

INSTITUTO TECNOLÓGICO Y DE ESTUDIOS SUPERIORES DE MONTERREY

**CAMPUS MONTERREY
DIVISIÓN DE INGENIERÍA
PROGRAMA DE GRADUADOS EN INGENIERÍA**



**TECNOLÓGICO
DE MONTERREY**

**APLICACIÓN DE UN MODELO DE CALIDAD DEL AIRE “UNA-ATMÓSFERA” A LA ZONA DE
MEXICALI-VALLE IMPERIAL**

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS
ESPECIALIDAD EN SISTEMAS AMBIENTALES**

POR:

ARTURO MORÁN ROMERO

MONTERREY, N.L.

ENERO DE 2010

INSTITUTO TECNOLÓGICO Y DE ESTUDIOS SUPERIORES DE MONTERREY

CAMPUS MONTERREY

**DIVISIÓN DE INGENIERÍA
PROGRAMA DE GRADUADOS EN INGENIERÍA**

Los miembros del comité de tesis recomendamos que el presente proyecto de tesis presentado por el Ing. Arturo Morán Romero sea aceptado como requisito parcial para obtener el grado académico de:

**Maestro en Ciencias
Especialidad en Sistemas Ambientales**

Comité de Tesis:

Dr. Alberto Mendoza Domínguez
Asesor

Dr. Gerardo Manuel Mejía Velázquez
Sinodal

Dr. Alejandro Montesinos Castellanos
Sinodal

Aprobado:

Dr. Alberto Mendoza Domínguez
Director del Programa de Maestría en
Sistemas Ambientales

Enero, 2010

AGRADECIMIENTOS

La elaboración de la presente tesis no pudo haber sido posible sin el apoyo de LASPAU: Academic and Professional Programs for the Americas, a través de su “Programa de Reducción del Ozono y Mejora de la Calidad del Aire en la Frontera”.

Así mismo agradezco a la Cátedra de investigación en contaminación atmosférica por apoyar el desarrollo de este estudio.

Especial agradecimiento a mi asesor y profesor, Dr. Alberto Mendoza, así como a su esposa Gaby Ortiz.

Agradezco la colaboración y asesoría del Dr. Armistead Russell, Dr. Yongtao Hu y M.C. Santosh Chandru del Georgia Institute of Technology.

Igualmente al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y al Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey por el apoyo económico en mis estudios de maestría.

A mis sinodales, Dr. Gerardo Mejía y Dr. Alejandro Montesinos.

Hago énfasis en el apoyo de mi amiga Ana Yael Vanoye, por su colaboración, ayuda y asesoría.

A mi familia, Naty, Chente, Jorge y Sucel, gracias por ayudarme a salir adelante.

A Melissa, por ser mi compañera, darme su amor y comprensión.

Gracias por los buenos días en el edificio CEDES, a mis amigos, Carlos, Mary, Hugo, Brenda, Lucy, Nacho, Malena, Adriana, Harim, Natalia, Ivette, Nyree, Marco, Aída, Norma y Ale.

Al final pero no menos importantes, a mis amigos Gus, Iskra y Agus, por su ayuda y optimismo.

RESUMEN

La ciudad de Mexicali, BC, es una de las ciudades mexicanas con mayores niveles de contaminación atmosférica. Con el fin de tener un mejor entendimiento de la dinámica de contaminantes fotoquímicos en la zona fronteriza entre el Valle de Mexicali y el Valle Imperial en California, particularmente ozono, se realizó la aplicación de un modelo de calidad del aire “una-atmosfera” CMAQ (versión 4.4). El dominio de modelación se definió como una serie de mallas anidadas con resoluciones espaciales de 36, 12 y 4 km; estando el último de éstos centrado en el Valle de Mexicali/Imperial. En la vertical, el dominio consta de 13 capas verticales y cuenta con una altura de aproximadamente 15 km medidos a partir del nivel del suelo. El episodio de modelación seleccionado fue del 18 al 27 de Agosto de 2001. El sistema de modelación consistió en el uso de campos meteorológicos obtenidos del modelo MM5 en un estudio previo e inventarios de emisiones obtenidos del modelo de procesamiento de emisiones SMOKE. Cabe mencionar que esta es la primera aplicación de un modelo de calidad del aire como CMAQ a la región del Valle de Mexicali/Imperial.

Se simularon un caso base y 3 casos de estudio fundamentados en estrategias de control de emisiones provenientes de fuentes móviles en el Estado de Baja California. El sistema de modelación arroja como resultados más significativos en Mexicali la reducción de concentraciones de CO, NO₂, SO₂ y O₃ de hasta 1.5%, 2.5%, 10% y 1%, respectivamente, para una estrategia basada en la reducción del contenido de azufre en gasolina. La mejora en la calidad del aire de la zona, primordialmente para concentraciones de ozono, debe involucrar más de una sola estrategia de control y una proporción indicada de disminución de emisiones de hidrocarburos con respecto a óxidos de nitrógeno.

CONTENIDO

1. Introducción.	1
1.2. Antecedentes.	1
1.2. Justificación.	3
1.3. Objetivos.	4
1.3.1. Objetivo General.	4
1.3.2. Objetivos Específicos.	4
1.4. Alcances.	4
2. Antecedentes Técnicos.	6
2.1. Modelación Atmosférica.	6
2.2. Clasificación de los Modelos de Calidad del Aire.	7
2.3. Modelos de Calidad del Aire “Una-atmósfera”.	9
2.3.1. Datos Meteorológicos de Entrada.	11
2.3.2. Datos de Emisiones de Entrada.	12
2.3.3. Community Multiscale Air Quality Model (CMAQ).	13
2.4. Modelación Atmosférica en Mexicali, B.C.	15
3. Metodología.	17

3.1. Dominio, episodios y especificaciones generales.	18
3.2. Caso Base.	20
3.3. Escenarios.	21
3.3.1. Regulación del contenido de azufre en gasolina.	22
3.3.2. Sustitución de un porcentaje vehículos convencionales por automóviles híbridos en la zona.	25
3.3.3. Sustitución de un porcentaje de automóviles que usan gasolina común por vehículos que utilicen gasolina con etanol.	27
3.4. Evaluación del desempeño del modelo.	29
3.5. Comparación de escenarios.	30
4. Resultados.	31
4.1. Emisiones.	31
4.2. Concentraciones en Caso Base.	38
4.2.1. Evaluación Estadística del Modelo.	40
4.2.2. Concentraciones de Monóxido de Carbono en el caso base.	42
4.2.3. Concentraciones de Bióxido de Nitrógeno en el caso base.	45
4.2.4. Concentraciones de Bióxido de Azufre en el caso base.	48
4.2.5. Concentraciones de Ozono Troposférico en el caso base.	51
4.3. Concentraciones en Casos de Estudio.	54

4.3.1. Concentraciones de Monóxido de Carbono en casos de estudio.	55
4.3.2. Concentraciones de Bióxido de Nitrógeno en casos de estudio.	58
4.3.3. Concentraciones de Bióxido de Azufre en casos de estudio.	61
4.3.4. Concentraciones de Ozono Troposférico en casos de estudio.	63
4.4. Corrección de emisiones.	66
4.5. Discusión de resultados.	70
5. Conclusiones y Recomendaciones.	73
5.1. Conclusiones.	73
5.2. Recomendaciones.	74
REFERENCIAS.	76
NOMENCLATURA Y ACRÓNIMOS.	83
VITA.	85

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Nombre	Pág.
Figura 1.1	Proceso esquemático de planeación de control de la calidad del aire.	2
Figura 2.1	Modelo de transporte químico regional.	7
Figura 2.2	Estructura del Sistema de Modelación CMAQ.	14
Figura 3.1	Diagrama de flujo de la metodología.	18
Figura 3.2	Definición de dominios anidados para la aplicación de SMOKE y CMAQ.	19
Figura 3.3	Diagrama de condiciones iniciales y de borde.	21
Figura 3.4	Cálculo de porcentaje de cambio de emisiones de CO para caso 3.	28
Figura 4.1	Serie de tiempo para emisiones totales de CO en el caso base. ...	32
Figura 4.2	Serie de tiempo para la diferencia de emisiones de CO del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.	32
Figura 4.3	Serie de tiempo para emisiones totales de NO _x en el caso base. ...	33
Figura 4.4	Serie de tiempo para la diferencia de emisiones de NO _x del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.	33
Figura 4.5	Serie de tiempo para emisiones totales de SO ₂ en el caso base. ...	34
Figura 4.6	Serie de tiempo para la diferencia de emisiones de SO ₂ del caso base menos las resultantes del caso 1.	34

Figura	Nombre	Pág.
Figura 4.7	Mapa de referencia de la zona de estudio.	36
Figura 4.8	Distribución espacial de las emisiones de CO para el 22 de agosto de 2001 (promedio entre las 0:00 y 01:00 hrs, GMT) para el caso base.	37
Figura 4.9	Distribución espacial de las emisiones de NO _x para el 22 de agosto de 2001 (promedio entre las 0:00 y 01:00 hrs, GMT) para el caso base.	37
Figura 4.10	Distribución espacial de las emisiones de SO ₂ para el 22 de agosto de 2001 (promedio entre las 0:00 y 01:00 hrs, GMT) para el caso base.	38
Figura 4.11	Serie de tiempo para velocidades de viento en la ciudad de Mexicali.	39
Figura 4.12	Serie de tiempo para alturas de capa de mezclado en la ciudad de Mexicali.	39
Figura 4.13	Serie de tiempo para concentraciones CO en el caso base.	43
Figura 4.14	Mapas de concentración de CO en el dominio de 4 km.	45
Figura 4.15	Serie de tiempo para concentraciones NO ₂ en el caso base.	46
Figura 4.16	Mapas de concentración de NO ₂ en el dominio de 4 km.	48
Figura 4.17	Serie de tiempo para concentraciones SO ₂ en el caso base.	49
Figura 4.18	Mapas de concentración de SO ₂ en el dominio de 4 km.	51
Figura 4.19	Serie de tiempo para concentraciones O ₃ en el caso base.	52
Figura 4.20	Mapas de concentración de O ₃ en el dominio de 4 km.	54

Figura	Nombre	Pág.
Figura 4.21	Relación de concentraciones de monóxido de carbono de los casos de estudio contra el caso base.	56
Figura 4.22	Serie de tiempo para la diferencia de concentraciones de CO del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.	56
Figura 4.23	Mapas de diferencia de concentraciones de CO del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.	58
Figura 4.24	Relación de concentraciones de bióxido de nitrógeno de los casos de estudio contra el caso base.	59
Figura 4.25	Serie de tiempo para la diferencia de concentraciones de NO ₂ del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.	59
Figura 4.26	Mapas de diferencia de la diferencia de concentraciones de NO ₂ del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.	60
Figura 4.27	Relación de concentraciones de bióxido de azufre de los casos de estudio contra el caso base.	61
Figura 4.28	Serie de tiempo para la diferencia de concentraciones de SO ₂ del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.	62
Figura 4.29	Mapas de diferencia de la diferencia de concentraciones de SO ₂ del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.	63
Figura 4.30	Relación de concentraciones de ozono troposférico de los casos de estudio contra el caso base.	65
Figura 4.31	Serie de tiempo para la diferencia de concentraciones de O ₃ del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.	65
Figura 4.32	Mapas de diferencia de la diferencia de concentraciones de O ₃ del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.	65
Figura 4.33	Diferencia porcentual de la concentración de CO entre las correcciones y el caso base.	66
Figura 4.34	Diferencia porcentual de la concentración de NO ₂ entre las correcciones y el caso base.	67

Figura	Nombre	Pág.
Figura 4.35	Diferencia porcentual de la concentración de NO ₂ entre las correcciones y el caso base.	67
Figura 4.36	Mapas de diferencia de concentración de CO, NO ₂ y O ₃ de la corrección de emisiones con respecto al caso base.	69

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Nombre	Pág.
Tabla 3.1	Descripción del dominio de las mallas anidadas.	19
Tabla 3.2	Ponderación de parque vehicular por tipo de combustible y disminución de concentración de azufre.	23
Tabla 3.3	Incremento en emisiones de contaminantes con aumento de ppm de azufre en gasolina, base 40 ppm.	23
Tabla 3.4	Porcentajes de reducción de emisiones para el Caso 1.	25
Tabla 3.5	Cambio de emisión por especie para vehículos Honda Civic.	26
Tabla 3.6	Cambio de emisión por especie para vehículos Honda Accord.	26
Tabla 3.7	Cambio de emisión por especie para vehículos Ford Escape.	26
Tabla 3.8	Cambio de emisión por especie para vehículos Toyota Camry.	26
Tabla 3.9	Porcentajes ponderados de cambio de emisión por especie para el Caso 2.	27
Tabla 3.10	Disminución en las emisiones para el Caso 3.	28
Tabla 4.1	Análisis estadístico de desempeño respecto al O ₃ (valores en ppmv para DP y MREC, y % para DPN y ENP).	40
Tabla 4.2	Análisis del desempeño respecto al NO ₂ (valores en ppmv para DP y MREC, y % para DPN y ENP).	41
Tabla 4.3	Análisis del desempeño respecto al SO ₂ (valores en ppmv para DP y MREC, y % para DPN y ENP).	41

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

Los modelos de simulación de calidad del aire son herramientas importantes para la regulación, legislación e investigación en las comunidades. La legislación y regulación de control de contaminantes surgen en el momento en el que la acumulación de contaminantes comienza a afectar la salud de la población, y en algunos casos la visibilidad del paisaje que le da un valor agregado a ciertos lugares (Ching y Byun, 1999).

La toma de decisiones para llevar a cabo dicha legislación tiene un papel importante, en el sentido de que se deben tener buenas bases de información para no afectar económica o socialmente a la población sobre la cual se toman las medidas de control. Así mismo, se debe tomar en cuenta que los problemas de calidad del aire en un área, frecuentemente, se encuentran ligados a otras regiones geográficas y puede tener impactos regionales o globales. Las consecuencias de los vínculos entre áreas urbanas provocan que las concentraciones de contaminantes empiecen a afectar la calidad del aire de manera que el control local es ineficiente. Así, el manejo en la calidad del aire debe tomar una perspectiva más regional con un modelo de calidad lo suficientemente robusto para abarcar la mayor cantidad de zonas de influencia en el área de estudio (Russell, 1997).

Los modelos de calidad del aire son piezas esenciales para el control de los contaminantes en la atmósfera, así como para la investigación científica, donde se emplean como laboratorio numérico, y para la integración de conocimiento de cómo los procesos físicos y químicos afectan a las concentraciones de contaminantes. En cuanto al primer aspecto, control de contaminantes en la atmósfera, los modelos se aplican para el cálculo de cambios en las concentraciones de contaminantes con respecto a cambios en las emisiones (Russell, 1997).

El esquema de planeación de medidas de control de la Figura 1.1 muestra las interacciones de los sectores involucrados en el manejo de la calidad del aire, la parte política y la técnica. Una de las principales conclusiones al observarlo es que, para que los resultados de la parte científica tengan impacto en forma práctica, necesitan ser tomados en cuenta por la parte política. Pero quizás lo más importante es aclarar que este último sector estaría tomando decisiones no acertadas sin la debida información que los modelos de calidad del aire pueden ofrecer. De ahí el fracaso de programas que no toman en cuenta los factores particulares que influyen en la zona donde se aplican.

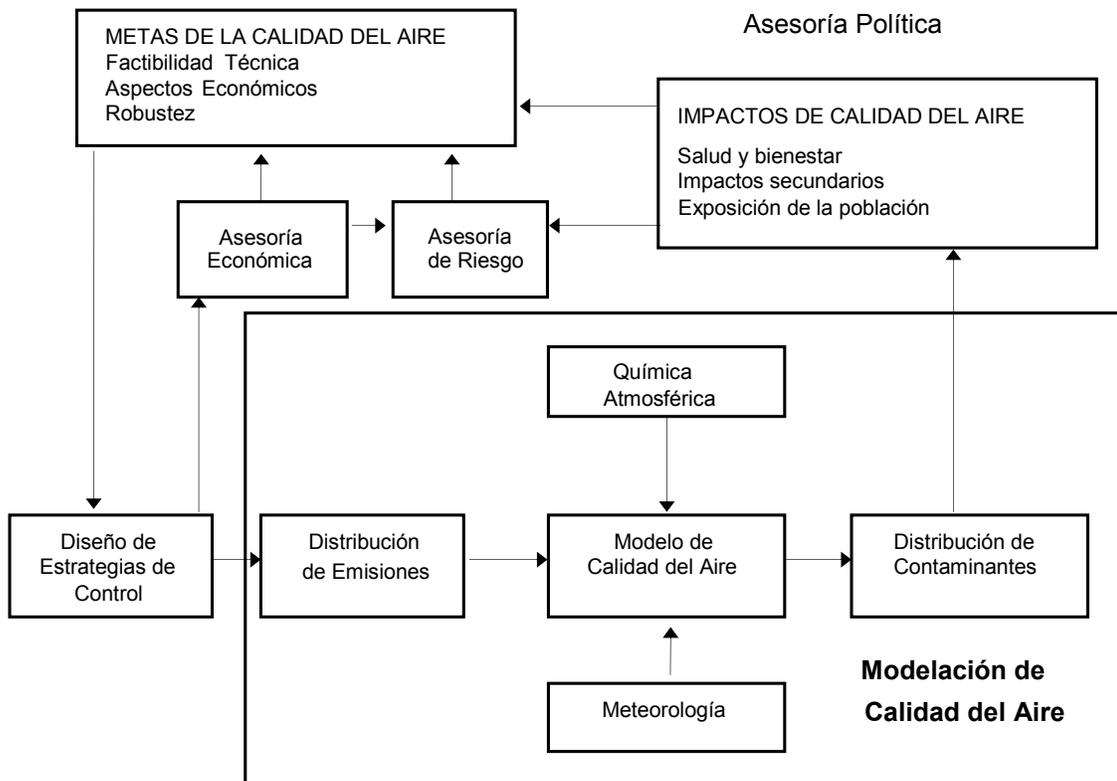


Figura 1.1. Proceso esquemático de planeación de control de la calidad del aire (Russell, 1997).

Los modelos de calidad del aire constituyen una parte indispensable dentro del proceso de la planeación y administración de la calidad del aire, tomando en cuenta que son la herramienta más adecuada con que se cuenta para evaluar la respuesta de la atmósfera a distintas medidas de control (Russell, 2000).

1.2. Justificación

La ciudad de Mexicali, B.C. es la tercer ciudad más contaminada del país, ocupando además el segundo lugar con respecto a contaminación por partículas menores a 10 μm . Por otra parte, el condado de Valle Imperial, en California, Estados Unidos, también se caracteriza por no cumplir con los estándares de calidad del aire aplicables a ozono, partículas y monóxido de carbono (Collins et al., 2001).

Mexicali es, además una de las siete ciudades que el Instituto Nacional de Ecología (INE) de México considera con mayor importancia en cuanto a gestión de calidad del aire. El problema de la contaminación atmosférica en la región se atribuye principalmente a las características físicas de los suelos, las condiciones meteorológicas, la falta de pavimentación de aproximadamente un 55 por ciento del área urbana, el parque vehicular y la industria. Uno de los factores que contribuye más significativamente a la deficiente calidad del aire de la región lo constituyen las emisiones emanadas de la gran cantidad de automóviles y autobuses urbanos, que suman aproximadamente 205,454 vehículos registrados y más 20,000 vehículos adicionales registrados en el extranjero (CEPA, 2006). Por otra parte, el transporte fronterizo de contaminantes entre Mexicali y Valle Imperial, es un problema creciente debido al incremento de las actividades industriales y comerciales en ciudades de la franja fronteriza de México y los Estados Unidos (Chandru, 2008).

Se propone, entonces, elaborar un estudio de calidad del aire de la ciudad de Mexicali, B.C., mediante la simulación de escenarios que sirvan como base de posibles estrategias de control de emisiones utilizando el modelo de calidad del aire “una atmósfera” Community Multiscale Air Quality Model, CMAQ.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo General

Evaluar el impacto de la implementación de estrategias de control de emisiones a la atmósfera por fuentes vehiculares en la ciudad de Mexicali, B.C., a través del uso del modelo de calidad del aire “una atmósfera” Community Multiscale Air Quality Model (CMAQ).

1.3.2. Objetivos Específicos

- Aplicar el modelo de calidad del aire CMAQ, en la ciudad de Mexicali, B.C., para simular la formación de contaminantes atmosféricos en la zona durante un episodio caracterizado como “caso base”.
- Realizar un análisis estadístico de los datos obtenidos de la aplicación del modelo al caso base para evaluar el desempeño del mismo.
- Simular casos de estudio basados en estrategias de control de emisiones sobre fuentes móviles, para determinar los posibles beneficios de su implementación.

1.4. Alcances

El estudio presentado en esta tesis se basa en la modelación de un episodio con altos niveles de O₃ en la región durante el período del Verano de 2001. El dominio de modelación empleado considera transporte regional, principalmente entre el sur de California y Arizona y norte de Baja California.

Se presentan datos de concentraciones de CO (monóxido de carbono), NO₂ (dióxido de nitrógeno), SO₂ (dióxido de azufre) y O₃ (ozono) reportados por estaciones de monitoreo ambiental y se compararán con los datos arrojados por el modelo de calidad del aire CMAQ con el fin de realizar una evaluación estadística del desempeño del mismo.

Los escenarios a simular toman en cuenta solamente fuentes móviles, debido a que son la fuente principal de emisión de las especies contaminantes definidas para el estudio.

Los casos propuestos son:

- a) Caso 1. Regulación del contenido de azufre en gasolina.
- b) Caso 2. Sustitución de un porcentaje vehículos convencionales por automóviles híbridos en la zona.
- c) Caso 3. Sustitución de un porcentaje de automóviles que usan gasolina común por vehículos que utilicen gasolina reformulada con etanol.

En cada escenario, se modificaron las emisiones de las siguientes especies químicas: CO, SO_x (óxidos de azufre), NO_x (óxidos de nitrógeno) y Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs). El modelo de emisiones empleado para procesar los cambios de emisiones fue el Sparse Matrix Operator Kernel Emissions (SMOKE), el cual forma parte del sistema de modelación de calidad del aire Models-3 de la EPA.

CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES TÉCNICOS

Las bases que sustentan el desarrollo de un modelo fotoquímico regional involucran conceptos matemáticos, estadísticos, computacionales, físicos y químicos. La descripción completa de cada uno de éstos, representan términos y conocimientos especializados que van mas allá de los alcances de la presente investigación. Los antecedentes técnicos tratan a grandes rasgos dichos temas, así como anteriores aplicaciones del mismo sistema de modelación que se ha utilizado en el desarrollo del proyecto hasta ahora descrito.

2.1. Modelación Atmosférica

La modelación atmosférica consiste en la representación matemática de los procesos atmosféricos químicos y físicos relevantes, los cuales son resueltos utilizando algoritmos numéricos para obtener concentraciones de contaminantes como función del tiempo y del espacio para una serie de emisiones contaminantes y condiciones meteorológicas (Peters et al.,1995; Seinfeld y Pandis, 1998; Jacobson, 1999; NARSTO, 2000; Russell y Dennis, 2000). Se tratan de modelos matemáticos que integran las diferentes fuentes emisoras en un solo sistema de simulación. Además, describen matemáticamente el transporte y transformación física y química de dichas emisiones. Continuamente se les refiere con nombres como modelos de calidad del aire, modelos de simulación de calidad del aire, modelos de contaminación del aire, modelos basados en emisiones, modelos basados en fuentes, modelos orientados a fuentes, etc. (NARSTO, 2006).

La Figura 2.1 describe a grandes rasgos las interacciones entre las diferentes partes que constituyen a un modelo de transporte regional. La información que proviene de un inventario de emisiones, así como datos demográficos y temporales son entradas de un sistema de procesamiento de emisiones. Datos geofísicos y observaciones meteorológicas, alimentan un modelo meteorológico. Este último junto al sistema de proceso de emisiones arrojan resultados con el mismo dominio espacial y temporal que

serán entradas para el Modelo de Transporte Químico Regional. El resultado final del sistema completo son las concentraciones de compuestos químicos en la atmosfera de una región determinada en un periodo de tiempo definido.

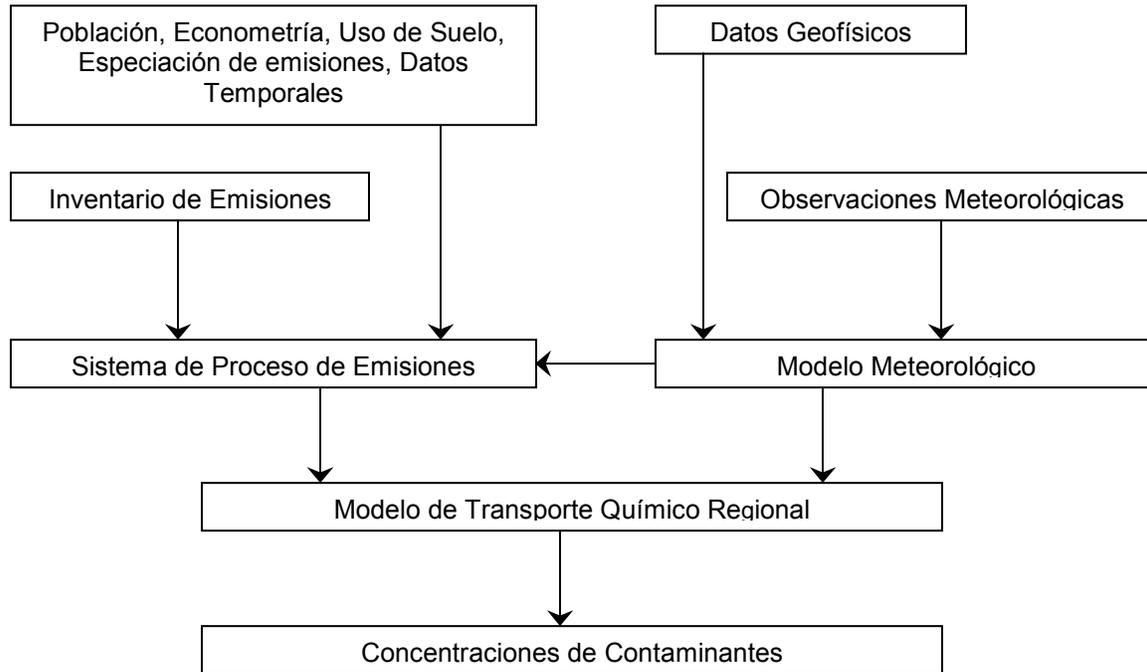


Figura 2.1. Modelo de transporte químico regional (NARSTO, 2000)

2.2. Clasificación de los Modelos de Calidad del Aire

La modelación atmosférica puede clasificarse en distintas formas. La Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU. (US EPA, por sus siglas en inglés), por ejemplo, divide el área de modelos de calidad del aire en:

- Modelos de Dispersión. Usados típicamente en procesos para estimar la concentración de contaminantes en la posición de receptores específicos a nivel del suelo rodeados por fuentes de emisión locales (EPA, 2006).

- Modelos Receptores. Son del tipo observacional; utilizan las características físicas y químicas de los gases y las partículas medidas en diversas fuentes y en un solo receptor para identificar las concentraciones en este último por contribución de las diversas fuentes (EPA, 2006).

- Modelos Fotoquímicos. Son usados típicamente como herramientas para establecer políticas de regulación, simulando los impactos de todas las posibles fuentes de emisión, estimando las concentraciones de contaminantes en aire ambiente y la depositación en seco o húmeda correspondiente de una variedad de especies químicas reactivas o inertes considerando típicamente grandes escalas espaciales (EPA, 2006). Son modelos de pronóstico que, una vez conocidos los contaminantes y sus precursores, además de las condiciones meteorológicas, predicen las concentraciones de gases en la combinación de representaciones fundamentales y empíricas de procesos atmosféricos (NARSTO, 2006).

Existen dos tipos de modelos fotoquímicos de calidad del aire: Lagrangianos o también conocidos como de trayectoria, los cuales tiene un sistema de referencia en movimiento, y Eulerianos, que utiliza un sistema de coordenadas fijo con respecto al suelo. Los primeros han sido adoptados por su simplicidad computacional, sin embargo, los procesos físicos que se pretenden representar por lo general son incompletos. Los modelos Eulerianos de tres dimensiones presentan una mejor caracterización de procesos físicos y así una mejor predicción de las concentraciones de especies a través de la atmósfera (EPA, 2006).

Cuando se habla de dimensiones, se pueden tomar en cuenta modelos cero dimensionales (modelo de caja), de una dimensión (columna), de dos dimensiones, y modelos de tres dimensiones (Graedel y Crutzen, 1992). La base para este último tipo de modelo es un balance de masa en un volumen, que a la vez está agrupado con otros similares, formando así una malla compuesta por celdas (Kumar y Russell, 1994). El dominio de la modelación atmosférica es el área que será simulada. Computacionalmente, son celdas con composición química uniforme. El tamaño de las celdas determina la resolución espacial del sistema (Graedel y Crutzen, 1992).

2.3. Modelos de Calidad del Aire “Una-atmósfera”

En el pasado, las aplicaciones de calidad del aire se enfocaban, ya sea en la depositación ácida o en los impactos del ozono de manera individual, y no colectivamente bajo el concepto “una atmósfera” (Boylan et al., 2002). El concepto de modelación “una atmósfera” cobró sentido práctico recientemente, en parte debido a la gran cantidad de recursos computacionales requeridos para la modelación de partículas finas y que ahora es posible atender con los sistemas de cómputo y almacenamiento de datos modernos (Zhang et al., 1999).

