal, tasa de inhalación y dosis de referencia), así como los patrones de movilidad de la población y los campos de concentración de los contaminantes.

Las recomendaciones para trabajos futuros son:

- ◆ Obtener información de la calidad del aire en distintas zonas, diferentes a las actuales donde se encuentran localizadas las estaciones de monitoreo en la ZMM, para aumentar la certidumbre de los campos de concentración de los contaminantes, en especial en las zonas de San Pedro y del cañón del huajuco.
- ◆ Con base en el análisis de sensibilidad realizado, es importante generar bases actuales de los movimientos poblacionales en la zona urbana. Esto permitirá, junto con los campos de concentración, aumentar la certidumbre en el análisis.
- ◆ Es importante determinar con mayor precisión las características físicas de la población específica para la que se realiza el análisis de riesgo, tales como: peso corporal, tasa de inhalación y dosis de referencia. Al realizar estudios toxicológicos para encontrar valores adecuados de las dosis de referencia y los factores P , (la probabilidad de aumentar un efecto en la salud por la exposición combinada de los contaminantes) se puede aumentar la certidumbre en los resultados.
- ◆ Debido al manejo de grandes cantidades de información, la implementación de un programa computacional que automatice el uso de la información puede ser de mucha ayuda.

REFERENCIAS

- Abbey D. E., Lebowitz M. D., Mills P. K., Petersen F. F., Beeson W. L. Burchette R. J., 1995, *Long Term Ambient Concentrations of Particulates and Oxidants and development of Chronic disease in a Cohort of non-smoking California Residents*. *Inhal Toxicol*, Núm. 7.
- Avol Edward L., Linn William S., Shamoo Deborah A., Venet Theodore G., y Hackney Jack D., 1983, *Acute Respiratory Effects of Los Angeles Smog in Continuously Exercising Adults*, *Journal of the Air Pollution Control Association*, Vol. 33, Núm. 11.
- Bassett Susan M., 1996, *Short-term sulfur dioxide NAAQS omitted*, *Pollution Engineering*, Vol. 28, Núm 7.
- Bhattacharyya Johnson, 1977, *Statistical Concepts and Methods*, Wiley, Series in Probability and Mathematical Statistics, John Wiley and Sons. USA.
- Brauer Michael, Brook Jeffrey R., 1997, *Ozone personal Exposures and Health Effects for selected groups residing in the Fraser Valley*, *Atmospheric Environment*, Vol. 31, Núm. 14.
- Brown y Hackney, 1975, *Caution: Air may be Hazardous to Health*, *Environmental Science and Technology*, Vol. 9, Num. 3.
- Brunekreef Bert, 1997, *Air Pollution and Life Expectancy: is there a relation?*, *Occupational and Environmental Medicine*, Vol. 54.
- Cardona, J. M. 1999, *Una metodología para estudiar la dispersión del PM10 en Monterrey*, Tesis de Maestría, ITESM.
- CIEN, 1994, *Consulta de Información Económica Nacional*, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, INEGI.

- Clifford M. J., Clarke R., Riffat S., B., 1996, *Drivers' Exposure to Carbon Monoxide in Nottingham, U.K.* Atmospheric Environment, Vol. 31, No. 7.
- Colls Jeremy J, 1997, *Towards Better Human Exposure Estimates for Setting of Air Quality Standards*, Atmospheric Environment, Vol. 31, No. 24.
- Covello Vincent T., Merkhofer Miley W., 1993, *Risk Assessment Methods, Approaches for Assessing Health and Environmental Risks*, Plenum Press. New York y Londres.
- Diario Oficial de la Federación, *NOM-086-ECOL-1994,2* de Diciembre de 1994.
- Dockery D. W., Pope C. A. III, Xu X., Spengler J. D., Ware J. H., Fay M. E., et al, 1993, *An Association between Air Pollution and Mortality in six US Cities*. N Engl. F. Med., Núm. 329
- Environmental Protection Agency, USEPA, 1997, *Exposure Factors Handbook, Volume I, General Factors*. Washington, DC. EPA/600/P-95-002Fa
- EPA, 1999, *Support Center for Regulatory Air Models, SCRAM*, <http://www.epa.gov/scram001/>, last updated, 12/16/99.
- Ferris B. G., 1978, *Health Effects of Exposure to Low Levels of Regulated Air Pollutants. A Critical Review*, Journal of Air pollution Control Association, 28.
- Fishelson Gideon, Philip Graves, 1978, *Air Pollution and Morbidity: SO2 Damages*, Air Pollution Control Association, Vol 28. No 8.
- Garza Villarreal, Gustavo, 1995, *Atlas de Monterrey*, Gobierno del estado de Nuevo León y la Universidad Autónoma de Nuevo León, Colegio de México y Estudios Urbanos de Nuevo León, 1era edición,
- Georgopoulos Panos G, Seinfeld John H., 1982, *Statistical Distributions of Air Pollutant Concentrations*, Environmental Science and Technology, Critical Review, Vol 16, No. 7.

-
- Godish Thad, 1991, *Air Quality*, Segunda Edición, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan EUA.
- Goldman Marvin, 1996, *Cancer Risk of Low-Level Exposure*, Science, Vol 271.
- Goldsmith Jonh R, Friberg Lars T, 1977, *Air Pollution, Effects of Air pollution on Human Health*, Academic Press, Inc. New York, EUA.
- Guildford, Calthrop Edward, Madison David, 1996, *The Dose- Response Function Approach to Modeling the Health Effects of Air Pollution*, Energy Policy, Vol. 24, Núm. 7.
- Halpern Marc, 1978, *Indoor/Outdoor Air Pollution Exposure Continuity Relationships*, Journal of Air pollution Control Association, Vol. 28, Núm. 7.
- Harley, R., Goodin, W. R. McRae, G. J., 1990, *Código del programa AQGENR.FOR*. Environmental Quality Laboratory /Environmental Engineering Science, California Institute of Technology, Pasadena.
- Hauck Helger, Kromp-Kolb Helga, Petz Erwin, 1999, *Requirements for the completeness of Ambient Air Quality data sets with respect to derived parameters*, Atmospheric Environment, Vol. 33.
- Higgins, Ian T.T., 1983, *What is an Adverse Health Effect?*, Journal of Air pollution Control Association, Vol 33, Num 7.
- Horstman D.H., Folinsbee L.J., Ives P.J., Abdul-Salaam S, McDonnell W.F., 1990, *Ozone Concentrations and pulmonary Response Relationships for 6.6 hour Exposures with Five Hours of Moderate Exercise to 0.08, 0.10 and 0.12 ppm*. Am Rev Respir Dis, Vol. 142.
- INE, 1999, *Instituto Nacional de Ecología, Reportes de bases horarias para la ZMDM*, http://www.ine.gob.mx/dggia/cal_aire/espanol/zmdm.html, última actualización 19/17/1999.

INE, 2000, *Normas Oficiales Mexicanas para la Protección Ambiental*, <http://www.ine.gob.mx/dgra/normas/index.html>, última actualización, 28/01/2000.

Krzyzanowsky Michael, 1997, *Methods for assesing the extent of exposure and effects of air pollution*, Occupational and Environmental Medicine, British Medical Association; London.

LaGrega Michael D., Buckingham Phillip L., Evans Jeffrey C. And the Environmental Resources Management Gropu, 1994, *Hazardous Waste Management*, McGraw-Hill, USA.

Law Averill M., Kelton W. David, 1991, *Simulation Modeling & Analysis*, Segunda Edición, Mc, Graw Hill.

Lebret E, 1995, *Models of Human Exposure Based on Environmental Monitoring*, Sci. Total Environment, Vol 168.

Monn Christian, Becker S, 1999, *Cytotoxicity and induction of pro-inflammatory cytokines from human monocytes exposed to fine (PM2.5) and coarse particles (PM10-2.5) in outdoor and indoor air*. Toxicology and Applied Pharmacology, 155 245-252.

Morel Benoit, Sonia Yeh, Cifuentes Luis, 1999, *Statistical Distributions for Air Pollution applied to the study of the particulate problem in Santiago.*, Atmospheric Environment Vol. 33.

NAAQS, 1999, National Ambient Air Quality Standards Criteria, <http://www.epa.gov/airs/criteria.html>, última actualización, julio de 1999.

OAR, Office of Air and Radiation, 1998, *Six Principal Pollutants*, <http://www.epa.gov/oar/aqtrnd97/brochure/no2.html>, última actualización Diciembre 1998.

PACAAMM, 1997, *Programa de la Administración de la calidad del Aire del Area Metropolitana de Monterrey, 1997-2000*, Monterrey, NL.

- Perera P. Federica, 1997, *Environment and Cancer: Who are Susceptible?*, Science, Vol 278.
- Ponce de Leon Antonio, Ross H Anderson, Bland J Martin, Strachan P. David, Jonathan Bower, 1996, *Effects of Air Pollution on Daily hospital Admissions for respiratory disease in London between 1987 - 88 and 1991 - 92*, Journal of Epidemiology and Community Health, num. 33.
- Pope C. A. III, Thun M. J., Namboodiri M. M., Dockery D. W., Evans J. S., Speizer F. E., Heath C. W., 1995, *Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U. S. Adults*, American Journal of Respir. Crit. Care Med., Vol. 151.
- RAF, Risk Assessment Forum, 1997, *Guiding Principles for Monte Carlo Analysis*, Technical Panel, Documento No. EPA/630/R-97/001.
- RAF, Risk Assessment Forum, 1999, *Report of the Workshop on selecting Input Distributions for Probabilistic Assessments*, U.S. Environmental protection Agency, Documento No. EPA/63/R-98/004.
- Rao V. Kolluru, 1991, *Understand the Basics of Risk Assessment*, Chemical Engineering Progress, Vol. 87.
- Ricci Paolo E., Molton Lawrence S, 1985, *Regulating Cancer Risks*, Environmental Science & Technology, Vol 19, Núm, 6.
- Salcedo, R. L. R. Alvim Ferraz, Alvez C. A., Martins F. G., 1999, *Time-Series Analysis of air pollution data*, *Atmospheric Environment*, Vol. 33.
- SCL, Site Characterization Library, Volumen 1, Release 2, Montecarlo Simulation, Appendix: Probability Distributions Selection Issues, Documento No. EPA/600/C-98/001.
- Schouten J. P., Vonk J. M., A de Graaf, 1996, *Short Term Effects of Air pollution on Emergency Hospital Admissions for Respiratory Disease: results of the*

APHEA project in two mayor cities in the Netherlands, 1977 - 89, Journal of Epidemiology and Community Health, num. 50.

Schwartz Joel, 1995, *Is carbon monoxide a risk factor for hospital admission for heart failure?*, American Journal of Public Health, Washington, Vol 85.

Seinfeld H. J., 1996, *Atmospheric Chemistry and Phisics of Air Pollution*, John Wiley and Sons, New York, EUA.

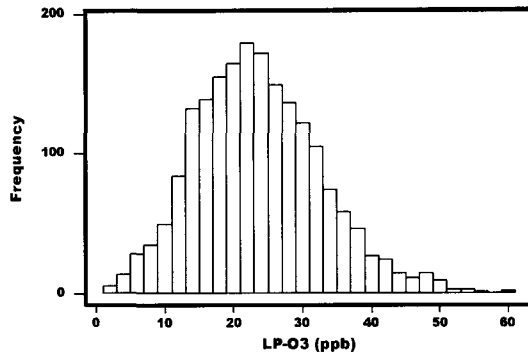
Stern Arthur C, 1977, *The effects of Air Pollution*, Volume II, Academic Press, New York, USA.

Timothy Barry, 1999, *Issue Paper on Empirical Distribution Functions and Non Parametric Simulation*, U.S. EPA. NCEA, Washington, DC.

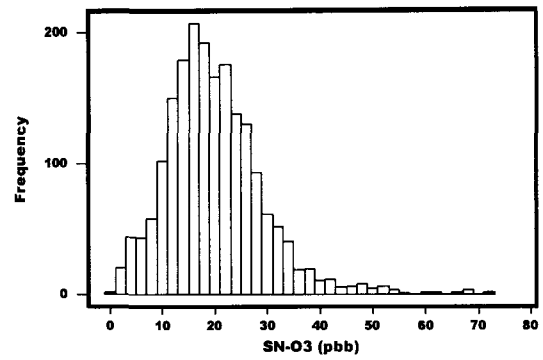
Vigotti M. A., Rossi G., Bisanti L., Zanobetti A., Schwartz J., 1996, *Short term effects of Urban Air Pollution on Respiratory Health in Milan, Italy, 1980 - 89*, Journal of Epidemiology and Community Health, num. 50., Suppl 1.

APENDICE A

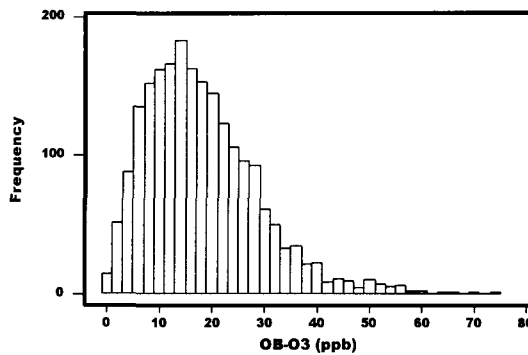
En este Apéndice se muestran los histogramas para los contaminantes: ozono, bióxidos de nitrógeno, monóxido de carbono, bióxido de azufre y partículas menores a 10 micras PM10 de la zona metropolitana de Monterrey, resultantes del análisis de los datos de calidad del aire de las cinco estaciones de monitoreo: estación La Pastora, estación San Nicolás, estación El Obispado, estación San Bernabé, estación Santa Catarina y el promedio de las cinco estaciones para el periodo de 1993 a 1999.



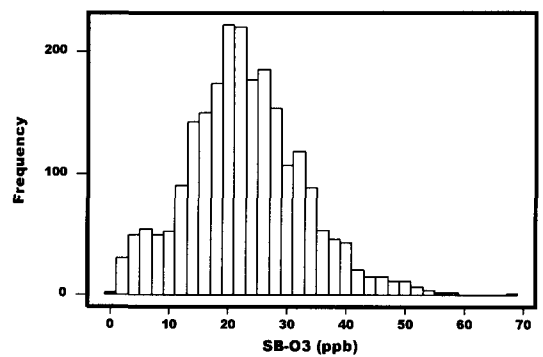
a)



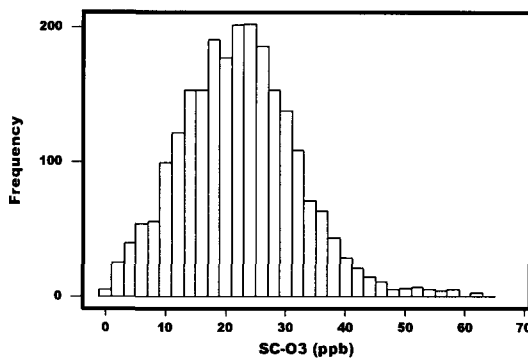
b)



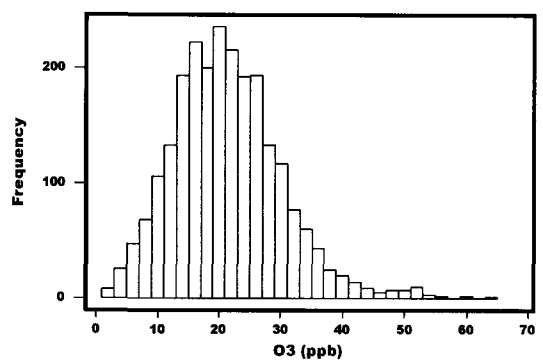
c)



d)

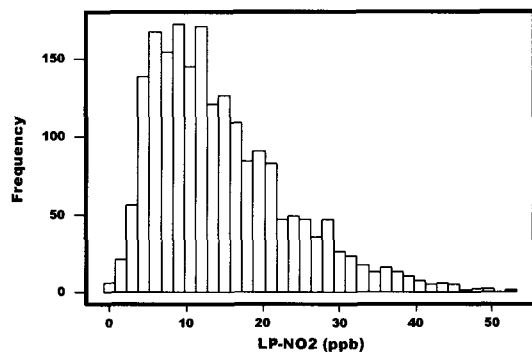


e)

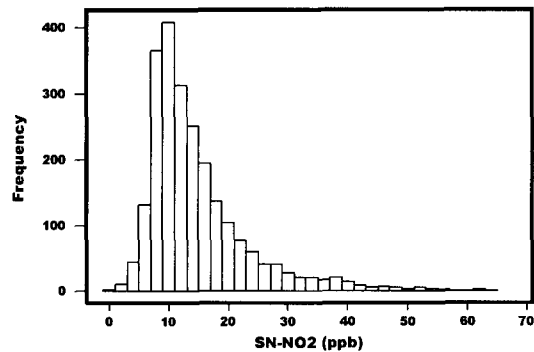


f)

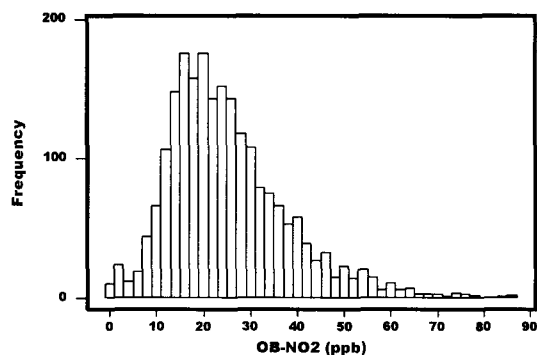
Figura A1 Histogramas de O₃, en ppb, para el periodo de 1993 a 1999. a) Estación La Pastora, b) Estación San Nicolás, c) Estación El Obispado, d) Estación San Bernabé, e) Estación Santa Catarina y f) promedio de las cinco estaciones.



