



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
AZCAPOTZALCO**

**DIVISIÓN DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA
MAESTRÍA EN CIENCIAS E INGENIERÍA AMBIENTALES**

**ESTIMACIÓN DE FACTORES DE EMISIÓN PARA
VEHÍCULOS AUTOMOTORES DE GASOLINA**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN:
CIENCIAS E INGENIERÍA AMBIENTALES**

PRESENTA:

Luis Leobardo Díaz Gutiérrez

**Directores de tesis: Dra. Violeta Mugica Álvarez
Dr. Isaac Schifter Sécora**

Índice

	Página
Índice de cuadros, gráficas y figuras	iii
Resumen	1
Abstract	3
Introducción	5
Objetivos	9
Hipótesis	9
Capítulo 1	
Contaminación del aire y emisiones de automotores	12
1.1 Problemática de la contaminación del aire	12
1.2 Calidad del aire	13
1.3 Inventarios de emisiones	16
1.4 Los automotores en la problemática de la contaminación atmosférica	17
1.5 Combustión y formación de contaminantes en los automotores de gasolina	19
1.6 Control de las emisiones en los automotores	25
1.7 Medición de emisiones en los automotores	30
1.7.1 Pruebas de laboratorio	30
1.7.2 Pruebas de campo	33
Capítulo 2	
Emisiones vehiculares y metodologías para la estimación de factores de emisión	38
2.1 Comportamiento de las emisiones en condiciones reales	38
2.2 Metodologías para la estimación de factores de emisión	43
2.3 Factores de emisión base-combustible	48
2.4 Evolución de los de factores de emisión en la ZMVM	54
Metodología	61

Capítulo 3

Estimación de factores de emisión para vehículos automotores de gasolina	69
3.1 Patrones de manejo en la ZMVM	69
3.2 Emisiones base-combustible por condición de operación	74
3.3 Emisiones base-combustible en pruebas de campo.	83
3.3.1 Análisis global de las emisiones	84
3.3.2 Cálculo de las emisiones base-combustible	93
3.3.3 Factores de emisión para automóviles y taxis	97
3.3.4 Factores de emisión de vehículos comerciales y utilitarios	100
3.4 Emisiones base-combustible en pruebas FTP-75	102
3.4.1 Correlación entre emisiones base-combustible y base-recorrido	107
3.5 Inventario de emisiones base-combustible	109
3.5.1 Evolución de los inventarios base-combustible en la ZMVM	115
Conclusiones	119
Recomendaciones	122
Glosario de términos	124
Referencias bibliográficas	128
Anexos	135

Índice de cuadros

	Página
Cuadro 1.1. Frecuencia de días por año que rebasan los límites de la norma de calidad de aire, 1999	15
Cuadro 1.2 Inventarios de emisiones en la ZMVM (Contribución del sector transporte)	19
Cuadro 1.3. Normatividad de máximos permisibles de emisiones para vehículos nuevos de gasolina, gas o diesel.	27
Cuadro 1.4 Incorporación de tecnologías para el control de emisiones en México.	28
Cuadro 1.5 Estadísticos de patrones de manejo estandarizados	31
Cuadro 2.1. Evolución de los factores de emisión en la ZMVM	56
Cuadro 3.1 Resumen de recorridos realizados con vehículo instrumentado para evaluar los patrones de manejo en la ZMM.	70
Cuadro 3.2 Comportamiento promedio de recorridos vehiculares realizados en la ZMVM	71
Cuadro 3.3 Comparación de los patrones de manejo estandarizados y experimentales para la ZMVM	73
Cuadro 3.4 Comparación pareada de las medias de emisiones por condición de operación en términos del valor de p.	82
Cuadro 3.5 Promedios aritméticos de las emisiones de 42,822 mediciones con el detector remoto.	85
Cuadro 3.6 Estadísticos de la campaña de monitoreo 2000, con detector remoto de emisiones	86
Cuadro 3.7 Evolución de emisiones promedio de vehículos medidos en la ZMM con detector remoto	89
Cuadro 3.8 Comparación de factores de emisión gramos/litro para automóviles de pasajeros de los EUA y México	100
Cuadro 3.9 Pruebas de laboratorio FTP-75 consideradas en la estimación de factores de emisión base-combustible	103
Cuadro 3.10 Comparación de las medias de emisiones por año-modelo en términos del valor de p	106

Cuadro 3.11	Comparación de factores de emisión promedio (g/l) para automóviles y vehículos comerciales ligeros de gasolina	112
Cuadro 3.12	Inventario de emisiones de escape de vehículos ligeros y medianos de gasolina, ton/año.	114
Cuadro 3.13	Factores de emisión promedio (g/l) para automóviles y vehículos comerciales ligeros en 1991 y 1994	116
Cuadro 3.14	Evolución de inventarios de emisiones de escape y concentración de CO en el aire. Vehículos ligeros y medianos de gasolina	117

Índice de gráficas

		Página
Gráfica 1.1	Comportamiento de las emisiones en función de la relación aire-combustible	22
Gráfica 1.2	Concentración instantánea de contaminantes en el escape durante el ciclo de manejo FTP-75.	24
Gráfica 1.3	Patrones de manejo utilizados en pruebas de laboratorio	32
Gráfica 2.1	Emisiones de escape en pruebas de laboratorio. Vehículos año-modelo 1993-1998	41
Gráfica 2.2	Distribución de emisiones de escape de vehículos 1993-98, en pruebas de laboratorio	42
Gráfica 2.3	Factores de emisión estimados con M5MCMA.a3 (1996)	59
Gráfica 2.4	Factores de emisión utilizados en el inventario de 1998	60
Gráfica 3.1	Perfil de velocidades en la ZMVM en horas de mayor tránsito	72

Gráfica 3.2	Emisiones promedio por condición de operación en pruebas FTP-75	78
Gráfica 3.3	Emisiones promedio por condición de operación en vehículos de diversas tecnologías	80
Gráfica 3.4	Concentración promedio de emisiones de CO, HC y NO para cada punto de muestreo con detector remoto	87
Gráfica 3.5	Evolución de concentraciones de CO y HC medidas con detector remoto en las campañas de 1991, 1994 y 2000	88
Gráfica 3.6	Distribución de velocidad y aceleración en la medición de emisiones con detector remoto.	90
Gráfica 3.7	Comparación de la distribución del parque vehicular por año-modelo y tipo.	92
Gráfica 3.8	Emisiones vehiculares y su contribución en el inventario	94
Gráfica 3.9	Factores de emisión en los 12 sitios de muestreo con detector remoto	96
Gráfica 3.10	Factores de emisión base-combustible para automóviles y taxis	98
Gráfica 3.11	Factores de emisión base-combustible para vehículos comerciales ligeros y utilitarios	101
Gráfica 3.12	Comparación de factores de emisión para automóviles Pruebas de laboratorio vs pruebas de campo	105
Gráfica 3.13	Relación de los factores de emisión base-combustible y base-recorrido. Pruebas FTP-75	107
Gráfica 3.14	Correlación entre los factores de emisión. Niveles de emisión promedio por año modelo (Pruebas FTP-75)	108
Gráfica 3.15	Rendimiento promedio de combustible para automotores de gasolina	111
Gráfica 3.16	Ventas de gasolina en la ZMVM	113

Índice de figuras

		Página
Figura 1.1	Sistema de medición de emisiones mediante detección remota	35
Figura 2.1	Metodologías para elaborar inventarios de emisiones para fuentes móviles	52

Resumen

Este estudio tuvo como propósito analizar y proponer una metodología alternativa para estimar los niveles de emisión de escape de los vehículos automotores a gasolina que circulan en el Valle de México, con la finalidad de obtener una mayor aproximación a las condiciones reales y disminuir la incertidumbre asociada al uso del modelo estadístico utilizado hasta ahora, buscando aportar información para validar los inventarios de emisiones de ese sector y con ello disponer de herramientas para evaluar con mayor precisión las estrategias y medidas para controlar y reducir las emisiones producidas por los automotores.

Los factores de emisión base-combustible promedio, con un intervalo de confianza de 95%, para el parque vehicular de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) se estimaron en 113.5 ± 13 g/l para monóxido de carbono, 13.1 ± 1.9 g/l para hidrocarburos y 9.84 ± 2.3 g/l para óxido nítrico, a partir de las mediciones en campo con detector remoto en 42,800 vehículos en circulación. Aplicando la metodología alternativa de cálculo para estimar el inventario de emisiones de los vehículos automotores de gasolina, con los factores arriba descritos y las ventas de gasolina reportadas en el año 2000, se estimó que los vehículos ligeros y medianos de gasolina contribuyeron en el inventario de emisiones con $2,065 \pm 236$ ton/día de CO, 238 ± 35 ton/día de hidrocarburos y 179 ± 42 ton/día de NO. El inventario de emisiones base-combustible estimado fue inferior en 49% para el CO y en 26% para el NO, respecto al inventario oficial de 1998, en tanto que las emisiones de hidrocarburos fueron menores en 30%, pero en esta metodología no se estima la contribución de hidrocarburos debida a las emisiones evaporativas.

Al realizar pruebas en el laboratorio con 34 vehículos de diferentes tecnologías y año-modelo para determinar el comportamiento de los factores de emisión expresados en gramos por litro de gasolina, bajo diferentes condiciones de operación (ralentí, velocidad estable de cruce, aceleración y desaceleración), a excepción de las bajas emisiones de NOx en ralentí, respecto a las demás condiciones de operación, los factores de emisión normalizados al consumo de combustible, en los vehículos equipados con sistemas de control de emisiones (1993 y posteriores), no se presentan

diferencias significativas entre condiciones de operación, por lo que ofrecen mayor certidumbre en la aplicación de la metodología aquí propuesta. En tanto que para los vehículos desprovistos de los sistemas de control de emisiones, los hidrocarburos en ralentí fueron de los más altos y las diferencias fueron significativas en algunas condiciones de operación.

Los factores de emisión base-combustible calculados a partir de las mediciones con el detector remoto de emisiones mostraron tendencias definidas en los diversos estratos del parque vehicular y niveles comparables con los resultados provenientes de pruebas de laboratorio, tanto en las determinaciones con el patrón de manejo FTP-75 como con los promedios de las cuatro condiciones de operación mencionadas arriba.