Para simular fenómenos climáticos y de calidad del aire de forma realista, es necesario cambiar el paradigma que se había estado empleando en el pasado para conformar los modelos atmosféricos. Anteriormente, diferentes procesos se trataban con modelos independientes. La perspectiva actual enfatiza que la influencia de las interacciones a diferentes escalas dinámicas y sobre los multicontaminantes no puede ser ignorada. Por ejemplo, las descripciones de los procesos críticos para producir depositación de oxidantes, ácidos, nutrientes y partículas finas están tan cercanamente relacionadas que no se les puede considerar por separado. La modelación apropiada de estos contaminantes atmosféricos requiere que los rangos de las escalas temporales y espaciales de las interacciones de multicontaminantes sean considerados simultáneamente. Un aspecto clave de la perspectiva “una atmósfera” es la descripción dinámica de la atmósfera (Byun, 1999).

Los modelos de calidad del aire de este tipo consideran como “un todo” a la atmósfera. Tratan de involucrar la mayoría de los fenómenos naturales que ocurren en ella sin dejar de hacer las suposiciones que matemáticamente hacen aplicable el modelo. La complejidad de los métodos matemáticos aplicados obliga solamente a mencionarlos, ya que no es objetivo fundamental del proyecto el desarrollarlos. Sin embargo, se pueden mencionar de forma cualitativa algunas de las suposiciones hechas en la modelación:

- Atmósfera adiabática incompresible.
- Atmósfera inelástica.
- Aproximación de atmósfera hidrostática.

Las partes que integran los modelos basados en el concepto “una atmósfera” son:

- Procesos de transporte. Está ligado con el proceso de dispersión, incluye advección horizontal y vertical relacionados con el flujo del viento, y difusión turbulenta. Se utilizan típicamente métodos de elementos finitos o volumen finito para resolver la ecuación de continuidad y poder resolver los problemas de advección horizontal y vertical (p. ej., Odman y Russell, 1991a, b). Algunos modelos de calidad del aire más sofisticados involucran el transporte por la presencia de nubes convectivas en el dominio de modelación.
- Procesos químicos. Consiste en la simulación de la cinética química de las reacciones en fase gaseosa a través de un mecanismo químico (Boylan et al., 2002). Incluye la formación de ozono y otros oxidantes, además de la oxidación de SO_2 , NO_x y compuestos orgánicos volátiles. Cabe señalar que la química inorgánica se representa detalladamente, mientras que la química orgánica se simplifica agrupando los compuestos orgánicos volátiles en grupos con reactividad similar o grupos funcionales parecidos (NARSTO, 2006).
- Módulo de aerosoles. Es capaz de simular concentraciones para la mayoría de los componentes primarios y secundarios en la atmósfera. Hay tres grupos de especies de aerosoles que la mayoría de los módulos de aerosoles acoplados a modelos de calidad del aire consideran: inertes, inorgánicos en equilibrio y orgánicos (Boylan et al., 2002).
- Procesos de depositación húmeda. Se encarga de la simulación de interacciones de nubes con las especies en fase gaseosa y en aerosol (Boylan et al., 2002).
- Procesos de depositación seca. Toma en cuenta las resistencias a la depositación debido al transporte turbulento cerca de la superficie terrestre, considerando que es función del tipo de uso de suelo predominante (Boylan et al., 2002).

A pesar de la evolución que los modelos de calidad del aire han experimentado en los últimos treinta años, su conocimiento y comprensión aún no están completos. Una de las principales fuentes de incertidumbre en los modelos es la información que se alimenta al modelo. Por ejemplo, distribución espacial y temporal de emisiones, especiación química de emisiones (particularmente la correspondiente a los compuestos orgánicos volátiles), y meteorología, más que el modelo en sí (Russell y Dennis, 2000). No obstante, algunos módulos de los modelos de calidad del aire tienen mayor incertidumbre en su implementación que otros. Por ejemplo, existe más confianza en la descripción de la química gaseosa que la formación de aerosoles. A continuación se tratan por separado los requerimientos de datos a alimentar para el caso de la modelación “una atmósfera”.

2.3.1. Datos Meteorológicos de Entrada

Los modelos regionales de calidad del aire requieren de datos como campos tridimensionales de viento, temperatura, humedad, insolación, y otras. Así mismo de difusividad vertical, características de las nubes y de las lluvias (Russell, 1997). Las características de los resultados obtenidos de las aplicaciones del modelo de calidad del aire dependen fuertemente de la calidad de los datos meteorológicos. Estos pueden ser proveídos tanto por modelos de diagnóstico, los cuales analizan observaciones para obtener campos interpolados de las variables meteorológicas de interés, o por modelos dinámicos (determinísticos) con o sin asimilación de datos de cuatro dimensiones.

Para las simulaciones regionales se han usado modelos meteorológicos hidrostáticos, usualmente con asimilación de datos de cuatro dimensiones. Para simulaciones a escalas pequeñas, donde los efectos topográficos son importantes, los modelos atmosféricos son no-hidrostáticos o compresibles. Estas diferencias en las suposiciones usadas para la caracterización atmosférica afectan considerablemente las simulaciones de calidad del aire (Byun, 1999).

Generalmente se utilizan modelos meteorológicos de mesoescala para generar los datos que se alimentarán al modelo de calidad del aire, y así incrementar la calidad de los resultados en la modelación atmosférica final. Su objetivo es pronosticar el estado

de la atmósfera por medio de la solución de ecuaciones primitivas (ecuaciones de conservación) que describen el comportamiento de variables como temperatura, dirección de viento, humedad, altura de mezclado y presión. Entre los principales modelos de este tipo se encuentran el Fifth-Generation Pennsylvania State University-National Center for Atmospheric Research Mesoscale Model (MM5), el Regional Modeling System (RAMS), el Coupled Ocean-Atmosphere Mesoscale Prediction System (COAMPS), y el Weather Research and Forecast (Klaussman et al., 2005).

2.3.2. Datos de Emisiones de Entrada

Los datos de emisiones de entrada son la parte más importante en cuanto al presente proyecto se refiere, ya que se pretende determinar cómo responden las concentraciones de contaminantes a los cambios en los datos de entrada de las emisiones de diferentes especies, como consecuencia de una posible medida de control en las fuentes fijas o móviles del sistema estudiado.

Dicho ingreso de datos es desarrollado para ser compatible con el mecanismo químico utilizado en el modelo y con la resolución del mismo. Típicamente, debe incluir estimados por hora, espacialmente cuadrículados, de emisiones de CO, NO, NO₂, SO₂ y partículas suspendidas, así como compuestos orgánicos volátiles (COVs). Tales emisiones se desarrollan utilizando modelos de emisión, los cuales combinan variables como factores de emisión, kilómetros recorridos por un automóvil, entre otros, y con base en un inventario de emisiones de referencia (Russell, 1997).

Los inventarios de emisiones son típicamente desarrollados por categoría de fuente de emisión, combinando los factores de emisión con los datos de actividad correspondientes. Los factores de emisión, a su vez, representan la cantidad de contaminante emitido por unidad de actividad humana. Los modelos de generación de emisiones son usados para calcular los componentes de los inventarios de emisiones que dependen de la meteorología y el uso de suelo, además de distribuir los datos “crudos” de los inventarios, temporal y espacialmente.

El modelo de generación de emisiones en este caso es el *Sparse Matrix Operator Kernel Emissions (SMOKE) Modeling System*, cuyo propósito, al igual que otros modelos del mismo tipo, es convertir la resolución de los datos del inventario de emisiones a la resolución necesitada por el modelo de calidad del aire. Brinda soporte para fuentes móviles, de área, puntuales y biogénicas (Carolina Environmental Program, 2005).

2.3.3. Community Multiscale Air Quality Model (CMAQ)

Las características mencionadas sobre la modelación atmosférica han servido para unificar criterios en varios de los sectores involucrados con el tema. El CMAQ es una herramienta creada para la simulación de fenómenos atmosféricos relacionados con concentración de contaminantes. Es un modelo de calidad del aire multiescala para multicontaminantes que contiene módulos actualizados para la simulación de procesos que afectan el transporte, transformación y depositación de contaminantes atmosféricos secundarios, así como sus precursores, a nivel regional y urbano (Ching y Byun, 1999). En contraste con los modelos de calidad del aire estadísticos que usan líneas de tendencia históricas, CMAQ utiliza representaciones matemáticas de procesos químicos y físicos reales para simular fenómenos atmosféricos relacionados con la emisión de contaminantes. Al pertenecer a una clase de modelo de tercera generación, describe el dominio y episodio espacial, los campos meteorológicos generados a partir de un modelo meteorológico, inventarios de emisiones e información sobre el uso de suelo (Bell y Hugh, 2003). En la Figura 2.2 se observa la estructura global del sistema de modelación CMAQ, de la cual destacan los procesadores de concentraciones iniciales y de borde, procesador de fotólisis, y procesador de la interfase meteorología-química, ya que cada uno es un modulo independiente de entrada al modelo de transporte.

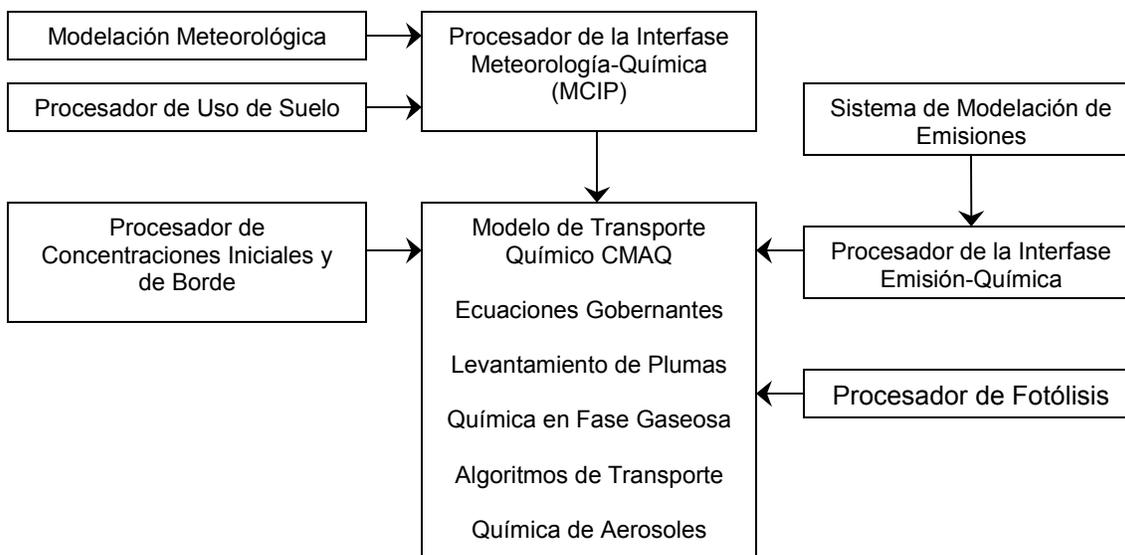


Figura 2.2. Estructura del sistema de modelación CMAQ (Byun et al., 1998)

Dicho modelo ha sido utilizado en diferentes investigaciones. En la estimación de concentraciones de ozono troposférico para el dominio de Maryland/Virginia/Delaware/Washington y el Noreste de Georgia, con el fin de comparar los niveles de exposición de la población de una hora y ocho horas a la especie contaminante (Bell y Hugh, 2003). Para investigar la formación de O₃ y aerosoles en la zona noroeste del Pacífico en Estados Unidos durante el verano (O’neill et al., 2006). También en la simulación de tasas de transporte de benceno y partículas de diesel en Washington y Nueva York (Seigneur et al., 2003).

En Tarragona, España, el modelo fue utilizado para obtener coeficientes de sensibilidad de los precursores de ozono a cambios en emisiones. Debido a la complejidad geográfica de la zona, se utilizó una resolución espacial y temporal fina. Este caso es en particular interesante por el planteamiento de siete escenarios que involucraban la reducción de emisiones de especies contaminantes (Jiménez et al., 2005). Un caso similar fue la aplicación del modelo en la ciudad de Londres para la predicción de los niveles de ozono, en donde los resultados obtenidos mostraron que el modelo fue capaz de obtener una descripción realista y comprehensiva del fenómeno estudiado. Los datos meteorológicos de entrada fueron simulados con el modelo de mesoescala MM5,

mientras que los datos de emisiones fueron proporcionados por el UK National Emissions inventory (Sokhi, et al., 2005).

2.4. Modelación Atmosférica en Mexicali, B.C.

La mayor parte de la zona fronteriza entre México-Estados Unidos está constituida por terreno árido y semi-árido, y sobre todo por “ciudades gemelas” distribuidas irregularmente a lo largo de la frontera (Choi et al., 2006). Debido a estas características, pero sobre todo al transporte regional de contaminantes de un país al otro y las posibles fuentes causales de un daño ambiental, se han llevado a cabo diversos estudios de modelación atmosférica y caracterización de emisiones en las denominadas “ciudades gemelas”, tales como, Mexicali y Valle Imperial, El Paso y Cd. Juárez, Agua Prieta y Douglas, por mencionar algunas. Dichos estudios son, generalmente, parte de programas gubernamentales que buscan la mejora en la calidad atmosférica de la zona. En México, particularmente en la zona de estudio, Mexicali y sus alrededores, han existido programas como el Programa para mejorar la Calidad del Aire de Mexicali 2000-2005, implementado por el Gobierno del Estado de Baja California y el Instituto Nacional de Ecología (INE, 1999) y que tiene como propósito el generar medidas de prevención.

Si bien, no se han encontrado antecedentes sobre la aplicación del CMAQ, en la misma zona, existen aplicaciones de éste en situaciones similares con ciudades fronterizas vecinas como, Agua Prieta (Sonora) y la ciudad de Douglas, en Arizona. En este caso, se utilizaron los mismos modelos meteorológicos, de emisiones, y de transporte regional que el estudio que se realiza en este proyecto (Choi et al., 2006). Previamente los estudios para investigar sobre la calidad del aire en la región han estado limitados a emplear modelos receptores que en su momento se ocuparon solamente de partículas finas menores a 10 micrómetros, y que contaban como límites espaciales, los condados de El Centro y Calexico y el municipio de Mexicali (Chow et al., 1999). Zielinska et al. (2001) reporta una aplicación de un modelo de calidad del aire en el área de estudio, sin embargo, el objetivo principal del estudio en territorio mexicano fue el de establecer condiciones frontera para la modelación de calidad del aire en el Sur de California, por lo que los resultados no son representativos del total de la región y son de escasa

aplicabilidad. Se han llevado a cabo otros estudios que han contemplado el transporte regional de las emisiones en la zona hacia lugares en los Estados Unidos como El Cañón del Colorado, empleando modelos de trayectoria acoplados a modelos receptores (Eatough et al., 2000). Esta es la primera vez que se realiza una simulación de este nivel con el dominio expuesto centrado en la región del Valle Imperial.

CAPÍTULO 3

METODOLOGÍA

La metodología se basa en la aplicación del modelo de calidad del aire CMAQ versión 4.4 sujeto a cambios realizados en las variables de entrada al modelo de procesamiento de emisiones, dejando de lado las posibles variaciones en el modelo meteorológico utilizado. Las modificaciones fueron realizadas en uno de los módulos de SMOKE para cada uno de los escenarios planteados. En términos generales la metodología (Figura 3.1) consiste en:

- Planteamiento del problema que se presenta en la región para definir el sector sobre el cual se enfoca el estudio. En este caso fuentes móviles.
- Identificación del grupo de contaminantes a analizar como parte del modelo de procesamiento de emisiones y como parte del modelo regional.
- Definición del caso base y los casos de estudio.
- Delimitación temporal y espacial del sistema de aplicación de los modelos meteorológico, de procesamiento de emisiones y regional.
- Verificación de la información proporcionada con la aplicación previa del modelo meteorológico MM5, las salidas del modelo de emisiones SMOKE en su caso base, y la serie de datos que forman parte de las condiciones frontera.
- Adecuación a las características deseadas en la aplicación del modelo CMAQ: número capas verticales, resolución de mallas anidadas, coordenadas de centro de las mallas, y mecanismo fotoquímico.
- Aplicación del modelo CMAQ para el caso base.
- Evaluación cualitativa y estadística de la aplicación del modelo regional.
- Modificación de variables y ejecución del modelo de procesamiento de emisiones (SMOKE) para los escenarios propuestos.
- Aplicación de CMAQ a los escenarios propuestos.
- Evaluación cualitativa de la aplicación del modelo regional a los escenarios propuestos.

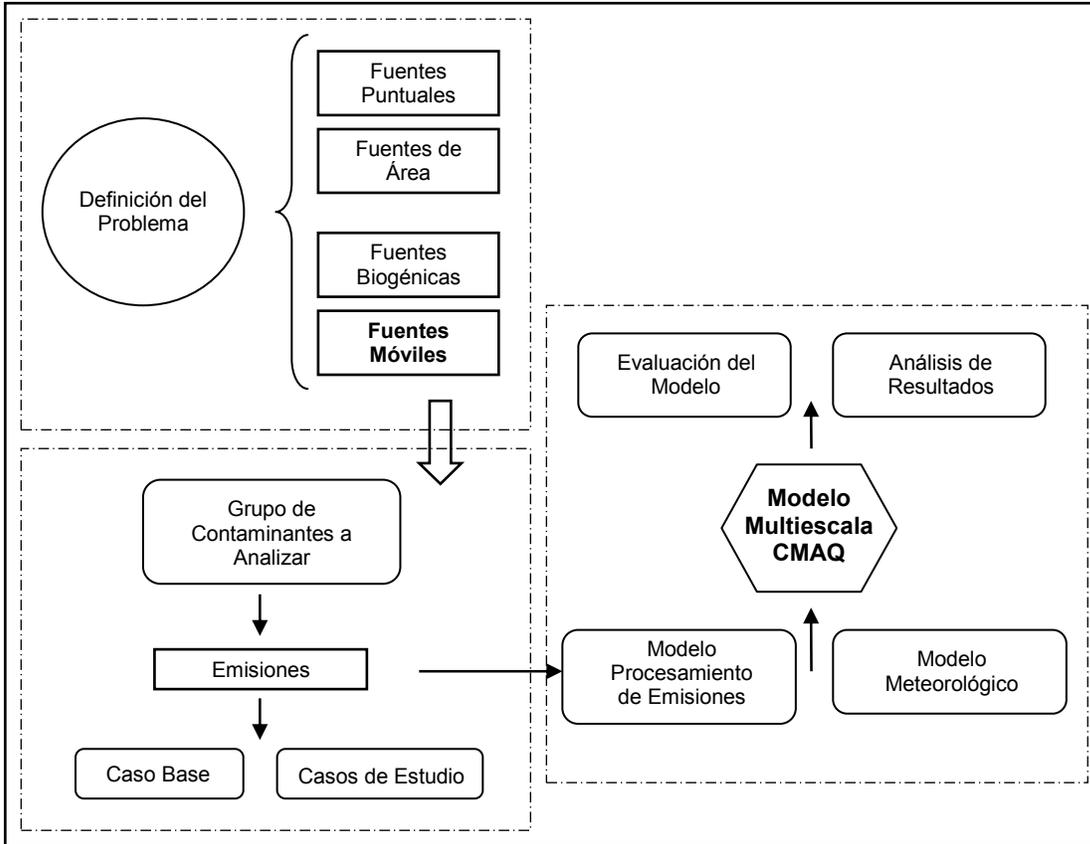


Figura 3.1. Diagrama de flujo de la metodología

3.1. Dominio, episodios y especificaciones generales

La definición del dominio de modelación y el episodio de estudio se derivan de una investigación previa sobre las condiciones meteorológicas de la zona de estudio (Vanoye, 2007). La modelación de emisiones así como la de concentraciones, son una continuación de dicha investigación y, por tanto se toman las mismas especificaciones generales en su episodio y sus coordenadas espaciales.

La selección del episodio de modelación se llevó a cabo mediante el uso del método de Clasificación y Análisis de Árboles de Regresión (CART). CART divide un conjunto de observaciones en sub-grupos, tomando como base el valor de una variable particular definida por el usuario. Esta técnica permite la clasificación de días con diferentes niveles de concentración de un contaminante en distintos nodos terminales, tomando como criterio de división una serie de variables de predicción, tales como velocidad y

dirección del viento, temperatura ambiente, humedad relativa, entre otras (Douglas et al., 2003). Con base en información disponible para la región de estudio, Vanoye (2007) identificó al periodo del 18 a 27 de Agosto del 2001 como característico de episodios de altos niveles de ozono en la región. Este mismo conjunto de días se emplean en este trabajo de tesis.

Respecto a la definición del dominio espacial de modelación, se definieron tres mallas anidadas para la aplicación de SMOKE y CMAQ con resolución horizontal de 36, 12 y 4 km (Tabla 3.1 y Figura 3.2) y con 13 capas verticales cuyos niveles sigma son: 1.0000, 0.9975, 0.9950, 0.9900, 0.9800, 0.9600, 0.9200, 0.8750, 0.8200, 0.6500, 0.4750, 0.3200, 0.1600, 0.0000.

Tabla 3.1. Descripción del dominio de las mallas anidadas.

Malla (km)	Origen(x,y) km	Dominio (columnas, filas)
36	(-2736.0, -2088.0)	(148, 112)
12	(-2232.0, -1116.0)	(84, 75)
4	(-1908.0,-756.0)	(63, 54)

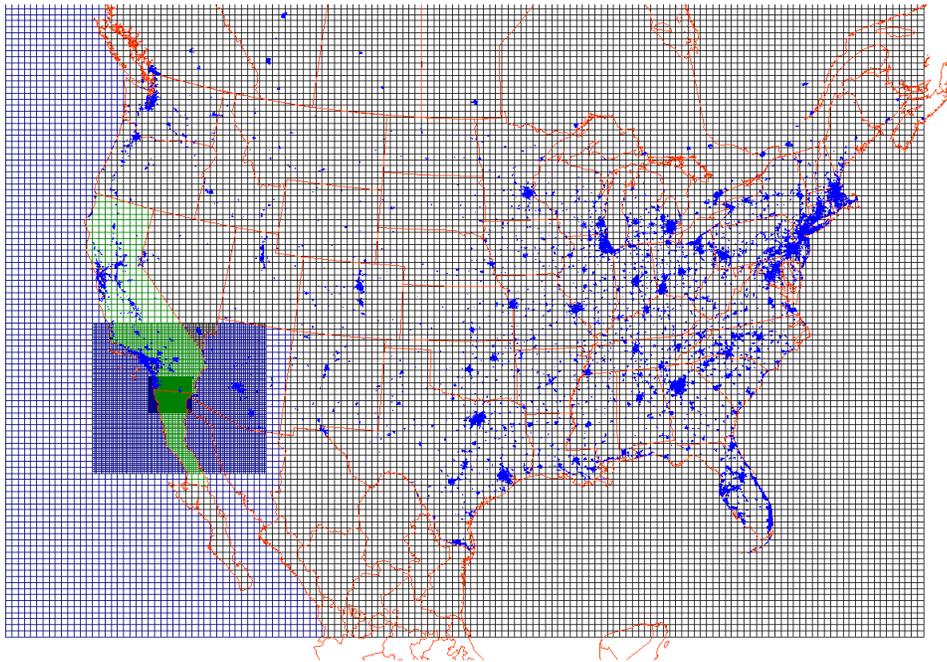


Figura 3.2. Definición de dominios anidados para la aplicación de SMOKE y CMAQ.

Se utilizó la versión 4.4 de CMAQ, especificando SAPRC-99 como el mecanismo fotoquímico. Los inventarios de emisiones utilizados como entradas para SMOKE en el estudio son del Inventario Nacional de Emisiones de los Estados Unidos de América (2001), preparado para la Clean Air Interstate Rule (CAIR) y el inventario México 1999 (USEPA, 1999). Los surrogados espaciales, los cuales son datos de uso de suelo, actividad económica y demográfica que pueden ser usados como indicadores de actividad de emisiones debido a su distribución espacial fueron obtenidos de la Agencia de Protección al Medio Ambiente de los Estados Unidos (US EPA por sus siglas en inglés). Los inventarios contienen datos de emisiones puntuales, móviles, y no puntuales.

3.2. Caso Base

El caso base se usa para corroborar que el modelo sea capaz de reproducir de manera certera las concentraciones observadas durante el episodio de modelación y dominio especificados. Los datos meteorológicos fueron los derivados por Vanoye (2007) y el inventario de emisiones de entrada al modelo fue procesado por un grupo de trabajo del Tecnológico de Georgia, EE.UU. (Chandru, 2008).

Las condiciones iniciales y de borde utilizados en la aplicación del modelo son resultantes de la ejecución de dos módulos en CMAQ a partir de información disponible en el modelo. La estructura del uso de estos módulos siguió el arreglo mostrado en la Figura 3.3, donde las flechas punteadas simbolizan las condiciones iniciales y las flechas continuas son las condiciones de borde. Las primeras siguen un arreglo temporal y las últimas uno de tipo espacial.

Además de los módulos para condiciones iniciales y condiciones de borde, CMAQ hace uso de un módulo que adecua los datos meteorológicos obtenidos mediante el MM5 a las condiciones espaciales del modelo principal. La información resultante de la aplicación de los módulos, además de los datos de emisiones se conjuntan en el modulo del sistema de modelación de transporte químico (CCTM), mediante el cual se obtienen los valores finales de concentraciones y transporte compuestos químicos emitidos.

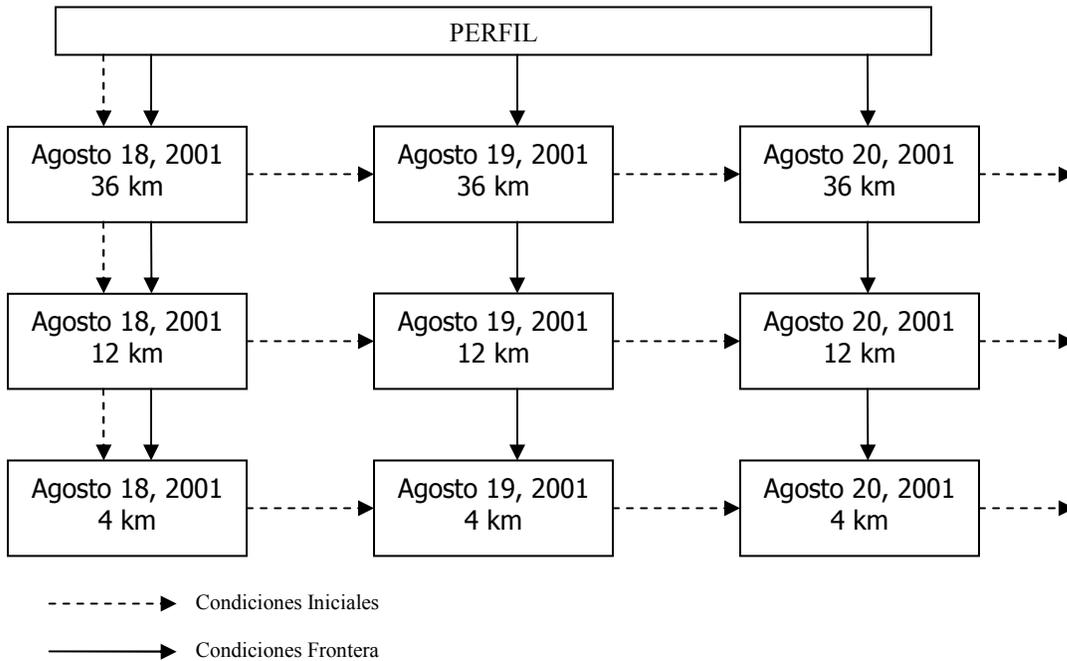


Figura 3.3. Diagrama de condiciones iniciales y de borde.

3.3. Escenarios

La aplicación del modelo regional CMAQ para los escenarios planteados sigue los mismos pasos que el caso base, la única modificación a realizar son los datos que provienen del modelo de procesamiento de emisiones SMOKE, ya que se trabaja directamente en uno de sus módulos para realizar las modificaciones planteadas en cada caso de estudio. Dichas variaciones son el resultado de cálculos en el porcentaje de aumento o disminución de emisiones en la zona de estudio, específicos de cada escenario.

En los casos de estudio las modificaciones sobre las emisiones mostradas en cada escenario, fueron aplicadas únicamente en fuentes móviles de los municipios mexicanos, mientras que el resto de condados norteamericanos en el dominio de modelación permanecieron sin modificación.

Cuando se habla de % de disminución de emisiones en la presente sección, se hace referencia a la proporción en que las emisiones del parque vehicular disminuyeron en el lado mexicano de la zona de estudio por efectos del escenario simulado.

La proporción de emisión de contaminantes de fuentes móviles con respecto a emisiones totales en todos los casos de estudio, varía de acuerdo al compuesto de la siguiente manera: 53.3% NO_x (como NO₂ equivalente), 8.3% SO_x, 15.1% COVs, y 69.2% CO; tomando en cuenta el inventario México 1999 (USEPA, 1999).

3.3.1. Caso 1. Regulación del contenido de azufre en gasolina

En este caso se plantean los cambios en emisiones de contaminantes de acuerdo al cambio en la Norma Oficial Mexicana, NOM-086-SEMARNAT-SENER-SCFI-2005. A grandes rasgos la modificación establece la disminución de los límites máximos permisibles de concentración de azufre (S) en los combustibles gasolina y diesel en territorio nacional.