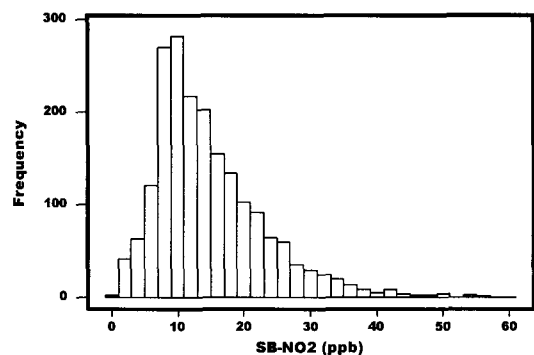
a)



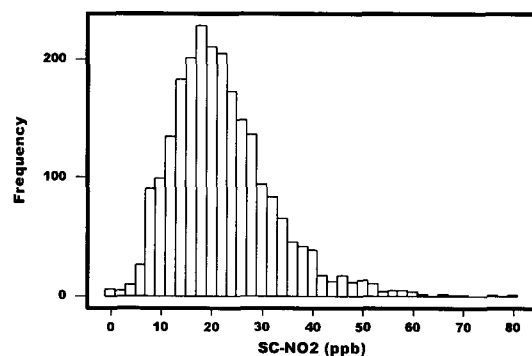
b)



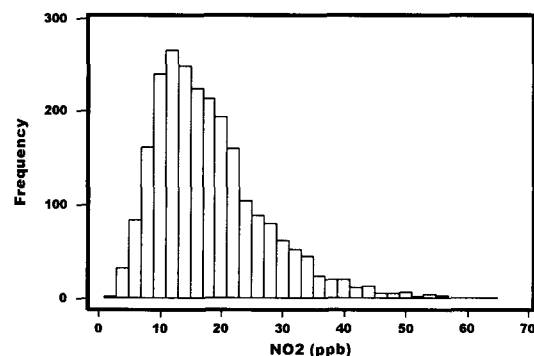
c)



d)

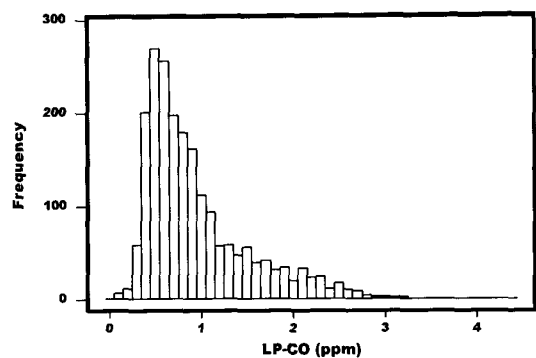


e)

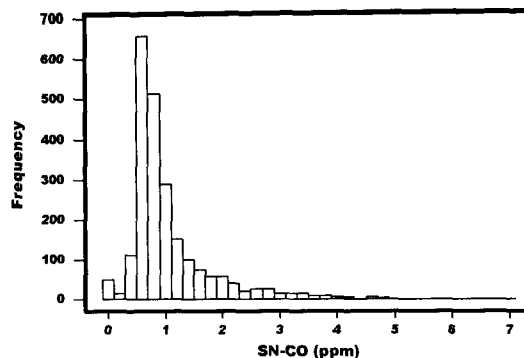


f)

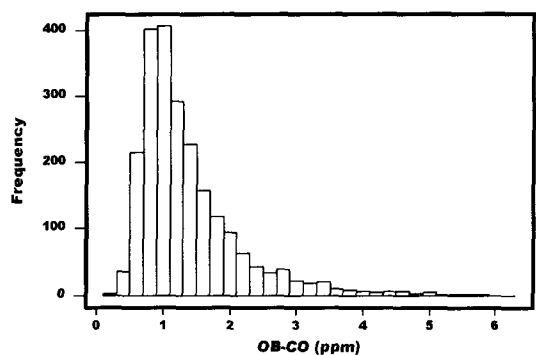
Figura A2 Histogramas de NO₂, en ppb, para el periodo de 1993 a 1999. a) Estación La Pastora, b) Estación San Nicolás, c) Estación El Obispado, d) Estación san Bernabé, e) Estación Santa Catarina y f) promedio de las cinco estaciones.



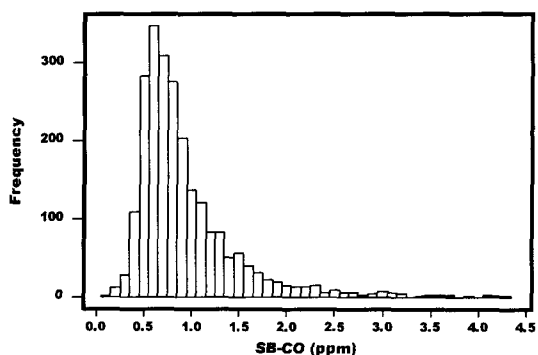
a)



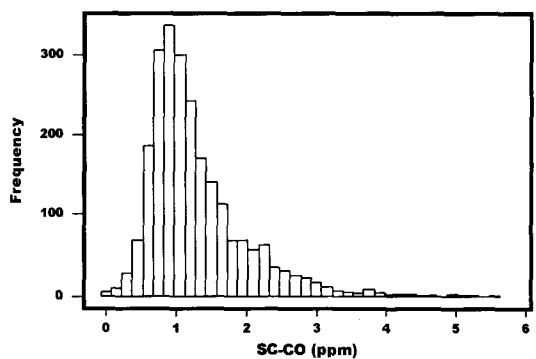
b)



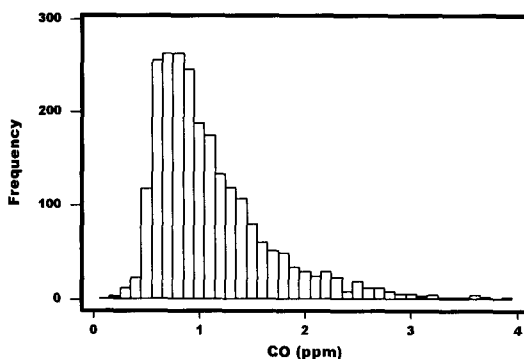
c)



d)

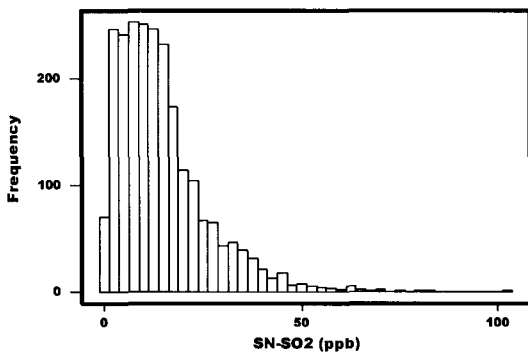


e)

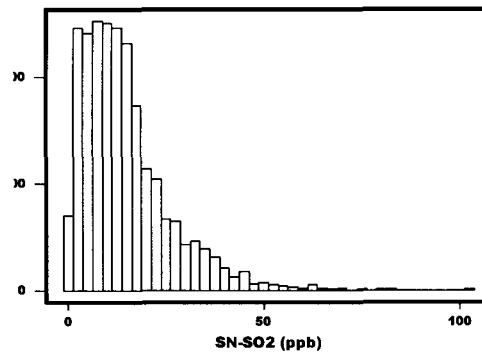


f)

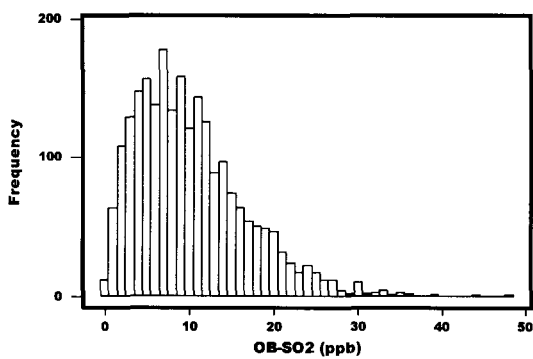
Figura A3 Histogramas de CO, en ppm, para el periodo de 1993 a 1999. a) Estación La Pastora, b) Estación San Nicolás, c) Estación El Obispado, d) Estación san Bernabé, e) Estación Santa Catarina y f) promedio de las cinco estaciones.



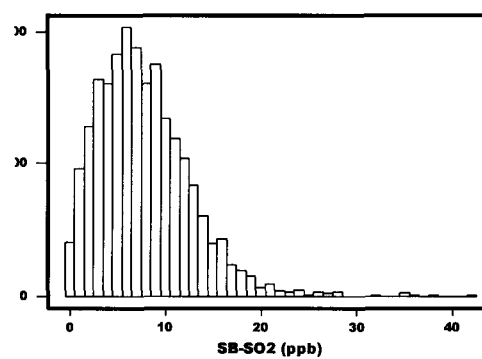
a)



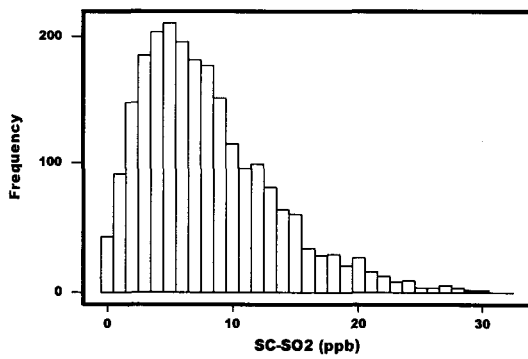
b)



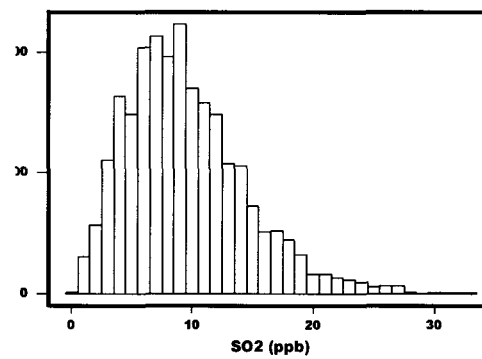
c)



d)

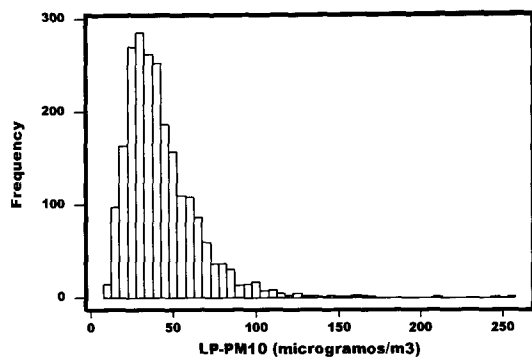


e)

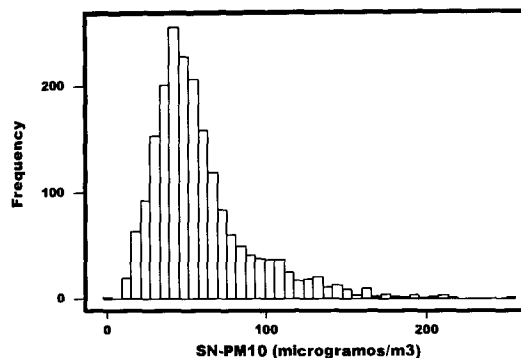


f)

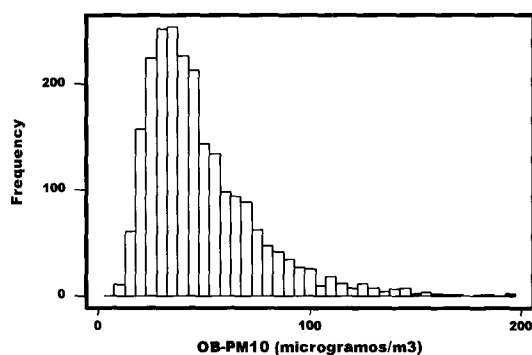
Figura A4 Histogramas de SO₂, en ppb, para el periodo de 1993 a 1999. a) Estación La Pastora, b) Estación San Nicolás, c) Estación El Obispado, d) Estación san Bernabé, e) Estación Santa Catarina y f) promedio de las cinco estaciones.



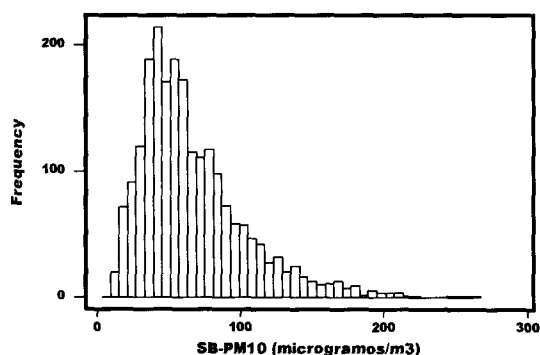
a)



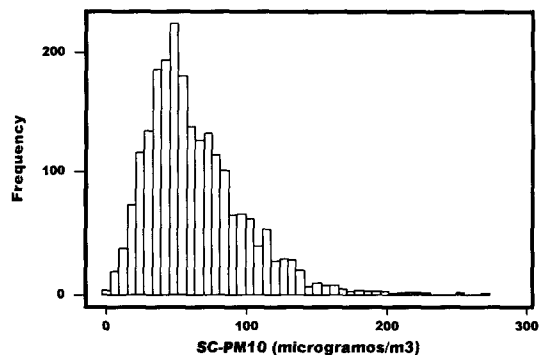
b)



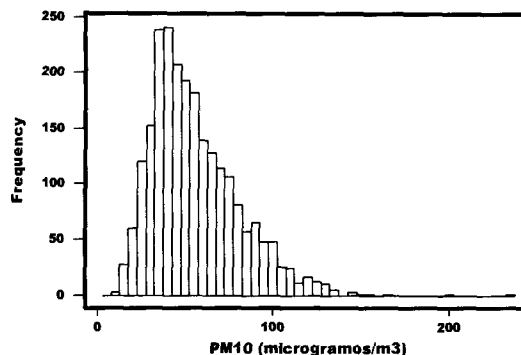
c)



d)



e)



f)

Figura A5 Histogramas de PM10, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, para el periodo de 1993 a 1999. a) Estación La Pastora, b) Estación San Nicolás, c) Estación El Obispado, d) Estación san Bernabé, e) Estación Santa Catarina y f) promedio de las cinco estaciones.