Finalmente, se llevó a cabo un programa de pruebas de campo para conocer las condiciones de operación de los vehículos en el Valle de México, con la finalidad de documentar las posibles diferencias respecto al patrón de manejo estandarizado que se utiliza en las pruebas de emisiones de laboratorio. Los resultados mostraron que la velocidad promedio en la ZMVM es cercana a los 23 km/hr, 8 km/hr menos que el ciclo estandarizado (31.7 km/hr), el 70% del tiempo se maneja en condiciones de aceleración y frenado, y aproximadamente el 25% del tiempo los vehículos permanecen en ralentí.

Abstract

In the present study, an alternative methodology was suggested to estimate exhaust emission levels in gasoline vehicles for the Mexico City Metropolitan Area (MCMA). Since inventories of vehicle emissions are so uncertain, an alternative and independent approach to the real-world conditions is needed to gain confidence in the accuracy of the results, and reduce uncertainties in the motor vehicle emissions derived from the current in-use models. It also provides means of approaching mobile source emission inventories and reduces large uncertainties into control strategies.

Fleet-average emission factors, \pm 95% confidence interval, of 113.5 ± 13 g/l carbon monoxide, 13.1 ± 1.9 g/l hydrocarbons, and 9.84 ± 2.3 g/l nitric oxide were calculated from 42,800 remote sensing measurements of on-road vehicle emissions. Fuel consumption estimates and the above mentioned base-fuel emission factors, measured from on-road cars and light/medium duty trucks, were used to calculate exhaust emissions, being $2,065 \pm 236$ tons/day CO, 238 ± 35 tons/day VOC, and 179 ± 42 tons/day NO_x for the MCMA during 2000. According to fuel-based inventory estimates, CO and NO_x emissions in 2000 were 49% and 26% lower, respectively, than official estimates in 1998. VOCs emissions were 30% lower, but in this approach evaporative emissions are not considered.

In order to assess fuel-based emission levels under the four standard driving modes (idle, cruising, acceleration and deceleration), 34 different motor vehicles, technologies and model-year were employed to collect modal emission concentrations under the FTP-75 test. Except idle mode, that produces the lowest NO_x fuel-based emission rates, modal emissions levels tend to be similar for newer vehicles (1993 and later). For each of the three pollutants, the four modal emission rates are not significantly different from each other. In the case of older vehicles, unequipped with emission control systems, HC emissions rates were significantly higher in idle, and the three pollutants vary significantly in the four modal conditions.

Fuel-based emission factors, calculated from remote sensor measurements, correlate well with the technology of each model-year fleet and show a stabilized trend. These

results are comparable with emission factors calculated from FTP tests and, with the average modal emission rates.

In order to estimate differences associated with driving patterns of vehicles driven into MCMA and those for laboratory FTP-75 driving cycle, a field test program was conducted in an instrumented vehicle to follow a randomly selected vehicle in traffic. The measured speed values lead to an average vehicle speed of nearly 24 km/hr for the MCMA, 8 km/hr less than the standard driving cycle. For the transient conditions, 70% of the time spent on a trip, vehicles drive on acceleration and deceleration. On idle condition, about 25% of time is spent.

Introducción

La contaminación del aire y su impacto sobre la salud humana continúa siendo la principal preocupación en muchas áreas urbanas y, a pesar de los innumerables esfuerzos para reducir las emisiones precursoras que contribuyen en la formación de ozono y otros contaminantes, el problema persiste debido en gran parte a la adopción en el pasado de políticas insensibles a los problemas ambientales y estrategias mal direccionadas o poco efectivas, como resultado de la sobrestimación en la reducción de emisiones y la discrepancia entre los modelos utilizados y el comportamiento real de las fuentes, específicamente en los automotores, (NRC, 2000).

En la última década del siglo pasado, el problema de contaminación del aire fue la constante principal en las grandes zonas metropolitanas del país al prevalecer concentraciones de ciertos contaminantes en niveles superiores a los establecidos por las normas. El crecimiento demográfico, la expansión difusa de las zonas urbanas e industriales, el aumento descontrolado del parque vehicular, así como la adopción de patrones de movilidad sustentados principalmente en el uso del automóvil particular, entre otros factores, fueron el detonador para que dicho problema se manifestara permanentemente en las ciudades en crecimiento y trajera condiciones críticas para las grandes urbes, con el consecuente riesgo en la salud de sus habitantes, (INE, 2000).

Los primeros episodios de contaminación atmosférica en el Valle de México se presentaron hace más de quince años. Para determinar la magnitud del problema y la contribución de las fuentes emisoras, se dio atención particular al monitoreo atmosférico y surgió la necesidad de realizar los primeros inventarios de emisiones, cuyos resultados sirvieron de base para aplicar una serie de medidas, tanto preventivas como correctivas, con el propósito de controlar y reducir las emisiones en los automotores y la industria principalmente, buscando así disminuir las concentraciones de contaminantes en el aire, (Molina, 2000).

Los inventarios de emisiones son reconocidos como uno de los soportes de vital importancia de la política de calidad del aire, ya que proporcionan información crucial sobre las fuentes de contaminación y sirven de marco de referencia para la formulación

de estrategias de control efectivas. Además, son herramientas indispensables para evaluar si las medidas aplicadas han producido los resultados esperados y, si es necesario, replantear los aspectos susceptibles de mejora, (DGPCC, 1998).

Al respecto se ha identificado que los vehículos automotores contribuyen en los inventarios de emisiones de las principales ciudades mexicanas con proporciones importantes de contaminantes, superiores al 80%, entre los cuales se incluyen principalmente el monóxido de carbono (CO), los óxidos de nitrógeno (NO y NO₂) y una variedad de compuestos orgánicos gaseosos, principalmente hidrocarburos (HC), a los cuales se hace referencia comúnmente como compuestos orgánicos volátiles (COV), (INE, 2000).

Para estimar la aportación del parque vehicular en los inventarios de dichos contaminantes se utilizan los niveles promedio de emisión para cada año-modelo de las diversas clases que lo componen, mejor conocidos como *factores de emisión*. Los factores de emisión son el resultado de cientos de pruebas realizadas en laboratorio a lo largo de años, las cuales se analizan estadísticamente y, con información complementaria de la actividad o patrones de uso de los automotores, entre otros, sustentan los modelos matemáticos de predicción de emisiones conocidos hasta ahora, (Faiz *et al*, 1997).

En México no se dispone de resultados de laboratorio en número suficiente y para elaborar los inventarios de emisiones de los últimos años se ha recurrido a procedimientos, modelos matemáticos y bancos de datos internacionales. Específicamente en las principales áreas urbanas del país se utiliza el modelo denominado MOBILE desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los EUA (USEPA), en una versión adaptada para las condiciones de la Ciudad de México; sin embargo, a la fecha no ha sido posible validar su reproducibilidad en las condiciones reales y específicas de dicha metrópoli, (DGPCC, 1998).

El Instituto Mexicano del Petróleo (IMP) ha reportado algunos factores de emisión para diversos tipos de vehículos de gasolina (Schifter *et al*, 2000; Díaz *et al*, 2001); sin embargo, debido a que dichos resultados corresponden a estimaciones del comportamiento de flotillas pequeñas, los datos no cuentan con el soporte estadístico

para poder utilizarse en los inventarios de emisiones oficiales o inferir el comportamiento de la población vehicular de la ZMVM, por lo que únicamente han servido de referencia para comparar los resultados presentados por la autoridad ambiental.

Entre las cuestiones que complican el análisis estadístico y la predicción de las emisiones vehiculares reales se encuentran la variabilidad de las emisiones en un mismo vehículo, y entre vehículos de la misma marca y año-modelo, así como la distribución de las emisiones de los automotores en circulación. Asimismo, el sesgo en la distribución de las emisiones motiva la necesidad de analizar un número grande de unidades para asegurar que los altos emisores están presentes en números estadísticamente representativos, (Wenzel *et al*, 2000). Aun en los EUA, donde sistemáticamente se han medido las emisiones por más de veinte años, se tiene una considerable incertidumbre acerca de la representatividad y confiabilidad en los resultados, (Faiz *et al*, 1997).

Por lo anterior, es posible que el modelo MOBILE no reproduzca fielmente las variables particulares que se dan en otras regiones, como podría ser el caso del Valle de México, y difícilmente pueden aplicarse en sus versiones originales. Por lo que resulta indispensable contar con un acervo propio de información experimental que permita desarrollar modelos propios de predicción de emisiones y continuar con los esfuerzos para mejorar su precisión y confiabilidad

El interés particular por desarrollar el presente estudio surgió como resultado de la participación con las autoridades ambientales del Gobierno del Distrito Federal en la elaboración del inventario de emisiones de fuentes móviles, para el escenario de 1998, en cuyo desarrollo se observó la problemática que implica no disponer de información suficiente para estimar factores de emisión cercanos a la realidad, estadísticamente representativos, así como de fuentes de información que permitan validar las estimaciones hechas con el modelo disponible.

Debido a que la incertidumbre en los inventarios de emisiones para fuentes móviles ha sido motivo de investigación y debate entre los especialistas del tema, por ser el sector que contribuye con un porcentaje importante en el total de las emisiones estimadas a

escala regional y global, así como por las implicaciones que conlleva la estimación de factores de emisión alejados del mundo real, se propuso desarrollar este estudio, con la finalidad de validar los factores utilizados hasta la fecha o generar otros basados en resultados experimentales, buscando que el esfuerzo en realizar el presente trabajo aporte resultados útiles en la difícil tarea de combatir la contaminación del aire en la ZMVM.

En este trabajo se buscaron opciones para estimar los niveles de emisión promedio de los automotores, expresados en gramos de contaminante por kilómetro recorrido o por unidad de combustible consumido, con base en pruebas de laboratorio y mediciones en campo. Aunque ambos factores presentan ventajas y desventajas, en este estudio se optó por los que están referidos al consumo de combustible, por las razones que se explicarán con más detalle en las páginas siguientes.

Justificación

Las posibles consecuencias de la incertidumbre en la estimación de los factores de emisión para el parque vehicular de la ZMVM incluyen la implementación de controles insuficientes que ponen en riesgo la salud pública y el ambiente, o la adopción de políticas ineficientes que imponen controles excesivamente costosos.