Dicha disminución afecta directamente las emisiones de bióxido de azufre además de interferir con la efectividad de la tecnología utilizada en automóviles para la disminución de otras emisiones, por lo que un decremento en la concentración de este elemento representa también una reducción de las emisiones de compuestos orgánicos volátiles, monóxido de carbono y óxidos de nitrógeno. Las modificaciones realizadas en el modulo del modelo de procesamiento de emisiones se basaron en el siguiente procedimiento:

- a) Se clasificó el parque vehicular respecto al tipo de combustible empleado en México: Gasolina Magna, Gasolina Premium y Diesel. De acuerdo al volumen de ventas nacionales de combustible en el 2001 (PEMEX REFINACION, 2001), se asignó un porcentaje a la clasificación mencionada (Tabla 3.2).
- b) La disminución en la emisión de azufre por tipo de combustible, Premium, Magna o Diesel se obtuvo de la diferencia entre el promedio de la concentración de este compuesto antes del 2004 y la concentración meta planteada en la

modificación de la Norma Oficial Mexicana NOM-086-SEMARNAT-SENER-SCFI-2005 para el año 2009 (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Ponderación de parque vehicular por tipo de combustible y disminución de concentración de azufre.

Combustible	Ventas* 2001	% de Autos	Disminución NOM-086	
			ppm antes	ppm meta
Premium	74.1	8.97%	208	30
Magna	476.5	57.72%	737	30
Diesel	275.0	33.31%	420	15

*En miles de barriles diarios

- c) El porcentaje de reducción de emisiones de COVs, CO y NO_x se obtuvo del reporte del TIER2 de la EPA de 1998 (USEPA, 1999) para “emisores normales”, donde se reportan reducciones del 16.3%, 15.8%, y 13.8% en las emisiones de COVs, CO y NO_x para una disminución máxima de 330 a 40 ppm de azufre en gasolina (Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Incremento en emisiones de contaminantes con aumento de ppm de azufre en gasolina, base 40 ppm (USEPA, 1999)

Contaminante	Hidrocarburos		CO		NO _x	
	150 ppm	330 ppm	150 ppm	330 ppm	150 ppm	330 ppm
Emisores normales	5.9%	16.3%	5.7%	15.8%	6.4%	13.8%

En el presente escenario se consideraron estos porcentajes como máximas reducciones posibles, por lo que para Gasolina Magna (737 a 30 ppm S) y Diesel (420 a 15 ppm S) dichas proporciones fueron tomadas en cuenta como % de reducción (Tabla 3.4). En el caso de Gasolina Premium (208 a 30 ppm S) se realizó una interpolación con los mismos datos reportados (USEPA, 1999).

Ejemplo 1. Obtención de % de Reducción de emisiones de CO para Gasolina Premium.

Disminuciones de Azufre (Δ)

$$\Delta_{magna} = 737 - 30 = 707$$

$$\Delta_{diesel} = 420 - 15 = 405$$

$$\Delta_{premium} = 208 - 30 = 178$$

$$\Delta_{usepa} = 330 - 40 = 290$$

Δ_{magna} y Δ_{diesel} exceden el valor de Δ_{usepa} , por lo que el valor mínimo de disminución de emisiones se considera el máximo reportado de 16.3%, 15.8% y 13.8%, para Hidrocarburos, CO y NO_x , respectivamente.

El valor de $\Delta_{premium}$ no excede Δ_{usepa} , por lo que se llevo a cabo una interpolación de los valores de disminución de concentración de azufre y la reducción de emisiones correspondientes.

$$\frac{\Delta_{usepa}}{\Delta_{emis-epa}} = \frac{\Delta_{premium}}{\Delta_{emis-prem}} \rightarrow \frac{290}{15.8\%} = \frac{178}{\Delta_{emis-prem}} \rightarrow \Delta_{emis-prem} = \frac{178}{290} \times 15.8\%$$

$$\Delta_{emis-prem} = 9.7\% = \% \text{ de Reducción CO, Gasolina Premium (Tabla 3.4)}$$

- d) El porcentaje de reducción para emisiones de SO_2 se considera el mismo que en la disminución de ppm de azufre en gasolina por la modificación en la Norma Oficial referida y reportado en las columnas, % de disminución de la Tabla 3.2, y % de Reducción SO_2 de la Tabla 3.4.

En la Tabla 3.4 se agrupan los porcentajes de reducción de emisión de contaminantes que corresponden a cada tipo de gasolina. El % de Reducción Ponderado en la misma tabla es el resultado de multiplicar las columnas de % de Reducción por contaminante con la proporción de ventas de cada tipo de combustible.

Tabla 3.4. Porcentajes de reducción de emisiones para el Caso 1.

Combustible	% de Reducción				% de Reducción Ponderado			
	SO ₂	CO	NO _x	COVs	SO ₂	CO	NO _x	COVs
Premium	85.6%	9.7%	8.4%	10.0%	7.7%	0.8%	0.7%	0.9%
Magna	95.9%	15.8%	13.8%	16.3%	55.4%	9.1%	7.9%	9.4%
Diesel	96.4%	15.8%	13.8%	16.3%	32.1%	5.2%	4.6%	5.4%
					95.1%	15.2%	13.3%	15.7%

Ejemplo 2. Obtención de % de Reducción Ponderado de emisiones de CO para Gasolina Premium.

% de Autos (Premium, Tabla 3.2) = $A_{premium} = 8.97\%$

$A_{premium} = 8.97\%$

% de Reducción Ponderado (Tabla 3.4) = R_{pond}

$R_{pond} = A_{premium} \times \Delta_{emis-prem} = 9.7\% \times 8.97\% = 0.8\%$

3.3.2. Caso 2. Sustitución de un porcentaje de vehículos convencionales por automóviles híbridos en la zona.

El uso de automóviles híbridos es una de las alternativas que ofrece menor consumo de gasolina, y por lo tanto reducción en la cantidad de emisiones de los vehículos. Estos datos son reportados por una de las compañías que los produce actualmente (Honda, 2000) y por una asociación dedicada a la promoción del uso de esta tecnología (Hybrid Cars, 2007).

Una cantidad considerable de sustitución de vehículos es del 10% de los automóviles de carga ligera, la cual es la estimación del aumento de cobertura del mercado en Estados Unidos de estos autos en el lapso de 10 años (Gores, 2006). Si se toman en consideración únicamente vehículos particulares, cuya proporción del total del parque vehicular es del 89.4%, el porcentaje a considerar es del 8.94%.

En las Tablas 3.5 a 3.8 se enlistan las diferencias más significativas de emisiones para diferentes modelos de automóviles, comparando la versión convencional y la híbrida para cada caso, al igual se reporta el porcentaje de cambio entre dichas cantidades (Hybrid Cars, 2007).

Tabla 3.5. Cambio de emisión por especie para vehículos Honda Civic.

Especie	Emisión por Modelo(lb/año)		% Cambio
	2006 Honda Civic	2006 Honda Civic Hybrid	
CO	1568	1120	28.57%
NO _x	64	49	23.44%
PM	170	170	0.00%
COVs	43	34	20.93%

Tabla 3.6. Cambio de emisión por especie para vehículos Honda Accord.

Especie	Emisión por Modelo(lb/año)		% Cambio
	2006 Honda Accord	2006 Honda Accord Hybrid	
CO	2292	1120	51.13%
NO _x	64	49	23.44%
PM	170	170	0.00%
COVs	54	34	37.04%

Tabla 3.7. Cambio de emisión por especie para vehículos Ford Escape.

Especie	Emisión por Modelo(lb/año)		% Cambio
	2006 Ford Escape	2006 Ford Escape Hybrid	
CO	2258	1107	50.97%
NO _x	71	57	19.72%
PM	213	213	0.00%
COVs	59	38	35.59%

Tabla 3.8. Cambio de emisión por especie para vehículos Toyota Camry.

Especie	Emisión por Modelo(lb/año)		% Cambio
	2006 Toyota Camry	2006 Toyota Camry Hybrid	
CO	1568	1120	28.57%
NO _x	64	49	23.44%
PM	170	170	0.00%
COVs	43	34	20.93%

En la Tabla 3.9 se agrupan los porcentajes de cambio promedio de las Tablas 3.5 a 3.8 por compuesto emitido. Así mismo, se reporta el porcentaje de disminución de emisiones correspondiente al total del parque vehicular de la zona de estudio obtenido

de multiplicar el porcentaje de cambio por el 8.94% de vehículos carga ligera mencionado anteriormente.

Tabla 3.9. Porcentajes ponderados de cambio de emisión por especie para el Caso 2.

Especie	Porcentaje Cambio	Porcentaje de disminución total
CO	39.81%	3.56%
NO _x	22.51%	2.01%
PM	0.00%	0.00%
COVs	28.62%	2.56%

3.3.3. Caso 3. Sustitución de un porcentaje de automóviles que usan gasolina común por vehículos que utilicen gasolina con etanol.

En este caso de estudio se contempla la sustitución del 10% de vehículos particulares que utilizan gasolina convencional por una reformulación de ésta, que consiste en la sustitución de Metil-Terbutil-Eter (MTBE), el cual se usa actualmente como un aditivo en un 5%, por Etanol en un 10% de acuerdo a la información en la literatura (Schifter et al., 2001). De esta manera, se tomo en consideración la edad de los automóviles en Mexicali, B.C., y el resto del estado, y bajo este precepto se ponderó la flota vehicular en automóviles con catalizador (después de 1990) y sin catalizador.

En la Tabla 3.10 se presenta la comparación de emisiones por edad del vehículo para una mezcla de gasolina con 5% de MTBE y para otra con 10% de etanol, la diferencia, y el porcentaje de disminución ponderado de acuerdo a la edad del parque vehicular de Baja California, antes (pre-90) y después de 1990 (post-90). El total de disminución por especie es la suma de los porcentajes promedio con respecto al porcentaje de vehículos particulares en la zona, cuya proporción es del 84.9% con respecto al total del parque vehicular carga ligera.

En la Figura 3.4 se muestra a manera de ejemplo el cálculo del porcentaje de disminución total de emisiones de monóxido de carbono para el escenario 4. En este caso se parte de considerar la flota vehicular de particulares como el 89.4% del total de vehículos carga ligera. Si se considera que el escenario tendrá efecto en el 10% de este

tipo de autos, la proporción final a considerar es del 8.94% del total. En el Estado de Baja California 95.5% de los vehículos son modelos 1990 y anteriores (INE, 1999), por lo que se tomaron en consideración dos clasificaciones, unidades pre 90 (anteriores a 1990) y unidades post 90 (posteriores a 1990), de manera que se pudiesen ponderar los datos existentes para esta división.

Entonces, para este escenario, el 8.94% del total del parque vehicular en Baja California tendrá emisiones correspondientes al uso de Etanol formulado con gasolina, mientras que al otro 91.06% de los vehículos le corresponde las emisiones por el uso de la mezcla de gasolina con MTBE. Ésta última formulación es la considerada en el 100% de la flota vehicular para el caso base (Figura 3.6).

Tabla 3.10. Disminución en las emisiones de para el Caso 3 (Schifter et al., 2001).

	CO		COVs		NO _x	
	pre-90	post-90	Pre-90	post-90	pre-90	post-90
MTBE 5%	17.9	13.4	1.56	0.7	1.73	1.08
Etanol 10%	12.9	8.29	1.45	0.56	1.75	1.23
Diferencia	5.0	5.11	0.11	0.14	-0.02	-0.15
Disminución Ponderada	2.53%	0.15%	0.63%	0.08%	-0.10%	-0.06%
% de Disminución total	2.68%		0.71%		-0.16%	

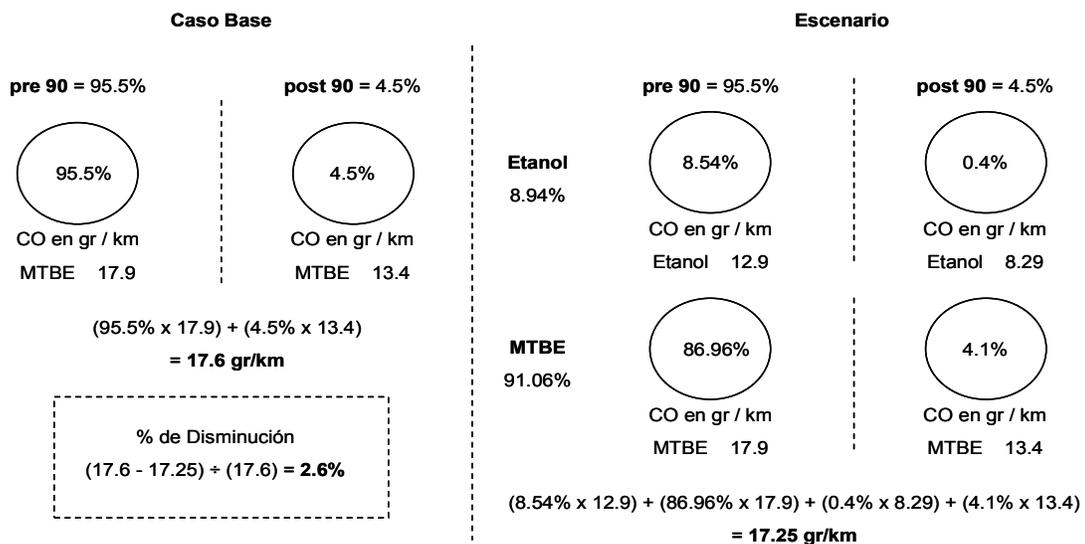


Figura 3.4. Cálculo de porcentaje de cambio de emisiones de CO para Caso 3.

3.4. Evaluación del desempeño del modelo

La evaluación del desempeño del modelo representa el grado de confianza que se tiene sobre la aplicación del mismo. Para determinar el nivel de desempeño de la aplicación del modelo, se utilizaron los indicadores estadísticos Desviación Promedio Normalizada (DPN) y Error Normalizado Promedio (ENP), los cuales usualmente están asociadas con un umbral mínimo de observaciones base. Sin un umbral mínimo, pueden obtenerse desviaciones y errores normalizados muy grandes cuando las observaciones se acercan a cero, debido a que el denominador O_i tendría valores muy pequeños para ambos indicadores. En el caso del DPN el signo negativo indica subestimación de los datos, mientras que el ENP indica el error absoluto de las estimaciones obtenidas. Se calculan de la siguiente forma:

$$DPN = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{P_i - O_i}{O_i} \right)$$

$$ENP = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left| \frac{P_i - O_i}{O_i} \right|$$

Donde O_i representa el valor de la observación individual en el sitio i , y P_i es el valor individual pronosticado para el sitio i .

Además fueron utilizados los estadísticos Desviación Promedio (DP) y Media de la Raíz de Errores al Cuadrado (MREC). El primero se refiere al valor promedio de la diferencia entre observaciones y predicciones en un modelo. Toma en consideración la desviación de los datos por subestimaciones y sobrestimaciones ya que su cálculo no implica la eliminación de signos negativos en la suma de los errores.

$$DP = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P_i - O_i)$$

La Media de la Raíz de Errores al Cuadrado es la magnitud promedio de la diferencia entre valores observados y valores calculados por el modelo.

$$MREC = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \sqrt{(P_i - O_i)^2}$$

3.5. Comparación de escenarios

La comparación de los resultados al llevar a cabo la simulación de los escenarios propuestos fue cuantitativa y cualitativa. En el primero de estos casos se evaluaron los picos de concentraciones más altos por episodio, así como el promedio de concentraciones de los contaminantes criterio: O₃, NO_x, CO, SO₂.

En el caso de la evaluación cualitativa, se realizó visualmente a través de la observación de mapas de concentraciones y la comparación de tendencias en las series de tiempo de las diferencias de los resultados de los escenarios con respecto al caso base.

Las conclusiones a realizar serán en cuanto a la extensión y transporte de la pluma de contaminantes para el caso base, así como las diferencias de magnitud y tendencias de los casos de estudio con respecto al mismo.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS

En este capítulo se agrupan los resultados más significativos, para los objetivos de la presente tesis, de la aplicación del modelo regional en su caso base y en los tres escenarios mencionados en el Capítulo 3. Así mismo se reportan dentro de la presente sección resultados de la aplicación del modelo de procesamiento de emisiones. La manera de describir los resultados de salida de los modelos es de forma gráfica, a través de mapas de emisión y de concentración, series de tiempo y tablas de resultados de los datos observados en la zona centro del municipio de Mexicali, Baja California. Estas estimaciones son comparadas estadísticamente con datos reales de redes de monitoreo localizadas en la región modelada.

4.1. Emisiones

En el inventario de emisiones de fuentes de área y móviles que sirve como base de datos de entrada al SMOKE se toman en cuenta las emisiones para las siguiente especies: CO, NO_x, SO₂, y COVs. Las primeras tres son las que sufren los cambios más significativos en los escenarios probados.

A manera de ilustración se presentan series de tiempo de las emisiones de CO, NO_x y SO₂ para una celda particular en el dominio de modelación (resolución 4 x 4 km, celda [28,47]) que cubre una extensión que engloba la ubicación del centro de la ciudad de Mexicali (Figuras 4.1, 4.3 y 4.5, respectivamente). Por otro lado, las Figuras 4.2, 4.4 y 4.6 corresponden a la diferencia de las emisiones en el caso base menos las resultantes de los días modelados para monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno y bióxido de azufre.

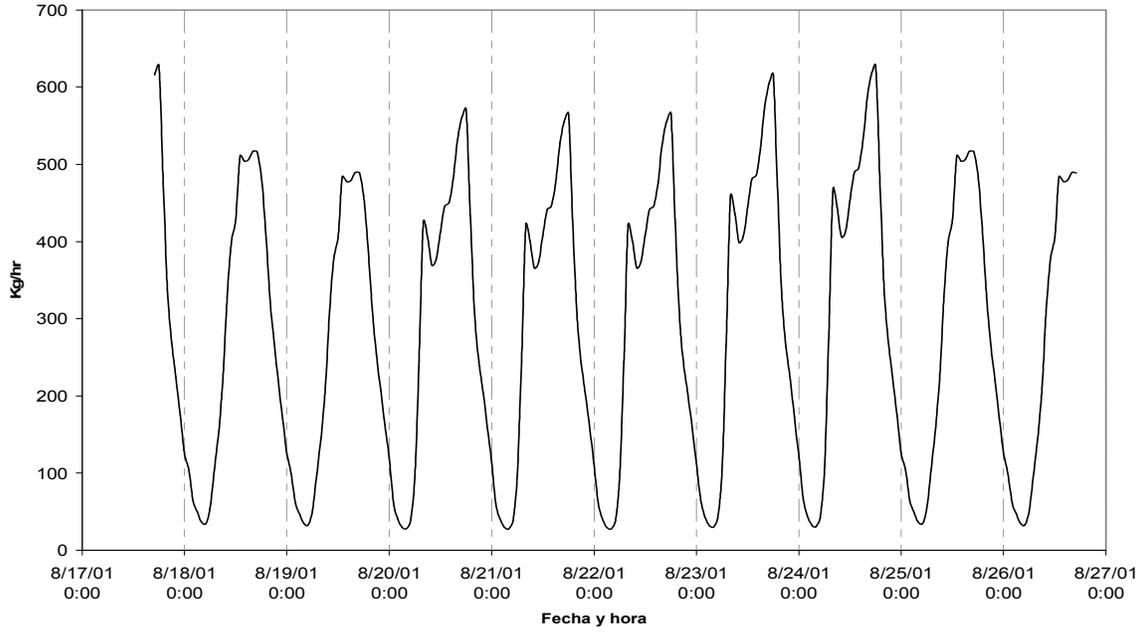


Figura 4.1. Serie de tiempo para emisiones totales de CO en el caso base.

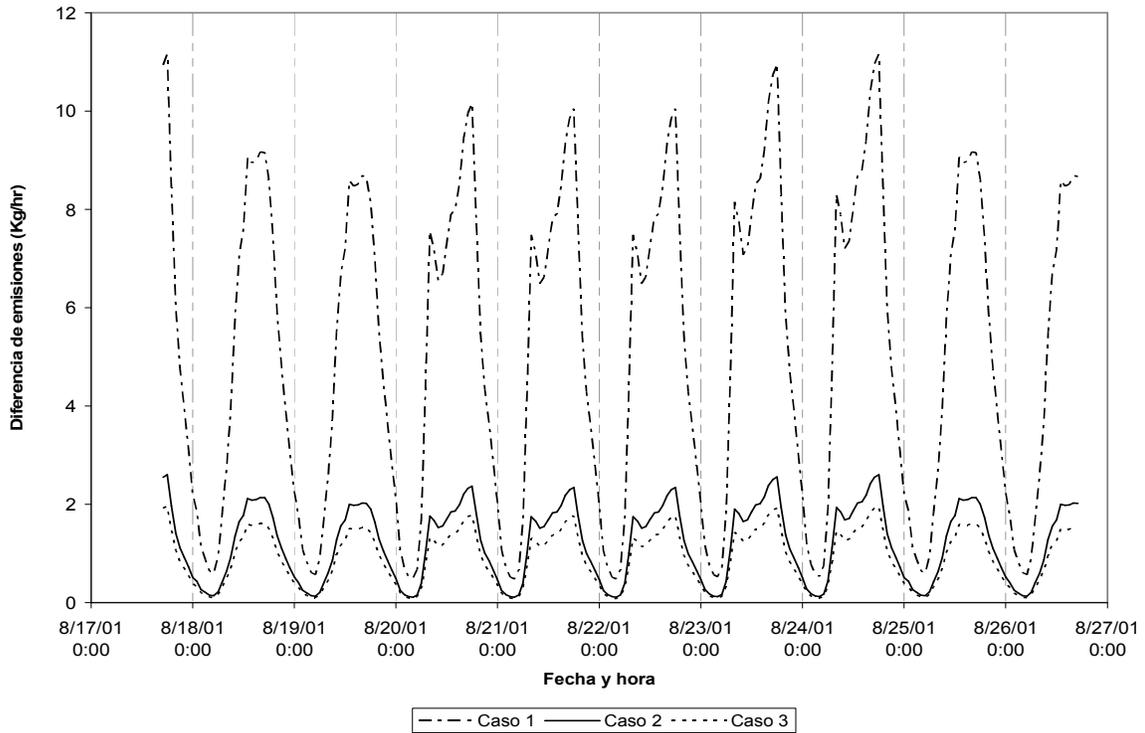


Figura 4.2. Serie de tiempo para la diferencia de emisiones de CO del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.

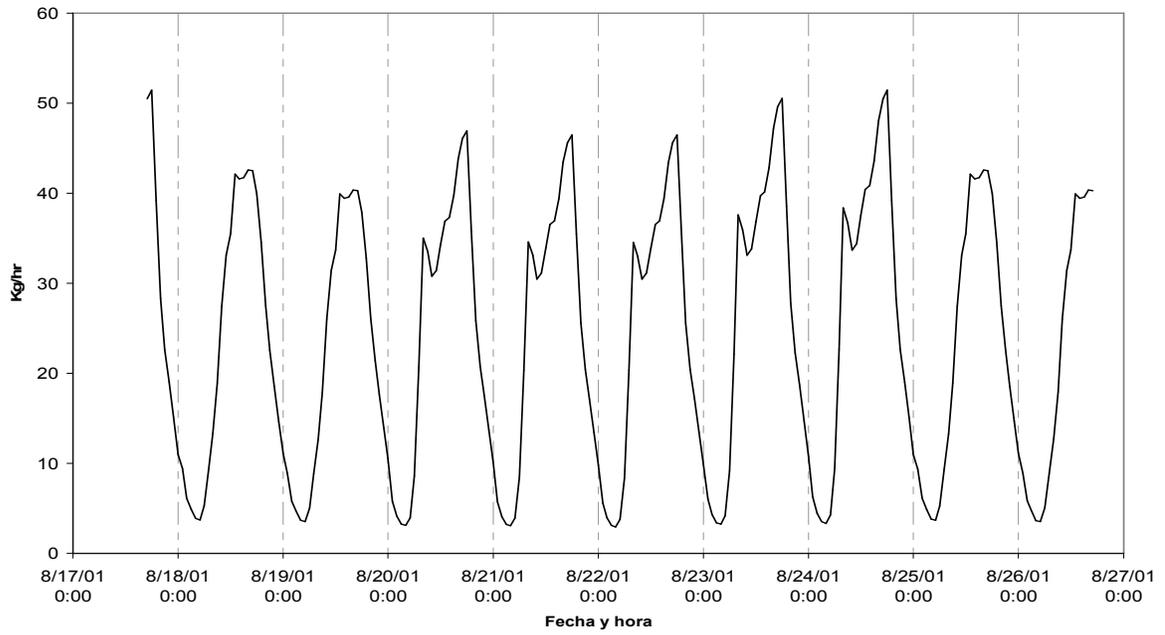


Figura 4.3. Serie de tiempo para emisiones totales de NO_x en el caso base.

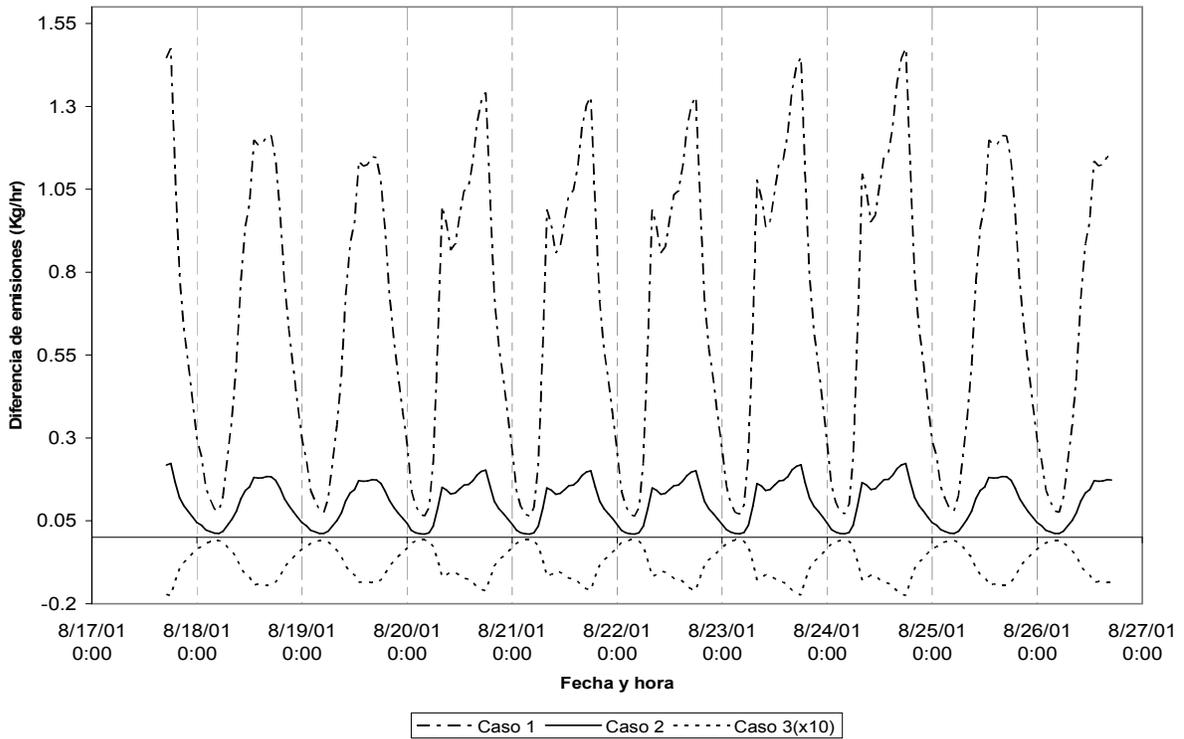


Figura 4.4. Serie de tiempo para la diferencia de emisiones de NO_x del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.

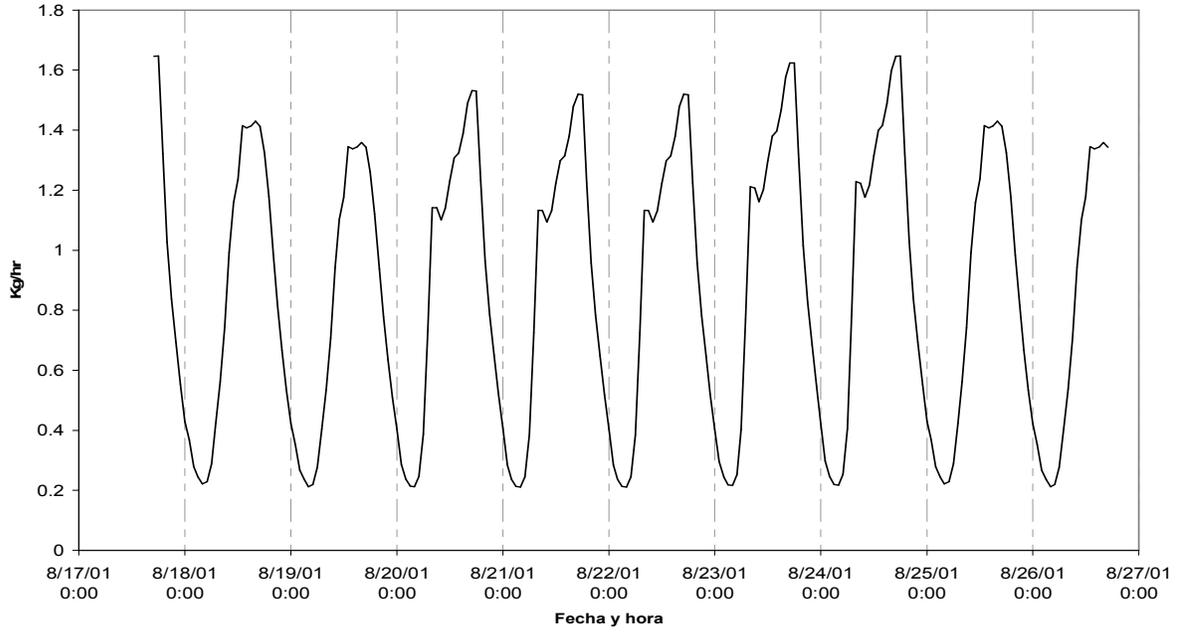


Figura 4.5. Serie de tiempo para emisiones totales de SO₂ en el caso base.