APENDICE B

En este apéndice se muestran las tablas de las estadísticas descriptivas para los datos de calidad del aire en la zona metropolitana de Monterrey del periodo de 1993 a 1999 para las cinco estaciones de monitoreo: estación La Pastora, estación San Nicolás, estación El Obispado, estación San Bernabé, estación Santa Catarina, y para los cinco contaminantes atmosféricos criterio: Ozono, bióxido de nitrógeno, monóxido de carbono, bióxido de azufre y partículas menores a 10 micras PM10.

Tabla B1. Estadística descriptiva para el CO en la estación La Pastora de 1993 a 1999.

	1993 LP-CO	1994 LP-CO	1995 LP-CO	1996 LP-CO	1997 LP-CO	1998 LP-CO	1999 LP-CO	1993-1999 LP-CO
Mean	1.13	0.84	0.78	0.90	0.91	0.97	1.42	0.95
SEMean	0.03	0.02	0.03	0.03	0.02	0.05	0.06	0.01
StDev	0.54	0.47	0.49	0.61	0.46	0.59	0.84	0.58
Variance	0.29	0.22	0.24	0.37	0.21	0.35	0.71	0.34
Q1	0.75	0.51	0.46	0.50	0.55	0.58	0.58	0.54
Median	0.93	0.70	0.62	0.69	0.78	0.77	1.67	0.77
Q3	1.44	0.99	0.92	1.06	1.13	1.27	2.14	1.18
Sum	370.43	302.64	282.10	326.72	327.63	131.96	246.99	1988.46
Minimum	0.39	0.28	0.13	0.05	0.29	0.10	0.01	0.01
Maximum	3.20	3.30	3.41	4.44	2.89	3.07	3.47	4.44
Range	2.81	3.03	3.28	4.38	2.61	2.97	3.47	4.43
SSQ	513.22	333.61	306.74	426.25	371.62	174.82	473.86	2600.09
Skewness	1.25	1.89	1.94	2.18	1.20	1.24	0.10	1.50
Kurtosis	1.20	4.15	4.51	6.42	1.68	1.48	-1.37	2.36
N	329	362	362	364	362	136	174	2089
NMissing	36	3	3	2	3	229	7	283

Tabla B2. Estadística descriptiva para el CO en la estación San Nicolás de 1993 a 1999.

	1993 SN-CO	1994 SN-CO	1995 SN-CO	1996 SN-CO	1997 SN-CO	1998 SN-CO	1999 SN-CO	1993-1999 SN-CO
Mean	1.22	1.19	0.97	1.04	1.02	0.90	0.91	1.05
SEMean	0.04	0.04	0.04	0.04	0.03	0.04	0.05	0.02
StDev	0.76	0.84	0.71	0.80	0.64	0.66	0.63	0.74
Variance	0.57	0.70	0.50	0.65	0.40	0.44	0.39	0.55
Q1	0.72	0.65	0.60	0.57	0.63	0.60	0.61	0.63
Median	0.95	0.86	0.72	0.74	0.80	0.85	0.72	0.80
Q3	1.56	1.41	0.97	1.17	1.16	1.13	0.93	1.18
Sum	443.08	422.30	352.44	377.27	368.78	251.98	158.55	2374.40
Minimum	0.27	0.03	0.33	0.29	0.39	0.01	0.11	0.01
Maximum	5.52	4.80	4.73	7.05	5.50	3.74	4.87	7.05
Range	5.25	4.77	4.40	6.76	5.10	3.73	4.76	7.05
SSQ	748.91	751.141	523.24	626.03	521.20	349.89	211.66	3732.07
Skewness	2.05	1.81	2.89	2.86	2.97	1.24	3.30	2.37
Kurtosis	5.45	3.19	8.91	11.55	12.72	2.88	13.24	7.56
N	362	354	365	364	363	280	175	2263
NMissing	3	11	0	2	2	85	6	109

Tabla B3. Estadística descriptiva para el CO en la estación El Obispado de 1993 a 1999.

	1993 OB-CO	1994 OB-CO	1995 OB-CO	1996 OB-CO	1997 OB-CO	1998 OB-CO	1999 OB-CO	1993-1999 OB-CO
Mean	2.13	1.41	1.21	1.20	1.14	1.16	1.08	1.36
SEMean	0.05	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.04	0.02
StDev	0.99	0.66	0.63	0.65	0.55	0.51	0.55	0.77
Variance	0.99	0.44	0.40	0.43	0.30	0.26	0.31	0.59
Q1	1.46	0.96	0.81	0.76	0.77	0.82	0.70	0.86
Median	1.86	1.20	1.02	0.98	0.99	1.09	0.96	1.13
Q3	2.53	1.65	1.36	1.36	1.35	1.39	1.27	1.63
Sum	778.82	514.48	430.82	434.06	413.56	286.89	194.72	3053.35
Minimum	0.71	0.48	0.40	0.38	0.37	0.25	0.17	0.17
Maximum	5.84	4.44	5.10	4.57	3.53	4.42	3.75	5.84
Range	5.13	3.97	4.70	4.19	3.16	4.17	3.58	5.67
SSQ	2021.80	885.94	661.22	674.09	579.32	397.86	264.74	5484.97
Skewness	1.36	1.75	2.16	1.88	1.61	2.04	1.96	1.95
Kurtosis	1.58	3.64	6.39	3.95	3.00	8.40	5.30	4.91
N	365	365	357	363	363	247	181	2241
NMissing	0	0	8	3	2	118	0	131

Tabla B4. Estadística descriptiva para el CO en la estación San Bernabé de 1993 a 1999.

	1993 SB-CO	1994 SB-CO	1995 SB-CO	1996 SB-CO	1997 SB-CO	1998 SB-CO	1999 SB-CO	1993-1999 SB-CO
Mean	1.16	1.07	0.91	0.81	0.80	0.85	0.83	0.92
SEMean	0.03	0.04	0.03	0.02	0.02	0.03	0.03	0.01
StDev	0.63	0.73	0.47	0.44	0.38	0.51	0.33	0.54
Variance	0.39	0.54	0.22	0.19	0.15	0.27	0.11	0.30
Q1	0.73	0.61	0.62	0.53	0.54	0.60	0.59	0.59
Median	1.01	0.79	0.78	0.69	0.71	0.76	0.75	0.77
Q3	1.40	1.19	1.03	0.91	0.93	0.96	0.99	1.08
Sum	397.17	389.78	321.14	293.27	290.63	310.53	133.71	2136.33
Minimum	0.06	0.17	0.16	0.23	0.18	0.17	0.28	0.06
Maximum	4.16	4.29	3.88	3.63	2.60	8.05	2.06	8.05
Range	4.10	4.12	3.71	3.40	2.41	7.88	1.78	7.99
SSQ	593.58	611.84	371.69	307.23	285.13	361.17	127.58	2658.10
Skewness	1.55	2.02	2.57	2.29	1.65	7.96	1.23	3.02
Kurtosis	3.40	3.99	9.53	7.66	3.68	104.99	1.71	18.70
N	343	365	351	362	365	364	162	2312
NMissing	22	0	14	4	0	1	4	45

Tabla B5. Estadística descriptiva para el CO en la estación Sta. Catarina de 1993 a 1999.

	1993 SC-CO	1994 SC-CO	1995 SC-CO	1996 SC-CO	1997 SC-CO	1998 SC-CO	1999 SC-CO	1993-1999 SC-CO
Mean	1.76	1.26	1.13	1.11	1.20	1.23	1.14	1.36
SEMean	0.04	0.04	0.03	0.03	0.03	0.04	0.05	0.02
StDev	0.81	0.67	0.54	0.59	0.53	0.69	0.72	0.77
Variance	0.66	0.44	0.29	0.35	0.28	0.48	0.52	0.59
Q1	1.12	0.85	0.78	0.72	0.84	0.76	0.67	0.86
Median	1.48	1.08	0.97	0.93	1.11	1.09	0.93	1.13
Q3	2.28	1.46	1.33	1.30	1.46	1.58	1.41	1.63
Sum	639.40	447.47	404.82	404.18	428.66	440.62	205.32	3053.35
Minimum	0.61	0.04	0.34	0.29	0.09	0.09	0.16	0.17
Maximum	4.94	5.59	4.45	3.98	3.15	5.32	4.92	5.84
Range	4.33	5.55	4.11	3.68	3.06	5.23	4.76	5.67
SSQ	1362.80	719.63	561.47	574.25	612.59	712.67	328.12	5484.97
Skewness	1.08	2.41	2.06	1.76	0.88	1.61	2.17	1.95
Kurtosis	0.81	9.66	6.22	3.72	1.13	5.08	6.16	4.91
N	364	356	359	364	358	358	180	2241
NMissing	1	9	6	2	7	7	1	33

Tabla B6. Estadística descriptiva para el SO₂ en la estación La Pastora de 1993 a 1999.

	1993 LP-SO ₂	1994 LP- SO ₂	1995 LP-SO ₂	1996 LP- SO ₂	1997 LP- SO ₂	1998 LP- SO ₂	1999 LP- SO ₂	1993-1999 LP- SO ₂
Mean	6.32	7.21	6.80	6.05	6.55	6.60	4.38	6.44
SEMean	0.24	0.28	0.24	0.23	0.22	0.90	0.28	0.10
StDev	4.60	4.50	4.55	4.24	4.10	6.01	2.73	4.41
Variance	21.12	20.29	20.72	18.01	16.77	36.06	7.44	19.44
Q1	2.61	3.88	3.17	2.71	3.79	2.03	2.43	3.10
Median	5.75	6.21	6.07	4.98	5.78	5.60	4.13	5.60
Q3	9.05	10.08	9.66	8.58	8.30	9.54	5.43	8.92
Sum	2287.16	1853.22	2433.57	2026.89	2318.21	296.86	424.55	11640.50
Minimum	0.02	0.21	0.08	0.12	0.08	0.28	0.16	0.02
Maximum	26.89	27.15	26.97	21.39	35.95	33.16	14.48	35.95
Range	26.87	26.95	26.89	21.27	35.87	32.88	14.32	35.92
SSQ	22074.50	18556.70	23939.90	18278.90	21101.10	3545.10	2572.34	110069.00
Skewness	0.83	0.94	0.94	0.90	1.74	2.19	1.09	1.14
Kurtosis	0.66	1.00	1.07	0.40	7.67	7.62	1.87	2.46
N	362	257	358	335	354	45	97	1808
NMissing	3	108	7	31	11	266	84	564

Tabla B7. Estadística descriptiva para el SO₂ en la estación San Nicolás de 1993 a 1999.

	1993 SN-SO ₂	1994 SN- SO ₂	1995 SN-SO ₂	1996 SN- SO ₂	1997 SN- SO ₂	1998 SN- SO ₂	1999 SN- SO ₂	1993-1999 SN- SO ₂
Mean	13.60	14.89	12.73	17.12	14.38	14.88	14.69	14.60
SEMean	0.51	0.66	0.47	0.66	0.60	0.73	0.73	0.24
StDev	9.81	12.20	8.93	12.49	11.39	13.63	9.75	11.43
Variance	96.26	148.81	79.67	156.12	129.62	185.84	95.16	130.63
Q1	7.14	6.85	6.05	7.50	6.35	4.25	7.15	6.47
Median	12.02	12.11	11.06	14.65	11.93	10.61	13.33	12.23
Q3	17.11	18.52	17.48	23.38	19.17	21.55	20.76	19.15
Sum	4964.65	5123.67	4633.43	6178.51	5119.60	5134.26	2600.06	33754.20
Minimum	0.46	0.65	0.23	0.11	0.22	0.22	0.70	0.11
Maximum	103.44	76.05	52.42	69.04	81.43	79.63	53.57	103.44
Range	102.98	75.40	52.19	68.94	81.22	79.41	52.87	103.34
SSQ	102566.00	127354.00	87899.00	161948.00	119639.00	140336.00	54941.20	794683.00
Skewness	2.79	2.01	1.29	1.15	1.66	1.39	1.03	1.68
Kurtosis	18.96	5.45	2.28	1.39	4.51	2.06	1.32	4.72
N	365	344	364	361	356	345	177	2312
NMissing	0	21	1	5	9	20	4	60

Tabla B8. Estadística descriptiva para el SO₂ en la estación El Obisado de 1993 a 1999.

	1993 OB- SO ₂	1994 OB- SO ₂	1995 OB- SO ₂	1996 OB- SO ₂	1997 OB- SO ₂	1998 OB- SO ₂	1999 OB- SO ₂	1993-1999 OB- SO ₂
Mean	11.39	12.52	10.69	9.02	9.28	8.81	8.71	10.19
SEMean	0.35	0.37	0.40	0.28	0.28	0.33	0.44	0.13
StDev	6.71	7.09	7.49	5.28	5.35	6.15	5.74	6.49
Variance	44.97	50.26	56.05	27.88	28.65	37.80	32.90	42.15
Q1	6.48	7.40	4.97	5.01	5.32	3.92	3.99	5.24
Median	10.28	11.58	9.06	8.11	8.30	7.92	7.79	9.11
Q3	15.92	17.11	13.88	12.21	12.43	12.10	12.09	13.82
Sum	4135.65	4545.72	3805.14	3282.93	3348.32	2986.54	1453.98	23558.30
Minimum	0.12	0.13	0.54	0.10	0.45	0.23	0.84	0.10
Maximum	32.79	39.16	47.82	31.76	30.24	44.13	26.48	47.82
Range	32.67	39.03	47.28	31.66	29.79	43.91	25.64	47.72
SSQ	63395.70	75120.20	60568.90	39727.60	41371.80	39088.70	18119.60	337392.00
Skewness	0.54	0.75	1.37	0.82	0.90	1.30	0.84	1.04
Kurtosis	-0.33	0.56	2.26	0.89	0.78	3.19	0.31	1.47
N	363	363	356	364	361	339	167	2313
NMissing	2	2	9	2	4	26	14	59

Tabla B9. Estadística descriptiva para el SO₂ en la estación San Bernabé de 1993 a 1999.

	1993 SB- SO ₂	1994 SB- SO ₂	1995 SB- SO ₂	1996 SB- SO ₂	1997 SB- SO ₂	1998 SB- SO ₂	1999 SB- SO ₂	1993-1999 SB- SO ₂
Mean	7.94	7.97	8.87	7.79	7.95	6.53	7.54	7.78
SEMean	0.22	0.21	0.39	0.25	0.27	0.28	0.36	0.10
StDev	4.24	3.99	6.22	4.80	5.00	5.11	4.74	4.89
Variance	18.00	15.89	38.73	23.03	24.96	26.12	22.46	23.90
Q1	4.74	5.33	4.22	4.57	4.30	2.53	4.08	4.22
Median	7.65	7.67	7.36	6.99	7.25	5.54	6.40	7.13
Q3	10.47	10.23	12.17	10.63	10.84	9.36	10.48	10.53
Sum	2889.65	2852.68	2243.67	2782.58	2773.37	2147.50	1311.76	17001.20
Minimum	0.54	0.27	0.23	0.04	0.08	0.13	0.33	0.04
Maximum	31.58	23.58	41.59	35.41	37.50	28.39	23.82	41.59
Range	31.03	23.31	41.36	35.37	37.42	28.26	23.49	41.54
SSQ	29473.90	28404.90	29658.20	29888.50	30723.80	22583.30	13775.60	184508.00
Skewness	0.88	0.76	1.44	1.21	1.47	1.18	0.84	1.23
Kurtosis	2.29	1.39	3.78	3.36	5.33	1.69	0.34	3.55
N	364	358	253	357	349	329	174	2184
NMissing	1	7	112	9	16	36	7	188

Tabla B10. Estadística descriptiva para el SO₂ en la estación Sta Catarina de 1993 a 1999.