Muchas de las variables involucradas en el comportamiento de las emisiones en condiciones reales tratan de incorporarse en los modelos estadísticos pero requieren validarse mediante resultados experimentales provenientes de la región donde se aplica. Lo anterior difícilmente puede obtenerse en el corto plazo mediante los procedimientos convencionales de las pruebas de laboratorio, debido los recursos y tiempo requeridos, así como la imposibilidad de disponer de una muestra representativa y aleatoria que cubra el amplio espectro de emisiones de los automotores en circulación. Es por ello que en este trabajo se propone un enfoque alternativo para estimar las emisiones generadas por los automotores, buscando reducir la incertidumbre asociada a la metodología tradicionalmente utilizada.

Objetivo general

Obtener factores de emisión para los vehículos ligeros y medianos de gasolina que circulan en la ZMVM, con base en resultados de pruebas de laboratorio y campo.

Objetivos específicos

- a). Determinar el comportamiento estadístico de las emisiones, los factores de deterioro y de actividad de los automotores de gasolina.
- b). Establecer las correlaciones entre los diversos factores analizados y desarrollar modelos básicos de comportamiento de las emisiones.
- c). Elaborar un inventario de emisiones para automotores de gasolina con los factores de emisión producto de resultados experimentales.

Hipótesis

- Los factores de emisión estimados con el modelo MOBILE podrían no representar las condiciones específicas de uso y deterioro; los grupos tecnológicos; las prácticas de mantenimiento y verificación de los automotores, así como las características geográficas de la ZMVM.
- Los patrones de manejo y tránsito de la ZMVM podrían ser diferentes a los considerados por el modelo MOBILE y marcar diferencias en los factores de emisión normalizados al recorrido.
- Los factores de emisión base-combustible presentan menor variabilidad con la condición de operación de los vehículos que los factores de emisión base-recorrido.
- La estimación de los factores de emisión expresados en gramos por litro de combustible ofrece una certidumbre cuantificable en la elaboración de los inventarios de emisiones para las fuentes móviles de la ZMVM, en comparación con los factores expresados en gramos por kilómetro.

Para cumplir con los objetivos del estudio y demostrar las hipótesis planteadas, se desarrolló un programa experimental, que comprendió la ejecución de pruebas de campo para conocer las condiciones de operación de los vehículos en el Valle de México, con la finalidad de documentar las posibles diferencias respecto al patrón de manejo estandarizado que se utiliza en las pruebas de emisiones de laboratorio.

Asimismo, se realizaron pruebas complementarias en vehículos representativos de las tecnologías en circulación para determinar el comportamiento de las emisiones por condición de operación.

Se midieron las emisiones de los automotores en las calles mediante detección remota, se analizaron estadísticamente los resultados y se estimaron los factores de emisión, mediante el balance de carbono en las emisiones. Esta metodología alternativa, con relación a las pruebas de laboratorio, ofrece ventajas en la aleatoriedad y gran tamaño de la muestra, así como representatividad de las condiciones reales de mantenimiento, evitando la predisposición de sus propietarios para acondicionar los vehículos al acudir a la verificación.

Por otra parte, con el propósito de comparar los niveles de emisión en gramos/litro estimados mediante los resultados de las pruebas de campo, con los factores de emisión generados en laboratorio bajo condiciones controladas, se recopilaron y analizaron estadísticamente las emisiones, transformadas de gramos por kilómetro a gramos por litro, correspondientes a los vehículos evaluados en el laboratorio del IMP en los últimos ocho años, para diversos estudios efectuados.

Finalmente, los factores de emisión normalizados al consumo de combustible, calculados a partir de las pruebas de campo, se utilizaron para estimar el inventario de emisiones de los vehículos ligeros y medianos que consumen gasolina, comparándose dichos resultados con los inventarios reportados oficialmente.

El presente documento está estructurado en tres capítulos, además del apartado donde se describe la metodología del estudio. En el primer capítulo se realizó un análisis amplio sobre la problemática de contaminación atmosférica y la calidad del aire en las principales ciudades del país, así como la contribución del sector transporte a

escala global y local en los inventarios de emisiones. En particular se analizan las emisiones generadas por los vehículos de gasolina, los cuales presumiblemente son responsables de más del 80% de las emisiones totales en las principales ciudades del país. Asimismo, se describen los factores que intervienen en la combustión y formación de contaminantes en los automotores, las tecnologías y normas aplicadas para su control, y las metodologías de medición utilizadas en laboratorio y campo.

En el segundo capítulo se analizó el comportamiento de las emisiones en condiciones reales, su variabilidad y los problemas inherentes a su predicción, para posteriormente describir los modelos predictivos utilizados en la estimación de los factores de emisión, sus parámetros de entrada, las imprecisiones y sugerencias de mejora, para finalmente analizar la metodología alternativa de estimación de factores de emisión base-combustible y la evolución que han tenido los factores de emisión utilizados en la estimación de los inventarios para el Valle de México.

En el tercer capítulo se describen y discuten los resultados de las fases experimentales que comprendieron el estudio, además de los análisis estadísticos de los resultados de laboratorio y campo, así como la metodología y resultados para elaborar el inventario de emisiones base-combustible para los vehículos de gasolina que circulan en la ZMVM. Al final se establecen las conclusiones del estudio y se hacen algunas recomendaciones para estudios subsecuentes.

Capítulo 1

Contaminación del aire y emisiones de automotores

1.1 Problemática de la contaminación del aire.

Uno de los fenómenos más importantes que experimentó México en el siglo XX fue la creciente urbanización de su población, pasando de ser una sociedad rural a una predominantemente urbana. En general se sabe que la población urbana en México es cercana al 75%. Actualmente el patrón de asentamientos humanos del país se caracteriza por una fuerte concentración de la población en unos cuantos centros urbanos, con muchas similitudes en apariencia física, y que son asediados por los mismos problemas de empleo, alojamiento, transporte y calidad del medio ambiente, (INEGI, 2001).

En este esquema, la movilidad a todos los niveles es la base de la estructura urbana. El transporte de bienes y personas en vehículos equipados con motores de combustión interna garantizan, sobre máximos niveles de tránsito y tiempo requeridos, la integración entre las distintas actividades y zonas de la metrópoli, permitiendo cada vez más la expansión urbana hacia los sectores externos que albergan zonas industriales y residenciales. Lo que en principio parece ser el eje que mueve a las ciudades para el desarrollo de sus moradores, trae problemas de deterioro medioambiental y humano que cuestionan y minimizan la calidad de vida buscada, (Carrasco y Alavedra, 2000).

Debido al elevado número de personas que habitan en las grandes ciudades, la contaminación atmosférica es el mayor problema de riesgo a la salud y daño ambiental que enfrenta la sociedad actualmente. Este problema se agrava, entre otras causas, por el rápido aumento en el parque vehicular, la actividad fabril y la prestación de servicios que demandan en conjunto grandes cantidades de energía, proveniente en su mayoría de los combustibles fósiles, que generan en consecuencia un volumen importante de emisiones contaminantes y otros subproductos que se forman en la atmósfera, (OECD, 1996).

Los altos niveles de contaminación del aire urbano, son responsables de efectos adversos a la salud, cuya seriedad puede oscilar desde malestares respiratorios hasta carcinogénesis. Los efectos de las emisiones totales de los automotores contribuyen significativamente en el deterioro a la salud, como resultado de la exposición al ozono troposférico, el monóxido de carbono, las partículas y compuestos tóxicos en el ambiente. El ozono urbano ha sido uno de los contaminantes persistentes de mayor preocupación, (NRC, 2000).

En los años recientes se han logrado avances en la reducción y control de algunos de los contaminantes primarios emitidos por los automotores, entendiendo mejor los fenómenos asociados a su generación, evaluando la efectividad de las medidas y estableciendo controles, que se reflejan en menores niveles de concentración en el aire; sin embargo, la contaminación atmosférica continúa recibiendo una gran atención, debido a que los esfuerzos globales para lograr los estándares de calidad del aire han fallado en algunos casos y persisten los problemas tradicionales de la niebla fotoquímica, (OECD, 1996).

1.2 Calidad del aire

Las políticas de calidad del aire y las normas que establecen las concentraciones máximas permisibles de contaminantes están dirigidas generalmente a proteger en un sentido amplio y en forma prioritaria la salud humana, con un margen de seguridad adecuado. Los contaminantes de interés para la calidad del aire se dividen en primarios y secundarios. Los contaminantes primarios son aquellos que se emiten directamente a la atmósfera e incluyen al monóxido de carbono, el dióxido de azufre, los óxidos de nitrógeno, el plomo y los hidrocarburos. Las concentraciones en el ambiente de tales contaminantes se relacionan directamente con sus fuentes emisoras. Los contaminantes secundarios son aquellos que se forman en procesos atmosféricos, incluyendo las reacciones químicas y fotoquímicas, y las de condensación, (Manahan, 1994).

El ozono en particular es un contaminante secundario que se forma por acción de la luz solar y las reacciones fotoquímicas que involucran a los compuestos orgánicos volátiles (compuestos orgánicos que contienen carbón combinado con otros elementos,

comúnmente hidrógeno, oxígeno y nitrógeno) y los óxidos de nitrógeno, provenientes en un alto porcentaje de los automotores, (Manahan, 1994).

La presencia de contaminantes en la atmósfera puede en algunos casos percibirse con facilidad, particularmente por la reducción de la visibilidad en las grandes ciudades. Sin embargo, más allá de la percepción cualitativa, es necesario conocer cuantitativamente las concentraciones de los contaminantes denominados “criterio” (ozono, monóxido de carbono (CO), bióxido de nitrógeno (NO₂), plomo, bióxido de azufre (SO₂) y partículas), como una medida de la “calidad del aire” que se tiene en determinada región, (Manahan, 1994).



El monitoreo sistemático de la calidad del aire en el Valle de México, por medio de la red automática de monitoreo atmosférico, se inició de manera formal a mediados de la década de los ochenta, como resultado de los primeros episodios de contaminación atmosférica. Años más tarde se extendió a las ciudades de Guadalajara, Monterrey, Toluca, Ciudad Juárez, Tijuana y Mexicali, (INE, 2000).