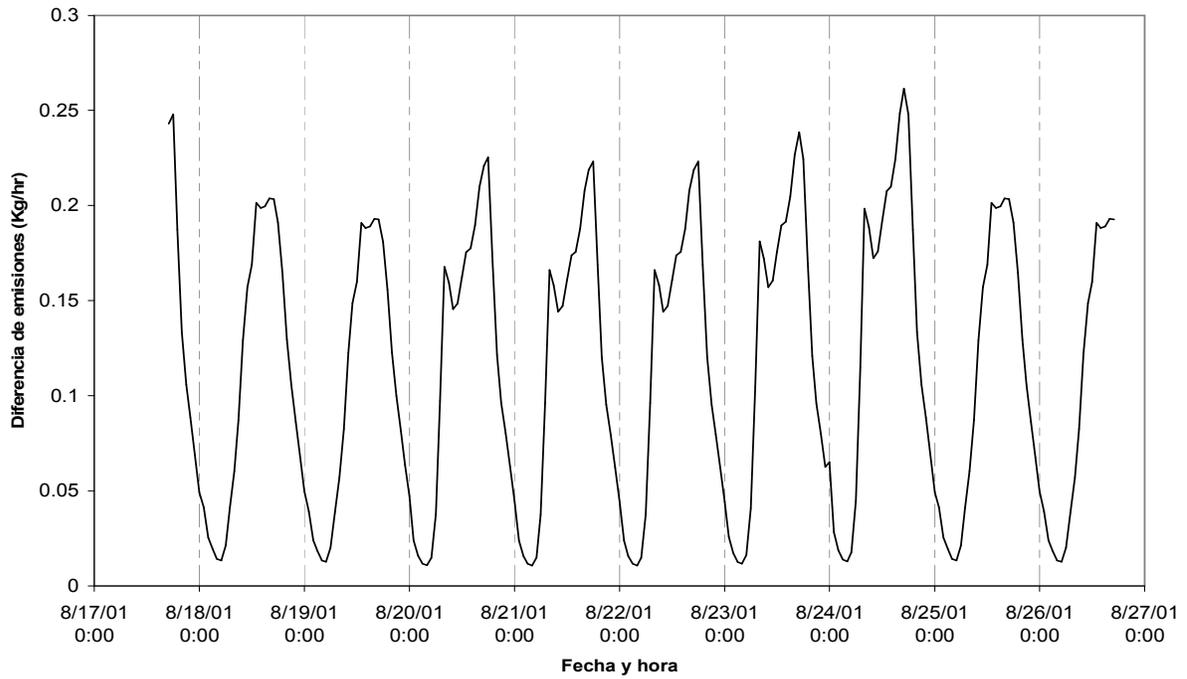


Figura 4.6. Serie de tiempo para la diferencia de emisiones de SO₂ del caso base menos las resultantes del caso 1.

Las Figuras 4.1 a 4.6 muestran que los comportamientos para emisiones de CO, NO_x y SO₂ son muy similares. Se presentan picos durante el día a las 7 y 20 horas, posiblemente asociados a horarios pico de tráfico vehicular. Estos de manera más acentuada los días 20 al 24 de Agosto, los cuales corresponden a días hábiles donde los periodos de alta y baja actividad asociada a emisiones de fuentes móviles están delimitados de 8 a 20 horas (Tejeda-Honstein et al., 2005). Este comportamiento se puede comparar con las tendencias de las series de tiempo de emisiones en los días 18, 19, 25 y 26 de Agosto, correspondientes a fines de semana, donde existe un periodo de altas emisiones después del medio día. En la ciudad de Mexicali, los cruces fronterizos provocan que exista un aumento en la emisión de contaminantes debido al tiempo de espera de los vehículos en puentes internacionales (INE, 1999).

En las Figuras 4.2, 4.4 y 4.6 se observa que el comportamiento de la diferencia de las emisiones entre los distintos casos de estudio es el mismo, siendo su magnitud la única variación. El CO presenta las diferencias más marcadas con respecto al caso base en el caso 1, que llega a registrar un cambio máximo de 11.16 kilogramos por hora, el caso 2 de 2.6, y el caso 3 de 1.96. Las diferencias para NO_x son menores, con un máximo de 1.47 kilogramos por hora en el caso 1, y con aumento de las emisiones en el Caso 3 de manera poco significativa (Figura 4.4).

En las Figuras 4.8, 4.9 y 4.10 se presentan mapas para el pico máximo de emisión del periodo de modelación, presentado el día 25 de Agosto a las 01:00 horas (GMT). La hora local en la ciudad de Mexicali representa 7 horas menos de la indicada como GMT. Los valores máximos en las imágenes son de 11.16, 0.37 y 0.016 moles por segundo para monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno y bióxido de azufre, equivalentes a 627.84, 50.62 y 3.67 kilogramos por hora, respectivamente. En la Figura 4.7 se muestra un mapa de referencia de la zona de estudio.

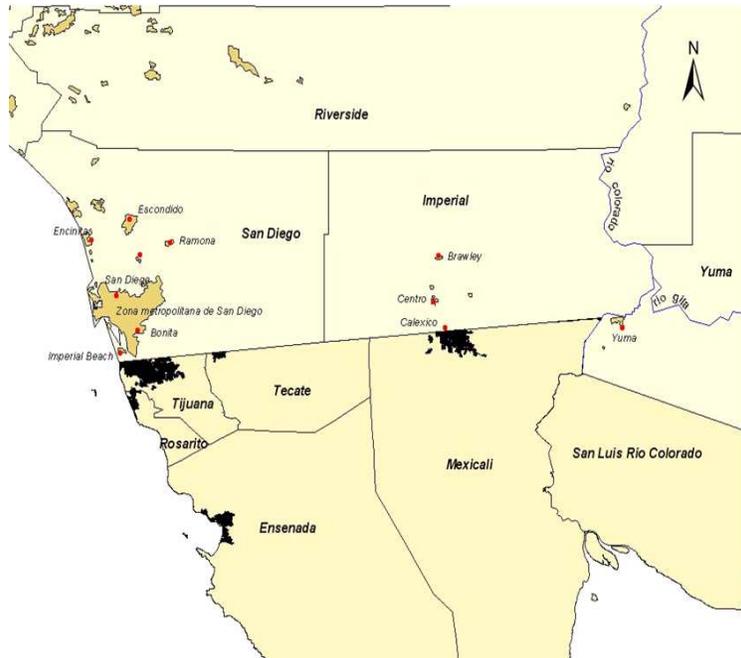


Figura 4.7. Mapa de referencia de la zona de estudio.

El aumento de emisiones en la parte oeste de los mapas indica el incremento de actividad antropógena en la zona de la costa del Pacífico, donde se ubican grandes ciudades como Tijuana y San Diego. Destacan líneas continuas de emisión acentuadas en territorio mexicano que muestran la ubicación geográfica de las principales carreteras de la entidad y corresponden a las emisiones de fuentes puntuales y móviles.

De acuerdo a las imágenes 4.8 a 4.10 la contribución de monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno y bióxido de azufre, es mayor en territorio mexicano, lo cual indica la diferencia en la edad del parque vehicular de un país a otro y el uso de combustibles con alto contenido de azufre en nuestro país. Estas diferencias son más visibles en el área de Mexicali y Valle Imperial.

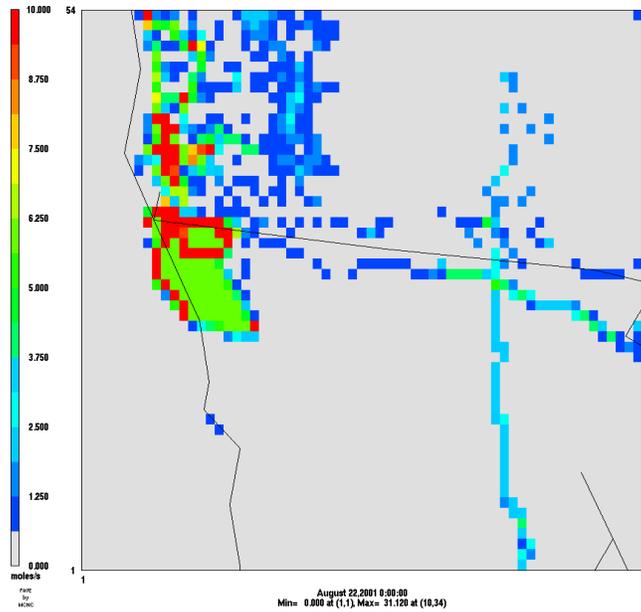


Figura 4.8. Distribución espacial de las emisiones de CO para el 22 de agosto de 2001 (promedio entre las 0:00 y 01:00 hrs, GMT) para el caso base.

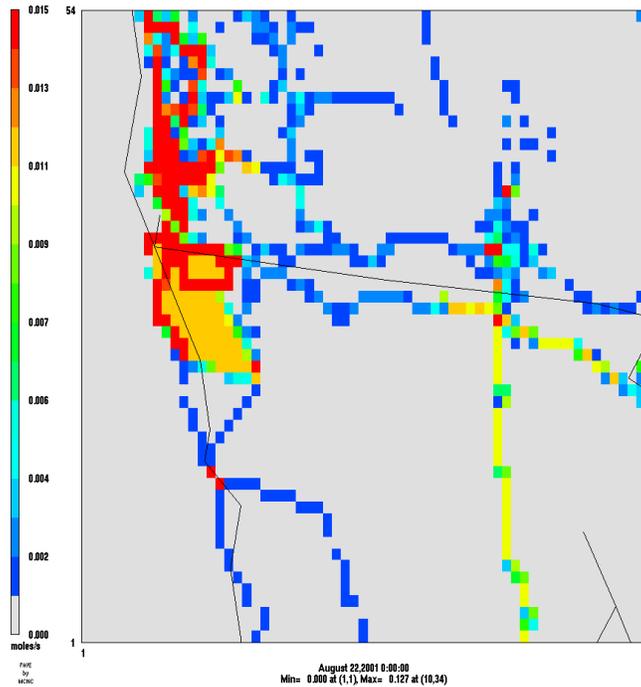


Figura 4.9. Distribución espacial de las emisiones de NO_x para el 22 de agosto de 2001 (promedio entre las 0:00 y 01:00 hrs, GMT) para el caso base.

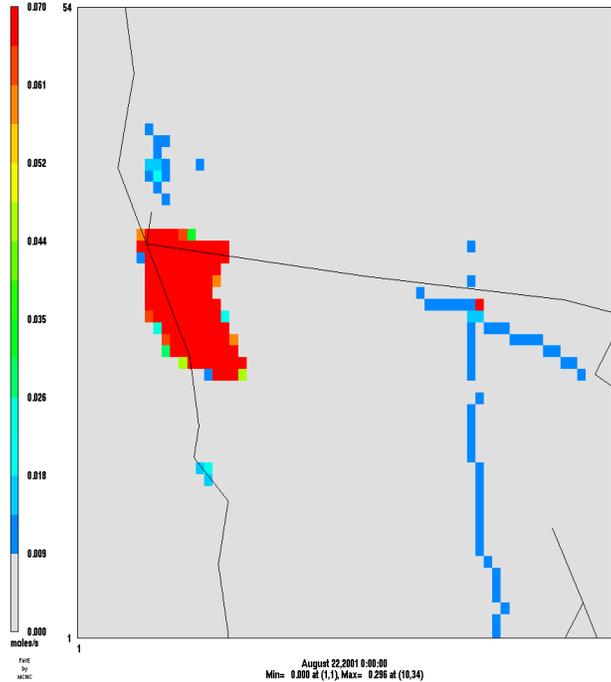


Figura 4.10. Distribución espacial de las emisiones de SO₂ para el 22 de agosto de 2001 (promedio entre las 0:00 y 01:00 hrs, GMT) para el caso base.

4.2. Concentraciones en Caso Base

Los datos resultantes de la modelación de la dinámica de los contaminantes atmosféricos se presentan a través de tablas en la evaluación estadística del desempeño, series de tiempo y mapas de concentración de los contaminantes estudiados en el área de estudio.

Como referencia para los resultados de las concentraciones en la aplicación del modelo, en las Figuras 4.11 y 4.12 se presentan las series de tiempo de la velocidad del viento y de la altura de la capa de mezclado reportados por Vanoye (2007). Estos valores corresponden a la celda [28,47] de la malla anidada de modelación del dominio de 4 x 4 km, en la cual se localiza la ciudad de Mexicali. Ambos gráficos corresponden a resultados de salida de la modelación meteorológica con MM5.

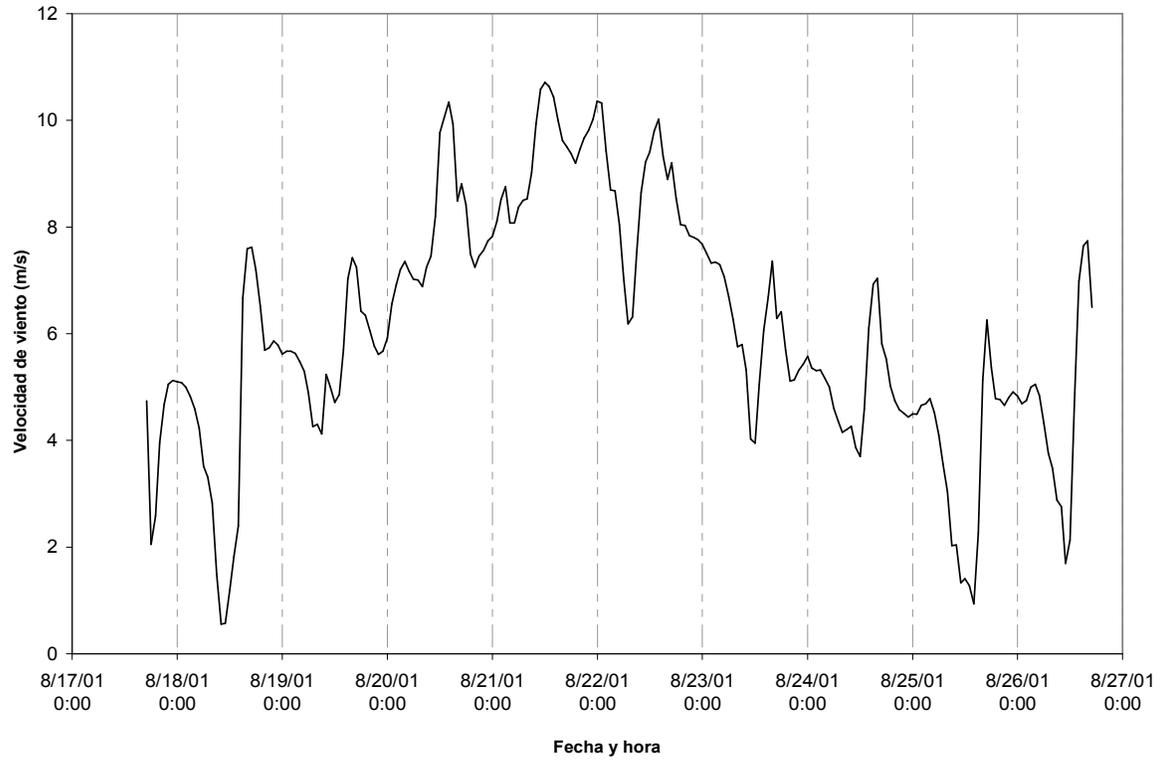


Figura 4.11. Serie de tiempo para velocidades de viento en la ciudad de Mexicali.

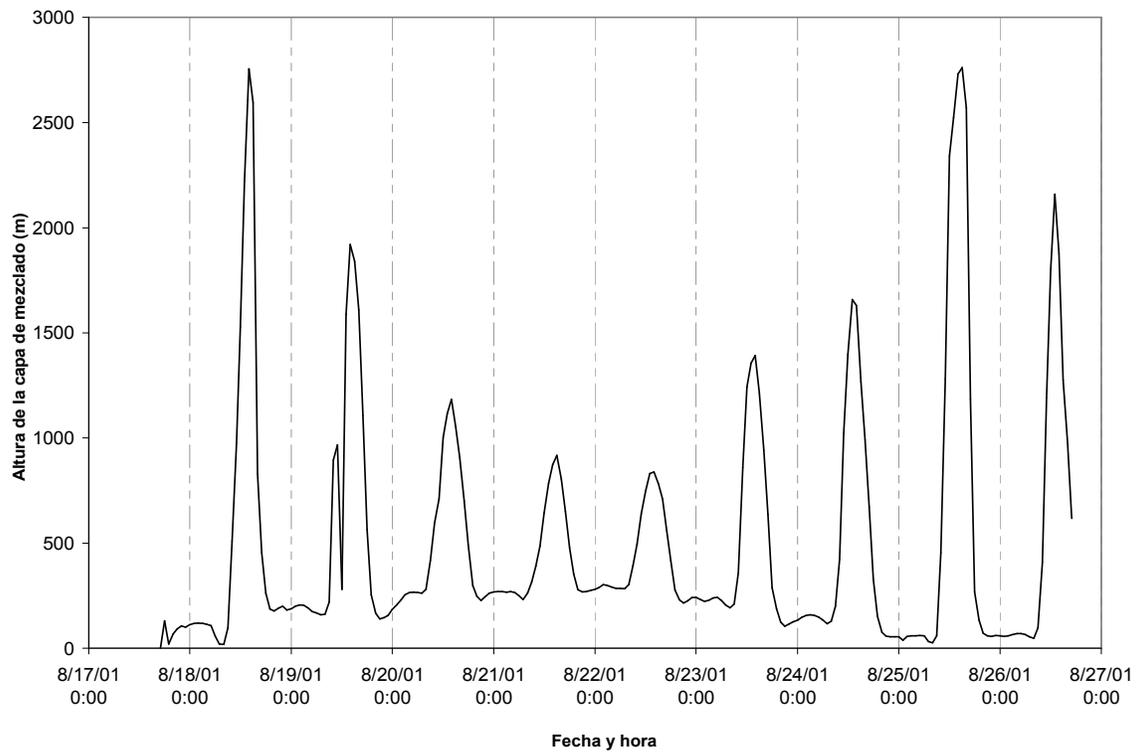


Figura 4.12. Serie de tiempo para alturas de capa de mezclado en la ciudad de Mexicali.

4.2.1. Evaluación Estadística del Modelo

Se llevó a cabo la evaluación del desempeño del modelo de acuerdo a la metodología descrita en el Capítulo 3. En las Tablas 4.1 a 4.3 se muestran resumidos dichos resultados para O₃, NO₂, y SO₂, para el episodio de Agosto de 2001. Los datos utilizados para la evaluación provienen de las estaciones de monitoreo que se encuentran en el dominio de 12 x 12 km. Los primeros tres días no se tomaron en cuenta al ser considerados como un periodo de estabilización para los cálculos del modelo. Los estadísticos evaluados son: Desviación Promedio (DP), Media de la Raíz del Error al Cuadrado (MREC), Desviación Promedio Normalizada (DPN) y Error Normalizado Promedio (ENP).

Tabla 4.1. Análisis estadístico de desempeño respecto al O₃ (valores en ppmv para DP y MREC, y % para DPN y ENP).

Fecha	DP	MREC	DPN	ENP
8/21/2001	-0.0041	0.0112	-7.28	16.26
8/22/2001	-0.0035	0.0119	-5.14	17.34
8/23/2001	-0.0026	0.0141	-2.19	16.75
8/24/2001	-0.0021	0.0174	0.05	20.29
8/25/2001	0.0045	0.0209	11.02	23.16
8/26/2001	-0.0013	0.0196	2.94	23.04
8/27/2001	-0.0024	0.0171	-0.87	20.72
Promedio	-0.0049	0.0177	-6.04	21.64

De acuerdo a las guías de la Agencia de Protección al Ambiente de los Estados Unidos (USEPA), para que se considere que el modelo tuvo un buen desempeño la desviación total debe tener valores de $\pm 5\%$ a $\pm 15\%$ y un error bruto de 30 a 35 %, para las estimaciones de ozono (Tesche et al., 1990). Con base en la Tabla 4.1 puede aseverarse que el modelo tuvo un buen desempeño para la concentración de ozono. No existen guías para la determinación de una buena o mala estimación en el resto de las especies contaminantes modeladas, sin embargo estos resultados pueden ser comparados con otros estudios.

Piot et al. (2009) reporta desempeños del modelo regional CMAQ con desviaciones normalizadas de -47% y de 22% para los contaminantes bióxido de nitrógeno y bióxido de azufre, respectivamente. Los promedios reportados en la presente disertación son de -29.61% y -25.28% (DPN) para los mismos contaminantes, lo cual muestra desempeños parecidos en la aplicación del modelo. En todos los casos se presentan desviaciones normalizadas negativas. Estos sesgos indican que en todo el episodio de modelación las estimaciones fueron subestimadas con respecto a los datos reales de concentración.

Tabla 4.2. Análisis del desempeño respecto al NO₂ (valores en ppmv para DP y MREC, y % para DPN y ENP).

Fecha	DP	MREC	DPN	ENP
8/21/2001	-0.0071	0.0168	-23.74	75.66
8/22/2001	-0.0065	0.0149	-23.28	77.88
8/23/2001	-0.0134	0.0241	-43.89	66.35
8/24/2001	-0.0194	0.0370	-42.72	75.52
8/25/2001	-0.0153	0.0312	-38.84	75.31
8/26/2001	-0.0093	0.0204	-31.85	74.97
8/27/2001	-0.0163	0.0319	-39.72	73.96
Promedio	-0.011	0.0242	-29.61	77.02

Tabla 4.3. Análisis del desempeño respecto al SO₂ (valores en ppmv para DP y MREC, y % para DPN y ENP).

Fecha	DP	MREC	DPN	ENP
8/21/2001	-0.0013	0.0046	-27.53	82.16
8/22/2001	-0.0017	0.0061	-36.49	75.3
8/23/2001	-0.0016	0.0035	-43.73	69.77
8/24/2001	-0.0015	0.0043	-38.55	74.211
8/25/2001	-0.0014	0.0072	-10.98	88.63
8/26/2001	-0.0011	0.0073	7.57	110.43
8/27/2001	-0.0009	0.0051	13.62	113.23
Promedio	-0.0014	0.0055	-25.28	84.38

4.2.2. Concentraciones de Monóxido de Carbono en el caso base

En primer lugar, se presenta la serie de tiempo de la simulación del CO para el caso base en la Figura 4.13, cuyos valores corresponden a la celda [28,47] de la malla anidada de modelación del dominio de 4 x 4 km, en la cual se ubica el municipio de Mexicali. Los dos picos más altos de concentraciones se dan los días 23 y 24 a las 19 horas (hora local), los cuales coinciden con los periodos con valores más altos de emisión de monóxido de carbono, con una hora de diferencia (Figura 4.1). Estos a su vez representan períodos con alta actividad antropogénica debido al incremento de traslados en automotores, y a la disminución de intensidad de los vientos (Figura 4.11).

Durante los días 20 a 22 de Agosto se presentó el desplazamiento de un sistema de baja presión en la zona de estudio, lo cual favoreció el aumento en la intensidad de los vientos y aunado a esto la dispersión de contaminantes (Vanoye, 2007). Este fenómeno explica por qué durante este periodo las concentraciones más altas se observan alrededor de las 8 y las 9 horas (hora local) y no durante la tarde. En la serie de tiempo de emisiones de CO (Figura 4.1), la máxima cantidad de kilogramos por hora emitidos del compuesto en los días mencionados se da a las 18 horas.

La relación que guardaron los resultados del procesamiento de emisiones y la aplicación del modelo regional para CO se observa en los picos de emisión y de concentración (Figura 4.13), matutinos y vespertinos, de manera que la diferencia de tiempo entre los máximos valores de emisión y concentración en la tarde es de una o tres horas y cero durante la mañana, del 20 al 25 de Agosto. Esto indica que los vientos calmos matutinos tienen poco efecto en la dispersión de las emisiones de la atmosfera local, contrario al efecto del incremento de la velocidad del viento durante las tardes y al aumento de la altura de la cama de mezclado (Figura 4.12).

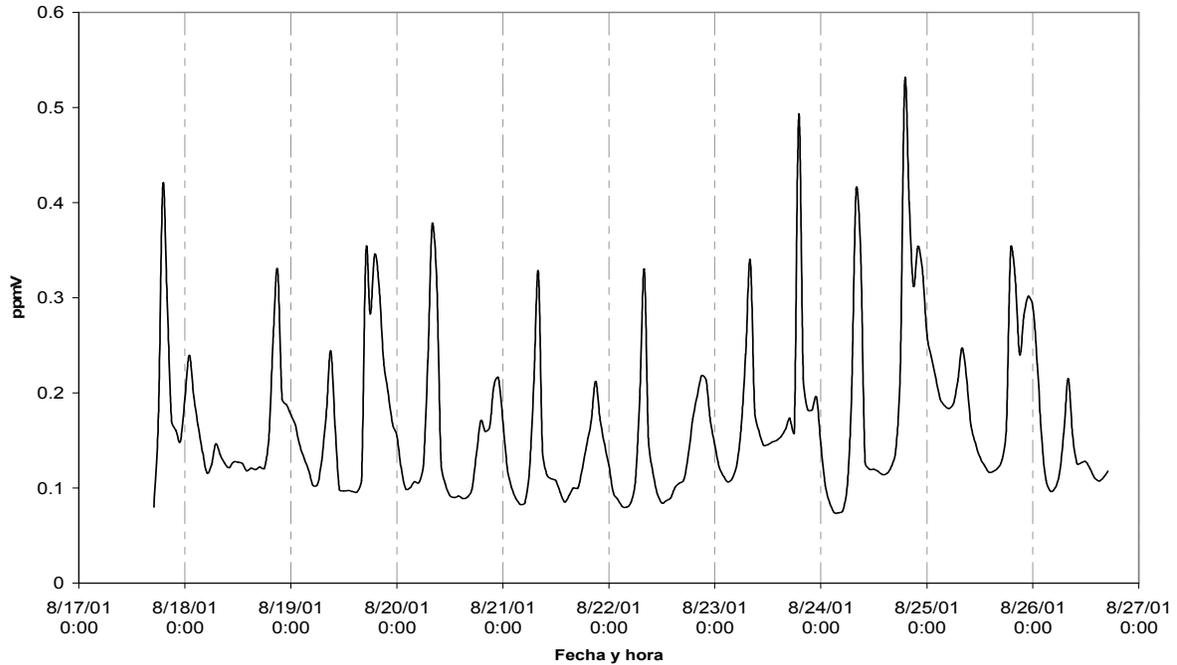
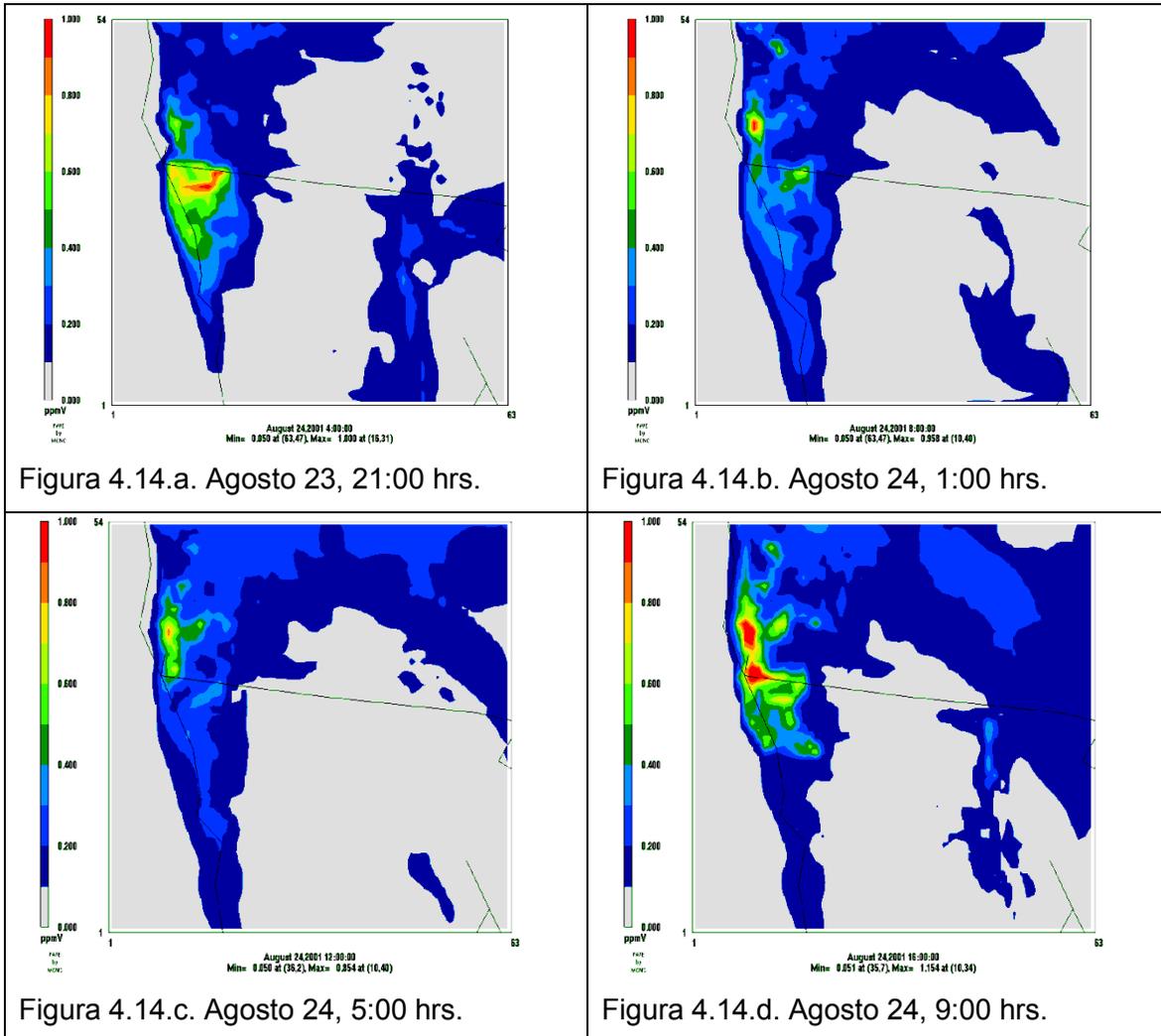


Figura 4.13. Serie de tiempo para concentraciones CO en el caso base.