	1993 SC-SO ₂	1994 C-SO ₂	1995 SC-SO ₂	1996 SC-SO ₂	1997 SC-SO ₂	1998 SC-SO ₂	1999 SC- SO ₂	1993-1999 SC- SO ₂
Mean	11.53	10.43	8.62	5.84	5.96	5.50	6.49	10.19
SEMean	0.26	0.28	0.30	0.20	0.23	0.22	0.31	0.13
StDev	4.95	5.32	5.75	3.80	4.27	3.96	4.09	6.49
Variance	24.48	28.29	33.01	14.43	18.24	15.70	16.73	42.15
Q1	7.79	6.52	4.30	3.19	3.08	2.46	3.33	5.24
Median	10.87	9.75	7.45	5.29	5.13	4.80	6.04	9.11
Q3	14.19	13.64	11.71	7.75	7.76	7.57	8.43	13.82
Sum	4197.79	3681.45	3120.07	2092.50	2115.95	1830.34	1109.23	23558.30
Minimum	0.40	0.26	0.18	0.04	0.04	0.03	0.13	0.10
Maximum	30.28	29.39	28.47	29.88	28.48	21.28	24.48	47.82
Range	29.89	29.13	28.28	29.84	28.43	21.25	24.35	47.72
SSQ	57297.20	48350.40	38809.50	17382.40	19068.00	15272.30	10039.20	337392.00
Skewness	0.77	0.62	1.09	1.51	1.99	0.94	1.17	1.04
Kurtosis	0.74	0.13	0.83	5.00	6.18	0.75	2.06	1.47
N	364	353	362	358	355	333	171	2313
NMissing	1	12	3	8	10	15	10	59

Tabla B11. Estadística descriptiva para el O₃ en la estación La Pastora de 1993 a 1999.

	1993 LP-O ₃	1994 LP- O ₃	1995 LP- O ₃	1996 LP- O ₃	1997 LP- O ₃	1998 LP- O ₃	1999 LP- O ₃	1993-1999 LP- O ₃
Mean	32.21	20.57	20.82	22.10	21.02	26.49	ND	23.58
SEMean	0.46	0.39	0.42	0.41	0.41	0.74	ND	0.21
StDev	8.73	7.42	8.04	7.87	7.81	9.14	ND	9.17
Variance	76.15	55.02	64.61	61.86	60.97	83.53	ND	84.14
Q1	26.57	15.22	14.40	16.11	15.70	19.26	ND	17.07
Median	31.04	20.58	20.48	21.48	20.87	25.91	ND	22.90
Q3	36.94	24.97	26.66	27.24	25.76	32.80	ND	29.52
Sum	11596.60	7447.68	7516.67	8021.00	7546.64	4000.11	ND	46128.70
Minimum	4.28	1.11	1.35	3.35	2.91	8.78	ND	1.11
Maximum	60.70	41.41	40.39	47.87	48.24	50.00	ND	60.70
Range	56.41	40.30	39.04	44.52	45.33	41.22	ND	59.59
SSQ	400896.00	173090.00	179771.0	199630.0	180469.0	118496.00	ND	1252352.0
Skewness	0.48	0.20	0.13	0.44	0.28	0.18	ND	0.46
Kurtosis	0.29	0.14	-0.67	0.05	0.22	-0.52	ND	0.29
N	360	362	361	363	359	151	ND	1956
NMissing	5	3	4	3	6	3	ND	24

Tabla B12. Estadística descriptiva para el O₃ en la estación San Nicolás de 1993 a 1999.

	1993 SN- O ₃	1994 SN- O ₃	1995 SN- O ₃	1996 SN- O ₃	1997 SN- O ₃	1998 SN- O ₃	1999 SN- O ₃	1993-1999 SN- O ₃
Mean	30.95	19.09	15.88	16.62	17.15	18.89	ND	19.90
SEMean	0.55	0.33	0.38	0.39	0.35	0.50	ND	0.21
StDev	10.50	6.23	7.20	7.35	6.61	6.16	ND	9.35
Variance	110.19	38.86	51.88	53.98	43.70	37.89	ND	87.41
Q1	23.86	15.11	10.20	12.15	12.83	14.35	ND	13.74
Median	28.35	18.29	15.66	16.47	16.35	18.54	ND	18.76
Q3	35.17	23.03	20.92	21.15	21.91	22.60	ND	24.86
Sum	11297.30	6872.03	5716.79	5816.49	6224.94	2871.30	ND	38798.90
Minimum	8.61	4.09	0.17	1.02	3.00	3.98	ND	0.17
Maximum	71.59	40.57	36.24	38.87	37.28	34.83	ND	71.59
Range	62.98	36.48	36.07	37.85	34.28	30.85	ND	71.41
SSQ	389777.00	145131.00	109407.0 0	115502.00	122567.0 0	59960.60	ND	942345.00
Skewness	1.34	0.40	0.19	0.13	0.41	0.39	ND	1.18
Kurtosis	2.26	0.28	-0.60	-0.10	0.06	-0.05	ND	3.40
N	365	360	360	350	363	152	ND	1950
NMissing	0	5	5	16	2	208	ND	236

Tabla B13. Estadística descriptiva para el O₃ en la estación El obispado de 1993 a 1999.

	1993 OB- O ₃	1994 OB- O ₃	1995 OB- O ₃	1996 OB- O ₃	1997 OB- O ₃	1998 OB- O ₃	1999 OB- O ₃	1993-1999 OB- O ₃
Mean	30.81	15.02	12.42	19.12	15.23	13.26	17.56	17.97
SEMean	0.63	0.36	0.35	0.48	0.46	0.52	0.75	0.23
StDev	11.98	6.89	6.52	9.16	8.48	7.85	7.87	10.67
Variance	143.56	47.43	42.45	83.89	71.85	61.66	61.87	113.89
Q1	23.04	10.23	7.39	12.48	9.02	7.18	12.41	10.09
Median	29.56	14.70	11.34	19.61	14.49	12.70	15.80	16.26
Q3	37.87	19.39	16.93	25.60	20.41	17.79	21.71	23.96
Sum	11151.70	5483.35	4296.49	6978.31	5238.18	3022.31	1913.52	38083.80
Minimum	3.43	0.80	1.00	0.61	0.37	0.15	2.24	0.15
Maximum	74.61	35.33	35.89	43.61	55.17	43.80	45.54	74.61
Range	71.17	34.52	34.89	43.00	54.80	43.65	43.30	74.46
SSQ	395362.00	99641.70	67997.20	163951.00	104406.00	54060.60	40274.00	925692.00
Skewness	0.54	0.39	0.60	0.05	0.81	0.65	0.90	1.05
Kurtosis	0.47	-0.15	-0.13	-0.57	1.26	0.45	1.05	1.68
N	362	365	346	365	344	228	109	2119
NMissing	3	0	19	1	21	137	3	184

Tabla B14. Estadística descriptiva para el O₃ en la estación San Bernabé de 1993 a 1999.

	1993 SB- O ₃	1994 SB- O ₃	1995 SB- O ₃	1996 SB- O ₃	1997 SB- O ₃	1998 SB- O ₃	1999 SB- O ₃	1993-1999 SB- O ₃
Mean	31.02	17.09	16.03	22.72	22.02	24.81	26.20	22.75
SEMean	0.50	0.37	0.54	0.39	0.38	0.51	0.64	0.20
StDev	9.50	6.99	9.44	7.42	7.28	9.81	8.50	9.75
Variance	90.24	48.89	89.07	55.04	52.93	96.19	72.20	95.09
Q1	24.10	12.66	6.60	17.76	17.43	18.10	20.49	16.35
Median	29.90	16.85	16.62	21.78	21.91	23.80	25.12	22.04
Q3	36.59	21.45	22.67	27.72	26.76	31.42	31.95	28.65
Sum	11292.30	6239.08	4840.69	8065.78	8035.57	9056.40	4558.18	52088.00
Minimum	9.89	1.09	1.02	1.30	0.91	0.78	4.84	0.78
Maximum	67.25	38.63	40.39	46.26	42.24	57.11	53.50	67.25
Range	57.36	37.54	39.37	44.96	41.33	56.33	48.66	66.47
SSQ	383077.00	124441.00	104401.00	202741.00	196170.00	259720.00	131899.00	1402450.00
Skewness	0.52	0.11	0.26	0.30	0.02	0.33	0.26	0.36
Kurtosis	0.24	-0.09	-0.74	0.31	-0.01	0.13	0.13	0.41
N	364	365	302	355	365	365	174	2290
NMissing	1	0	59	11	0	0	7	82

Tabla B15. Estadística descriptiva para el O₃ en la estación Sta Catarina de 1993 a 1999.

	1993 SC- O ₃	1994 C- O ₃	1995 SC- O ₃	1996 SC- O ₃	1997 SC- O ₃	1998 SC- O ₃	1999 SC- O ₃	1993-1999 SC- O ₃
Mean	29.99	20.58	21.02	22.74	20.36	18.63	22.87	22.31
SEMean	0.64	0.47	0.45	0.40	0.49	0.43	0.58	0.23
StDev	12.06	8.81	8.51	7.58	9.39	8.13	7.78	10.67
Variance	145.55	77.65	72.46	57.42	88.13	66.03	60.56	113.89
Q1	21.63	13.82	14.92	17.30	12.90	13.43	17.83	10.09
Median	29.07	21.24	21.32	23.63	20.10	18.28	21.89	16.26
Q3	37.81	27.77	27.35	28.49	26.42	24.41	27.34	23.96
Sum	10735.90	7346.89	7565.85	8321.04	7330.11	6760.93	4092.99	38083.80
Minimum	2.43	0.15	1.54	2.30	0.59	1.11	3.78	0.15
Maximum	62.28	41.12	44.17	44.11	52.33	40.52	43.93	74.61
Range	59.85	40.97	42.63	41.80	51.74	39.41	40.16	74.46
SSQ	373916.0	178838.0	185020.0	210137.0	180891.0	149827.0	104369.0	925692.0
Skewness	0.24	-0.08	-0.07	-0.13	0.26	0.25	0.27	1.05
Kurtosis	-0.20	-0.70	-0.45	-0.20	-0.02	-0.10	-0.13	1.68
N	358	357	360	366	360	363	179	2119
NMissing	7	8	5	0	5	2	2	29

Tabla B16. Estadística descriptiva para el NO₂ en la estación La Pastora de 1993 a 1999.

	1993 LP-NO ₂	1994 LP- NO ₂	1995 LP-NO ₂	1996 LP- NO ₂	1997 LP- NO ₂	1998 LP- NO ₂	1999 LP- NO ₂	1993-1999 LP- NO ₂
Mean	13.77	15.00	14.88	14.39	15.10	15.38	13.04	14.57
SEMean	0.52	0.41	0.44	0.53	0.43	0.77	0.84	0.20
StDev	9.36	7.81	8.35	10.21	8.04	8.43	10.05	8.88
Variance	87.56	61.07	69.66	104.31	64.68	70.99	101.04	78.89
Q1	5.52	9.10	8.77	6.48	9.26	9.05	4.61	7.90
Median	11.94	12.76	12.80	11.83	13.14	14.00	10.65	12.54
Q3	20.18	19.10	18.89	19.12	19.70	20.05	18.43	19.39
Sum	4378.85	5340.17	5342.66	5265.12	5330.95	1829.92	1877.09	29364.80
Minimum	1.24	5.00	3.88	0.93	0.24	2.33	0.28	0.24
Maximum	44.74	43.90	47.98	49.43	52.45	43.62	45.09	52.45
Range	43.50	38.90	44.10	48.50	52.21	41.29	44.80	52.21
SSQ	88053.7	101786.0	104449.0	113814.0	103274.0	36515.8	38917.2	586809.0
Skewness	0.81	1.19	1.25	1.24	0.99	1.07	1.00	1.06
Kurtosis	-0.05	1.25	1.62	1.04	1.16	1.18	0.51	0.98
N	318	356	359	366	353	119	144	2015
NMissing	47	9	6	0	12	238	35	355

Tabla B17. Estadística descriptiva para el NO₂ en la estación San Nicolás de 1993 a 1999.

	1993 SN-NO ₂	1994 SN-NO ₂	1995 SN-NO ₂	1996 SN-NO ₂	1997 SN-NO ₂	1998 SN-NO ₂	1999 SN-NO ₂	1993-1999 SN-NO ₂
Mean	13.36	14.34	14.46	15.86	15.74	13.62	14.67	14.58
SEMean	0.35	0.35	0.42	0.52	0.44	0.45	0.72	0.17
StDev	6.66	6.65	7.88	9.88	8.41	8.44	9.61	8.23
Variance	44.40	44.28	62.05	97.65	70.65	71.15	92.38	67.81
Q1	8.34	9.87	9.30	9.41	9.94	7.21	8.34	9.10
Median	11.65	12.10	11.91	12.46	13.23	12.75	11.68	12.28
Q3	16.40	16.71	17.26	18.12	18.58	17.01	18.25	17.30
Sum	4877.48	5147.13	5103.94	5806.07	5746.21	4807.19	2582.61	34070.60
Minimum	0.17	6.07	3.79	5.55	1.16	2.50	2.12	0.17
Maximum	40.12	42.82	51.49	56.60	62.18	48.72	55.32	62.18
Range	39.95	36.75	47.70	51.05	61.02	46.22	53.20	62.01
SSQ	81340	89648	95637	127747	116178	90511	54063	655123
Skewness	1.10	1.76	1.81	1.96	1.82	1.41	2.03	1.83
Kurtosis	1.00	3.25	3.55	3.70	4.09	2.38	4.87	4.17
N	365	359	353	366	365	353	176	2337
NMissing	0	6	12	0	0	12	5	35

Tabla B18. Estadística descriptiva para el NO₂ en la estación el Obispado de 1993 a 1999.

	1993 OB-NO ₂	1994 OB-NO ₂	1995 OB-NO ₂	1996 OB-NO ₂	1997 OB-NO ₂	1998 OB-NO ₂	1999 OB-NO ₂	1993-1999 OB-NO ₂
Mean	28.28	26.13	25.16	26.84	26.85	21.53	16.01	25.27
SEMean	0.69	0.61	0.72	0.72	0.61	0.90	0.62	0.28
StDev	13.09	11.39	12.95	13.74	11.54	13.67	8.28	12.82
Variance	171.26	129.84	167.78	188.88	133.06	186.74	68.59	164.42
Q1	17.83	17.92	15.91	17.35	17.82	11.98	9.37	16.25
Median	26.05	23.81	22.75	22.98	25.23	21.11	14.35	23.03
Q3	36.45	32.16	31.25	32.94	33.34	28.58	21.50	31.56
Sum	10295.40	9199.47	8100.51	9824.98	9747.67	4929.32	2849.84	54947.20
Minimum	7.52	8.74	0.83	8.26	8.89	0.91	3.02	0.83
Maximum	85.73	77.20	74.67	77.21	85.66	75.21	41.29	85.73
Range	78.21	68.46	73.85	68.95	76.77	74.30	38.27	84.90
SSQ	353365	286001	257640	332685	309924	148683	57768	1746066
Skewness	0.91	1.23	1.16	1.43	1.23	0.61	0.92	1.07
Kurtosis	0.77	1.94	1.84	1.90	2.79	0.81	0.65	1.70
N	364	352	322	366	363	229	178	2174
NMissing	1	13	43	0	2	136	3	198

Tabla B19. Estadística descriptiva para el NO₂ en la estación San Bernabé de 1993 a 1999.

	1993 SB- NO ₂	1994 SB- NO ₂	1995 SB-NO ₂	1996 SB- NO ₂	1997 SB- NO ₂	1998 SB- NO ₂	1999 SB- NO ₂	1993-1999 SB- NO ₂
Mean	15.65	15.36	15.87	14.71	14.87	15.30	3.83	14.72
SEMean	0.43	0.38	0.51	0.45	0.39	0.74	0.24	0.19
StDev	8.28	7.22	8.49	8.49	7.41	8.68	2.33	8.21
Variance	68.62	52.09	72.01	72.13	54.86	75.28	5.42	67.49
Q1	9.24	9.81	9.30	9.07	9.32	8.81	2.59	8.96
Median	13.91	13.54	13.50	12.10	13.15	14.55	3.13	12.82
Q3	20.73	18.90	20.64	17.97	18.61	19.58	4.17	18.70
Sum	5711.20	5606.36	4395.61	5339.10	5428.37	2081.44	356.03	28918.10
Minimum	3.91	3.86	5.47	3.29	4.71	0.78	0.92	0.78
Maximum	46.00	49.47	53.85	55.79	50.90	44.46	15.50	55.79
Range	42.09	45.61	48.39	52.50	46.20	43.67	14.58	55.01
SSQ	114341	105073	89628	104641	100703	42019	1861	558265
Skewness	0.96	1.45	1.49	1.84	1.39	0.93	2.88	1.29
Kurtosis	0.56	2.86	2.75	4.15	2.61	1.01	10.18	2.24
N	365	365	277	363	365	136	93	1964
NMissing	0	0	88	3	0	184	88	408

Tabla B20 Estadística descriptiva para el NO₂ en la estación Sta Catarina de 1993 a 1999.