El análisis de las tendencias de la calidad del aire en el tiempo permite inferir si existe un problema de deterioro creciente o una mejoría paulatina para cada uno de los contaminantes estudiados, así como la efectividad de las medidas enfocadas a su control. Adicionalmente al estudio de la evolución histórica que tiene la presencia de contaminantes en el aire, también es importante establecer los periodos que las personas están sujetas a concentraciones que ponen en riesgo su salud. En el Cuadro 1.1 se ilustra en forma resumida la tendencia observada en el año de 1999, como resultado de la comparación entre los niveles de los contaminantes denominados criterio y las normas correspondientes para las ciudades mencionadas, (INE, 2000).

El análisis de este tipo de información, en espacio y tiempo, para obtener un diagnóstico de la calidad del aire, así como la identificación de las fuentes que producen su deterioro, entre otros datos, han permitido elaborar programas integrales para cada una de las ciudades mexicanas antes señaladas, los cuales constituyen hoy en día un esfuerzo importante para establecer un programa formal de control de la calidad del aire, específico para la ciudad donde se aplica, en virtud de que los niveles de contaminación son diferentes en cada una de ellas, (INE, 2000)

Cuadro 1.1. Frecuencia de días por año que rebasan los límites de la norma de calidad de aire, 1999 (Por ciento)

Zona Metropolitana	Ozono	PM ₁₀	NO ₂	SO ₂	CO
Valle de México	82.2	5.8	5.2	0.0	0.5
Guadalajara	16.2	30.5	3.6	0.0	2.2
Monterrey	3.6	25.0	0.0	0.0	0.5
Valle de Toluca	9.6	16.3	0.0	0.0	0.0
Ciudad Juárez	2.8	16.4	-	0.0	3.1
Tijuana	0.3	6.0	0.3	0.0	0.0
Mexicali	8.0	27.0	0.8	0.0	21.0

 Problema reconocido
 Problema potencial

Fuente: Instituto Nacional de Ecología, 2000

Las actividades que continuamente se realizan en las grandes ciudades, inherentes a su crecimiento urbano y demográfico, propician un incremento en el número de consumidores de energía. En este contexto, otro indicador particular de la posible evolución en la calidad del aire lo constituye el consumo de energéticos empleados en los sectores productivos, de transporte y doméstico, ya que en gran medida los contaminantes emitidos a la atmósfera son el resultado de la combustión de diferentes tipos de combustibles fósiles, principalmente derivados del petróleo.

El balance del consumo de combustibles proporciona información, no solamente de la actividad económica de la zona, sino también sobre la forma en que puede modificarse la calidad del aire. En términos generales, existe una relación entre el consumo de combustibles, el volumen de emisión de contaminantes y la calidad del aire en determinada región (INE, 2000)

En este contexto se sabe que en el Valle de México se consumieron en promedio 18.3 millones de litros de gasolina al día durante el año 2000 y circularon más de tres millones de vehículos, en tanto que el volumen total de energéticos para todos los sectores se aproximó a los 52.5 millones de litros equivalentes de gasolina, los cuales significaron aproximadamente el 15% de la energía consumida por el país en ese mismo año. (CAM, 2002)

1.3 Inventarios de emisiones

Otro instrumento importante en la gestión de la calidad del aire lo constituye el inventario de emisiones. La identificación de las fuentes que emiten contaminantes a la atmósfera se vuelve una actividad importante y a la vez compleja, que demanda la instrumentación y aplicación de métodos bien definidos que permitan estimar el tipo y la cantidad de contaminantes que se incorporan a la atmósfera. El inventario de emisiones a la atmósfera está formado por las estimaciones de todos los contaminantes provenientes de las industrias, los comercios y servicios, los hogares, los vehículos automotores, las aeronaves, los suelos y la vegetación, entre otros, (CAM, 1997).

Para estimar la masa total de contaminantes que se genera en una determinada región se emplean los factores de emisión de cada una de las actividades a inventariar, es decir, los kilogramos o gramos promedio de contaminante que se emiten por unidad de actividad o estrato vehicular. Por ejemplo, para obtener las emisiones de monóxido de carbono provenientes de los automóviles particulares, se multiplica el número de esos automóviles con el promedio diario de kilómetros recorridos, que a su vez se multiplica por los gramos de CO que emiten en promedio por cada kilómetro que recorren, (CAM, 1997).

Los factores de emisión son vitales para quienes toman decisiones al momento de diseñar las estrategias para reducir las emisiones en fuentes. Son precisamente los factores de emisión los que se modifican numéricamente y que en consecuencia impactan sobre los inventarios cuando se dan los cambios en las normas de emisión, se imponen especificaciones a los combustibles, se instalan sistemas de control de emisiones, se sustituyen combustibles o se dan cambios en los patrones de consumo de energéticos.

En la estimación de los inventarios de emisiones, las diversas fuentes de emisión se agrupan con base en la cantidad de información disponible. Los inventarios realizados para las ciudades mexicanas, consideran básicamente cuatro fuentes:

- Fuentes puntuales: sector industrial;

- Fuentes móviles: sector transporte;
- Fuentes de área: sector doméstico, comercial y de servicio;
- Fuentes naturales: suelos y vegetación, (CAM 1997).

Debido a que cada una de las fuentes señaladas considera un número importante de subsectores y a su vez cada uno de ellos está constituido por numerosos procesos, operaciones y tipos de transporte, en los años recientes el Instituto Nacional de Ecología, con el apoyo de la USEPA, desarrolló en México una metodología para elaborar inventarios de emisiones, considerando las condiciones particulares del país, lo que permite uniformar los criterios y métodos de estimación de las emisiones, para que los inventarios sean comparables en el tiempo y entre lugares diferentes, (INE, 2000).

En México las fuentes móviles agrupan a todos aquellos vehículos automotores que transitan por vías de circulación como calles, carreteras, caminos y avenidas. Como ejemplos se pueden mencionar a los automóviles, camionetas, camiones de carga, autobuses, tractocamiones y motocicletas, (CAM, 1997). Estos mismos se clasifican también por su capacidad de ocupantes y carga útil, así como por la tecnología utilizada para controlar sus emisiones, ya que el tipo y cantidad de los contaminantes depende del uso a que se destina el vehículo. Sin embargo, no está bien definida su agrupación y difiere del resto del mundo. En términos generales los motores a gasolina en México tienen una mayor aplicación en automóviles y vehículos de carga ligeros y medianos. Los motores a diesel se utilizan principalmente en autobuses y camiones de carga pesados, (AMIA, 2001).

1.4 Los automotores en la problemática de la contaminación atmosférica.

Debido al crecimiento del parque vehicular y las altas tasas de movilidad, los problemas serios de contaminación del aire han crecido como un fenómeno común de la vida moderna. Al finalizar el siglo XX la población vehicular en el mundo superó los 700 millones y muchos vehículos se concentraron inicialmente en las naciones altamente industrializadas, pero con el crecimiento de las áreas urbanas en los países en desarrollo, también éstas se encontraron rápidamente congestionadas por los automotores, (UNEP-OCDE, 1999).

Capítulo 2

Emisiones vehiculares y metodologías para la estimación de factores de emisión

2.1 Comportamiento de las emisiones en condiciones reales

El término *emisiones en condiciones reales* se utiliza para diferenciar entre las condiciones ambientales cuidadosamente controladas y limitadas de las pruebas de laboratorio, y las emisiones que se suceden en la calle bajo múltiples condiciones (temperatura ambiente, humedad, patrones de manejo variables, uso de accesorios y aire acondicionado del automóvil, características del combustible, ascenso y descenso por pendientes, condiciones del camino, etc.), (Wenzel *et al*, 2000).

El parque vehicular en condiciones reales está compuesto por una flotilla con amplias diferencias en la tecnología, el historial de su mantenimiento, así como eficiencia en los sistemas de control de emisiones que indudablemente genera una alta dispersión y variabilidad en las emisiones de los estratos que lo componen. Las emisiones se ven también afectadas por factores locales, tales como las condiciones meteorológicas, patrones de tránsito y frecuencia de uso. El desarrollo de predicciones futuras en las emisiones requiere de proyecciones de todas estas variables, (Faiz *et al*, 1997).

Por lo tanto, el análisis de la efectividad de las estrategias ambientales debería sustentarse en lo posible en la estimación de la reducción de emisiones en condiciones reales. De la misma forma, los inventarios de emisiones que son utilizados para la gestión de la calidad del aire deberían también representar las condiciones reales de las flotillas y sus características, (Wenzel *et al*, 2000).

Los niveles de emisión de los vehículos en circulación son difíciles de predecir debido a que varían instantáneamente y en forma significativa, como resultado de los cambios súbitos en los modos de operación y carga a que se someten, el control errático por fallas, las temperaturas del motor y del catalizador, así como la calidad del combustible, (Sawyer *et al*, 2000).

Por otra parte, cuando los vehículos son nuevos, las emisiones expresadas en gramos por kilómetro son iguales o menores a las requeridas por las normas vigentes; sin embargo, conforme los automotores acumulan años y kilómetros, los sistemas de combustible y de control de emisiones se deterioran y los rangos de emisión puede ser muy amplios, (Bishop *et al*, 1996).

Muchos de los vehículos con altas emisores presentan frecuentemente daños en sus sistemas pero pueden retornar nuevamente a sus emisiones normales una vez que son reparados. Bajo estas circunstancias, se sabe que las emisiones de escape y evaporativas entre los vehículos en circulación presentan un alto sesgo o dispersión, de tal forma que un porcentaje reducido de vehículos podría contribuir con más de la mitad del total de las emisiones, (Bishop *et al*, 1996).

La complejidad para predecir las emisiones en los diversos estratos que componen el parque vehicular con una precisión razonable estriba en la alta variabilidad de las emisiones. La variabilidad en las emisiones vehiculares es una consecuencia de la forma en que se generan las emisiones y cómo son controladas. Por ejemplo, dos vehículos de la misma marca, año-modelo, tecnología y kilometraje acumulado pueden tener emisiones completamente diferentes al medirse con la misma prueba y patrón de manejo, (Bishop *et al*, 1993).

En estudios con datos provenientes de los programas de verificación vehicular en los EUA se ha observado que algunos modelos específicos de autos muestran en promedio bajas emisiones, mientras que otro alto porcentaje está por arriba de estos, (Wenzel *et al*, 2000). En general, los vehículos con altas emisiones tienden a presentar mayor variabilidad entre pruebas que los vehículos con bajas emisiones, (Bishop *et al*, 1996).