Los mapas de concentración en las Figuras 4.14.a a 4.14.f corresponden a los resultados de la modelación de concentraciones de monóxido de carbono en el día 23 a las 21 horas y el día 24 a las 1, 5, 9, 13 y 21 horas, en las cuales se pueden observar los niveles más altos de concentración en un ciclo de 24 horas (Figuras 4.14.a, 4.14.d y 4.14.f), y un periodo de disipación (Figura 4.14.e), donde existe dispersión de la concentración de contaminantes y poca generación de ellos. En las Figuras 4.14.b y 4.14.c se visualizan periodos con poca presencia de monóxido de carbono con intensidad de viento en calma, por lo que la nube de CO se disipa en un tiempo aproximado de ocho horas. Este comportamiento coincide con la presencia a partir del 23 de Agosto de un sistema de alta presión en la región que produce una inversión subsidente (Vanoye, 2007), lo cual provoca vientos débiles y mayor radiación solar en la zona. Al hacer una comparación entre los mapas de emisión y los de concentración, se observa desplazamiento de CO hacia el Sureste desde la costa del Pacífico y al Este en la zona de Valle Imperial.

A pesar de que la máxima concentración de monóxido de carbono en el municipio de Mexicali no llega a superar las 0.6 ppmv, el municipio de San Diego y Tijuana alcanzan

valores cercanos a 1 ppmv (Figuras 4.14.a, 4.14.b, 4.14.d y 4.14.f). Estos niveles se encuentran por debajo de los estándares Norteamericano y Mexicano para tener una calidad del aire satisfactoria, los cuales son de 9 ppm y 11 ppm de CO, respectivamente (USEPA, 2000; SSAa, 1993).



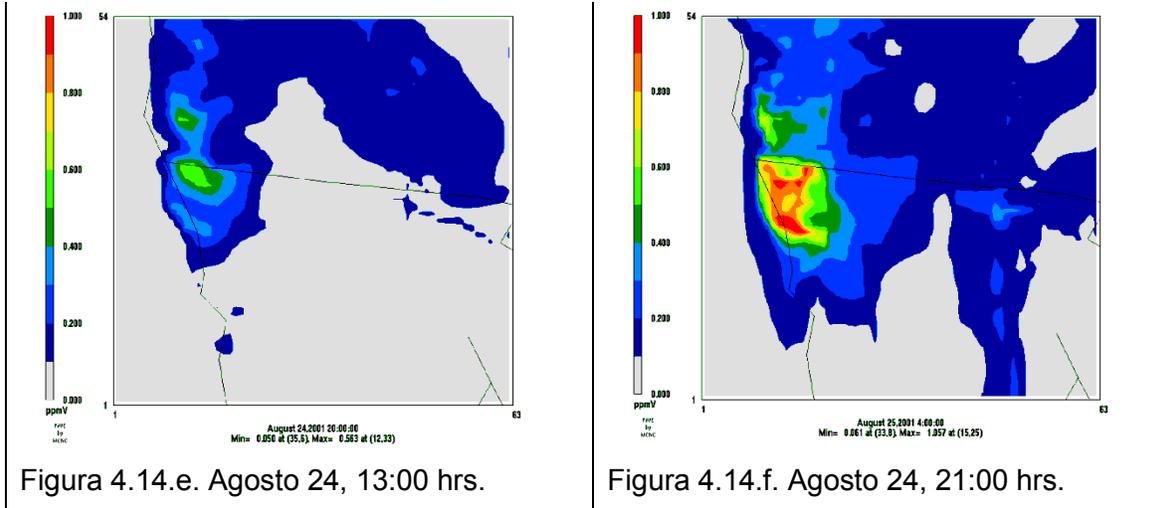


Figura 4.14. Mapas de concentración de CO en el dominio de 4 km.

4.2.3. Concentraciones de Bióxido de Nitrógeno en el caso base

Al igual que la serie de tiempo de las concentraciones de CO, la Figura 4.15 representa el promedio de las concentraciones de bióxido de nitrógeno ubicadas en la celda [28,47], de la malla anidada de 4 km de resolución, donde se localiza la ciudad de Mexicali.

En el ciclo de cada 24 horas se pueden observar dos picos de concentración, matutino y vespertino, el primero a las 8 horas de lunes a viernes (20 a 24 de Agosto), y el segundo varía entre las 19 y las 21 horas durante todo el episodio. El sistema de baja presión mencionado en la sección anterior fue causa de que durante los días 20 a 22 de Agosto los picos de concentración matutinos superaran a los vespertinos, debido a la presencia de campos de viento que dispersaron las nubes de bióxido de nitrógeno. En los días 23 a 25 de Agosto, la entrada de un sistema de alta presión en la región (Vanoye, 2007) ocasionó que existiera poca dispersión del bióxido de nitrógeno y que las concentraciones máximas de este compuesto fueran mayores durante la tarde que durante la mañana. A su vez los días 24 y 25 de Agosto se observaron los valores mas bajos de la altura de la capa de mezclado acorde a la Figura 4.12. Como consecuencia de estos fenómenos, el día 24 de Agosto a las 19 horas se presentó el máximo valor estimado de concentración de bióxido de nitrógeno.

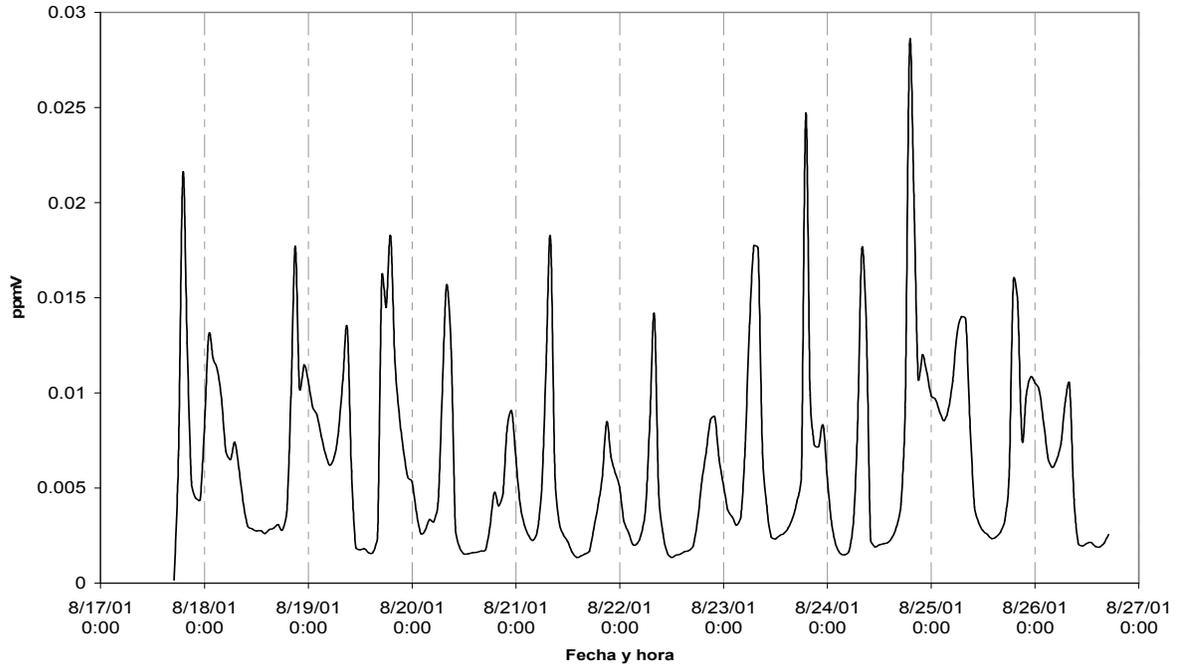
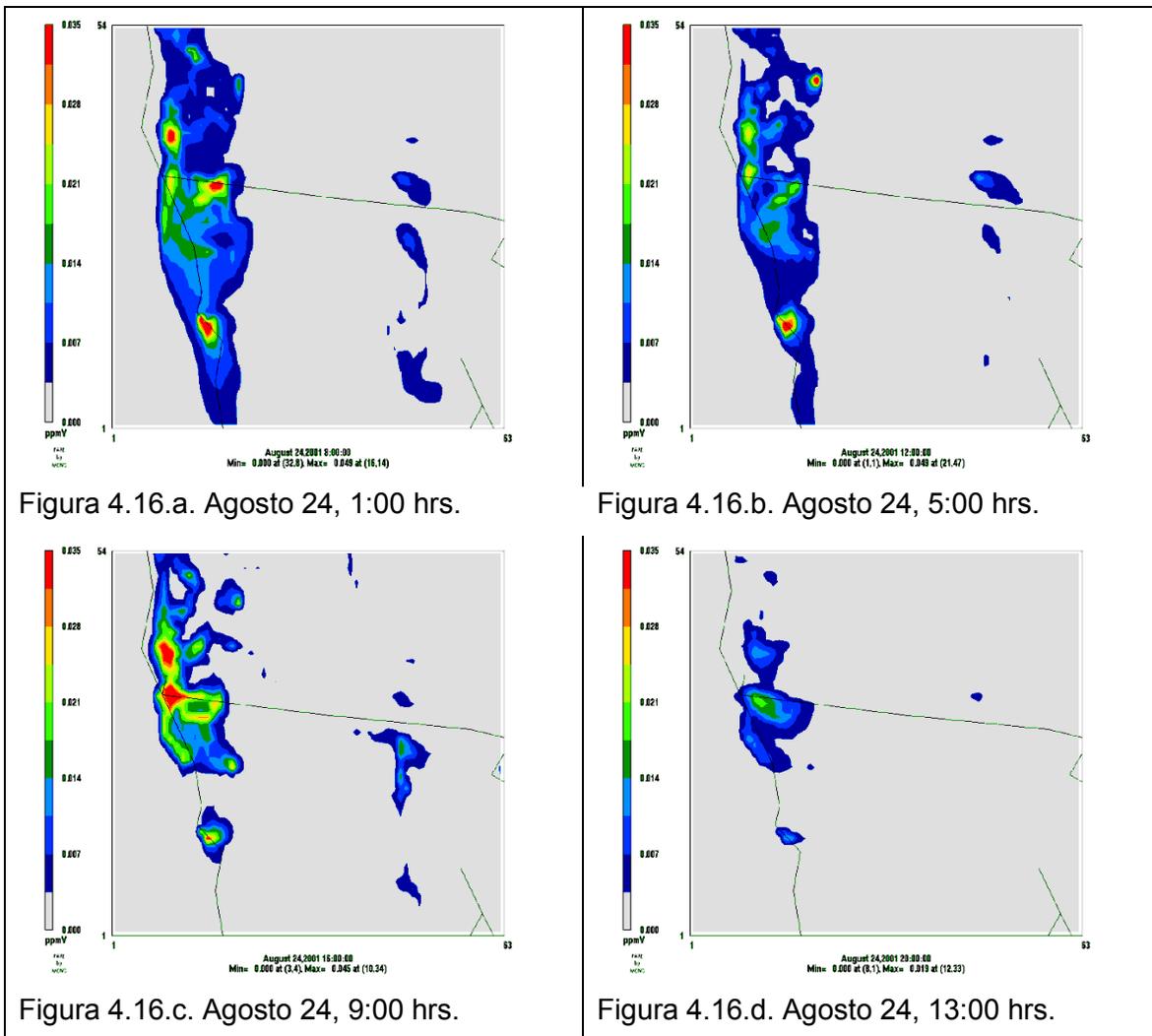


Figura 4.15. Serie de tiempo para concentraciones NO₂ en el caso base.

Los valores mínimos de concentración de NO₂ se presentaron entre las 12 y las 17 horas durante el total del episodio de modelación, derivado del aumento en la velocidad de los campos de viento durante el día, a la disociación del bióxido de nitrógeno por la presencia de radiación solar y el aumento diurno de la altura de la capa de mezclado (Figuras 4.11 y 4.12)

Los mapas en las Figuras 4.16.a a 4.16.f representan el cambio de concentraciones cada 4 horas durante el 24 de Agosto, el cual es el día con el valor más alto estimado de NO₂. En estos se puede observar que las nubes del contaminante se localizan cerca de su fuente. En los mapas de concentración también puede visualizarse parte de las diferencias en horarios de picos y valles mencionados en la descripción de la serie de tiempo de concentraciones de NO₂. Las Figuras 4.16.a y 4.16.b muestran periodos de descenso en la concentración del compuesto, alcanzando niveles bajos de 0.010 ppmv en la zona de la Ciudad de Mexicali; se observan niveles altos que se disipan en el municipio de Tijuana y el condado de San Diego de hasta 0.035 ppmv, además de una concentración similar con poca dispersión en el municipio de Ensenada.

Los mapas en las Figuras 4.16.d y 4.16.e muestran los valles en la serie de tiempo para el 24 de Agosto en el municipio de Mexicali; en ambos casos no se aprecian nubes del compuesto significativas en la parte este del mapa. Las Figuras 4.16.c y 4.16.f (máximo de NO₂ en Mexicali en el episodio modelado) presentan picos de concentración de hasta 0.035 ppmv en Tijuana y San Diego, por debajo de los estándares Norteamericano y Mexicano de calidad del aire para bióxido de nitrógeno de 0.053 ppm promedio anual y 0.21 ppm promedio en una hora, respectivamente, (USEPA, 1993; SSAAb, 1993).



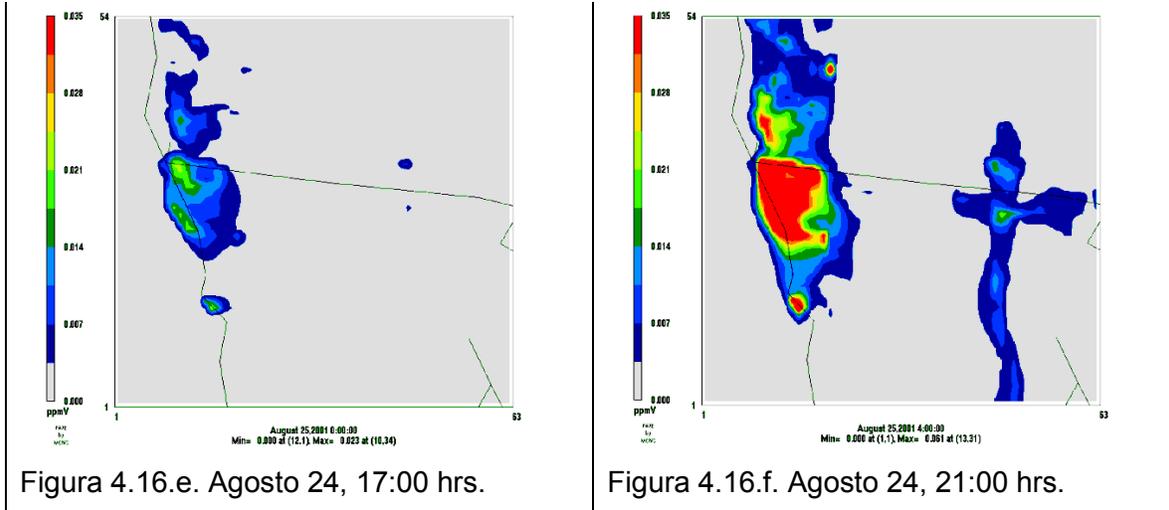


Figura 4.16. Mapas de concentración de NO₂ en el dominio de 4 km.

4.2.4. Concentraciones de Bióxido de Azufre en el caso base

La Figura 4.17 representa los valores de las concentraciones de bióxido de azufre ubicadas en la celda [28,47] de la malla anidada de 4 km de resolución, donde se localiza la ciudad de Mexicali. Las concentraciones de SO₂ en la zona tienen un comportamiento distinto a los casos de los dos compuestos anteriores. El valor más alto se da el día 25 de Agosto a las 9 horas, con una concentración de 8.8 ppbv, además del día 26 a las 0 horas con 6.5 ppbv.

La tendencia en días anteriores, del 21 al 23 de agosto, es de valores altos entre las 7 y las 9 horas con 4 ppbv, y entre las 18 y las 20 horas con 3.5 y 4 ppbv respectivamente. Estos horarios en los picos de concentración al igual que los de las emisiones de bióxido de azufre (Figura 4.5) muestran que la contribución principal para la presencia de este compuesto en la zona pertenece al uso de combustibles con alto contenido de azufre en fuentes fijas o móviles.

Los valores más elevados se presentaron en el segundo fin de semana del episodio de modelación durante la madrugada y parte de la mañana en el municipio de Mexicali. Durante el primer fin de semana modelado no se observó el mismo comportamiento, por lo que las concentraciones altas pueden ser resultado de una situación particular como la de la ya mencionada presencia de un sistema de alta presión a partir del 23 de

Agosto. En el periodo del 24 a 25 de agosto estas condiciones provocaron la disminución de dispersión vertical en la zona, campos de viento en calma y niveles bajos de altura de capa de mezclado (Vanoye, 2006).

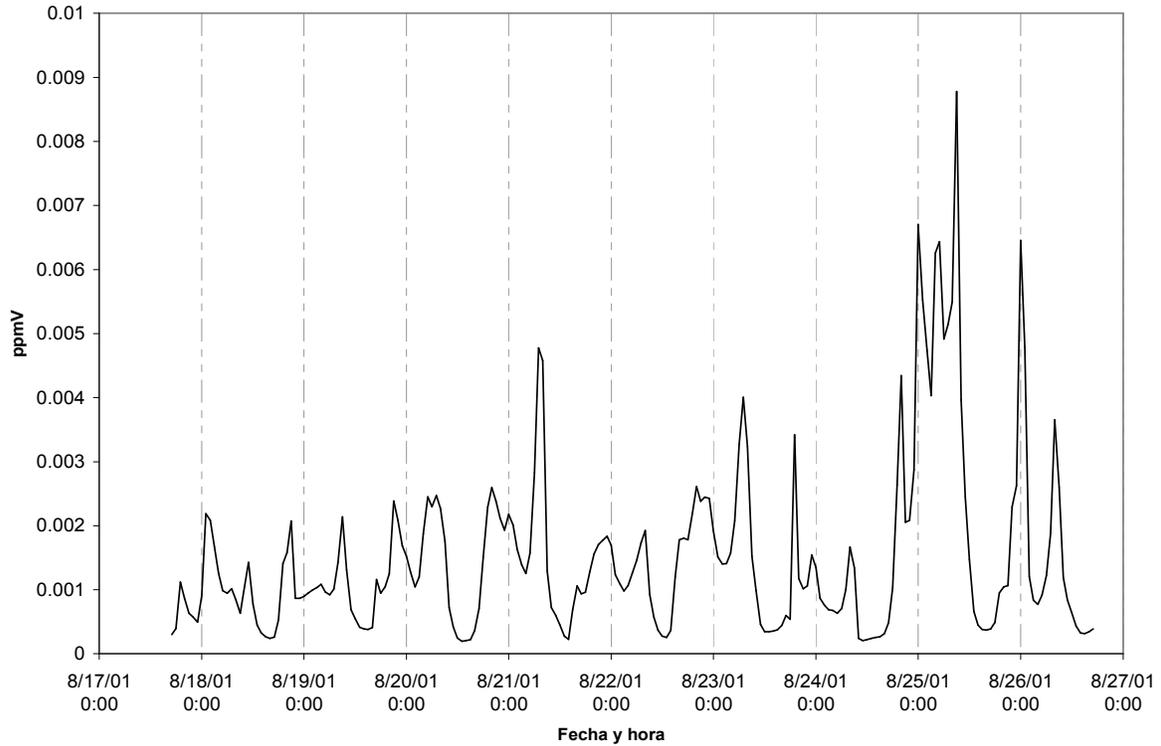


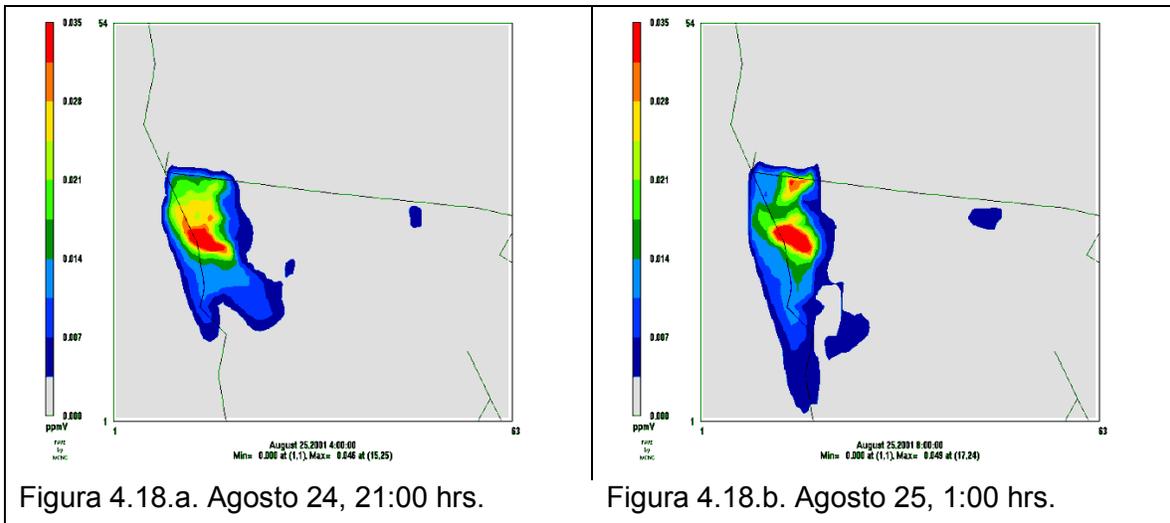
Figura 4.17. Serie de tiempo para concentraciones SO₂ en el caso base.

En las Figuras 4.18.a hasta la 4.18.f se observa el cambio de ppmv de SO₂ cada 4 horas en la zona de estudio para el caso base, los días 24 y 25 de Agosto. Como en los casos anteriores, las concentraciones mas altas de este compuesto se presentan en cerca de la costa del Pacifico en el municipio de Tijuana, cuyo nivel mas alto se encuentra alrededor de las 0.035 ppmv, por debajo de los estándares Norteamericano y Mexicano de 0.14 y 0.13 ppm promedio en 24 horas, respectivamente (USEPA, 1994; SSAC, 1993).

La nube contaminante se comporta de igual manera que en los casos anteriores, con dirección Sureste en la zona de Tijuana, dirección Este y Noreste en el área del Valle

Imperial, sin embargo a lo largo de los mapas para bióxido de azufre (serie de Figuras 4.18) no se observan nubes del compuesto con alta concentración en territorio de los Estados Unidos, lo cual es un indicativo de la influencia del contenido de azufre en el combustible utilizado en ambos países.

Las Figuras 4.18.a a 4.18.c muestran los niveles de alta concentración de SO₂ descritos en la serie de tiempo para el compuesto (Figura 4.17), los cuales se presentaron durante periodos nocturnos, y de acuerdo a la Figura 4.5 son parte de un periodo de declive en las emisiones de SO₂, mientras que la Figura 4.18.d representa el pico mas alto de concentración del episodio y un periodo de ascenso en las emisiones. Este comportamiento indica que las concentraciones altas del 24 al 25 de Agosto no se deben al aumento de actividad de procesos de combustión, sino a la acumulación del compuesto debido a las condiciones atmosféricas en calma. Las nubes de concentración se disipan en el transcurso de la fase diurna del día 25 de Agosto (Figuras 4.18.e y 4.18.f).



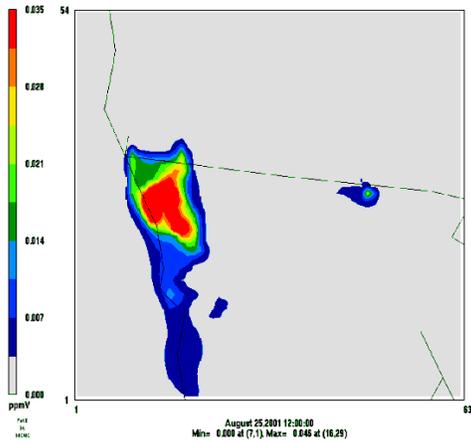


Figura 4.18.c. Agosto 25, 5:00 hrs.

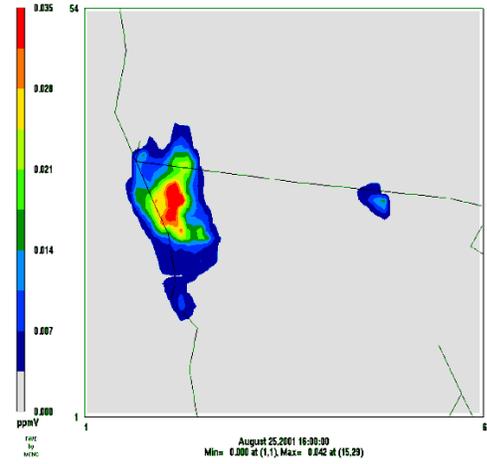


Figura 4.18.d. Agosto 25, 9:00 hrs.

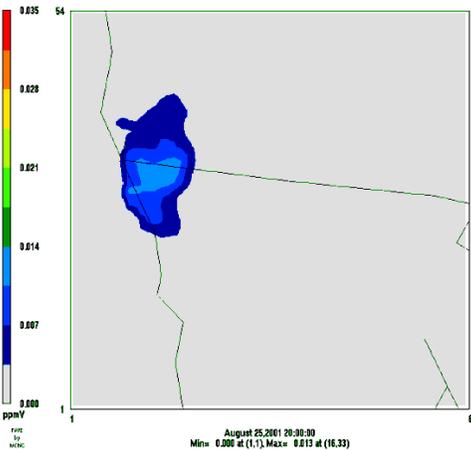


Figura 4.18.e. Agosto 25, 13:00 hrs.

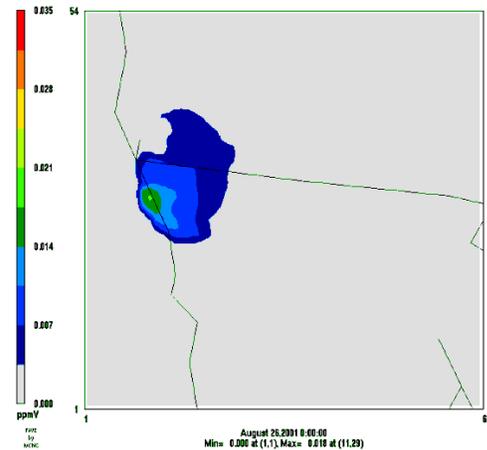


Figura 4.18.f. Agosto 25, 17:00 hrs.

Figura 4.18. Mapas de concentración de SO₂ en el dominio de 4 km.

4.2.5. Concentraciones de Ozono Troposférico en el caso base

La serie de tiempo para concentraciones de ozono en la Figura 4.19 representa el valor de las concentraciones del compuesto ubicadas en la celda [28,47] de la malla anidada de 4 km de resolución.

De acuerdo a esta figura en cada ciclo de 24 horas se presentan uno o dos picos de concentración, los cuales varían entre las 12 y las 18 horas durante todo el episodio, periodos caracterizados por la presencia de radiación solar y a su vez actividad fotoquímica que propicia la generación de ozono a través de reacciones de sus

precursores (NO_2 , hidrocarburos). El pico más alto del episodio corresponde al día 23 de Agosto a las 15 horas, con 79 ppbv durante el día 23 de Agosto a las 15 horas. Este periodo de concentraciones altas de O_3 , además de a la actividad fotoquímica, se debe a condiciones meteorológicas propias del día referido como: baja capa de mezclado, velocidades de viento bajas, alta radiación solar, y altas temperaturas (Vanoye, 2007).

En su mayoría los valles en la serie de concentración se presentan a las 8 horas, después de un periodo de declive en los valores de forma nocturna debido a la ausencia de energía solar y reacciones fotoquímicas que forman O_3 . Durante este periodo el O_3 se consume al reaccionar con bióxido de nitrógeno para formar O_2 , NO_3 y a su vez nitrato peroxiacético. En comparación con la serie de tiempo de concentraciones de NO_2 (Figura 4.15), los picos de concentración de este compuesto son valles de ozono y viceversa; este comportamiento se puede deber a la predominante disociación de NO_2 en NO , y la lenta oxidación de este último contaminante. La concentración más baja se presenta el día 23 a las 7 horas con un valor de 33 ppbv de O_3 .