	1993 SC-NO ₂	1994 SC-NO ₂	1995 SC-NO ₂	1996 SC-NO ₂	1997 SC-NO ₂	1998 SC-NO ₂	1999 SC- NO ₂	1993-1999 SC- NO ₂
Mean	24.75	25.65	23.58	22.75	22.97	16.68	15.29	25.27
SEMean	0.51	0.51	0.51	0.55	0.49	0.50	0.52	0.28
StDev	9.76	9.59	9.61	10.46	9.22	9.29	6.93	12.82
Variance	95.25	91.95	92.36	109.32	84.93	86.26	48.06	164.42
Q1	17.55	19.13	16.86	15.65	15.63	8.39	9.92	16.25
Median	22.81	24.04	21.35	20.34	21.67	16.12	13.42	23.03
Q3	28.93	30.19	28.16	26.91	28.13	23.07	19.03	31.56
Sum	9009.18	9053.86	8536.63	8327.27	8107.29	5822.98	2768.27	54947.20
Minimum	9.71	7.53	8.84	6.86	6.09	0.25	6.03	0.83
Maximum	76.83	70.59	80.49	67.75	65.94	55.77	35.23	85.73
Range	67.12	63.05	71.65	60.89	59.85	55.52	29.20	84.90
SSQ	257557	264584	234650	229364	216095	127172	50989	1746066
Skewness	1.31	1.37	1.67	1.37	0.94	0.68	1.01	1.07
Kurtosis	2.81	2.81	4.56	2.07	1.34	0.61	0.33	1.70
N	364	353	362	366	353	349	181	2174
NMissing	1	12	3	0	12	16	0	198

Tabla B21. Estadística descriptiva para el PM10 en la estación La Pastora de 1993 a 1999.

	1993 LP-PM10	1994 LP-PM10	1995 LP-PM10	1996 LP-PM10	1997 LP-PM10	1998 LP-PM10	1999 LP-PM10	1993-1999 LP-PM10
Mean	32.21	20.57	20.82	22.10	21.02	26.49	ND	23.58
SEMean	0.46	0.39	0.42	0.41	0.41	0.74	ND	0.21
StDev	8.73	7.42	8.04	7.87	7.81	9.14	ND	9.17
Variance	76.15	55.02	64.61	61.86	60.97	83.53	ND	84.14
Q1	26.57	15.22	14.40	16.11	15.70	19.26	ND	17.07
Median	31.04	20.58	20.48	21.48	20.87	25.91	ND	22.90
Q3	36.94	24.97	26.66	27.24	25.76	32.80	ND	29.52
Sum	11596.60	7447.68	7516.67	8021.00	7546.64	4000.11	ND	46128.70
Minimum	4.28	1.11	1.35	3.35	2.91	8.78	ND	1.11
Maximum	60.70	41.41	40.39	47.87	48.24	50.00	ND	60.70
Range	56.41	40.30	39.04	44.52	45.33	41.22	ND	59.59
SSQ	400896	173090	179771	199630	180469	118496	ND	1252352
Skewness	0.48	0.20	0.13	0.44	0.28	0.18	ND	0.46
Kurtosis	0.29	0.14	-0.67	0.05	0.22	-0.52	ND	0.29
N	360	362	361	363	359	151	ND	1956
NMissing	5	3	4	3	6	3	ND	24

Tabla B22. Estadística descriptiva para el PM10 en la estación San Nicolás de 1993 a 1999.

	1993 SN-PM10	1994 SN-PM10	1995 SN-PM10	1996 SN-PM10	1997 SN-PM10	1998 SN-PM10	1999 SN-PM10	1993-1999 SN-PM10
Mean	30.95	19.09	15.88	16.62	17.15	18.89	ND	19.90
SEMean	0.55	0.33	0.38	0.39	0.35	0.50	ND	0.21
StDev	10.50	6.23	7.20	7.35	6.61	6.16	ND	9.35
Variance	110.19	38.86	51.88	53.98	43.70	37.89	ND	87.41
Q1	28.35	18.29	15.66	16.47	16.35	18.54	ND	18.76
Median	35.17	23.03	20.92	21.15	21.91	22.60	ND	24.86
Q3	11.31	7.91	10.72	9.01	9.09	8.25	ND	11.12
Sum	11297.30	6872.03	5716.79	5816.49	6224.94	2871.30	ND	38798.90
Minimum	8.61	4.09	0.17	1.02	3.00	3.98	ND	0.17
Maximum	71.59	40.57	36.24	38.87	37.28	34.83	ND	71.59
Range	62.98	36.48	36.07	37.85	34.28	30.85	ND	71.41
SSQ	389777	145131	109407	115502	122567	59961	ND	942345
Skewness	1.34	0.40	0.19	0.13	0.41	0.39	ND	1.18
Kurtosis	2.26	0.28	-0.60	-0.10	0.06	-0.05	ND	3.40
N	365	360	360	350	363	152	ND	1950
NMissing	0	5	5	16	2	208	ND	236

Tabla B23. Estadística descriptiva para el PM10 en la estación El Obispado de 1993 a 1999.

	1993 OB-PM10	1994 OB-PM10	1995 OB-PM10	1996 OB-PM10	1997 OB-PM10	1998 OB-PM10	1999 OB-PM10	1993-1999 OB-PM10
Mean	30.8057	15.0229	12.4176	19.1187	15.2273	13.2558	17.5553	17.9725
SEMean	0.63	0.36	0.35	0.48	0.46	0.52	0.75	0.23
StDev	11.98	6.89	6.52	9.16	8.48	7.85	7.87	10.67
Variance	143.56	47.43	42.45	83.89	71.85	61.66	61.87	113.89
Q1	23.04	10.23	7.39	12.48	9.02	7.18	12.41	10.09
Median	29.56	14.70	11.34	19.61	14.49	12.70	15.80	16.26
Q3	37.87	19.39	16.93	25.60	20.41	17.79	21.71	23.96
Sum	11151.70	5483.35	4296.49	6978.31	5238.18	3022.31	1913.52	38083.80
Minimum	3.43	0.80	1.00	0.61	0.37	0.15	2.24	0.15
Maximum	74.61	35.33	35.89	43.61	55.17	43.80	45.54	74.61
Range	71.17	34.52	34.89	43.00	54.80	43.65	43.30	74.46
SSQ	395362	99642	67997	163951	104406	54061	40274	925692
Skewness	0.54	0.39	0.60	0.05	0.81	0.65	0.90	1.05
Kurtosis	0.47	-0.15	-0.13	-0.57	1.26	0.45	1.05	1.68
N	362	365	346	365	344	228	109	2119
NMissing	3	0	19	1	21	137	3	184

Tabla B24. Estadística descriptiva para el PM10 en la estación San Bernabé de 1993 a 1999.

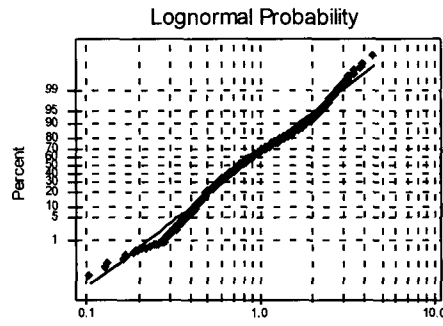
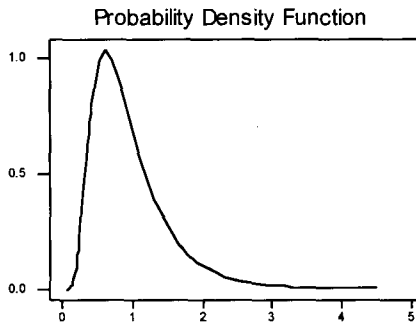
	1993 SB-PM10	1994 SB-PM10	1995 SB-PM10	1996 SB-PM10	1997 SB-PM10	1998 SB-PM10	1999 SB-PM10	1993-1999 SB-PM10
Mean	31.02	17.09	16.03	22.72	22.02	24.81	26.20	22.75
SEMean	0.50	0.37	0.54	0.39	0.38	0.51	0.64	0.20
StDev	9.50	6.99	9.44	7.42	7.28	9.81	8.50	9.75
Variance	90.24	48.89	89.07	55.04	52.93	96.19	72.20	95.09
Q1	24.10	12.66	6.60	17.76	17.43	18.10	20.49	16.35
Median	29.90	16.85	16.62	21.78	21.91	23.80	25.12	22.04
Q3	36.59	21.45	22.67	27.72	26.76	31.42	31.95	28.65
Sum	11292.30	6239.08	4840.69	8065.78	8035.57	9056.40	4558.18	52088.00
Minimum	9.89	1.09	1.02	1.30	0.91	0.78	4.84	0.78
Maximum	67.25	38.63	40.39	46.26	42.24	57.11	53.50	67.25
Range	57.36	37.54	39.37	44.96	41.33	56.33	48.66	66.47
SSQ	383077	124441	104401	202741	196170	259720	131899	1402450
Skewness	0.52	0.11	0.26	0.30	0.02	0.33	0.26	0.36
Kurtosis	0.24	-0.09	-0.74	0.31	-0.01	0.13	0.13	0.41
N	364	365	302	355	365	365	174	2290
NMissing	1	0	59	11	0	0	7	82

Tabla B25. Estadística descriptiva para el PM10 en la estación Sta. Catarina de 1993 a 1999.

	1993 SC-PM10	1994 SC-PM10	1995 SC-PM10	1996 SC-PM10	1997 SC-PM10	1998 SC-PM10	1999 SC-PM10	1993-1999 SC-PM10
Mean	29.99	20.58	21.02	22.74	20.36	18.63	22.87	22.26
SEMean	0.64	0.47	0.45	0.40	0.49	0.43	0.58	0.20
StDev	12.06	8.81	8.51	7.58	9.39	8.13	7.78	9.74
Variance	145.55	77.65	72.46	57.42	88.13	66.03	60.56	94.83
Q1	21.63	13.82	14.92	17.30	12.90	13.43	17.83	15.54
Median	29.07	21.24	21.32	23.63	20.10	18.28	21.89	21.91
Q3	37.81	27.77	27.35	28.49	26.42	24.41	27.34	28.43
Sum	10735.90	7346.89	7565.85	8321.04	7330.11	6760.93	4092.99	52153.70
Minimum	2.43	0.15	1.54	2.30	0.59	1.11	3.78	0.15
Maximum	62.28	41.12	44.17	44.11	52.33	40.52	43.93	62.28
Range	59.85	40.97	42.63	41.80	51.74	39.41	40.16	62.13
SSQ	373916	178838	185020	210137	180891	149827	104369	1382999
Skewness	0.24	-0.08	-0.07	-0.13	0.26	0.25	0.27	0.44
Kurtosis	-0.20	-0.70	-0.45	-0.20	-0.02	-0.10	-0.13	0.59
N	358	357	360	366	360	363	179	2343
NMissing	7	8	5	0	5	2	2	29

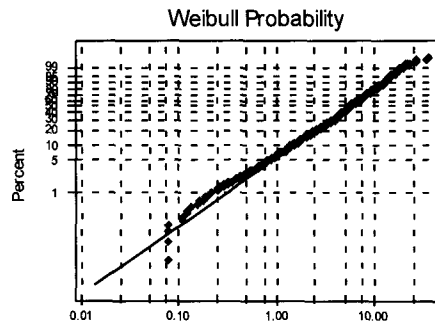
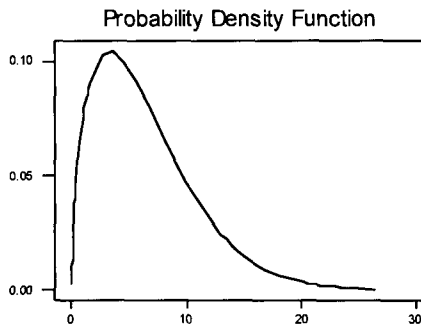
APENDICE C

En este apéndice se muestran las funciones de distribución de probabilidad, FDP, para cada contaminante atmosféricos criterio: ozono, bióxido de nitrógeno, bióxido de azufre, monóxido de carbono, y partículas menores a 10 micras para cada estación de monitoreo en el AMM. Los datos procesados corresponden a los datos de monitoreo de calidad del aire del periodo de 1993 a 1999 para la zona de estudio.



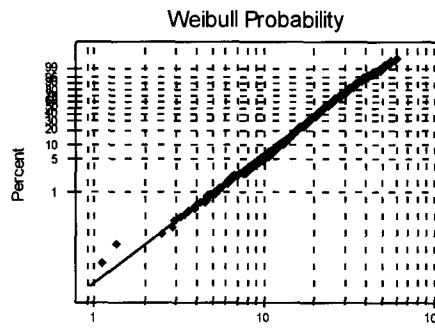
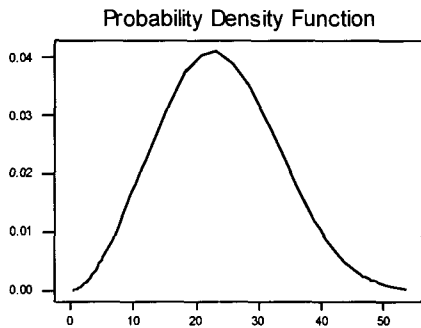
Lognormal
ML Estimates
Location: -2.1E-01
Scale: 0.553461
MTBF: 0.948552

a) LP-CO



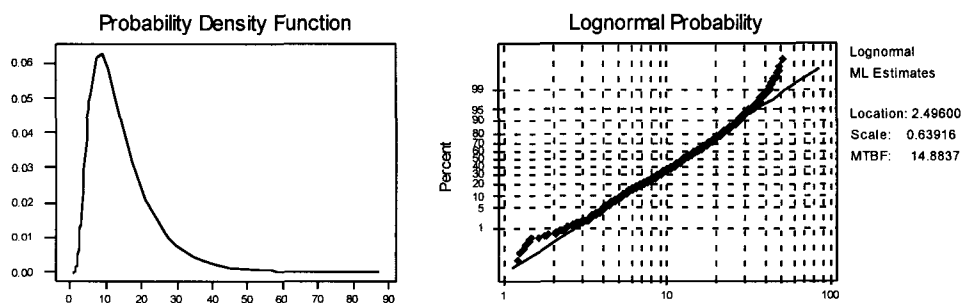
Weibull
ML Estimates
Shape: 1.46943
Scale: 7.10846
MTBF: 6.43383

b) LP-SO2

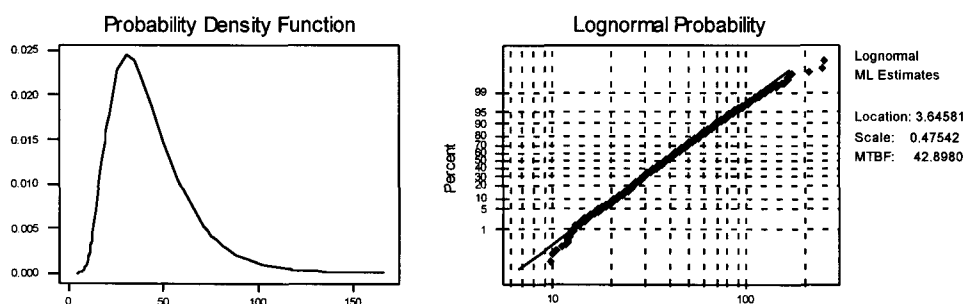


Weibull
ML Estimates
Shape: 2.7457
Scale: 26.4901
MTBF: 23.5711

c) LP-O3

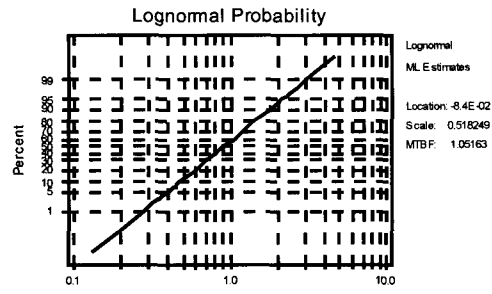
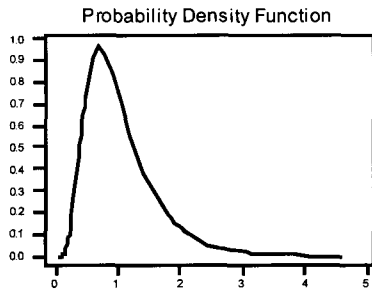