En un mismo vehículo puede haber también variabilidad en pruebas de emisiones repetidas debido a fallas en algunos componentes del sistema de control de emisiones, que además pueden ser intermitentes y por lo tanto, resultar en altas emisiones en un tiempo determinado, (Wenzel *et al*, 2000).

Como se estableció con anterioridad, desde 1989 y hasta la fecha, los vehículos de gasolina que se comercializan en México deben cumplir con normas que limitan sus emisiones al salir de fábrica. Sin embargo, conforme acumulan kilómetros sus emisiones tienden a incrementarse sin un patrón definido, ya que dependen en gran parte de la durabilidad que ofrece el fabricante en los sistemas de control de emisiones y el mantenimiento especializado que el propietario da al motor.

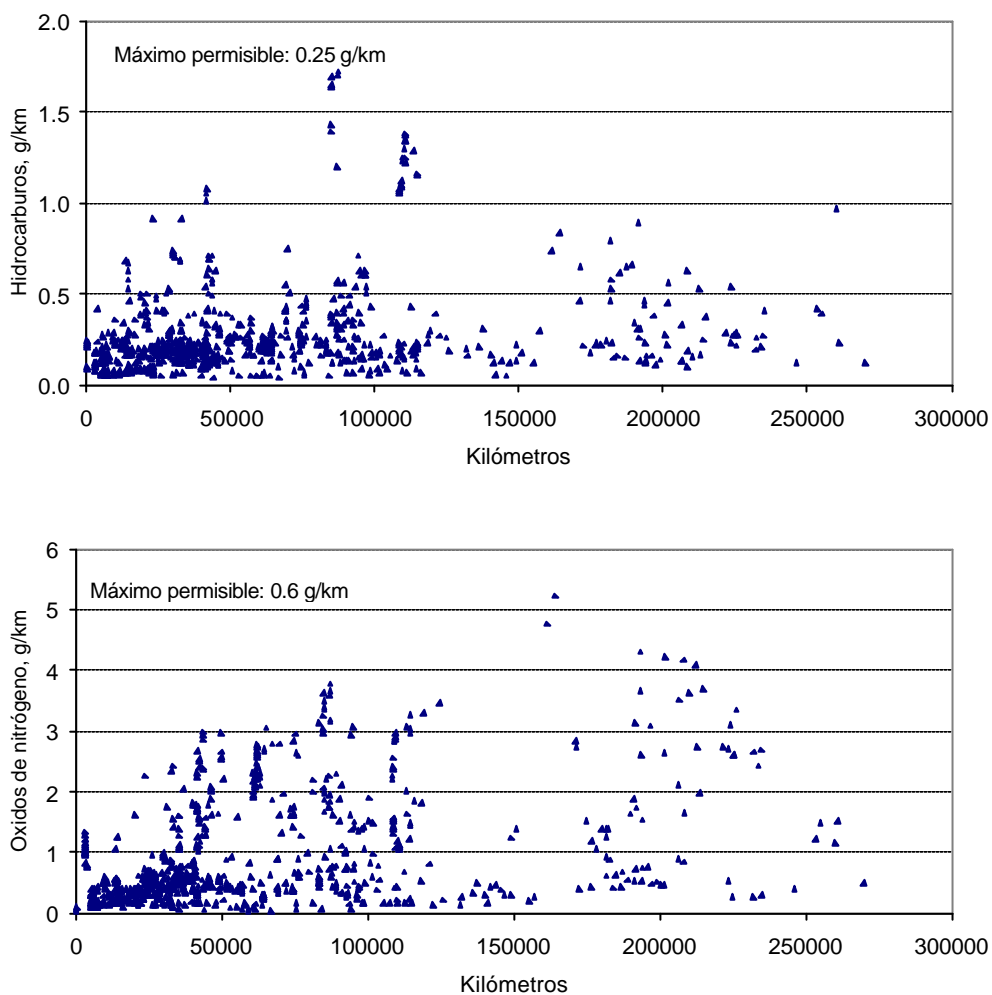
En países como el nuestro, donde no se tienen normas para garantizar el cumplimiento de los máximos permisibles de emisiones por un mínimo de kilómetros recorridos, el problema para estimar las emisiones es todavía más complejo. En tal sentido, los automotores pueden tener desperfectos que originan altas emisiones a escasos kilómetros de uso. En muchos casos las emisiones de dichos vehículos pueden ser comparables con las de los vehículos carentes de sistemas de control.

Los aspectos anteriormente mencionados crean incertidumbre en los modelos estadísticos para el cálculo de los factores de emisión, a pesar de que en su algoritmo de cálculo se incorporan un número importante de variables para tratar de reflejar la realidad, las cuales se describirán más adelante. Un ejemplo de la dispersión que presentan las emisiones medidas en laboratorio y que sirven de soporte para estimar las emisiones promedio por año-modelo, así como los factores de deterioro en modelos como el MOBILE se muestra en la Gráfica 2.1. Las emisiones corresponden a automotores con los mismos niveles permisibles de emisión al salir de fábrica. Los datos se obtuvieron de distintos estudios realizados en el Instituto Mexicano del Petróleo en 127 vehículos provistos de sistema de inyección de combustible y convertidor catalítico de tres vías, cuyas emisiones fueron medidas en varias ocasiones y a diferente kilometraje.

En dicha gráfica se aprecia que durante los primeros kilómetros de uso, un número importante de vehículos presenta emisiones por abajo de los límites señalados por la norma, pero conforme se incrementan los kilómetros, las emisiones crecen en diversas magnitudes, sin un patrón definido de deterioro. Asimismo, la variabilidad observada también depende del mantenimiento de los automotores o la sustitución de

componentes del motor, con lo cual es factible encontrar vehículos con bajas emisiones y alto kilometraje recorrido, que generalmente son los menos.

Gráfica 2.1 Emisiones de escape en pruebas de laboratorio
Vehículos año-modelo 1993-1998

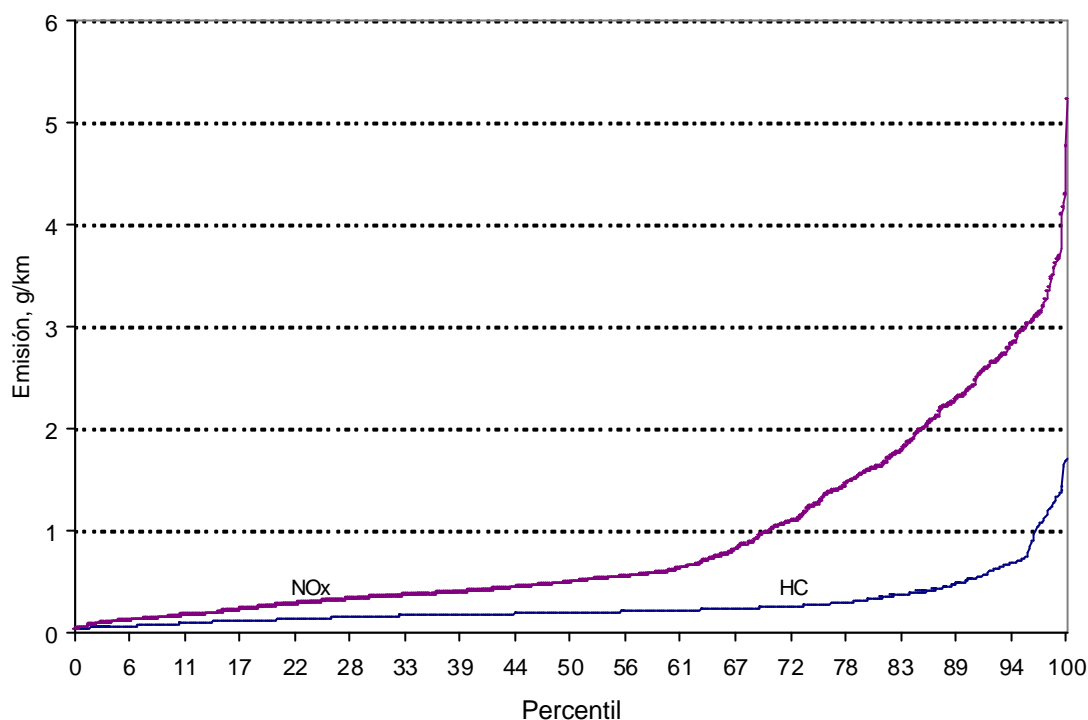


Fuente: Laboratorio de emisiones vehiculares, IMP

Por otra parte, al graficar la distribución de frecuencias acumuladas de las emisiones de HC y NO_x de los mismos vehículos (Gráfica 2.2), se observa que aproximadamente el 40% de las mediciones realizadas se encuentran arriba de la norma y el último decil supera a ésta en una magnitud de más de dos veces para hidrocarburos y en más de

cuatro veces para NOx. Los datos reportados corresponden a un conjunto de vehículos probados en las condiciones que se reciben, así como al haberse inspeccionado y acondicionado para la prueba.

Gráfica 2.2 Distribución de emisiones de escape de vehículos 1993-98, en pruebas de laboratorio.



Fuente: Instituto Mexicano del Petróleo, 2002 Laboratorio de emisiones vehiculares

Aun cuando se trata de una muestra relativamente pequeña de vehículos, el comportamiento es comparable con el alto sesgo observado en la distribución de emisiones de muestras grandes de vehículos, donde la mayoría de automotores tienen relativamente bajas emisiones, mientras que un número relativamente pequeño de vehículos en malas condiciones tiene emisiones extremadamente altas, (Bishop *et al*, 1996). Para superar esta dificultad los analistas han utilizado convencionalmente las distribuciones logarítmica y gamma para modelar la forma de los datos de las emisiones vehiculares. La forma de la distribución de emisiones puede variar entre contaminantes, tipo de vehículos y edad de los vehículos, (Wenzel *et al*, 2000).