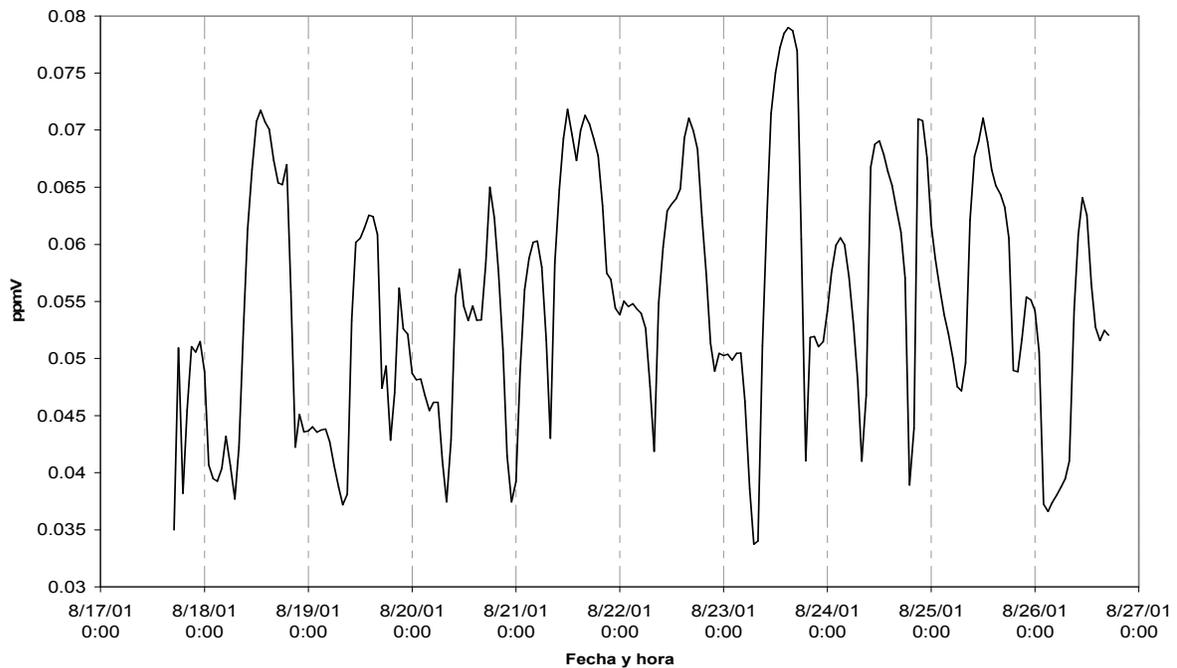
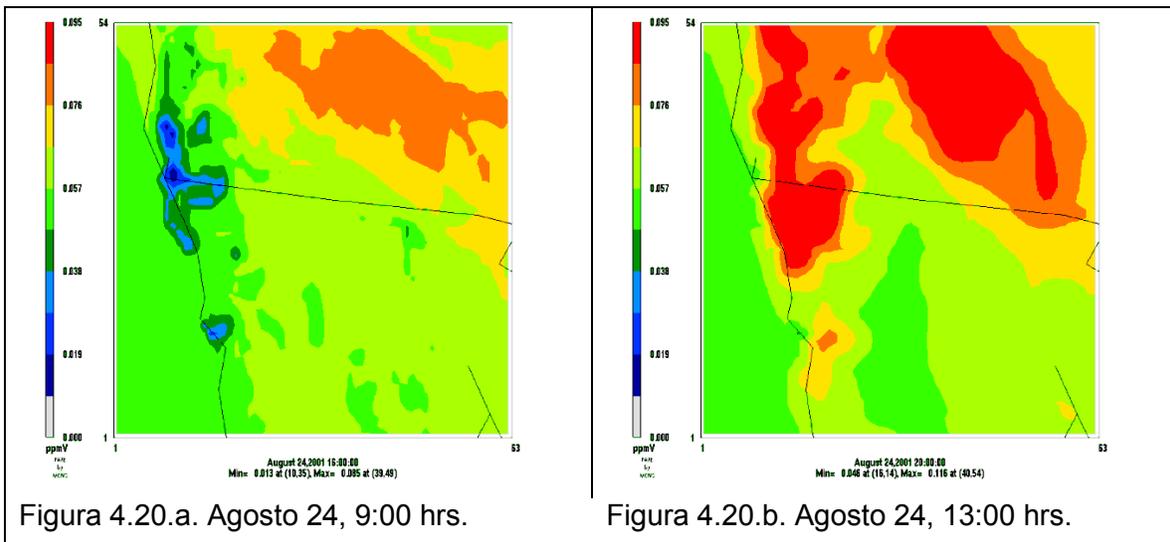


Figura 4.19. Serie de tiempo para concentraciones O_3 en el caso base.

Las Figuras 4.20.a a 4.20.d muestran los mapas de concentración de ozono cada 4 horas en el día 24 de Agosto, el cual se caracteriza por las condiciones meteorológicas influenciadas por el sistema de alta presión ya mencionado. Por otro lado las Figuras 4.20.e y 4.20.f, representan periodos en los que puede visualizarse el desplazamiento de nubes de concentración de ozono de las zonas con más alta emisión de contaminantes hacia áreas donde estas son poco perceptibles (Figuras 4.7 a 4.10). En estas figuras se observa que la nube de ozono se desplaza hacia el noreste en el área de Tijuana y San Diego, y al norte en el municipio de Mexicali hacia el condado de Caléxico, lo cual muestra el transporte transfronterizo de este contaminante.

La comparación de las series de Figuras 4.16 y 4.20 sugieren un comportamiento casi a la inversa entre las nubes de contaminantes de los compuestos NO₂ y el O₃, de manera que la presencia de concentraciones altas de NO₂ equivale a concentraciones bajas de O₃. De acuerdo a las Figuras 4.20.a a 4.20.f, las concentraciones máximas del contaminante analizado se presentan en la zona de las ciudades de Tijuana y San Diego con dirección Este, con valores alrededor de las 95 ppbv, por debajo de los estándares promedio de una hora Norteamericano y Mexicano de 120 ppb y 110 ppb, respectivamente (USEPA, 2006; SSAd, 1993).



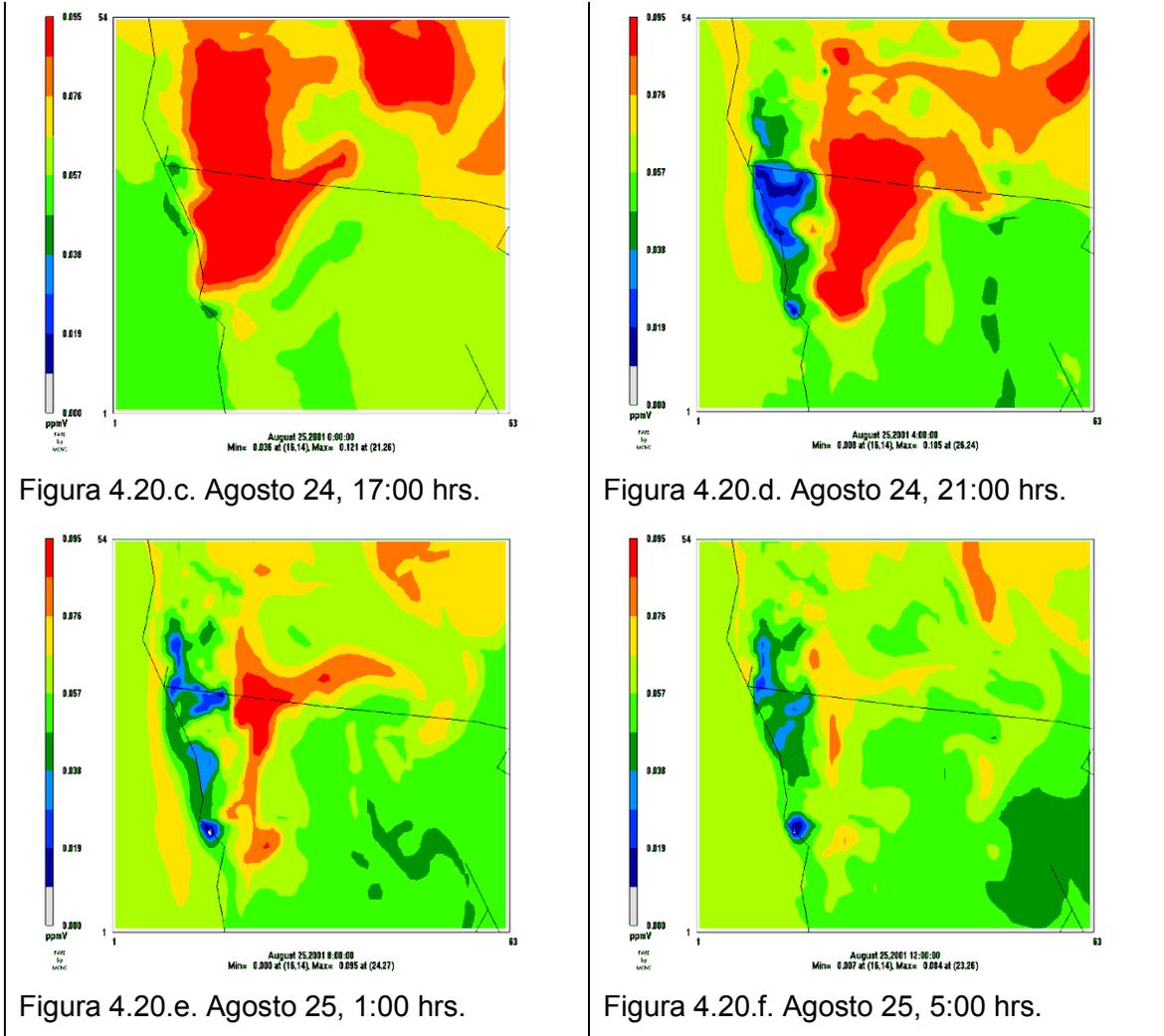


Figura 4.20. Mapas de concentración de O₃ en el dominio de 4 km.

4.3. Concentraciones en Casos de Estudio

Los resultados de la aplicación del modelo regional para los casos de estudio tienen una forma muy similar a las reportadas para el caso base. Las series de tiempo para la ciudad de Mexicali siguen el mismo patrón que las del caso base. Los cambios se presentan en las magnitudes de las concentraciones y no así en las tendencias de aumento o disminución. Este mismo comportamiento puede variar de acuerdo a la sensibilidad de las concentraciones respecto a cambios en diferentes puntos del dominio de modelación.

En esta sección se reportan las series de tiempo de las diferencias de concentraciones de monóxido de carbono, bióxido de nitrógeno, bióxido de azufre y ozono de los casos de estudio respecto al caso base, ubicadas en la celda [28,47] de la malla anidada de 4 x 4 km. Así mismo se presentan mapas de diferencias de concentración de cada caso. No se presentan valores del día 23 a las 18 horas al día 24 a las 17 horas debido a que la respuesta del modelo fue atípica en relación con el resto de los datos obtenidos. El mismo comportamiento se presenta para los resultados de la modelación de los demás compuestos.

4.3.1. Concentraciones de Monóxido de Carbono en casos de estudio

En la Figura 4.22 se muestra la serie de tiempo de diferencias de concentración del caso base con respecto a las obtenidas en los casos de estudio para el monóxido de carbono. Las mayores magnitudes por caso son:

- Caso 1, con 0.0069 ppmv de cambio máximo que es el 1.32% del nivel de concentraciones del caso base.
- Caso 2, con 0.0025 ppmv que corresponde al 1.19% de cambio con respecto al caso base.
- Caso 3, con 0.0024 ppmv, que es 1.18% con respecto al caso base

Los promedios de disminución de concentración de monóxido de carbono durante todo el episodio fueron de 1.12%, 0.37% y 0.31% para los casos 1, 2 y 3, respectivamente. Estos datos toman sentido al considerar que el porcentaje de disminución de emisiones de CO para fuentes móviles por caso fue de 15.2, 3.56 y 2.68 en el mismo orden. De esta manera, en la Ciudad de Mexicali, la reducción de azufre en gasolina (Caso 1) tendría un beneficio mínimo en la calidad del aire de la zona, pero mayor al cambio de un porcentaje de vehículos convencionales por híbridos (Caso 2) y a la sustitución de MTBE por etanol en gasolina (Caso 3). La respuesta del modelo ante un cambio en los porcentajes de emisión de monóxido de carbono en la ciudad de Mexicali varía linealmente conforme a concentraciones base de acuerdo a la Figura 4.21. Las estimaciones en las cuales los valores de concentración de los casos de estudio

superan a las del caso base (25 de agosto) representan el ajuste del modelo hacia los datos atípicos generados en el ciclo de 24 horas precedente.

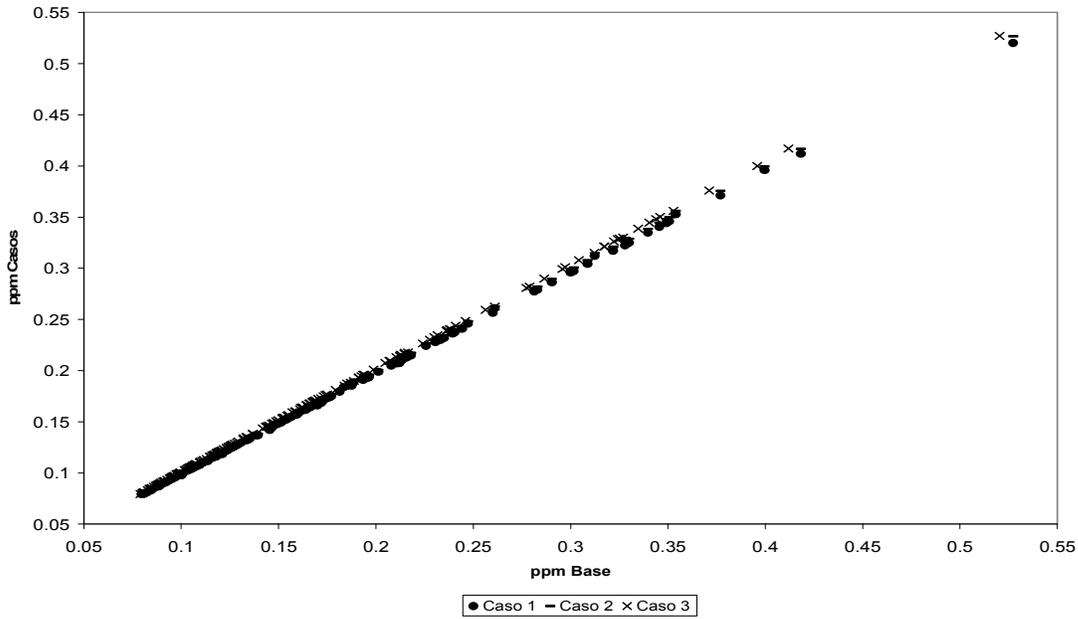


Figura 4.21. Relación de concentraciones de monóxido de carbono de los casos de estudio contra el caso base.

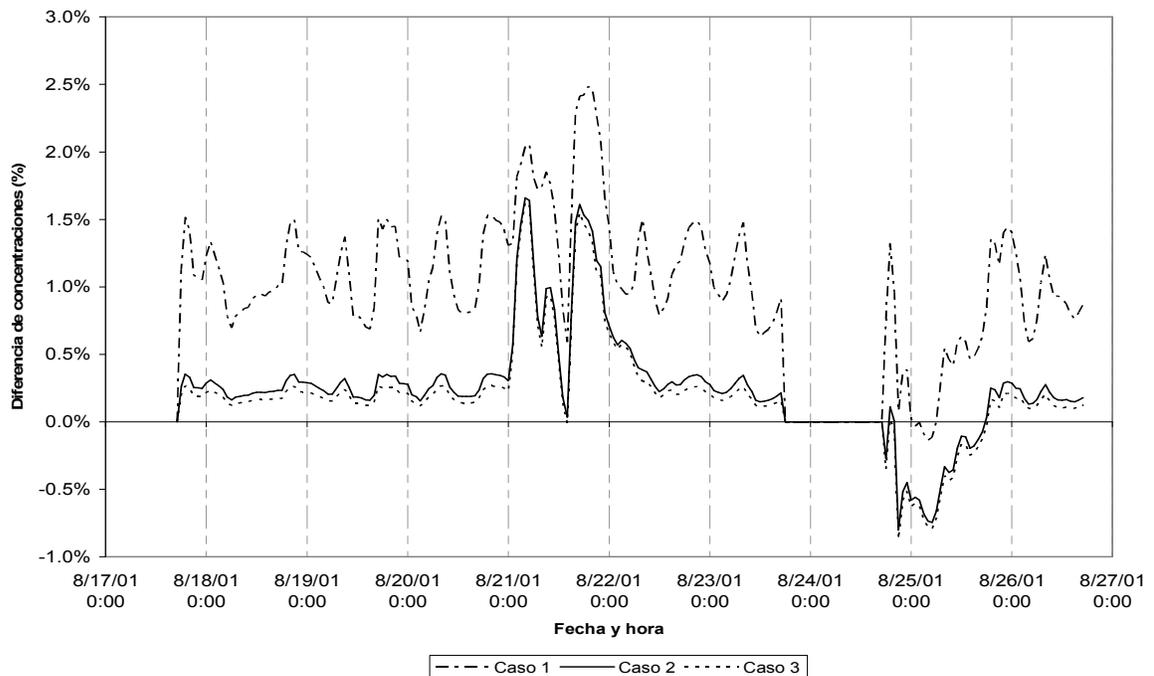


Figura 4.22. Serie de tiempo para la diferencia de concentraciones de CO del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.

En la serie de Figuras 4.23 se observan los mapas de diferencia de concentraciones de monóxido de carbono de los casos de estudio con respecto al caso base. Las zonas urbanas más sensibles al cambio de emisiones fueron las de Tijuana y Rosarito. Así mismo es de resaltar que las modificaciones en las emisiones de Baja California representaron disminución de concentraciones de monóxido de carbono en el condado de San Diego, con diferencias aún mayores que las presentes en Mexicali.

Este comportamiento muestra que existe influencia de las emisiones localizadas en el municipio de Tijuana hacia las concentraciones del condado vecino. Las disminuciones máximas de concentraciones en el condado de San Diego para los casos de estudio son de alrededor de 9 ppbv.

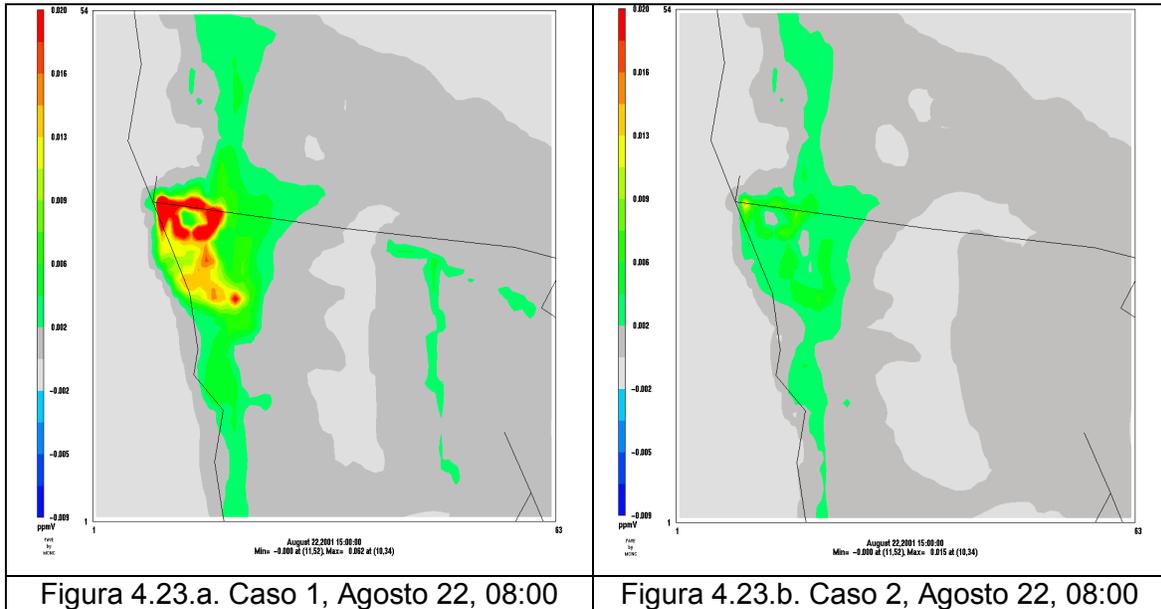


Figura 4.23.a. Caso 1, Agosto 22, 08:00

Figura 4.23.b. Caso 2, Agosto 22, 08:00

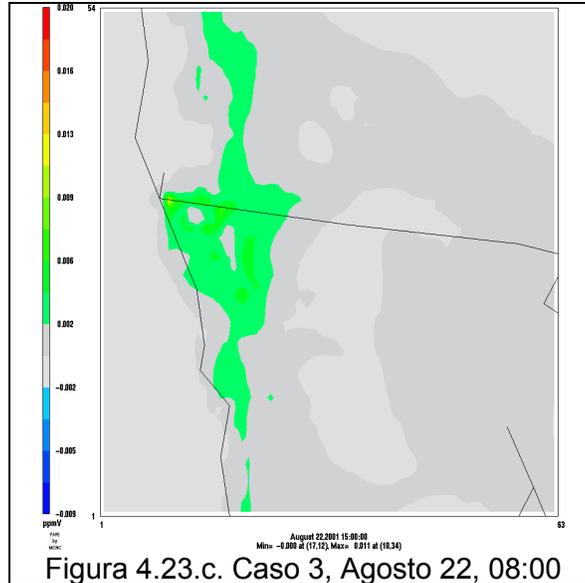


Figura 4.23. Mapas de diferencia de concentraciones de CO del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.

4.3.2. Concentraciones de Bióxido de Nitrógeno en casos de estudio

Para los resultados de las concentraciones de NO_2 , los cambios más significativos son del 0.81, 0.52 y 0.47 ppbv para los casos 1, 2, y 3, con respecto al caso base en la ciudad de Mexicali, el 21 de Agosto a las 8 horas (Figura 4.211). Los porcentajes promedio de disminución de concentraciones de bióxido de nitrógeno durante todo el episodio de modelación fueron de 2.24%, 0.46% y 0.08% para los casos 1, 2 y 3, respectivamente.

La disminución de concentraciones de NO_2 con respecto a la reducción de emisiones por el decremento de azufre en gasolina (Caso 1) es mayor que la resultante de la sustitución de un porcentaje de vehículos convencionales por híbridos (Caso 2) y reformulación de gasolina (Caso 3). De acuerdo a la Figura 4.24 la respuesta del modelo a cambios en las emisiones también tuvo un comportamiento lineal.

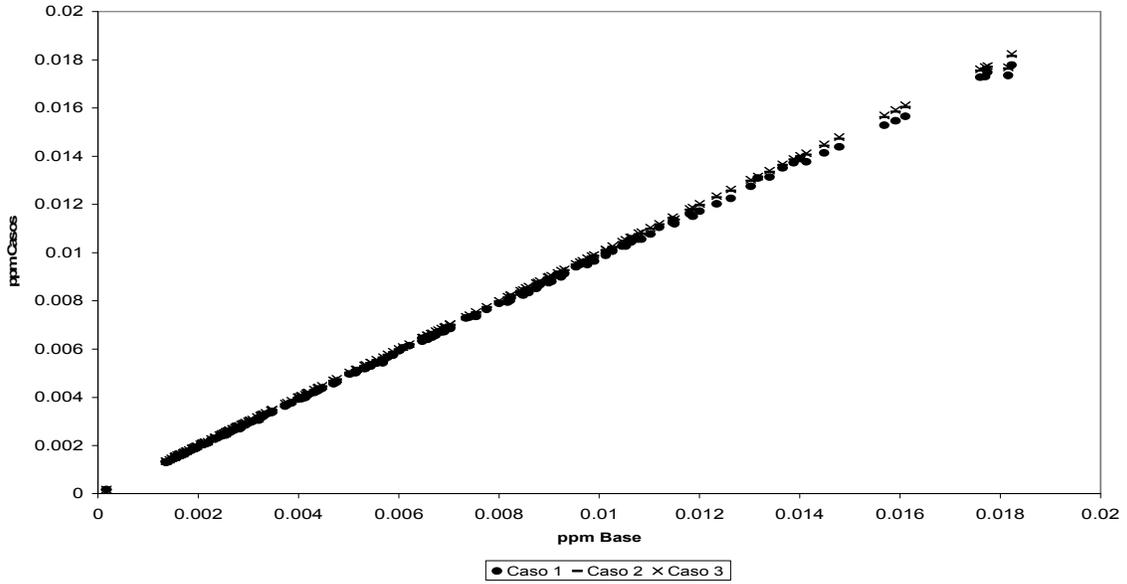


Figura 4.24. Relación de concentraciones de bióxido de nitrógeno de los casos de estudio contra el caso base.

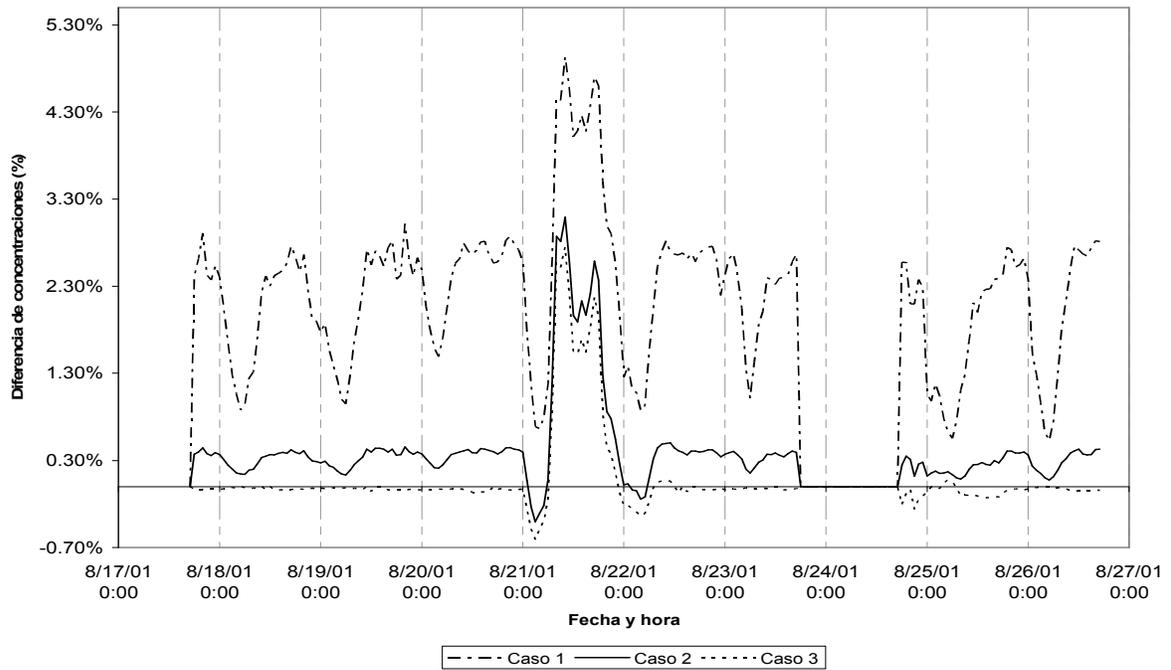


Figura 4.25. Serie de tiempo para la diferencia de concentraciones de NO₂ del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.

De acuerdo a los mapas de diferencia de concentración de bióxido de nitrógeno de los casos de estudio con respecto al caso base en la serie de Figuras 4.22, la sensibilidad

del modelo para el compuesto es más alta en la zona urbana de Tijuana que en la de Mexicali. Nuevamente se observa disminución en los niveles de contaminación por NO₂ en áreas de San Diego, lo cual muestra que la influencia de las emisiones generadas en México afecta más a este condado que al Valle Imperial.