d) LP-NO2

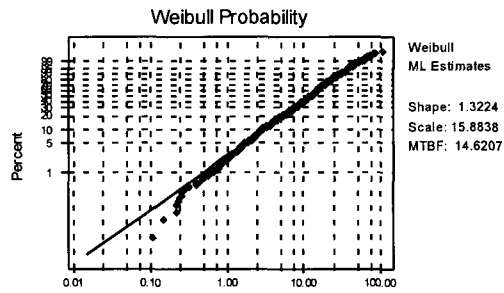
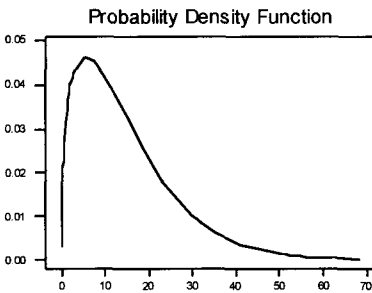


e) LP-PM10

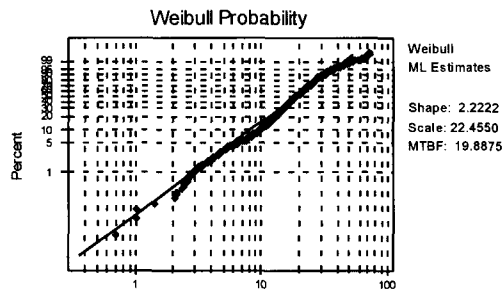
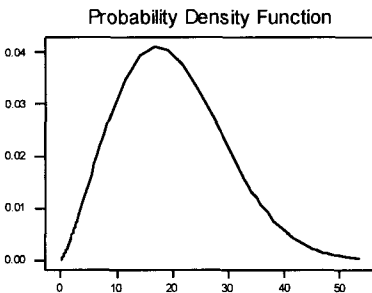
Figura C1. Funciones de Distribución de Probabilidad de a) Monóxido de Carbono, CO; b) Bióxido de azufre, SO₂; d) Ozono, O₃; e) Bióxido de nitrógeno, NO₂ y e) Partículas PM₁₀, en la estación de monitoreo La Pastora.



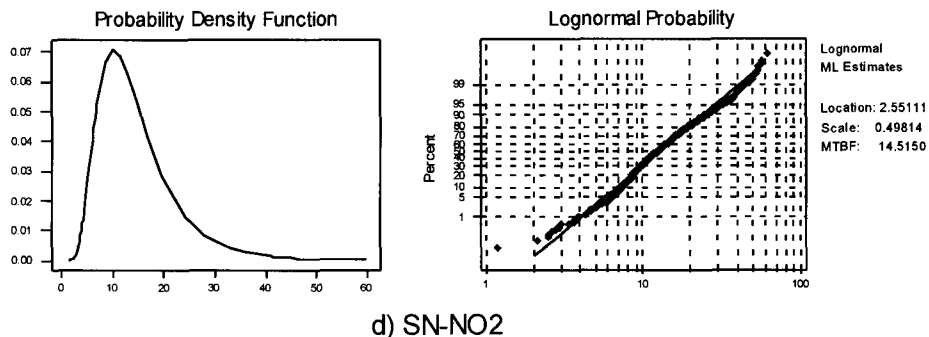
a) SN-CO



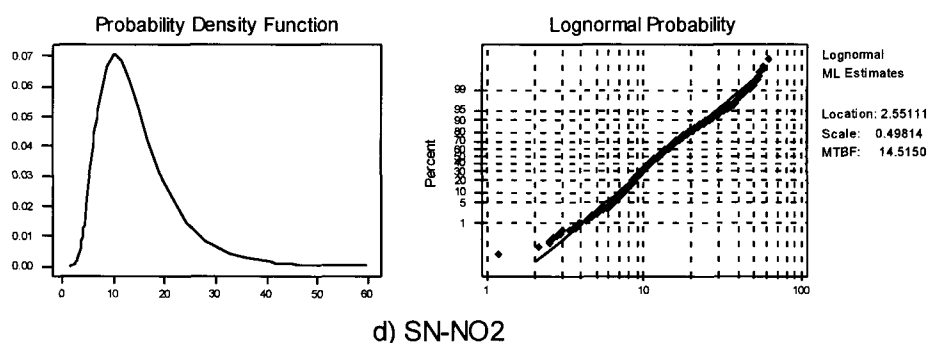
b) SN-SO2



c) SN-O3

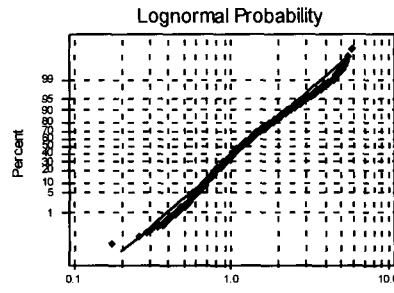
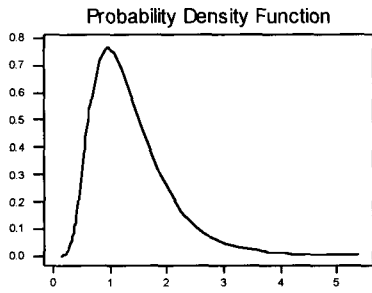


d) SN-NO2



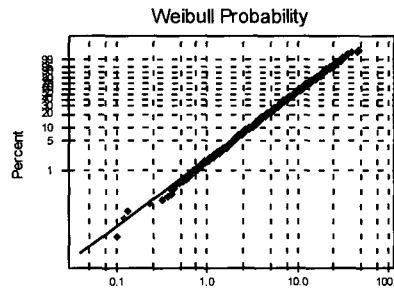
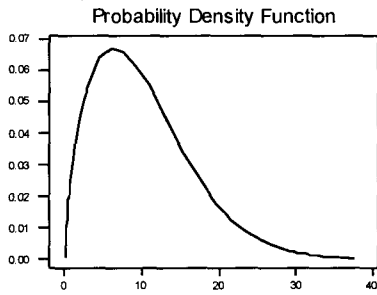
d) SN-NO2

Figura C2. Funciones de Distribución de Probabilidad de a) Monóxido de Carbono, CO; b) Bióxido de azufre, SO₂; d) Ozono, O₃; e) Bióxido de nitrógeno, NO₂ y e) Partículas PM₁₀, en la estación de monitoreo San Nicolás.



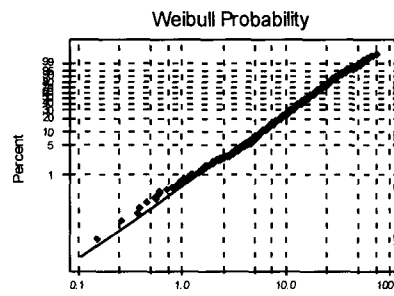
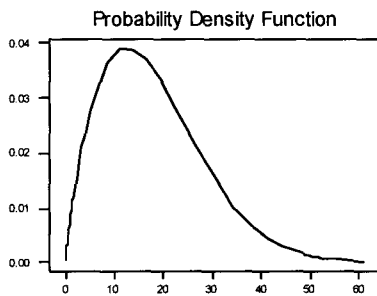
Lognormal
ML Estimates
Location: 0.183712
Scale: 0.485269
MTBF: 1.35182

a) OB-CO



Weibull
ML Estimates
Shape: 1.6188
Scale: 11.3811
MTBF: 10.1933

b) OB-SO2



Weibull
ML Estimates
Shape: 1.7457
Scale: 20.1800
MTBF: 17.9752

c) OB-O3

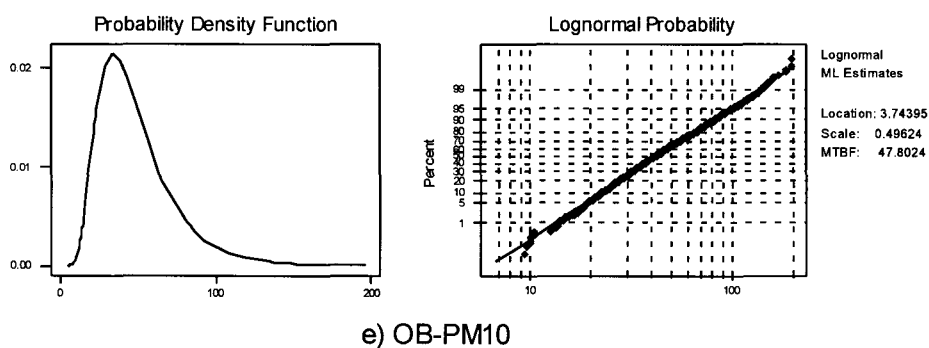
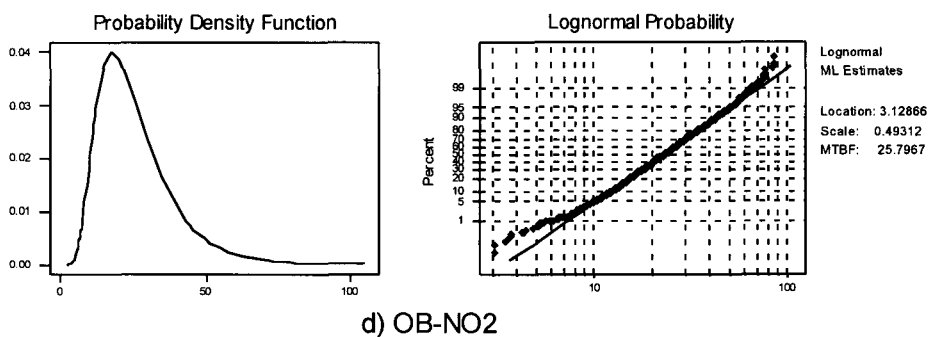
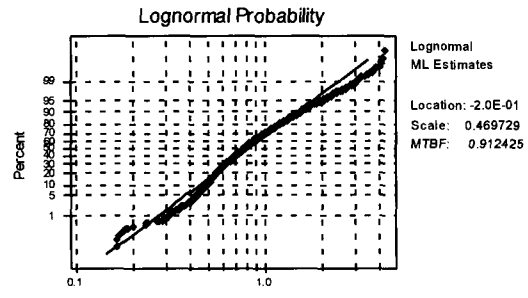
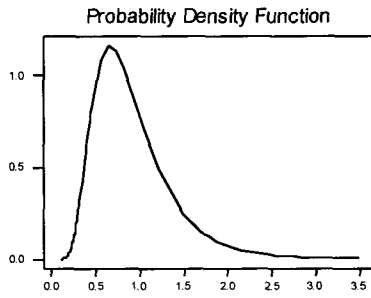
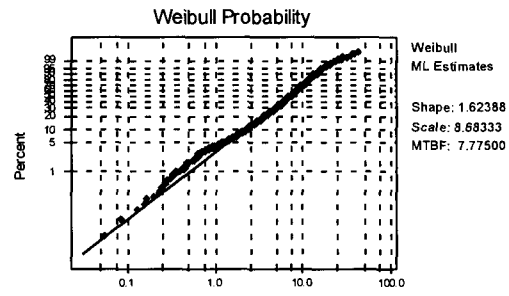
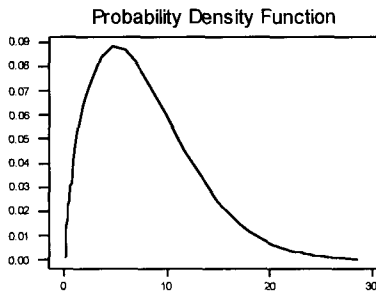


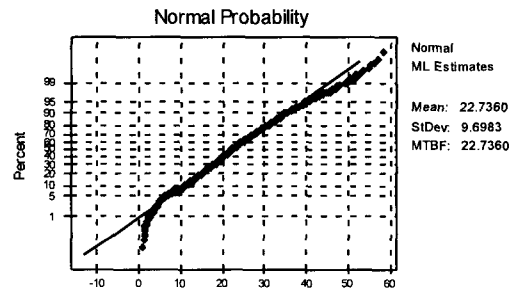
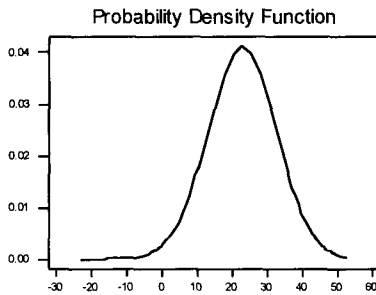
Figura C3. Funciones de Distribución de Probabilidad de a) Monóxido de Carbono, CO; b) Bióxido de azufre, SO₂; d) Ozono, O₃; e) Bióxido de nitrógeno, NO₂ y e) Partículas PM₁₀, en la estación de monitoreo El Obispado.