Debido a que en muchos de los casos las emisiones vehiculares siguen aproximadamente una distribución logarítmica o gamma, los intervalos de confianza para las emisiones promedio no son simétricos. Asimismo, las pruebas estadísticas, tales como la *t-Student*, que depende de la distribución normal de los datos, tampoco pueden utilizarse para determinar si hay diferencias significativas entre dos grupos de vehículos, aún cuando el tamaño de las muestras sea suficientemente grande. Además, las emisiones de diferentes contaminantes, o diferentes muestras de vehículos, podrían no necesariamente seguir el mismo tipo de distribución. Aunque es conocida la naturaleza del sesgo en la distribución de las emisiones vehiculares, no siempre se utilizan las herramientas estadísticas apropiadas para caracterizar la incertidumbre asociada con los niveles de emisión promedio, (Wenzel *et al*, 2000).

En resumen, la variabilidad e irregularidad en las emisiones vehiculares complica el desarrollo de modelos que representen su comportamiento en condiciones reales, así como la efectividad de los programas ambientales, en virtud del sesgo en la distribución de las emisiones de los vehículos en uso, la dificultad para obtener muestras estadísticamente representativas, la influencia de pruebas repetidas en substratos del parque vehicular, las diferencias entre los métodos comunes de prueba y los equipos de medición de los contaminantes.

2.2 Metodologías para la estimación de factores de emisión

Como se estableció con anterioridad, los niveles de emisión de contaminantes de los vehículos en circulación varían en función de las características de los vehículos y diversas variables que los modifican en magnitudes distintas. Un *factor de emisión* se define como el nivel promedio de emisión de un determinado contaminante para cada año-modelo de los diversos estratos que componen el parque vehicular, (Faiz *et al.*, 1997).

Los factores de emisión para fuentes móviles se utilizan comúnmente en los estudios de impacto ambiental al planear la construcción de vialidades, así como en la estimación de los inventarios de emisiones para evaluar los programas de control de la contaminación atmosférica. El algoritmo de cálculo para la estimación de las emisiones generadas por los diversos estratos vehiculares que circulan en una determinada

región considera de manera concreta el producto algebraico de los factores de emisión por los kilómetros recorridos en un tiempo determinado, conocido este último como factor de actividad. Las emisiones básicas de los estratos vehiculares y los distintos efectos en las emisiones, que causan las variables internas y externas al automotor, se determinan mediante mediciones directas en laboratorio, mediciones remotas en calles y mediciones de túnel, para incorporarse en los modelos de predicción de emisiones y calcular la aportación de dichas fuentes, (Sawyer *et al*, 2000).

Para las fuentes móviles los factores de emisión suelen expresarse en gramos de contaminante por kilómetro recorrido, gramos de contaminante por pasajero o carga transportada y kilogramos de contaminante por cantidad de combustible quemado. Sin embargo, debido a que las emisiones de los automotores se certifican en laboratorio con un patrón de manejo impuesto, los factores de emisión más usados se expresan en gramos por kilómetro, a pesar de que dicha metodología presenta incertidumbre respecto a las condiciones de operación reales, (Schulz *et al*, 2000).

Experimentalmente se sabe que las emisiones promedio de hidrocarburos y monóxido de carbono por vehículo-kilómetro tienden a incrementarse a velocidades bajas, como sucede en las ciudades con alto congestionamiento, mientras que las emisiones de óxidos de nitrógeno tienden a incrementarse a altas velocidades y altas condiciones de carga, (Faiz *et al*, 1997).

El factor de actividad, es decir, el kilometraje recorrido por los vehículos, puede estimarse por observación directa, mediante la contabilización del tránsito, usualmente a través de una muestra de estaciones que realizan el conteo en una vía representativa y posteriormente se extrapola estadísticamente a otras vialidades, de tal manera que representen el universo de toda el área.

La USEPA y la Junta de Recursos del Aire de California (CARB), han desarrollado programas de recolección de grandes cantidades de datos con la finalidad de cuantificar la tasa de contaminantes emitidos por cada categoría de automotores. Ambas organizaciones han utilizado esta información para desarrollar modelos que ayudan a los analistas a estimar la contribución de las emisiones de origen vehicular. Estos modelos, comúnmente conocidos como modelos de factores de emisión, están

diseñados para considerar los efectos de numerosos parámetros vehiculares que influyen en la determinación del volumen de contaminantes emitidos, (EPA, 2000; CARB, 2000).

El modelo de Factores de Emisión de Fuentes Móviles (MOBILE) es sin duda alguna el modelo más conocido a escala mundial. El MOBILE es un modelo de cómputo desarrollado por la USEPA para la estimación de emisiones de los automotores que circulan por las calles o vías rápidas. La USEPA utiliza el MOBILE en la planeación de estrategias y la emisión de normas relacionadas con calidad del aire. El modelo estima las emisiones de monóxido de carbono, compuestos orgánicos volátiles y óxidos de nitrógeno, para predecir los efectos de los programas de reducción de emisiones. El modelo está construido a partir de información de las emisiones características de la flota vehicular. Los factores de emisión de la USEPA se expresan en gramos por milla y están basados en pruebas con el procedimiento FTP-75 descrito con anterioridad, (EPA, 2000).

El MOBILE1 fue el primer modelo desarrollado a finales de los 70 y se ha modificado en función de la información acumulada y analizada a través del tiempo (EPA, 1992). El MOBILE ha evolucionando significativamente en los últimos años, pasando de versiones muy básicas de cálculo, hasta versiones muy sofisticadas como el MOBILE6b de la USEPA y el EMFAC2000 del CARB, en los cuales se han considerado un número importante de variables.

Para estimar los niveles de emisión de un estrato vehicular en un escenario específico, el MOBILE utiliza un algoritmo de cálculo que corrige los factores de emisión al considerar entre otras variables los cambios en los estándares de emisión, los factores climatológicos, las características de los combustibles, factores de actividad minuciosos, kilometraje acumulado, corrección a los patrones de manejo, emisiones durante el arranque, emisiones evaporativas durante el recorrido, segregación por estratos emisores (normales, altos y muy altos) y velocidades promedio a diversas horas del día, que permiten tener una aproximación más exacta del comportamiento de las emisiones en los automotores de determinadas regiones. La última versión del

modelo MOBILE, incorpora información relacionada con las emisiones evaporativas, a partir de pruebas de laboratorio, (EPA, 2000).

El modelo MOBILE determina las emisiones totales del parque vehicular de la región en estudio, por medio de la estimación de los factores de emisión para ocho tipos de vehículos: motocicletas, automóviles y vehículos ligeros y pesados de carga o comerciales, tanto de gasolina como diesel, en dos condiciones de altura y para los años de 1960 a 2020. Los kilómetros recorridos por vehículo (KRV) se utilizan para especificar la fracción de los KRV acumulados por cada uno de los ocho tipos de vehículos considerados en el modelo. Al tomar en cuenta que el KRV ponderado tiene una alta dependencia de las tasas de kilometraje acumulado anualmente y la distribución por edad de los vehículos, la USEPA considera que estos datos deben estimarse para cada región, (Sawyer *et al*, 2000).

Debido a que en varias ciudades de los EUA se han implantado los programas de inspección o de verificación, como un medio para reducir las emisiones en las fuentes móviles, las versiones recientes del MOBILE tienen la capacidad de modelar el impacto de dichos programas en los factores de emisión, considerando ciertos parámetros como: vehículos sujetos a la inspección, año de inicio del programa, centralización o descentralización del programa, frecuencia de la inspección, tipo de prueba realizada y normatividad aplicada. También incluye los cambios que se dan en las emisiones de CO e hidrocarburos por el uso de gasolinas oxigenadas y reformuladas, (EPA, 2000; CARB, 2000).

Debido a que el patrón de manejo es determinante en el comportamiento de las emisiones, el MOBILE utiliza tres factores de corrección de velocidad: baja velocidad (4–32 km/hr), velocidad moderada (32–77 km/hr), y alta velocidad (77–105 km/hr), para estimar las emisiones cuando la velocidad promedio de la región es diferente a del ciclo FTP-75. Los factores de emisión son más altos a la velocidad mínima de 4 km/hr, bajan relativamente rápido conforme se incrementa la velocidad de 4 a 32 km/hr; bajan más lentamente conforme se incrementa la velocidad de 32 a 77 km/hr; y entonces se incrementan con la velocidad, hasta la máxima de 105 km/hr, (EPA, 2000).

El modelo MOBILE6 estima además las emisiones generadas durante la recarga de combustible en las gasolineras, considerando la ausencia de sistemas de control de emisiones evaporativas o la aplicación de estos en la bomba de la estación o a bordo del vehículo. También se toma en cuenta el efecto de las temperaturas ambiente, mínimas y máximas, sobre las emisiones evaporativas diurnas y al momento de abastecer el vehículo de combustible. Asimismo, tiene las correlaciones para estimar las emisiones evaporativas en recorrido, en función de la velocidad promedio, la temperatura ambiente, la volatilidad o presión de vapor de la gasolina y la duración del viaje, (EPA, 2000).

La exactitud del MOBILE es crítica debido al importante papel que desempeña en la gestión de la calidad del aire. El amplio rango de aplicaciones que tiene dicho modelo así como las implicaciones que conlleva la imprecisión en las estimaciones, ha dado lugar a que se demande de éste mayor exactitud, y que frecuentemente sea sujeto de escrutinio por los expertos e investigadores en emisiones vehiculares. Versiones anteriores y actuales del modelo han sido criticadas por la falta de sustentos claros en la metodología y los datos. En tal sentido, la Academia Nacional de Ciencias de los EUA conformó un comité para evaluar el modelo MOBILE, establecer las imprecisiones y recomendar opciones para su mejora, (NRC, 2000).

Entre las principales recomendaciones para mejorar el modelo se plantea: la incorporación de otras herramientas para desagregar el modelo y estimar las emisiones a nivel microescala en función de las condiciones de operación del vehículo; realizar estudios rigurosos de sensibilidad sobre las imprecisiones en los algoritmos, pruebas estadísticas y los parámetros de entrada del modelo; incluir un proceso de planeación de largo plazo, donde se considere la interacción de las diversas estrategias para las fuentes móviles; desarrollar un programa de adquisición de datos de vehículos en circulación que aporte mayor precisión en la estimación de emisiones en condiciones reales; iniciar un programa a gran escala para caracterizar las emisiones de los vehículos pesados a diesel, así como de los altos emisores a gasolina; incorporar la estimación de emisiones tóxicas; y la revisión periódica del modelo, al menos cada dos años, entre otras sugerencias, (NRC, 2000).