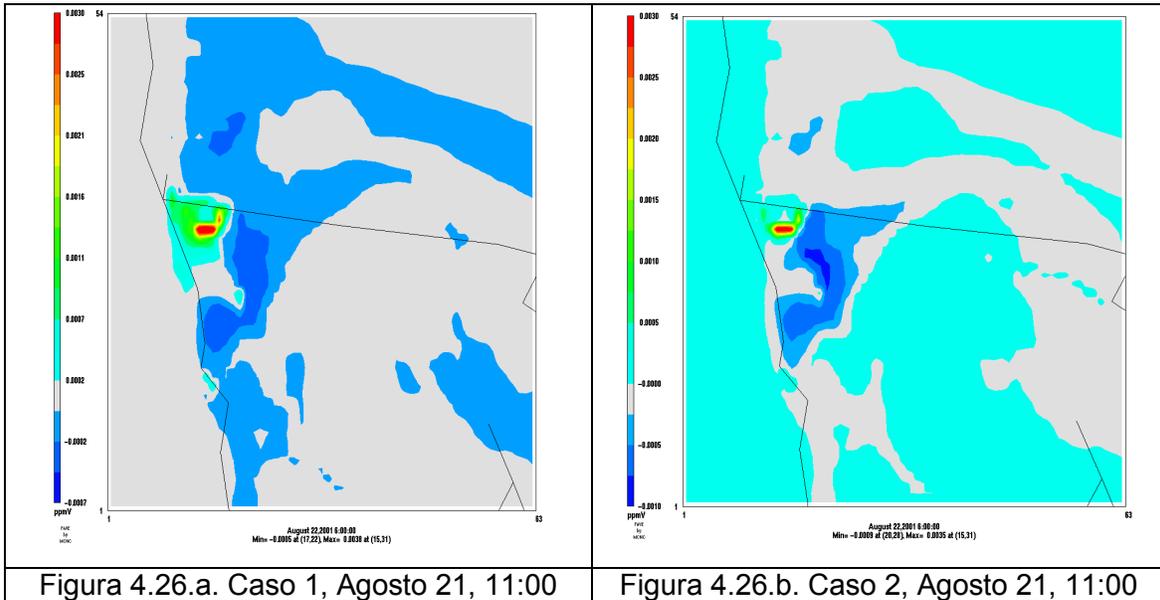


Figura 4.26.a. Caso 1, Agosto 21, 11:00

Figura 4.26.b. Caso 2, Agosto 21, 11:00

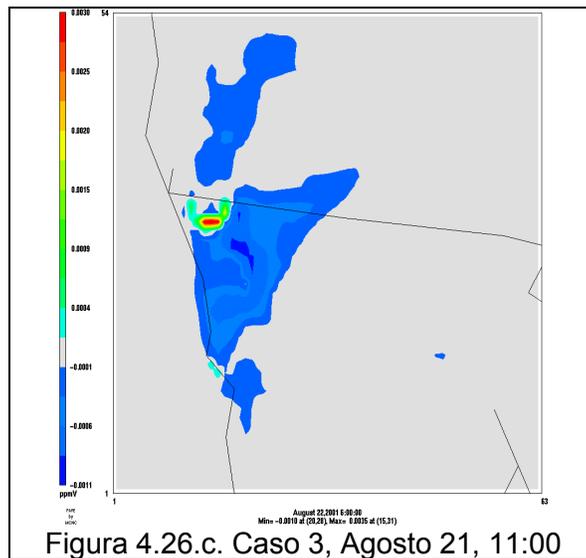


Figura 4.26.c. Caso 3, Agosto 21, 11:00

Figura 4.26. Mapas de diferencia de la diferencia de concentraciones de NO₂ del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.

4.3.3. Concentraciones de Bióxido de Azufre en casos de estudio

En la Figura 4.28 se muestra la serie de tiempo para diferencias de concentraciones de bióxido de azufre en los casos de estudio, con respecto al base. Las magnitudes más significativas se dieron para el Caso 1, alcanzando la diferencia máxima de 0.14 ppbv el 24 de Agosto a las 19 horas. El porcentaje promedio más significativo de reducción de concentración fue de 2.95% para el Caso 1, alcanzando un máximo de 10.33% al inicio del episodio de modelación. El resto de los casos no presentan valores sobresalientes debido a que no se hicieron modificaciones en los casos 2 y 3 para emisiones de bióxido de azufre. También se puede aseverar que cualquier política regulatoria en la zona de estudio tendrá mayor efecto en el corto plazo en un área urbana que en otra. También, en la Figura 4.27 se muestra el comportamiento lineal de los resultados de los casos de estudio con respecto al caso base.

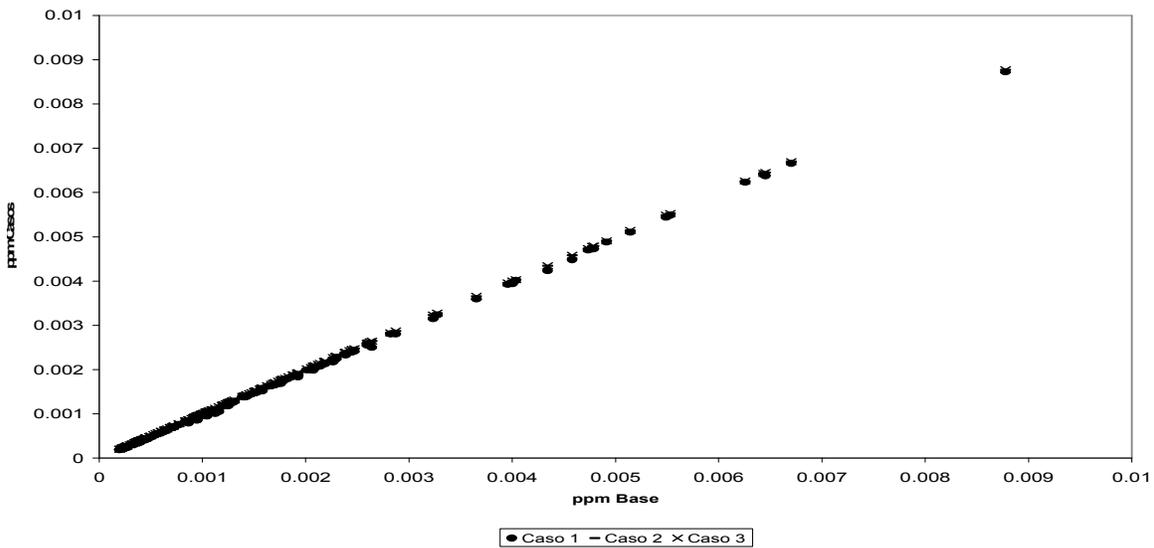


Figura 4.27. Relación de concentraciones de bióxido de azufre de los casos de estudio contra el caso base.

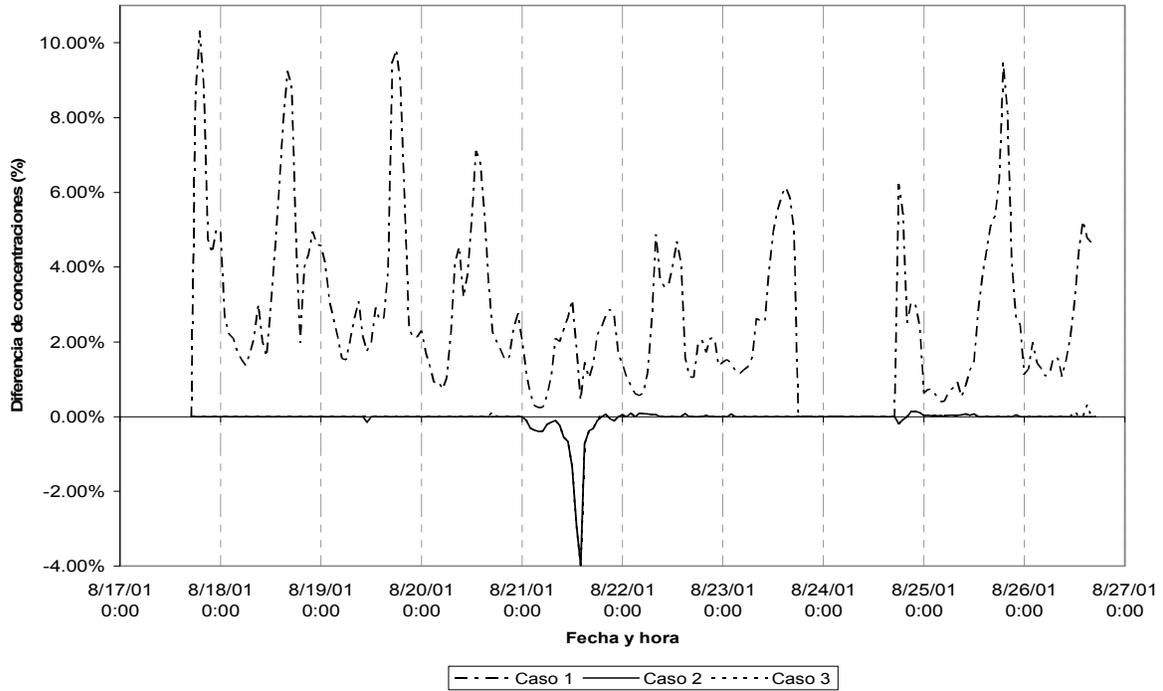


Figura 4.28. Serie de tiempo para la diferencia de concentraciones de SO₂ del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.

En las Figuras 4.29 se muestran las diferencias de concentración de los resultados del caso base respecto a los obtenidos en los casos de estudio 1 y 2. En estas imágenes es notorio el valor elevado de la disminución de concentración de SO₂ en el Caso 1 con respecto al Caso 2. Las zonas urbanas y las carreteras en territorio Mexicano se ven mas influenciadas por los cambios de emisiones en mayor medida que el resto del de la zona de estudio.

La disminución de concentraciones en el condado de San Diego alcanzan valores de 0.04 y 0.03 ppbv de SO₂, para los casos 1 y 2, respectivamente. Estas cantidades son poco significativas al ser comparadas con la máxima diferencia presentada en el área del municipio de Tijuana de alrededor de 3 ppbv.

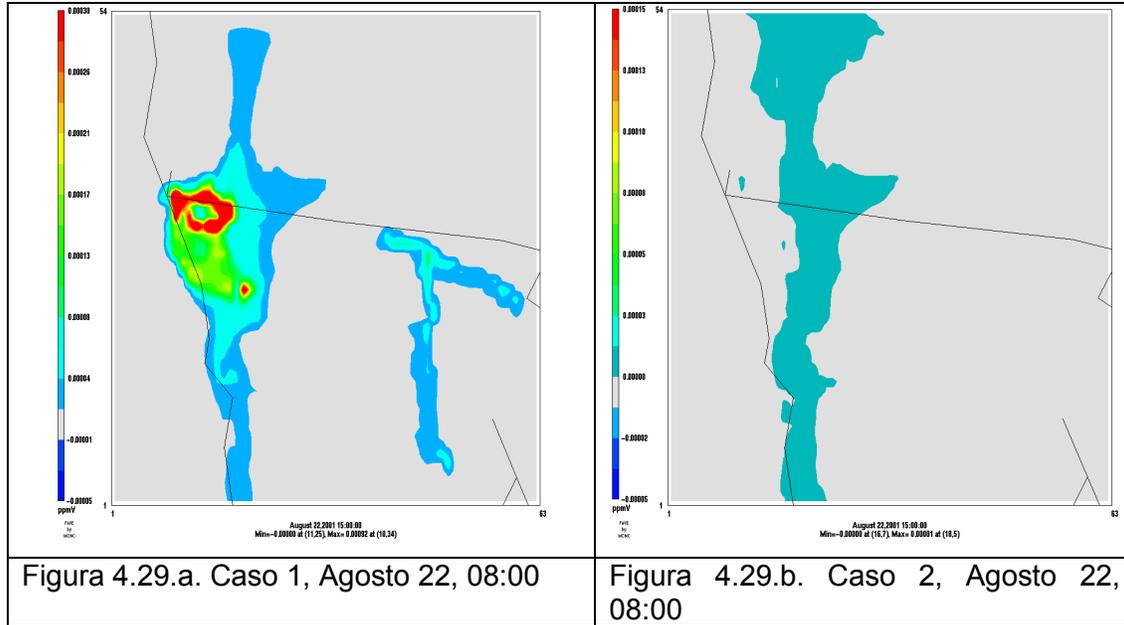


Figura 4.29. Mapas de diferencia de la diferencia de concentraciones de SO₂ del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.

4.3.4. Concentraciones de Ozono Troposférico en casos de estudio

Las diferencias entre los resultados de la modelación de concentraciones de ozono en cada escenario con respecto al caso base tienen tendencias casi idénticas (Figura 4.31), de manera tal que las series de tiempo de las diferencias para cada caso parecen estar sobrepuestas. Solo se presentan valores de cambio significativos el día 21 de agosto con un valor máximo de 0.01 ppmv en todos los casos. El promedio de porcentaje de reducción de concentraciones promedio fue de 1.28%, 1.38% y 1.40% para los casos 1, 2 y 3 respectivamente.

En la ciudad de Mexicali la respuesta del modelo para concentraciones de ozono troposférico fue muy poco sensible a cambios en emisiones de SO₂, NO_x, CO e Hidrocarburos, y a su vez a la reducción de azufre en combustibles (Caso 1), la sustitución de un porcentaje de vehículos convencionales por híbridos (Caso 2) o la reformulación de gasolina (Caso 3). A diferencia de los compuestos anteriores, el comportamiento de las concentraciones de ozono con respecto al caso base no mantiene una línea recta constante (Figura 4.30)

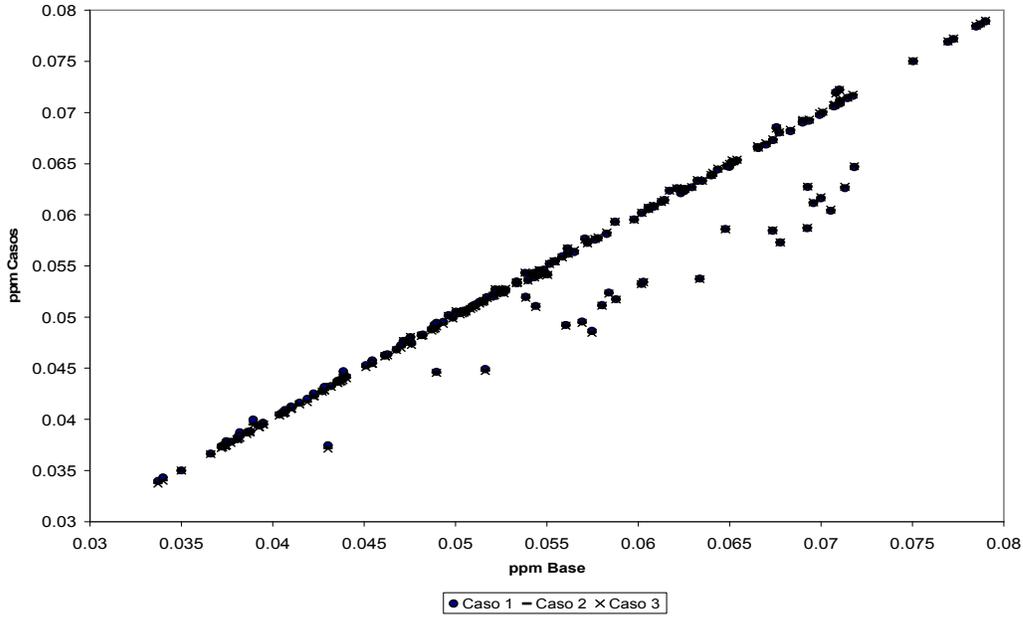


Figura 4.30. Relación de concentraciones de ozono troposférico de los casos de estudio contra el caso base.

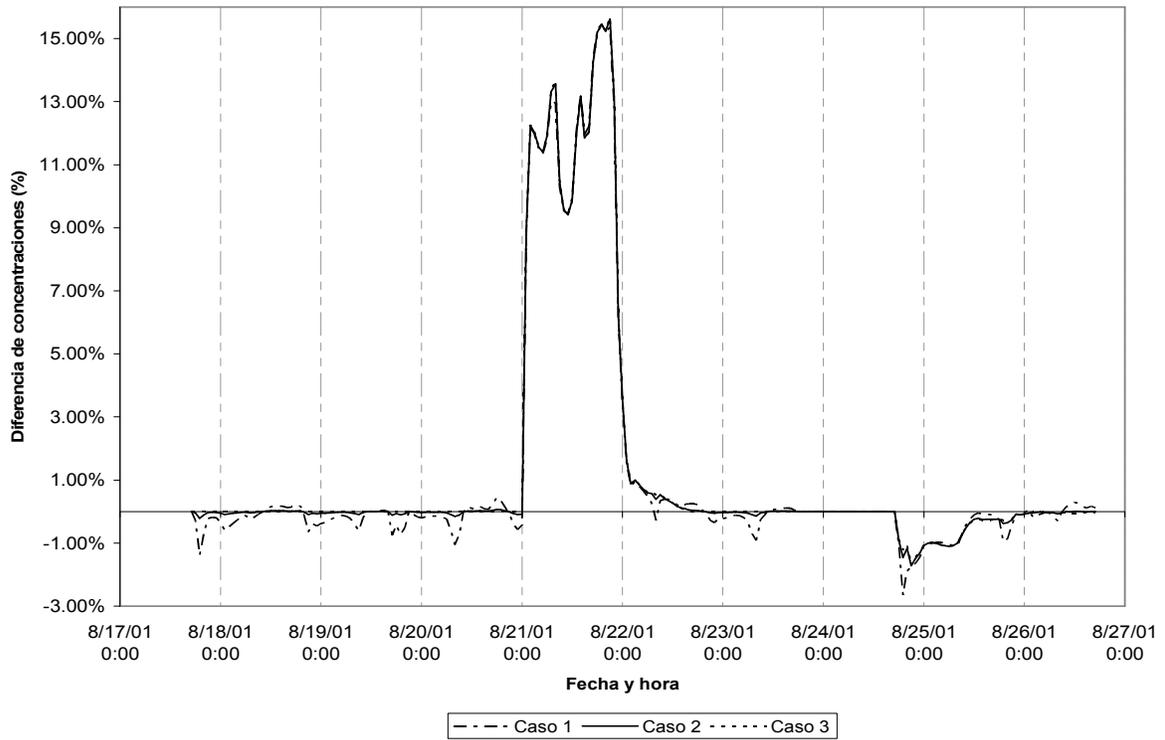


Figura 4.31. Serie de tiempo para la diferencia de concentraciones de O_3 del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.

En la serie de Figuras 4.32 se muestran los mapas de diferencias de concentración de ozono troposférico en los casos de estudio con respecto al caso base. A diferencia que en los casos anteriores los cambios de emisiones afectan de manera notoria a casi la totalidad de la zona de estudio.

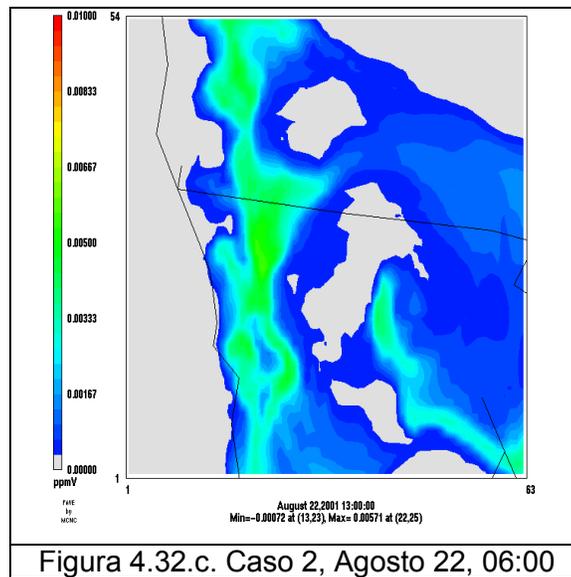
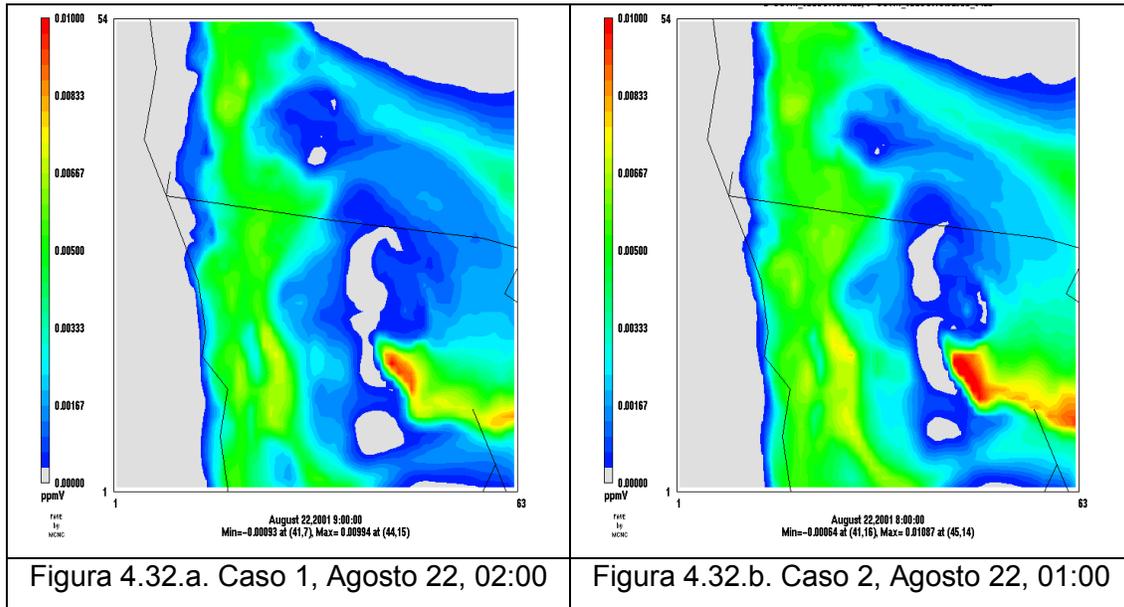


Figura 4.32. Mapas de diferencia de la diferencia de concentraciones de O₃ del caso base menos las resultantes de los casos de estudio.

El área más sensible se ubica al sur y sureste de la ciudad de Mexicali, inclusive en mayor forma que en las principales zonas urbanas. Los cambios en concentración del

compuesto se presentan con las mismas magnitudes en los municipios de Tijuana, Rosarito y Ensenada que en el condado de San Diego, siendo la menos afectada la zona de Valle Imperial y la zona urbana de Mexicali.

4.4. Corrección de Emisiones

De acuerdo a un estudio paralelo realizado por el Instituto Tecnológico de Massachusetts (MIT), (Zavala et al., 2009) existe la posibilidad de una subestimación de las emisiones modeladas por el SMOKE, la cual corresponde a los siguientes factores en las fuentes móviles de acuerdo al compuesto emitido: 3.8 CO, 3.0 NO_x y 15.8 COVs.

En las Figuras 4.33 a 4.35 se muestran las series de tiempo para las diferencias de concentración de CO, NO₂ y O₃ en la ciudad de Mexicali, de los resultados de la Corrección de Emisiones, con respecto al caso base. Los números positivos indican un aumento de concentraciones de las correcciones con respecto al caso base. La respuesta del modelo al aumento de las emisiones fue poco sensible, de manera que no se rebasaron las concentraciones del caso base en el total del episodio de modelación.

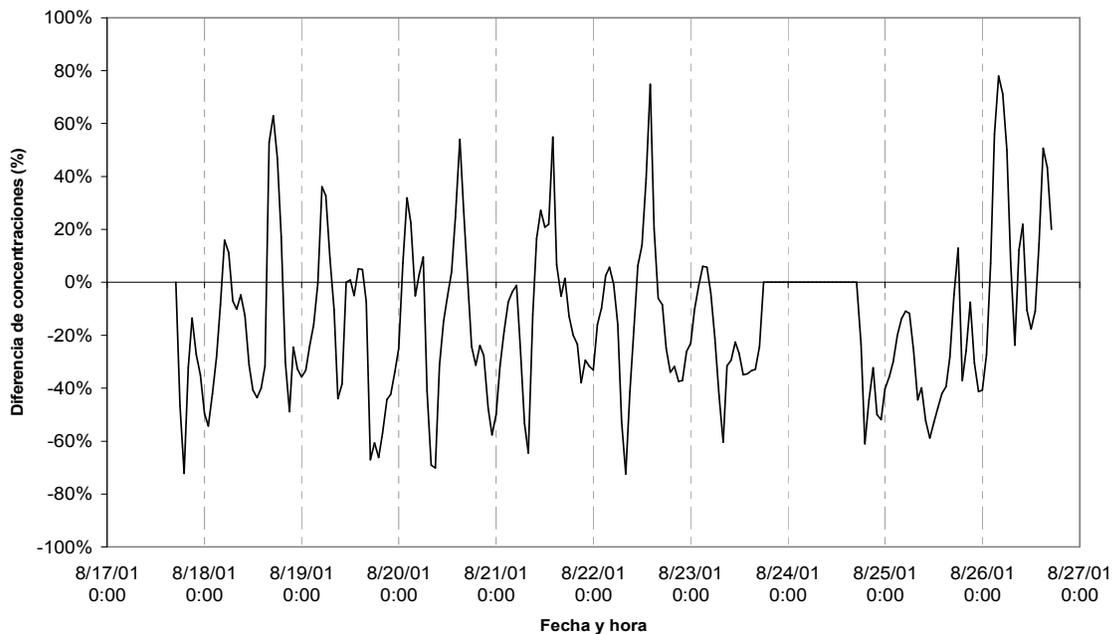


Figura 4.33. Diferencia porcentual de la concentración de CO entre las correcciones y el caso base.

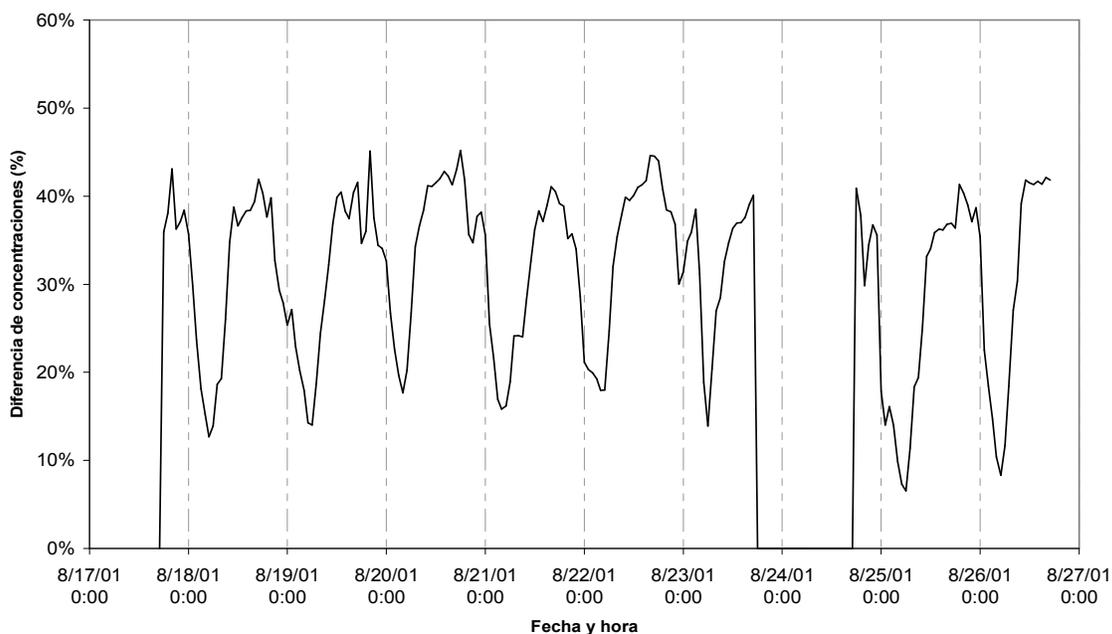


Figura 4.34. Diferencia porcentual de la concentración de NO₂ entre las correcciones y el caso base.

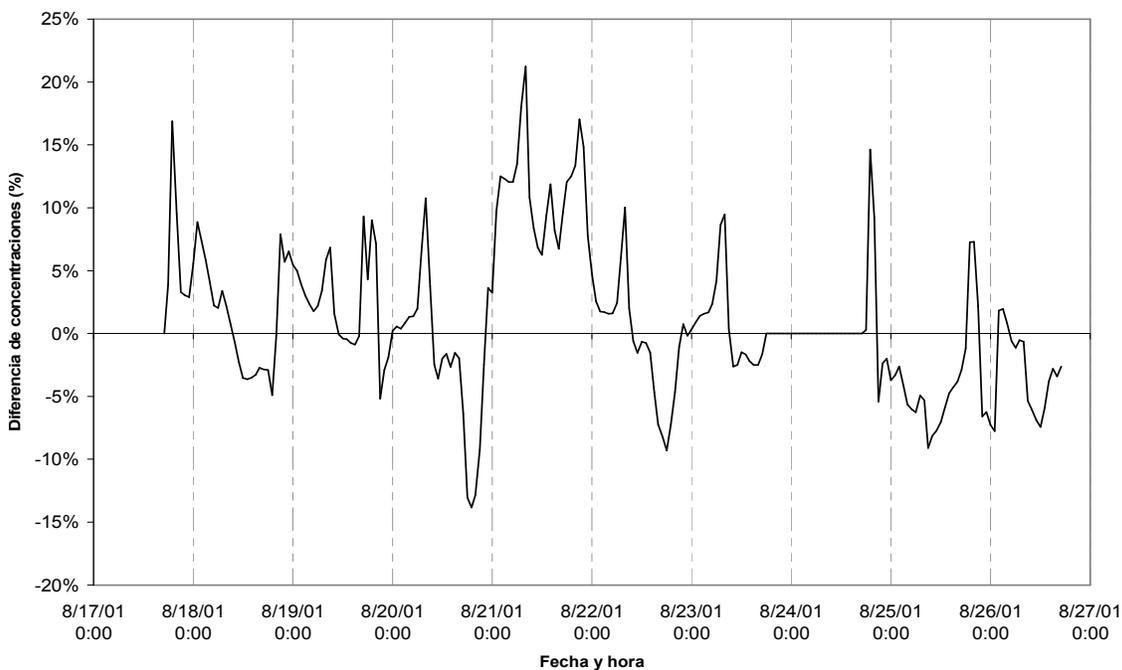


Figura 4.35. Diferencia porcentual de la concentración de O₃ entre las correcciones y el caso base.

Solamente en el caso del NO_2 las estimaciones de las correcciones resultan en casi todas las horas mayores o iguales a las del caso base, con variaciones máximas de 0.01 ppm (Figura 4.34). El porcentaje de cambio promedio para este compuesto es de 32.8%, lo cual muestra el alto incremento en las concentraciones de bióxido de nitrógeno, con respecto al resultado de los otros contaminantes.