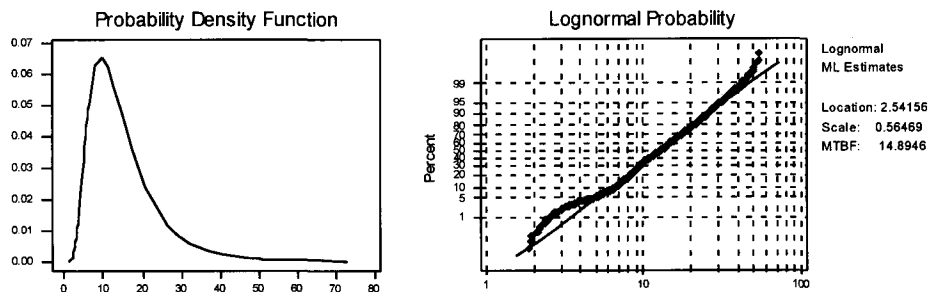
a) SB-CO



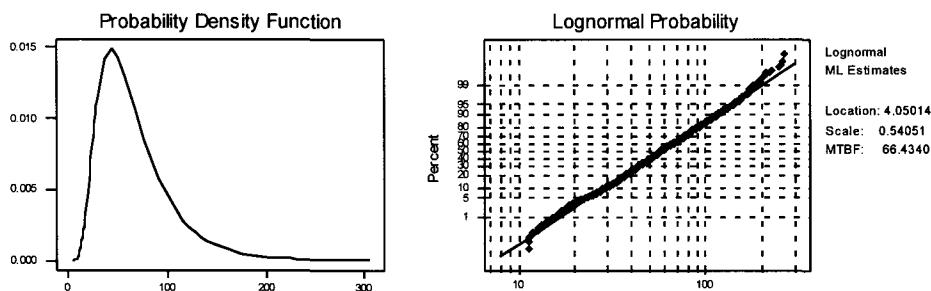
b) SB-SO2



c) SB-O3

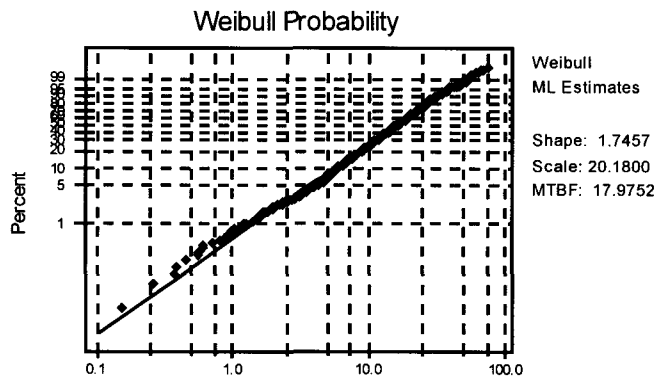
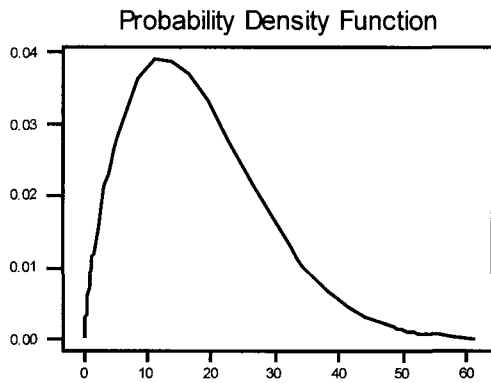
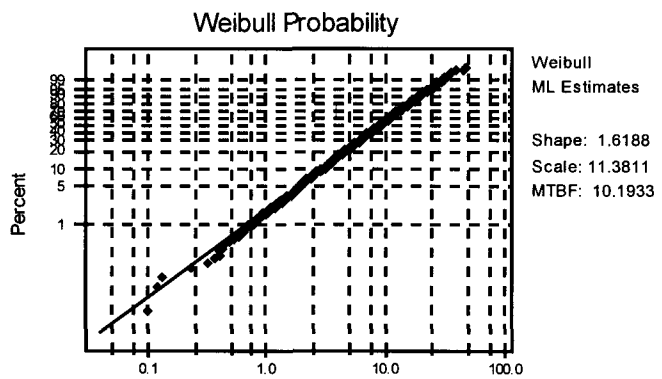
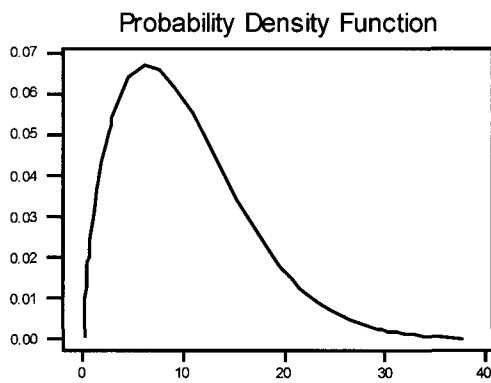
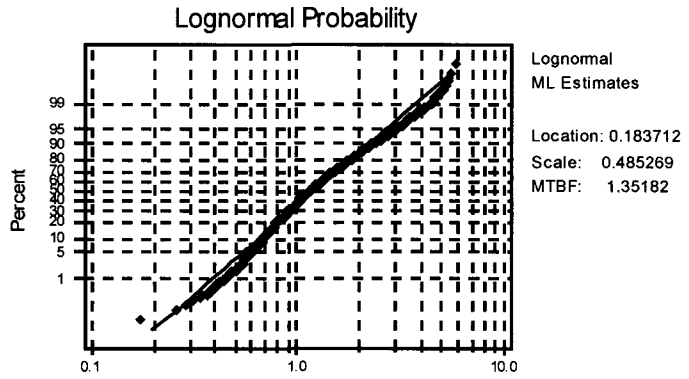
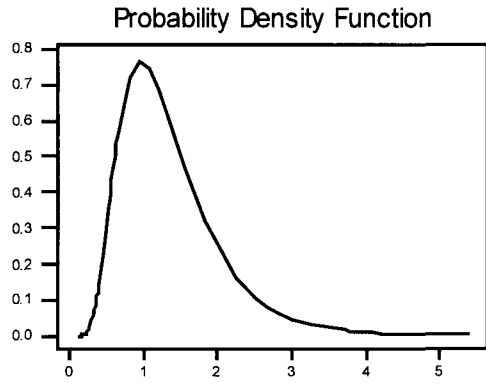


d) SB-NO2

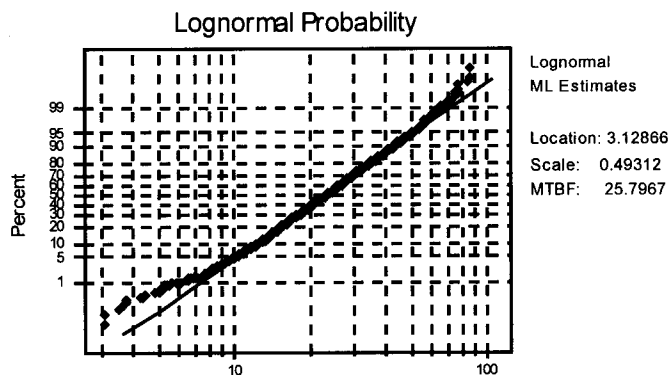
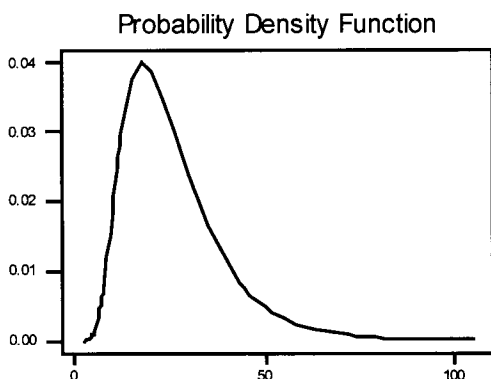


e) SB-PM10

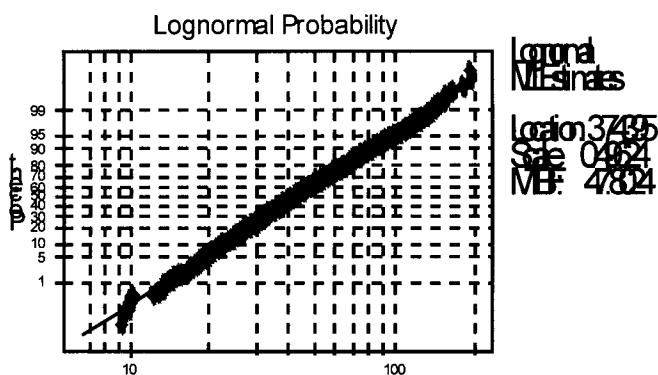
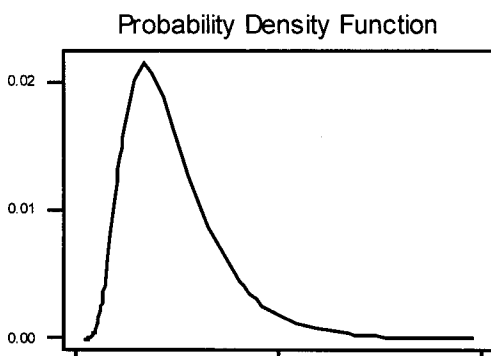
Figura C4. Funciones de Distribución de Probabilidad de a) Monóxido de Carbono, CO; b) Bióxido de azufre, SO₂; d) Ozono, O₃; e) Bióxido de nitrógeno, NO₂ y e) Partículas PM₁₀, en la estación de monitoreo San Bernabé.



c) SC-O3



d) SC-NO2



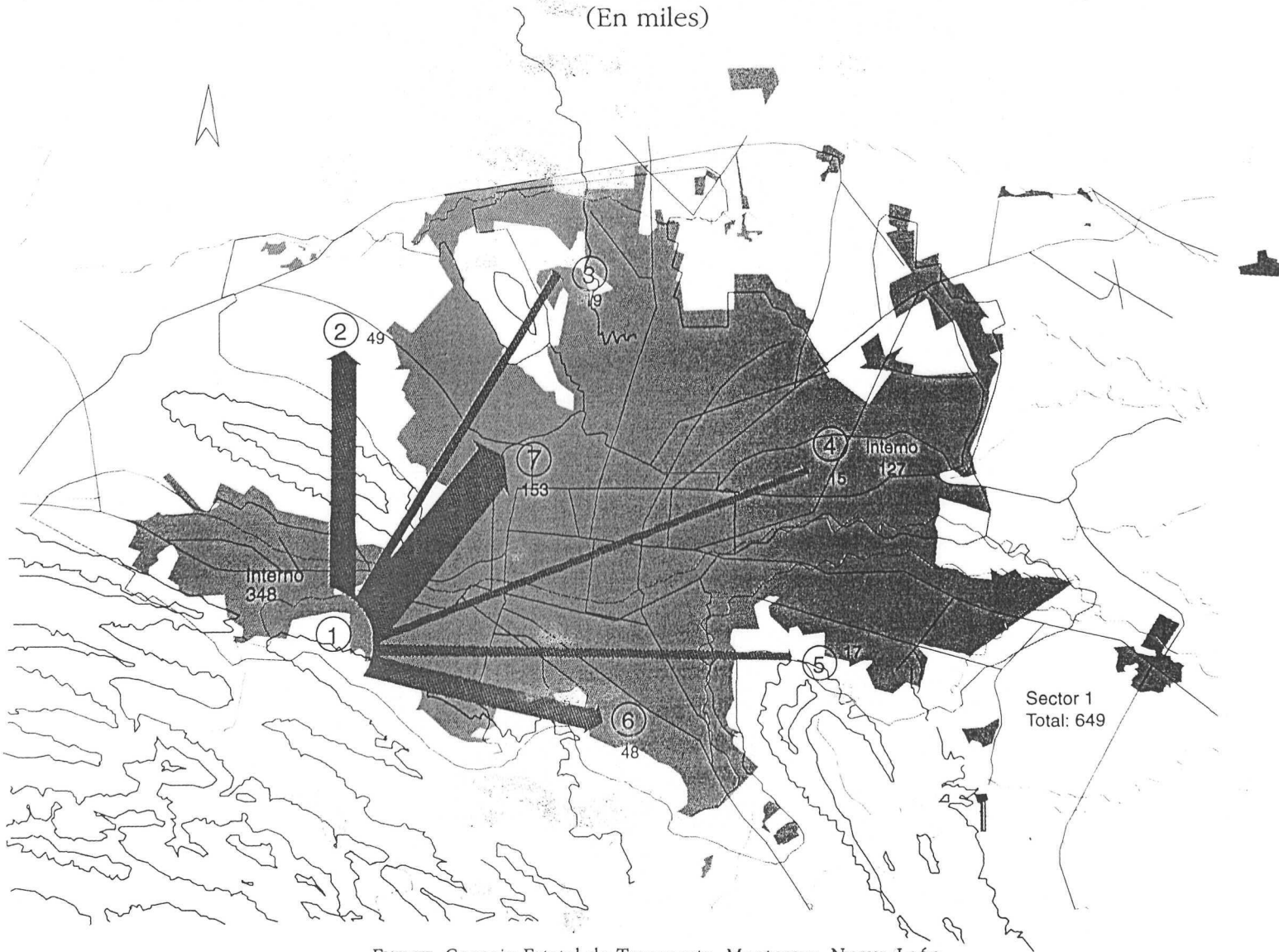
e) SC-PM10

Figura C5. Funciones de Distribución de Probabilidad de a) Monóxido de Carbono, CO; b) Bióxido de azufre, SO₂; d) Ozono, O₃; e) Bióxido de nitrógeno, NO₂ y e) Partículas PM₁₀, en la estación de monitoreo Santa Catarina.

APENDICE D

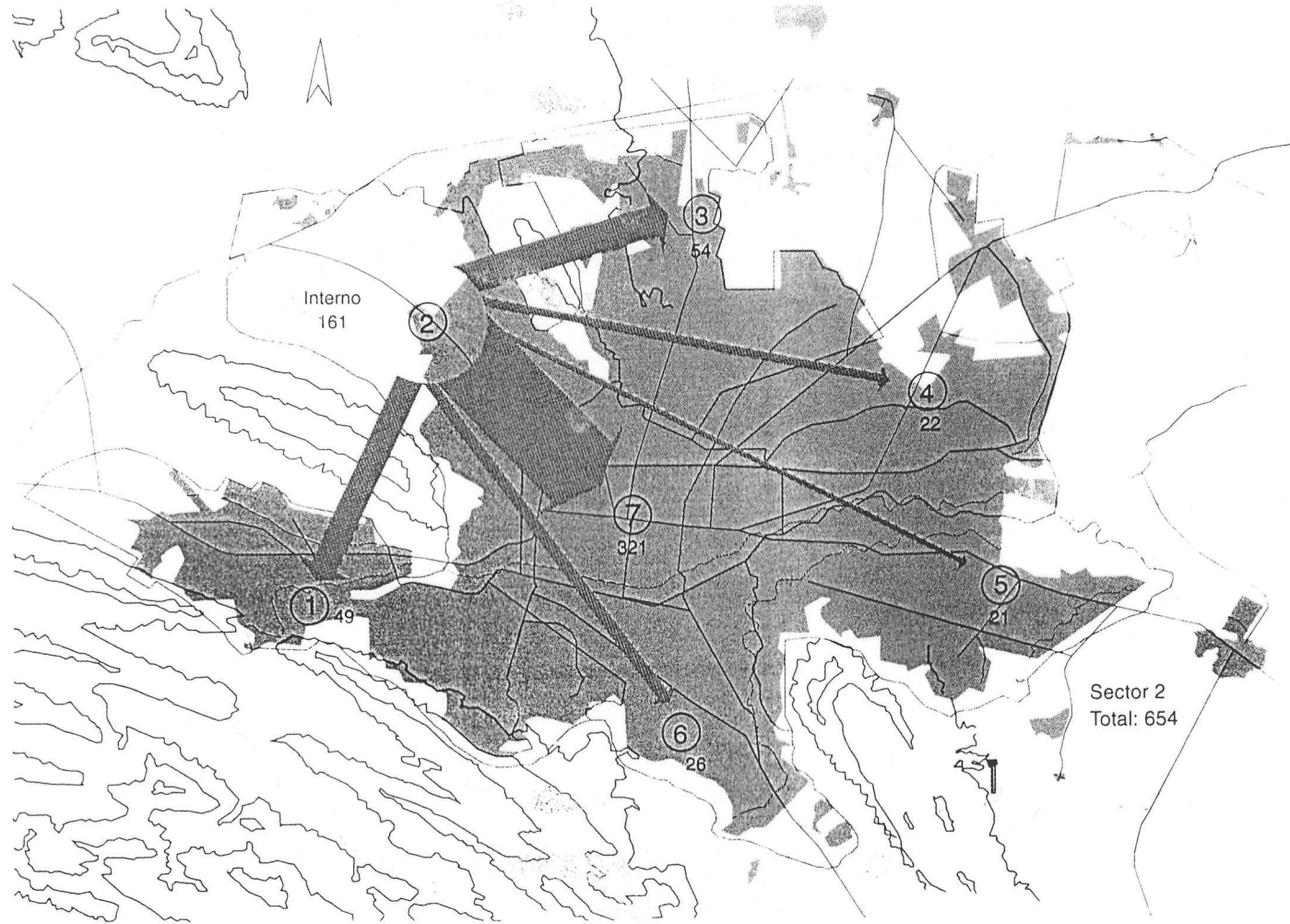
En este apéndice se muestran los mapas con los desplazamientos diarios de la población adulta en el AMM. La zona urbana fue dividida en siete sectores: poniente, norponiente, norte, oriente, suroriente, sur y centro, de acuerdo a la cantidad de personas que se trasladan de cada sector hacia los demás sectores durante el día. La información fue generada por el Consejo Estatal de Transporte de Monterrey, Nuevo León, y fue presentada en el documento *Atlas de Monterrey*, 1995, editado por el Gobierno del estado de Nuevo León y la Universidad Autónoma de Nuevo León, Colegio de México y Estudios Urbanos de Nuevo León.