Para los fines que persigue el presente estudio, entre las diversas sugerencias que se hacen para mejorar el MOBILE, resaltan la necesidad de evaluar y validar el modelo. Al respecto, se sugiere que los estudios de evaluación se enfoquen a identificar y reducir las discrepancias entre las emisiones que predice el modelo y los datos de medición en emisiones y calidad del aire. Se plantea que la evaluación involucre observaciones de campo, simulaciones de la calidad del aire y datos de emisiones vehiculares de los programas de verificación. En el caso de las observaciones de campo se sugiere la metodología basada en factores de emisión base-combustible, utilizando las campañas de monitoreo con equipo de detección remota de emisiones, (NRC, 2000).

2.3 Factores de emisión base-combustible

Como se mencionó, la metodología tradicional para estimar los inventarios de emisiones del parque vehicular se basa en el uso de factores de emisión base-recorrido, expresados en gramos de contaminante emitidos por distancia recorrida, la estimación de los kilómetros acumulados anualmente y el número de vehículos registrados, divididos en estratos o clases y por año-modelo, (Sawyer *et al*, 2000).

Los factores de emisión base-recorrido dependen en gran medida del patrón de manejo utilizado en laboratorio para medir las emisiones. Por esta razón, las fuentes más importantes de incertidumbre son la sensibilidad de las emisiones vehiculares al ciclo de manejo, la amplia diversidad en los patrones de manejo y los efectos del error de muestreo, que dan un alto sesgo en la distribución de los niveles de emisión entre vehículos equipados con sistema de control, (Sawyer *et al*, 2000)

A pesar de la gran incertidumbre asociada al nivel promedio de recorrido diario, a escala mundial los factores de emisión base-recorrido continúan utilizándose para estimar las emisiones de los automotores; sin embargo, actualmente se reportan en la literatura temática algunas opciones que podrían reducir la incertidumbre en la estimación de dichas emisiones, (Sawyer *et al*, 2000).

Una de las mayores limitaciones en los actuales modelos de emisiones vehiculares es el hecho que, no capturan adecuadamente las emisiones durante las horas de mayor congestión vehicular, los factores de emisión referidos a la distancia recorrida

no están diseñados para incluir condiciones de manejo dominadas por paro y arranque frecuentes, es decir, cuando los vehículos permanecen en un proceso constante de aceleración y frenado durante varios minutos, (NRC, 2000).

En tales condiciones, grandes cantidades de contaminantes no son contabilizadas cuando se utilizan los ciclos de manejo estandarizados de laboratorio y, por lo tanto, los modelos de emisión no reflejan las condiciones reales de tránsito vehicular (Schulz *et al*, 2000). Debido a que el intenso tránsito en la ZMVM limita la movilidad de los vehículos durante varias horas al día, esta incertidumbre afecta de manera sustancial a la determinación total de las emisiones de esta importante fuente de contaminación.

Una opción para eliminar este error implica utilizar los factores de emisión basados en el consumo de combustible (g/l), bajo el supuesto de que las emisiones de contaminantes con frecuencia son aproximadamente proporcionales al consumo de combustible en un rango determinado de condiciones de operación. Las emisiones por unidad de combustible varían mucho menos con los cambios en el modo de operación de los vehículos, que los factores basados en recorrido, (Singer y Harley, 1996). Este enfoque ha sido sugerido en los últimos años para comparar y validar los resultados que se obtienen con el MOBILE, ya que permite cuantificar la incertidumbre en el inventario.

Actualmente se tienen dos opciones para estimar los factores de emisión respecto al consumo de combustible a partir de observaciones en campo. Las mediciones con detector remoto de emisiones y en túneles permiten obtener emisiones de escape en condiciones reales de operación, pero a diferencia de las pruebas en dinamómetro, los resultados no se reportan en gramos por kilómetro. Ambos métodos requieren de mediciones de campo intensivas para caracterizar las emisiones de la flota vehicular. Aunque ambos procedimientos se basan en la medición de la concentración de CO₂, CO e hidrocarburos, difieren en cuanto a la técnica y enfoque de la medición, (Kichstetter *et al*, 1999).

Por un lado se encuentran las mediciones en túneles, en donde se mide la concentración de las especies químicas dentro y fuera de túneles por donde circula un espectro amplio de vehículos que, en principio, es representativo de la flota vehicular.

Por el otro, la medición con detector remoto se realiza vehículo por vehículo en avenidas con circulación vehicular intensa y donde no haya influencia de señalamientos viales. Mientras que la primera de las técnicas caracteriza de manera global a la flota vehicular, la segunda registra las emisiones de cada vehículo que cruza por la línea de medición, (Kichstetter *et al*, 1999).

La determinación de los factores de emisión utilizando la técnica de medición de emisiones por detección remota requiere la medición de un número considerable de vehículos bajo condiciones reales de manejo, (Singer y Harley, 2000).

El perfil y la densidad de la pluma de los gases de escape es altamente variable entre vehículos y depende, entre otras cosas, de la altura del escape del vehículo, el viento y la turbulencia. Por esta razón, el detector remoto de emisiones solo puede medir directamente las relaciones de CO/CO₂, NO/CO₂ y HC/CO₂. Dichas relaciones son constantes para una determinada pluma y por sí mismos describen la forma en que se da la combustión de un hidrocarburo dado. El dióxido de carbono es el producto de la combustión que contiene la mayor cantidad de carbono y este es un buen indicativo de la cantidad de combustible quemado. El balance de carbono en las emisiones permite determinar el factor de emisión por volumen de combustible utilizado, (Pokharel *et al*, 2001).

Sin embargo, la técnica está limitada a aquellos vehículos con el tubo de escape dispuesto en la parte inferior trasera del vehículo, lo cual elimina a gran parte de los vehículos pesados, que tienen el escape en la parte superior. A pesar de esta limitación, el uso de dicha técnica junto con el registro de la placa del vehículo por medio de una cámara de vídeo, permite conocer las emisiones vehiculares junto con la marca y año-modelo del vehículo, (Pokharel *et al.*, 2001).

Los factores de emisión expresados en gramos por litro de combustible pueden calcularse, para cada uno de los contaminantes, utilizando las ecuaciones 1 a 3, cuando se dispone de las concentraciones en el escape. El denominador de las ecuaciones representa la suma de los átomos de carbono en el escape; el factor 12 es la masa atómica del carbón. Las ecuaciones están escritas para concentraciones de hidrocarburos expresadas como equivalentes de propano; el factor 3 en el

denominador es necesario para convertir las moléculas de propano en átomos de carbono. A pesar de que el detector remoto mide las relaciones CO/CO₂, HC/CO₂, NO/CO₂ directamente, los datos son generalmente reportados como concentraciones en el gas de escape, % de CO, ppm de HC y ppm de NO, por lo que Q , Q' y Q'' deben ser nuevamente calculados como relaciones de éstos con el CO₂, (Pokharel *et al*, 2002)

$$\frac{gCO}{l_{COMB}} = \frac{Q}{Q + 1 + (3 \times 2.2 \times Q')} \times \frac{FC \times r \times PM}{12} \quad (\text{Ecuación 1})$$

$$\frac{gHC}{l_{COMB}} = \frac{2.2 \times Q'}{Q + 1 + (3 \times 2.2 \times Q')} \times \frac{FC \times r \times PM}{12} \quad (\text{Ecuación 2})$$

$$\frac{gNO}{l_{COMB}} = \frac{Q''}{Q + 1 + (3 \times 2.2 \times Q')} \times \frac{FC \times r \times PM}{12} \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde: Q son las relaciones de cada contaminante con el CO₂:

$$Q = \frac{CO}{CO_2} \quad Q' = \frac{HC}{CO_2} \quad Q'' = \frac{NO}{CO_2}$$

FC = Fracción de carbón en la gasolina

r = Densidad de la gasolina

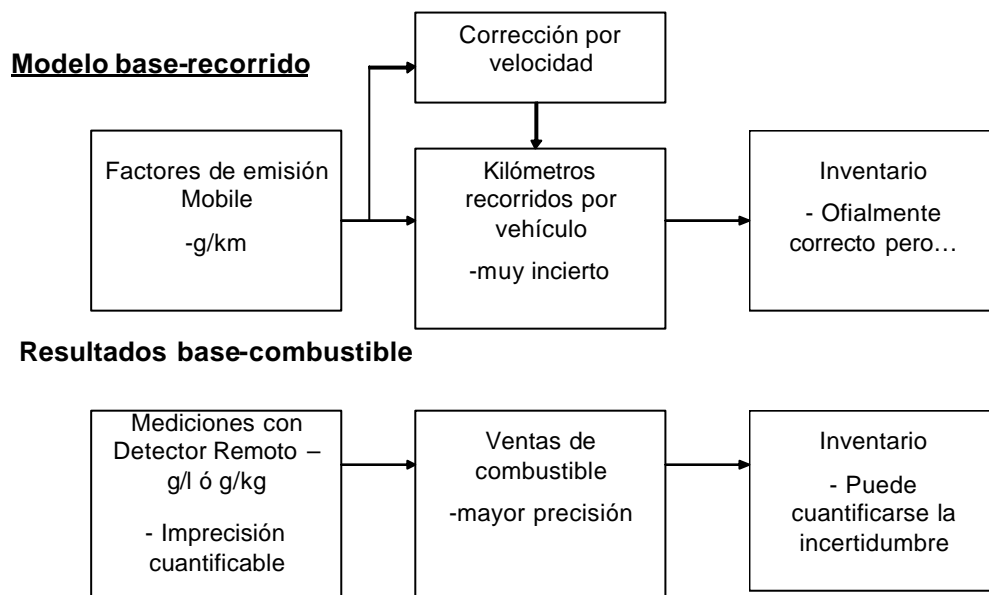
PM = Peso molecular del gas

Por otra parte, los detectores infrarrojos calibrados con propano subestiman las concentraciones de los hidrocarburos en el escape de los vehículos entre 30 y 70% cuando se comparan con los detectores de ionización de flama. Las diferencias dependen de la composición de los hidrocarburos. Sin embargo, los resultados indican que en promedio las concentraciones de hidrocarburos medidas con detector remoto deben multiplicarse por un factor de 2.2 ± 0.1 para vehículos ligeros que utilizan gasolinas convencionales, por lo que este factor se incluye también en las ecuaciones anteriores, (Singer *et al*, 1998).