La respuesta del modelo para las concentraciones de CO y O_3 tuvo combinaciones de valores por arriba y por debajo de los del caso base. Para el primero el porcentaje de cambio promedio fue de -11.16% , el cual indica un decremento en las concentraciones promedio de la zona para monóxido de carbono. Para ozono troposférico el porcentaje de cambio promedio fue del 0.70% . Esto es otro indicativo de la poca sensibilidad al cambio en las emisiones provenientes de territorio nacional a las concentraciones de los contaminantes estudiados en la ciudad de Mexicali.

En la serie de Figuras 4.36 se visualizan los mapas de diferencia de concentraciones de los compuestos CO, NO_2 y O_3 en el caso de corrección de emisiones con respecto al caso base. Para los dos primeros compuestos se observa como el área más sensible a los municipios de Tijuana y Rosarito, y en menor medida a Mexicali.

En la Figura 4.36.a se puede observar la influencia del cambio en las emisiones en casi todo el dominio de modelación, incluyendo el municipio de San Diego y a Valle Imperial con incrementos menores a 0.027 ppmv de CO y menos de 2.2 ppbv de NO_2 (Figura 4.36.b).

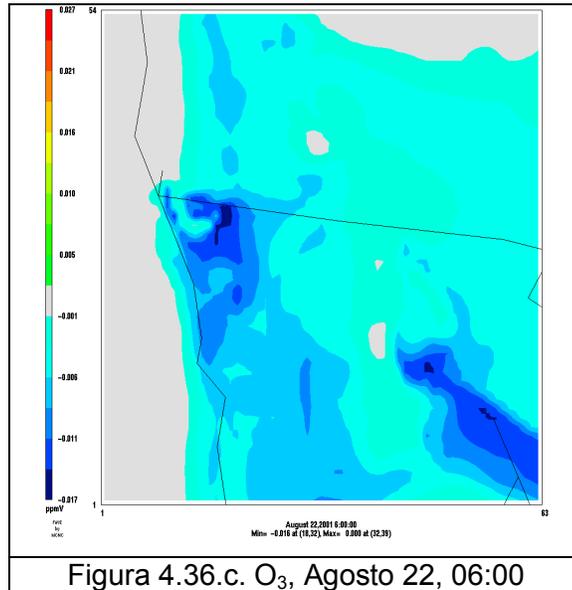
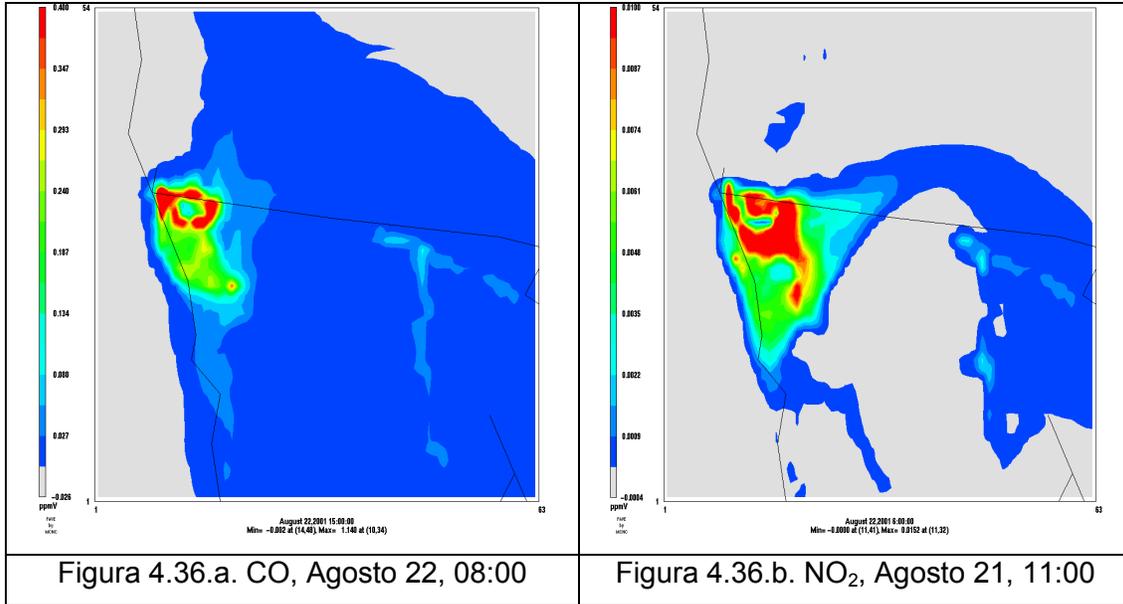


Figura 4.36. Mapas de diferencia de concentración de CO, NO₂ y O₃ de la corrección de emisiones con respecto al caso base.

En el caso del mapa en la Figura 4.36.c, se visualiza que en la mayor parte del dominio las emisiones del caso base superaron a la corrección de emisiones. Al este del municipio de Tijuana y en el sur del municipio de Mexicali se localizan los lugares donde la diferencia negativa fue más alta. Estas pueden considerarse áreas con poca sensibilidad a NO_x.

4.5. Discusión de resultados

La aplicación del modelo de calidad del aire CMAQ involucró el uso de datos meteorológicos y de emisiones provenientes de la ejecución previa de modelos específicos (MM5 y SMOKE) para procesar esta información. Estos datos de entrada conllevan por sí mismos una desviación con respecto a los campos meteorológicos e inventarios de emisiones reales, por lo que la evaluación estadística del modelo de calidad del aire se ve influenciada por la propagación de errores en el sistema integro de modelación. En el caso de la presente tesis, considerando una comparación con otras investigaciones y una escala validada de desviación de estimaciones contra observaciones, el desempeño del CMAQ resultó bueno en términos de su capacidad para replicar la dinámica del O_3 . Sin embargo, las concentraciones derivadas para NO_2 y SO_2 resultaron consistentemente por debajo de los niveles observados, con lo que se aprecia un área de oportunidad de mejora en el ejercicio de modelación realizado. No obstante, los resultados obtenidos son relevantes para tener una primera aproximación de la magnitud de la respuesta de los contaminantes atmosféricos estudiados a posibles cambios en las emisiones del área de interés. Evidentemente, una disminución en el grado de incertidumbre en los datos de entrada, disminuiría el error en las estimaciones de los niveles de concentración de los contaminantes.

Así, con base en los resultados obtenidos, se espera que las concentraciones de contaminantes emitidos debido a procesos de combustión de combustibles fósiles tengan un patrón de comportamiento relacionado proporcionalmente con el aumento o disminución de actividades antropogénicas. En el caso de la zona de Mexicali/Valle Imperial, estas tendencias son notorias al observarse los horarios de picos de concentración de CO , SO_2 , y NO_2 . Sin embargo, en el caso de los resultados obtenidos, los valores máximos de concentración de estos compuestos también son influenciados por cambios meteorológicos: disminución de velocidad de viento y alturas mínimas de capa de mezclado. Así mismo la disminución de concentraciones en la primera parte del episodio de modelación se debieron a las mismas variaciones meteorológicas. Estas variaciones fueron resultado de la presencia de un sistema de baja presión los primeros días del episodio, y un sistema de alta presión en segunda instancia.

La tendencia en el aumento y disminución de concentraciones de ozono obedece a condiciones meteorológicas ejemplificadas con el pico con mayor magnitud del episodio, ocurrido el 23 de Agosto a las 15 horas. De acuerdo a la modelación meteorológica previa, este día se caracterizó por tener bajas capa de mezclado y velocidades de viento, con mínimos de 193 metros y 4 m/s, respectivamente, altas radiación y temperatura por encima de 40 grados Celsius (Vanoye, 2006), lo cual favoreció la actividad fotoquímica y disminuyó la capacidad de dispersión del contaminante. En los mapas de concentración de este compuesto se observa que la concentración máxima en la zona tiene valores de hasta 95 ppbv en Tijuana y San Diego. Si se toma en consideración que según la evaluación estadística se tiene un Error Normalizado Promedio de más del 20%, pudiera existir el potencial de exceder el umbral Norteamericano de O₃ para tener una calidad del aire satisfactoria, el cual es de 110 ppbv.

De la simulación de casos de estudio basados en estrategias de control se obtuvieron resultados poco significativos en magnitudes de cambio con excepción del Caso 1; es decir, la mejora en la calidad del aire por el establecimiento de éstas estrategias de control pudiera ser marginal (considerando que en las simulaciones se manejaron de manera independiente, no analizándose las posibles sinergias al establecerse todas al mismo tiempo). De considerarse la simulación de todas las estrategias de control en un solo caso de estudio, los resultados pudieran resultar disminución de concentraciones en mayor magnitud para CO, SO₂ y NO₂. Sin embargo, esto no representaría una mejora de corto plazo para la calidad del aire de la zona, tomando en cuenta que el efecto sobre la concentración de O₃ no excede del 1% con respecto al caso base en la mayor parte del episodio de modelación en todos los escenarios.

Además de los datos atípicos encontrados en las simulaciones de los días 23 y 24 de Agosto, existe un comportamiento particular el día 21, principalmente para la diferencia de concentraciones de ozono (Figura 4.31). Esta tendencia indica la necesidad de realizar un análisis detallado del sistema de modelación para evaluar con certeza si la respuesta fue una eventualidad propia de la simulación del ciclo de 24 horas mencionado. La Figura 4.30 muestra que la relación lineal de concentraciones en el caso base contra las resultantes en los casos de estudio pierden su linealidad en 23

puntos, mismos que demuestran la tendencia atípica para el día 21 de Agosto en los escenarios simulados.

Finalmente, los resultados obtenidos indican que los niveles de O_3 troposférico, SO_2 , NO_2 y CO tienen poca sensibilidad para los cambios en los niveles de emisión de CO , NO_x , SO_x y $COVs$ de fuentes móviles en la región de estudio para los episodios modelados. A pesar de haberse realizado correcciones con factores de hasta 3.8 (CO), 3.0 (NO_x) y 15.8 ($COVs$) en el inventario de emisiones del caso base, con base al estudio reportado por Zavala et al. (2009), las estimaciones de las concentraciones de CO , NO_2 y O_3 en la zona continuaron subestimadas. Los porcentajes de cambio positivos mayores fueron de 75% para CO , 45% para NO_2 , y 21% para O_3 . En el caso particular del O_3 , estos resultados pueden ser debidos a que la proporción del aumento de emisiones de NO_x y $COVs$ pudiera inhibir la formación de O_3 . Este aumento en la proporción $COVs/NO_x$ pudo haberse ajustado a condiciones reactivas propias de la atmósfera de Mexicali–Valle Imperial que impidieron que las concentraciones aumentaran de forma significativa, lo cual es un comportamiento propio de una isopleta de ozono (Committee on Tropospheric Ozone Formation and Measurement, 1991). Estas proporciones que relacionan $COVs$ y NO_x son gobernadas por características propias de la atmósfera de un lugar específico y las condiciones meteorológicas particulares, por lo que habría que realizar una investigación más detallada sobre la sensibilidad de los niveles de contaminantes atmosféricos a una variedad de cambios en las emisiones bajo diferentes regímenes meteorológicos.

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

El modelo de calidad del aire CMAQ aplicado con dominio expuesto en la zona de Mexicali – Valle Imperial tuvo un desempeño estadístico bueno para concentraciones de ozono troposférico, dióxido de nitrógeno y dióxido de azufre. Sin embargo, las concentraciones resultantes para CO, NO₂, SO₂ y O₃ fueron subestimadas por el modelo.

Los periodos altos de concentración de contaminantes en la zona de estudio se vieron influenciados en gran medida por las condiciones meteorológicas en el episodio. Un sistema de baja presión en la región provocó velocidades de viento que favorecieron la dispersión de nubes de concentración en el área de estudio durante los primeros días del episodio. Un sistema de alta presión ocasionó la disminución de la velocidad del viento y aunado a esto el aumento en la concentración de CO, NO₂, SO₂ y O₃ en la zona hasta sus niveles máximos del episodio.

La influencia de la altura de la capa de mezclado se observa cuando en sus niveles más bajos, menores a los 100 metros, en la noche del 24 de Agosto y madrugada del 25, se originó un periodo de concentraciones altas de contaminantes para todos los compuestos de forma nocturna.

No se rebasaron los estándares norteamericano y mexicano para tener una calidad del aire satisfactoria en ninguna de las concentraciones estimadas de los contaminantes analizados en la ciudad de Mexicali.

Las plumas de concentración de monóxido de carbono y bióxido de nitrógeno en la zona de estudio son transportadas principalmente de las ciudades de Tijuana y San Diego hacia el Valle Imperial, y de Mexicali hacia el estado de Arizona, en dirección Este. La contribución de emisiones para la formación de SO₂ en la atmósfera proviene primordialmente de fuentes puntuales y de área en los municipios de Rosarito y Tijuana. Las plumas de concentración de ozono troposférico en el área de Valle Imperial

proviene de su desplazamiento de las ciudades de la costa Oeste de los Estados Unidos, así como del municipio de Tijuana en México,

El impacto en la concentración de CO, NO_x, SO₂ y O₃ debido al cambio del nivel de emisiones en cada Caso de Estudio simulado fue significativo en el Caso 1, regulación del contenido de azufre en gasolina. La respuesta del modelo ante los cambios de emisiones presentó una relación lineal de escenario a escenario con respecto al caso base.

Un cambio del 10% de vehículos convencionales de carga ligera a vehículos híbridos (Caso 2), no resulta en un cambio sustancial de concentraciones de contaminantes. Por igual, la sustitución de MTBE en la gasolina convencional con etanol en un 10% del total de la flota vehicular de carga ligera (Caso 3) no representa un cambio significativo en las concentraciones de CO, NO₂, SO₂ y O₃ en el episodio de modelación. Por lo que una estrategia de control semejante en la zona contribuirá a mejorar la calidad del aire en la zona en un largo plazo.

5.2. Recomendaciones

- Se necesita considerar un inventario de emisiones más actualizado y amplio, sobre todo en territorio mexicano.
- Se puede ampliar el análisis de datos a regiones cercanas a la zona al considerar dominios espaciales de 12 y 36 km.
- Se deben realizar aplicaciones al modelo bajo condiciones meteorológicas en otra temporada del año (invierno).
- Se recomienda realizar un análisis de sensibilidad para poder anticipar si la respuesta del modelo regional tendrá magnitudes significativas en distintos casos de estudio.

- Se debe extender el análisis de los resultados de modelación a otro tipo de contaminantes, como lo son partículas finas e hidrocarburos.
- Se sugiere hacer una comparación de los resultados obtenidos en la emisión de contaminantes como CO y SO_x, contra el consumo de combustibles con alto contenido de azufre en la zona de Rosarito, Tijuana y San Diego.

REFERENCIAS

- Bell M., Hugh E., 2003. Comparison of the 1-Hr and 8-Hr National Ambient Air Quality Standards for Ozone Using Models-3. *Journal of the Air & Waste Management Association* 53, 1531.
- Boylan J.W., Odman M.T., Wilkinson J.G., Russell A.G., Doty K.G., Norris W.B., McNider R.T., 2002. Development of a comprehensive, multiscale "one-atmosphere" modeling system: application to the Southern Appalachian Mountains. *Atmospheric Environment* 36, 3721-3734.
- Byun D., 1999. Fundamentals of One-Atmosphere Dynamics for Multiscale Air Quality Modeling. Atmospheric Modeling Division, National Exposure Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency.
- Byun D.W., Young J., Gipson G., Godowitch J., Binkowsk F., Roselle S., Benjey B., Pleim J., Ching J., Novak J., Coats C., Odman T., Hanna A., Alapaty K., Mathur R., McHenry J., Shankar U., Fine S., Xiu A., Jang C., 1998. Description of the Models-3 community multiscale air quality(CMAQ) model. In: Proceedings of the American Meteorological Society 78th Annual Meeting, Enero 11-16, Phoenix, AZ.
- CEPA, 2006. Consejo Estatal de Protección al Ambiente (Baja California, México). <http://www.bajacalifornia.gob.mx/ecologia> (vi: 10/07/07)
- Chandru, S.. 2008. Trans-boundary pollutant impacts of emissions in the Imperial Valley-Calexico Region and from the Southern California. Georgia Institute of Technology.
- Ching J., Byun D., 1999. Introduction to the Models-3 Framework and the Community Multiscale Air Quality Model (CMAQ). Atmospheric Modeling Division, National Exposure Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency.
- Choi Y.J., Hyde P., Fernando H.J.S., 2006. Modeling of episodic particulate matter events using a 3-D air quality model with fine grid: Applications to a pair of cities in the US/Mexico border. *Atmospheric Environment*. Volume 40, Issue 27, 5181-5201.
- Chow J., Watson J., Green M., Lowenthal D., Bates B., Oslund W., Torres, 1999. Cross-

border transport and spatial variability of suspended particles in Mexicali and California's Imperial Valley. *Atmospheric Environment*. Volume 34, 1833-1843.

Collins K., Reyna-Carranza M.A., Quintero-Núñez, M., 2001. An Analysis of the Effects of Environmental Contamination on Respiratory Illness in the Imperial and Mexicali Valleys. Proyecto EH-01-02. Southwest Consortium for Environmental Research and Policy.

Committee on Tropospheric Ozone Formation and Measurement, 1991. National Research Council. Rethinking the Ozone Problem in Urban and Regional Air Pollution. National Academy Press, pp. 165-173.

Cortez L., Griffin M., Scaramucci J., Scandiffio M., Braunbeck O., 2003. Considerations on the worldwide use of bioethanol as a contribution for sustainability. *Management of Environmental Quality* 14, 508-520.

Diario Oficial de la Federación. 20 Septiembre 2005. NOM-086-SEMARNAT-SENER-SCFI-2005. Especificaciones de los Combustibles Fósiles para la Protección Ambiental. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Dirección General de Gestión Ambiental del Aire del DF. 2004. Elementos para la Propuesta de Actualización del Programa "Hoy No Circula" de la Zona Metropolitana del Valle de México. Gobierno del Distrito Federal, Dirección General de Gestión Ambiental del Aire, pp 34.

Douglas S., Hudischewskyj B., Myers T., 2003. CART Analysis of Wet and Dry Mercury Deposition for Three Locations in Wisconsin. Prepared for the U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. ICF International, San Rafael, California (03-015).

Eatough D., Green M., Moran W., Farber R., 2001. Potential particulate impacts at the Grand Canyon from northwestern Mexico. *The Science of the Total Environment* 276, 69-82.

EPA, 2006. Environmental Protection Agency. Support Center for Regulatory Atmospheric Modeling (SCRAM). <http://www.epa.gov/scram001/>. (vi: 07/03/2006)

- Gores P, 2006. Incentives for hybrid cars may start to appeal to buyers financial side. Milwaukee Journal. Febrero 26, Edición Final.
- Graedel T., Crutzen P., 1992. Atmospheric change: an earth system perspective. Chapter 15. Building environmental chemical models.
- Hakami A., Odman T., Russell A.G., 2003. High Order, Direct Sensitivity Analysis of Multidimensional Air Quality Models. Environmental Science & Technology 37, 2442-2452.
- Honda. 2000. Honda: The car of the future is here. M2 Presswire. Pg.1.
- Hybrid Cars. 2007. <http://www.hybridcars.com/>. (vi: 14/05/2007)
- INE, 1999. Instituto Nacional de Ecología. Programa para mejorar la calidad del aire de Mexicali 2000-2005. Sistema de Publicaciones INE, primera edición.
- INE, 2003. Instituto Nacional de Ecología. "Segundo almanaque de datos y tendencias de la calidad del aire en seis ciudades mexicanas". Noviembre de 2003. Sistema de Publicaciones INE, primera edición.
- Jacobson M.Z., 1999. Fundamentals of Atmospheric Modeling, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jimenez P., Parra R., Baldasano J.M., 2005. Control of Ozone Precursors in a Complex Industrial Terrain by Using Multiscale-Nested Air Quality Models with Fine Spatial Resolution (1 km²). Journal of the Air & Waste Management Association 55, 1085-1100.
- Klausmann A. M., Phadnis M., Scire J. The Application of MM5/WRF Models to Air Quality Assessments. Thirteenth PSU/NCAR Mesoscale Model Users' Workshop. 2005.
- Kumar N., Odman M., Russell A.G. 1994. Multiscale air quality modeling: Application to southern California, Journal of Geophysical Research. 99: 5385-5397.
- NARSTO, 2000. An Assessment of Tropospheric Ozone Pollution: A North American

perspective. North American Research Strategy for Tropospheric Ozone. NARSTO Management Coordinator Office, Pasco, Washington.

NARSTO, 2004. Particulate Matter Science for Policy Makers: A NARSTO Assessment. Cambridge University Press, 283-325.

O'Neill S., Lamb B., Chen J., Claiborn C., Finn D., Otterson S., Figueroa C., Bowman C., Boyer M., Wilson R., Arnold J., Aalbers S., Stocum J., Swab C., Stoll M., Dubois M., Anderson M., 2006. Modeling Ozone and Aerosol Formation and Transport in the Pacific Northwest with the Community Multi-Scale Air Quality(CMAQ) Modeling System. *Environmental Science & Technology* 40,1286-1299.

Odman M.T., Russell A.G., 1991a. Multiscale modeling of pollutant transport and chemistry. *Journal of Geophysical Research* 96, 7363–7370.

Odman M.T., Russell A.G., 1991b. A multiscale finite element pollutant transport scheme for urban and regional modeling. *Atmospheric Environment* 25A, 2385–2394.

PEMEX Refinación, 2001. Informe Anual 2001. Volumen de las ventas regionales de productos petrolíferos, pp. 31-32.

Peters L.K., Berkowitz C.M., Carmichael G.R., Easter R.C., Fairweather G., Ghan S.J., Hales J.M., Leung L.R., Pennell W.R., Potra F.A., Saylor R.D., Tsang T.T., 1995. The current state and future direction of Eulerian models in simulating the tropospheric chemistry and transport of trace species: a review. *Atmospheric Environment* 29, 189-222.

Piot M., Pay M.T., Jorba O., Baldasano J.M., Jiménez-Guerrero P., López E., Pérez C., Gassó S., 2009. Evaluating the CALIOPE air quality modeling system: dynamics and chemistry over Europe and Iberian Peninsula for 2004 at high horizontal resolution. *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 11, EGU2009-11995.

Russell A.G., 1997. Regional Photochemical Air Quality Modeling: Model Formulations, History, and State of the Science. *Annual Review Energy Environment* 22, 537-588.

Russell A.G., Dennis R., 2000. NARSTO critical review of photochemical models and modeling. *Atmospheric Environment* 34, 2283-2344.

- Seigneur C., Pun B., Lohman K., Wu S.Y., 2003. Regional Modeling at the Atmospheric Fate and Transport of Benzene and Diesel Particles. *Environmental Science & Technology*, 37, 5236-5246.
- Seinfeld J.H., Pandis S.N., 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics – From Air Pollution to Climate Change*. John Wiley & Sons, New York, NY.
- Shifter I. 2001. Environmental Implications on the Oxygenation of Gasoline with Ethanol in the Metropolitan Area of Mexico City. *Environ. Sci. Technol.*, 35 (10), 1893 -1901.
- Sokhi R.S., San Jose R., Kwitiroon N., Fragkou E., Perez J.L., 2005. prediction of ozone levels in London using the MM5-CMAQ modeling system. *Environmental Modeling and Software* 21, 566-576.
- Sokolik I. 2006. Lecture 29. Introduction to atmospheric chemical transport models. Part 1. <http://irina.eas.gatech.edu>. (vi: 05/04/2007).
- SSAa, 1993. Secretaria de Salud. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SSA1-1993, Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente con respecto al monóxido de carbono (CO). Valor permisible para la concentración de monóxido de carbono (CO) en el aire ambiente como medida de protección a la salud de la población.
- SSAb, 1993. Secretaria de Salud. Norma Oficial Mexicana NOM-023-SSA1-1993, Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente con respecto al bióxido de nitrógeno (NO₂). Valor normado para la concentración de bióxido de nitrógeno (NO₂) en el aire ambiente como medida de protección a la salud de la población
- SSAc, 1993. Secretaria de Salud. Norma Oficial Mexicana NOM-022-SSA1-1993, Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente con respecto al bióxido de azufre (SO₂). Valor normado para la concentración de bióxido de azufre (SO₂) en el aire ambiente como medida de protección a la salud de la población.
- SSAd, 1993. Secretaria de Salud. Norma Oficial Mexicana NOM-020-SSA1-1993, Salud Ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente con respecto al ozono (O₃). Valor normado para la concentración de ozono (O₃) en el aire ambiente como

medida de protección a la salud de la población.

Tejeda-Honstein D. D., Montufar-Ortiz P.C., Aguilar-Gómez J.A., González-Merino I., 2005. Inventario de emisiones a la atmosfera de fuentes móviles en la Zona Metropolitana de Mexicali. Reporte final preparado por el Tecnológico de Monterrey, Campus Estado de México, Mexicali, México, 51 pp.

Tesche T.W., Georgopoulos P., Seinfeld J.H., Lurmann F., Roth P.M., 1990. Improvements in procedures for evaluating photochemical models. Report A832-103, California Air Resources Board, Sacramento, California.

University of North Carolina. Carolina. Environmental Program. SMOKE: Sparse Matrix Operator Kernel Emissions. <http://www.smoke-model.org/index.cfm>. (vi: 05/04/2005).

USEPA, 1993. Air Quality Criteria for Oxides of Nitrogen. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/600/8-91/049aF-cF.

USEPA, 1994. Review of the National Ambient Air Quality Standards for Sulfur Oxides: Assessment of Scientific and Technical Information. Washington, DC, EPA-452/R-94-013, September 1994.

USEPA, 2000. Air Quality Criteria for Carbon Monoxide Final Report. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, Washington Office, Washington, DC, EPA 600/P-99/001F.

USEPA, 2006. Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-05/004aF-cF.

USEPA, 1999. Development of Light-Duty Emission Inventory Estimates in the notice of Proposed Rulemaking for Tier 2 and Sulfur Standards. <http://www.epa.gov/tier2>. (vi: 08/10/08)

USEPA, 1999. Mexico National Emission Inventory, 1999: Six Northern States. <http://www.epa.gov/ttn/chief/net/mexico.html>. (vi: 08/07/2007).

Vanoye A.Y., 2007. Determinación de Patrones Meteorológicos Conducentes a

Episodios de Contaminación Atmosférica en Monterrey y Mexicali Empleando un Modelo Meteorológico de Mesoescala. Tesis. ITESM Campus Monterrey.

Wark K., Warner C., 1994. Contaminación del Aire. Limusa, 533-537.

Zavala M., Herndon S.C., Wood E.C., Jayne J.T., Nelson D.D., Trimborn A.M., Dunlea E., Knighton W.B., Mendoza A., Allen D.T., Kolb C.E., Molina M.J., Molina L.T., 2009. Comparison of emissions from on-road sources using a mobile laboratory under various driving and operational sampling modes. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9, 1–14.

Zhang Y., Seigneur C., Seinfeld J.H., Jacobson M.Z., Binkowski F.S., 1999. Simulation of aerosol dynamics: a comparative review of algorithms used in air quality models. *Aerosol Science Technology* 31, 487-514.

Zielinska B., Sagebiel J., Harshfield G., Pasek R., 2001. Volatile organic compound measurements in the California-Mexico border region during SCOS97. *The Science of the Total Environment* 276, 19-31.

NOMENCLATURA Y ACRONIMOS

<i>BC</i>	Baja California
CAIR	Clean Air Interstate Rule
<i>CART</i>	Clasificación y Análisis de Árboles de Regresión
<i>CCTM</i>	Sistema de modelación de transporte químico
<i>CMAQ</i>	<i>Community Multiscale Air Quality model</i>
CO	Monóxido de carbono
COAMPS	Coupled Ocean-Atmosphere Mesoscale Prediction System
COVs	Compuestos orgánicos volátiles
<i>DP</i>	Desviación Promedio
<i>DPN</i>	Desviación Promedio Normalizada
<i>EPN</i>	Error Normalizado Promedio
<i>g</i>	Gramos
GMT	Greenwich Meridian Time
<i>hr</i>	Horas
<i>INE</i>	Instituto Nacional de Ecología
<i>km</i>	Kilómetros
LASPAU	LASPAU: Academic and Professional Programs for the Americas
MM5	Fifth-Generation Pennsylvania State University-National Center for Atmospheric Research Mesoscale Model
MREC	Media de la Raíz de Errores al Cuadrado
<i>MTBE</i>	Metil Terbutil Éter
NOM	Norma Oficial Mexicana
<i>NO₂</i>	Dióxido de nitrógeno
<i>NO_x</i>	Óxidos de nitrógeno
<i>O₃</i>	Ozono

O_i	Observación individual en el sitio i
<i>PEMEX</i>	Petróleos Mexicanos
P_i	Valor individual pronosticado para el sitio i
<i>ppb</i>	Partes por billón
<i>ppbv</i>	Partes por billón volumen
<i>ppm</i>	Partes por millón
<i>ppmv</i>	Partes por millón volumen
<i>RAMS</i>	Regional Modeling System
<i>s</i>	Segundos
<i>SMOKE</i>	Sparse Matrix Operator Kernel Emissions
SO_2	Dióxido de azufre
SO_x	Óxidos de azufre
<i>USEPA</i>	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
x	Coordenada de malla horizontal, cuyo valor generalmente asciende generalmente en dirección este
y	Coordenada de malla horizontal, cuya magnitud asciende generalmente en dirección norte
z	Altura sobre la superficie