Mapa 5.5.2
 AMM: LÍNEAS DE DESPLAZAMIENTOS DIARIOS DEL SECTOR PONIENTE (1), 1990
 (En miles)



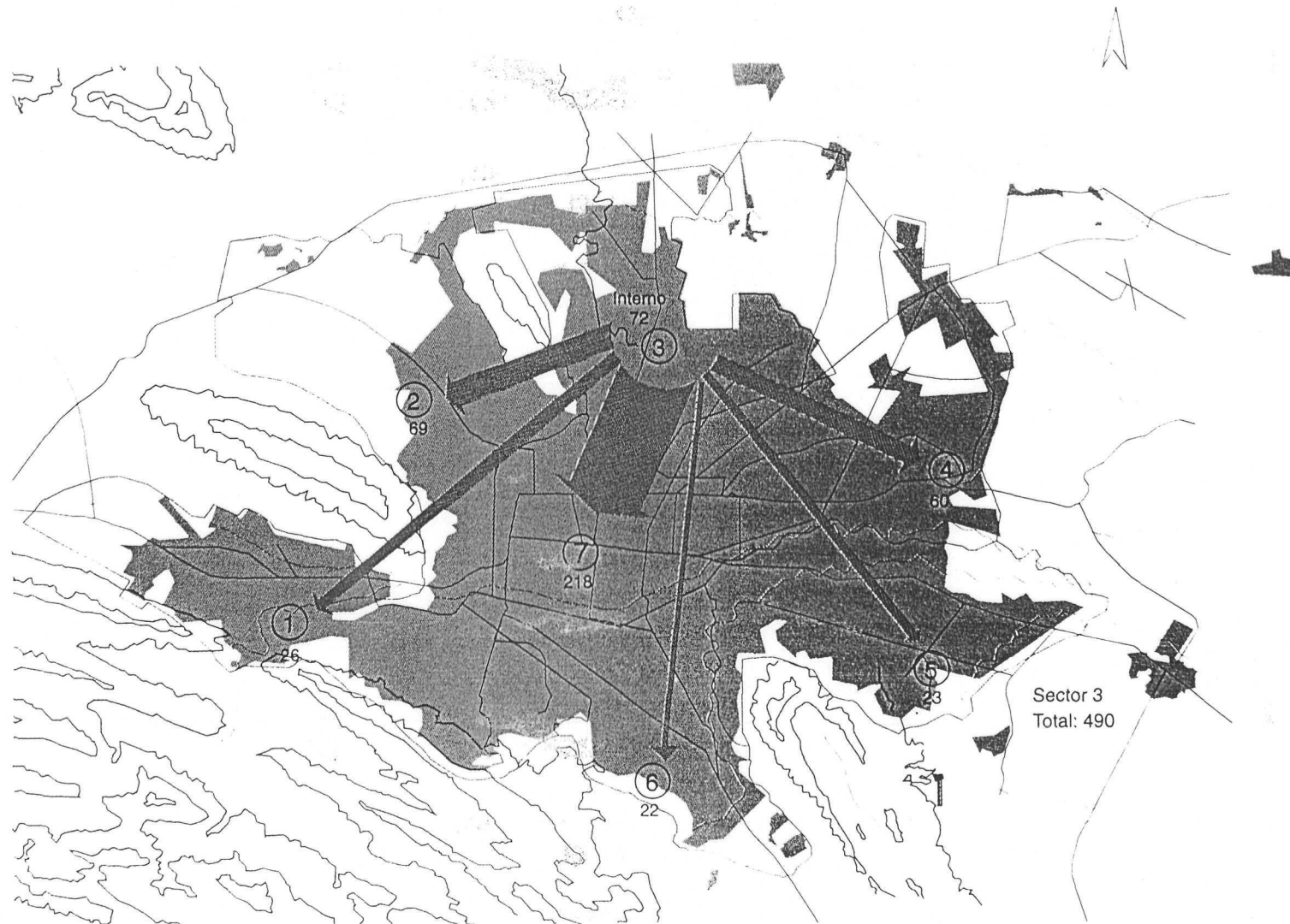
FUENTE: Consejo Estatal de Transporte, Monterrey, Nuevo León.

Mapa 5.5.3
AMM: LÍNEAS DE DESPLAZAMIENTOS DIARIOS DEL SECTOR NORPONIENTE (2), 1990
(En miles)



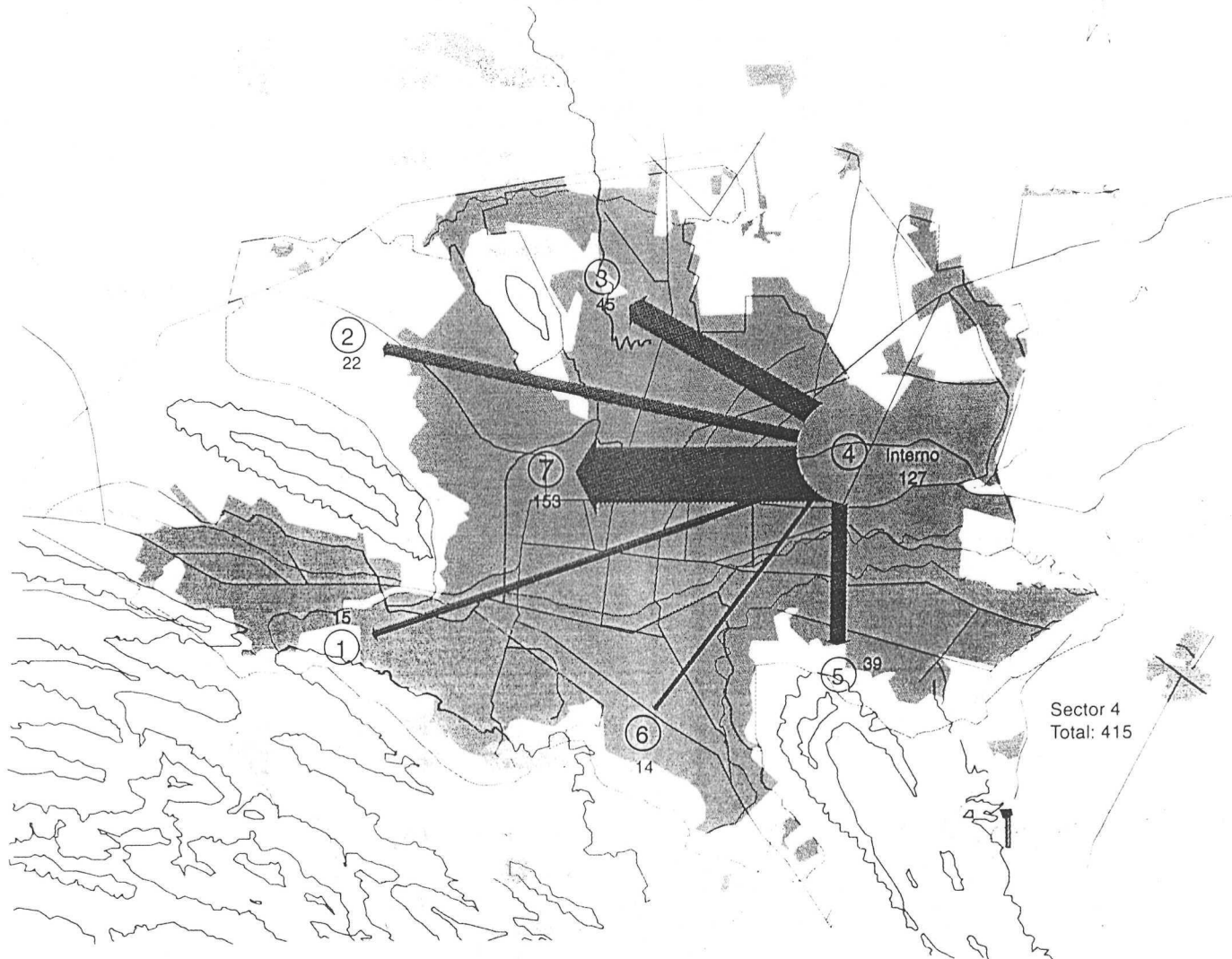
FUENTE: Consejo Estatal de Transporte, Monterrey, Nuevo León.

Mapa 5.5.4
AMM: LÍNEAS DE DESPLAZAMIENTOS DIARIOS DEL SECTOR NORTE (3), 1990
(En miles)



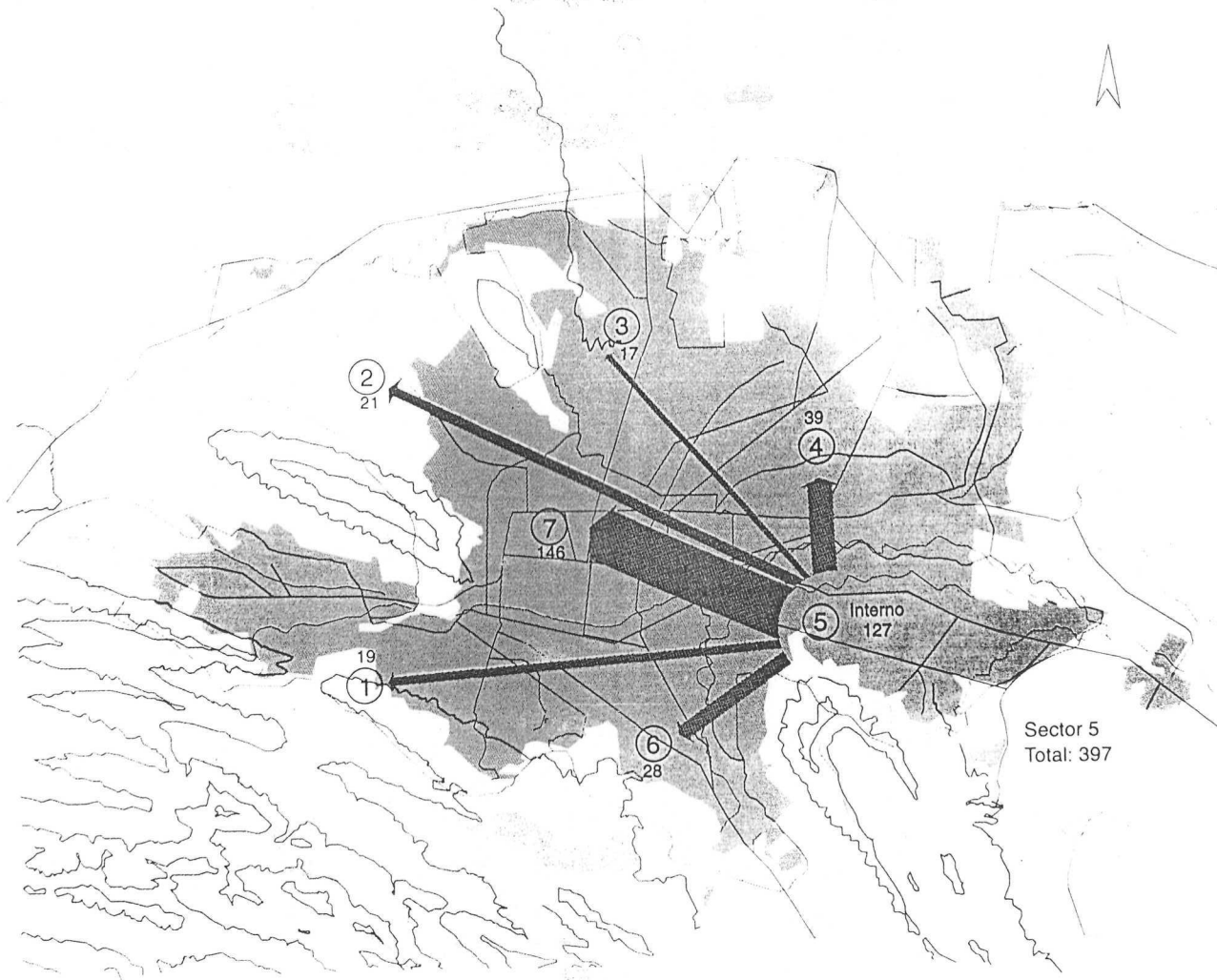
FUENTE: Consejo Estatal de Transporte, Monterrey, Nuevo León.

Mapa 5.5.5
AMM: LÍNEAS DE DESPLAZAMIENTOS DIARIOS DEL SECTOR ORIENTE (4), 1990
(En miles)



FUENTE: Consejo Estatal de Transporte, Monterrey, Nuevo León.

Mapa 5.5.6
AMM: LÍNEAS DE DESPLAZAMIENTOS DIARIOS DEL SECTOR SURORIENTE (5), 1990
(En miles)



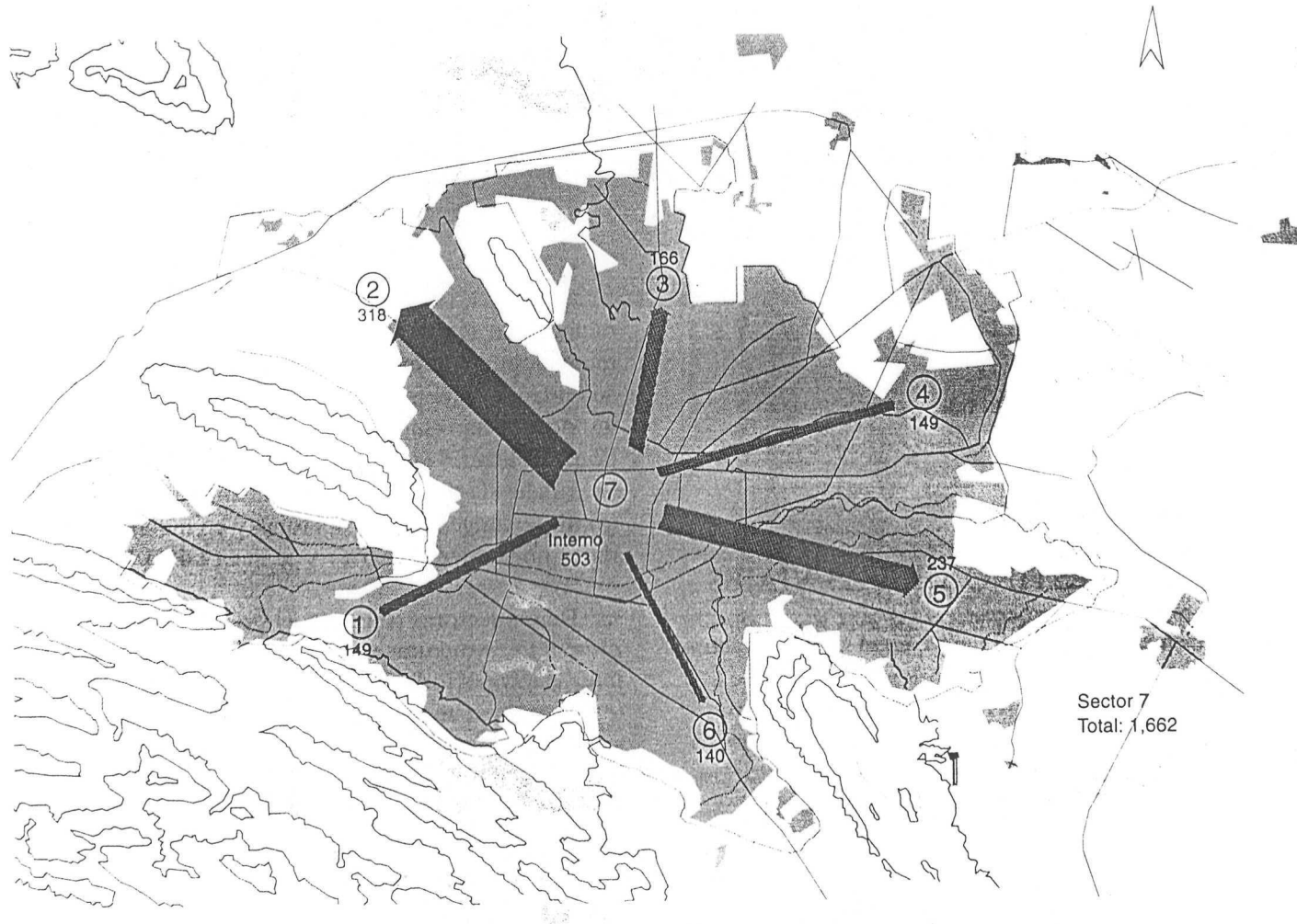
FUENTE: Consejo Estatal de Transporte, Monterrey, Nuevo León.

Mapa 5.5.7
AMM: LÍNEAS DE DESPLAZAMIENTOS DIARIOS
DEL SECTOR SUR (6), 1990
(En miles)



FUENTE: Consejo Estatal de Transporte, Monterrey, Nuevo León.

Mapa 5.5.8
AMM: LÍNEAS DE DESPLAZAMIENTOS DIARIOS DEL SECTOR CENTRO (7), 1990
(En miles)



FUENTE: Consejo Estatal de Transporte, Monterrey, Nuevo León.

Centro de Información-Biblioteca



30002005854179