Los inventarios de emisiones base-combustible es un concepto desarrollado a partir del cálculo de emisiones en gramos por litro de combustible. Cuando se conocen las emisiones de un buen número de vehículos representativos del parque vehicular del

área donde se desea realizar el inventario, así como las ventas de combustible, la composición del parque vehicular y los rendimientos de combustible promedio de los diversos estratos que lo componen, entonces es factible realizar un inventario de emisiones con el enfoque base-combustible. Esta metodología prometedora puede ayudar a reducir la incertidumbre en la predicción de emisiones, (Singer y Harley, 2000).

Figura 2.1 Metodologías para elaborar inventarios de emisiones para fuentes móviles (Pokharel *et al*, 2002)



Utilizar los factores de emisión base-combustible presenta la ventaja de que el consumo de gasolina o diesel se puede determinar con mayor precisión en comparación con el recorrido diario, por lo que las emisiones de estas fuentes pueden estimarse con la frecuencia con que se disponga de dicha información, (Singer y Harley, 2000). Esta metodología reduce la incertidumbre asociada al dato de actividad y la distribución del parque vehicular, parámetros básicos en los modelos de emisión desarrollados por la USEPA (MOBILE) y CARB (EMFAC), que son fuente de gran incertidumbre actualmente, en particular al utilizarse en la ZMVM, (NRC, 2000).

Investigadores de la Universidad de Denver, encabezados por los doctores Donald Stedman y Gary Bishop, han generado una base importante de registros de emisiones vehiculares medidas con el sistema de detección remota inventado por ellos. Las emisiones reportadas en concentración, gramos por litro o kilogramo de combustible son el resultado de mediciones sistemáticas en los últimos cinco años en varias ciudades de los EUA (Los Angeles, Chicago, Phoenix y Denver), y de manera intermitente en diversas ciudades de Canadá, México y del resto del mundo. Estos datos han permitido obtener perfiles de comportamiento de los factores de emisión para distintas clases de vehículos, predominando aquellos relativos a los vehículos ligeros de gasolina, (Pokharel *et al*, 2001).

Singer y Harley (1996) han aplicado la metodología base-combustible para elaborar inventarios de emisiones a partir de los factores de emisión generados en las campañas de medición de emisiones con el equipo de detección remota. En 1996 llevaron a cabo un inventario de CO base-combustible para la Costa Sur de California, donde se encuentra la ciudad de Los Angeles, y compararon sus resultados con los estimados por el modelo MVEI7F de California. Los resultados del inventario base-combustible fueron 2.2 veces superiores para los automóviles y 2.6 veces más altos para las camionetas, respecto al modelo base-recorrido.

En un segundo estudio, donde utilizaron más de 60,000 mediciones por medio de detección remota, realizadas en 38 sitios de Los Angeles entre los meses de mayo y octubre de 1997, llevaron cabo un nuevo inventario para CO y COV bajo el enfoque base combustible. Sus estimaciones en este caso para automóviles, así como camionetas ligeras y medianas, fueron más altas que las pronosticadas por el modelo MVEI7G, en órdenes de magnitud de 2.4 ± 0.2 para CO y de 3.5 ± 0.6 para los COV, (Singer y Harley, 2000).

La confiabilidad en los inventarios de emisiones base-combustible dependerá del grado de desagregación de los factores de emisión, lo que implica disponer de información confiable sobre la marca, modelo y tipo de vehículo, con las lecturas de las placas y padrones del parque vehicular. La actividad vehicular está dada por los consumos de combustible registrados temporalmente. Para determinar la actividad en función del

consumo de combustible, para los diversos subgrupos desagregados, es necesario calcular los rendimientos de combustible relativos en los subgrupos y las fracciones de recorrido. Las fracciones de recorrido se pueden determinar en función de las frecuencias observadas al pasar los vehículos por el detector remoto, (Singer y Harley, 1996).

Por lo tanto, la precisión del inventario de emisiones base-combustible es función de dos factores principalmente:

- La representatividad de la población entera con la muestra de vehículos que pasan a través del detector remoto.
- La correcta distribución dentro del área de estudio, de los datos de actividad sobre consumos de combustible.

La medición con sensor remoto es sensible a un número de factores, incluyendo la ubicación del sitio de muestreo, la velocidad y aceleración de los vehículos, así como la pendiente de la calle. Los puntos de muestreo deben ser el mayor número posible, para garantizar la distribución geográfica de la muestra y cubrir el perfil de todos los vehículos del área de estudio, así como la distribución espacial de los puntos de consumo (NRC, 2000).

2.4 Estimación de factores de emisión en México

Como resultado de los episodios ambientales de finales de la década de los ochenta en el Valle de México, las autoridades locales y federales, con el apoyo técnico y económico de entidades y expertos internacionales, se dieron a la tarea de identificar y cuantificar las fuentes y contaminantes críticos en su atmósfera, para reforzar los programas iniciados a mediados de la misma década.

Entre los primeros estudios realizados en México para estimar el inventario de emisiones en el Valle de México, destaca el efectuado en 1988 por especialistas de la Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA). En dicho estudio se desarrollaron una serie de pruebas en campo y adecuación de los procedimientos disponibles en la literatura, para estimar las emisiones de las fuentes fijas, así como

ensayos en laboratorio y campo con vehículos a gasolina y diesel que circulaban en ese entonces en la ZMVM, (JICA, 1988).

Para el caso específico de los vehículos de gasolina, se midieron las emisiones de una flotilla de automóviles y vehículos comerciales de carga ligera y mediana, por medio de pruebas en dinamómetro, utilizando las instalaciones de una compañía fabricante de vehículos, con cuyos resultados se propusieron emisiones promedio para cada estrato evaluado. Este fue el primer inventario de emisiones basado en algunos resultados experimentales, (JICA, 1998).

El Departamento del Distrito Federal, con el apoyo de instituciones internacionales, realizó en 1992 una evaluación de las estrategias adoptadas, por medio de la estimación del efecto en el inventario de emisiones y los factores de emisión para varios escenarios. En este caso se utilizaron los factores establecidos en el manual AP-42 de la USEPA, con adecuaciones a las características propias de las diversas fuentes en la ZMVM. Las emisiones de los automotores se estimaron con el modelo Mobile4 de los EUA, tomando en cuenta cuatro tipos de vehículos de gasolina considerados por la EPA. El documento reporta factores de emisión promedio para cada uno de ellos, (DDF, 1992).

Con relación a la estimación de factores de emisión mediante la ejecución de pruebas en laboratorio, el Instituto Mexicano del Petróleo reportó en 1993 en el Estudio de Impacto Ambiental del Paquete Ecológico de Gasolinas de Pemex, datos correspondientes a pruebas realizadas con 40 automóviles de diversos estratos tecnológicos, marcas y año-modelo, así como aquellos que se encontraban disponibles en la base de datos generada en dos años de pruebas. Los factores correspondientes representan el promedio de las emisiones de vehículos probados en las condiciones en que se recibieron en el laboratorio, (IMP, 1993).

Debido a que en esa época los estratos vehiculares en México no presentaban grandes diferencias en tecnologías y la aplicación de máximos permisibles de emisión era reciente, los primeros factores de emisión de reportaban como el nivel promedio de emisiones de los grandes grupos que constituían el parque vehicular. Posteriormente empezaron a diferenciarse los grupos carentes de control de emisiones de aquellos

que estaban provistos de dichos sistemas, hasta llegar a los años recientes, donde se fueron desagregando los factores de emisión por año-modelo y cinco clases (motocicletas, automóviles, de carga ligeros, de carga pesados a gasolina y de carga pesados a diesel). En el Cuadro 2.1 se presentan en forma resumida los factores de emisión reportados en los estudios antes descritos.

Los factores de emisión para HC, CO y NOx utilizados en el inventario de emisiones de 1994 se estimaron con el modelo MOBILE4.3 adaptado para la ciudad de México. Los factores estimados mediante dicho modelo se ponderaron de acuerdo con las proporciones de vehículos existentes desde 1972, obteniéndose factores promedio para los automóviles particulares, los vehículos de uso intensivo comercial y de carga, taxis y microbuses, agrupados de acuerdo a su factor de actividad o kilómetros recorridos diariamente, (CAM, 1997). En el Proaire 1995-2000 de la ZMVM se reportan factores de emisión para ese mismo año en función del número de pasajeros transportados, como un factor adicional de comparación, aunque en la práctica no se utilizan, (CAM, 1996).

Cuadro 2.1. Evolución de los factores de emisión en la ZMVM

Tipo	Contaminante, g/km	JICA, 1988	DDF, 1992	IMP, 1991-92	IMP, 1993
Automóviles sin catalizador	CO	33.6	67.8	39.6	30.4
	HC	2.6	6.7	4.3	2.96
	NOx	1.1	1.5	2.1	1.47
Automóviles con catalizador	CO	-	7.0	8.2	8.69
	HC	-	0.7	1.0	0.82
	NOx	-	1.4	1.6	1.04
Vehículos de carga ligeros	CO	63.1	80.5	52.7	35.7
	HC	6.6	7.5	4.6	2.93
	NOx	0.6	1.4	1.5	1.6
Vehículos de carga medianos	CO	84.2	125.7	61.5	-
	HC	7.6	15.7	4.9	-
	NOx	1.5	2.2	2.2	-
Vehículos de carga pesados	CO	-	-	149.8	-
	HC	-	-	7.0	-
	NOx	-	-	4.7	-

Fuente: Instituto Mexicano del Petróleo, 1993. Estudio de Impacto Ambiental del Paquete Ecológico de gasolinas de Pemex.

En el inventario de emisiones de 1996, los factores de emisión para las fuentes móviles se estimaron con una versión del modelo MOBILE5a.3, que en su versión para México se conoce como el modelo M5MCMA.a3, (CAM, 1997). Esta versión del modelo MOBILE trata de homologar las tecnologías de México respecto a las de los EUA, con la finalidad de ajustar los factores de emisión para los años en que se realiza la determinación. Por otra parte, entre los datos de entrada que modifican al modelo se realizaron cambios con relación a los programas de verificación que se aplican, los factores de alteración de los dispositivos anticontaminantes y finalmente, las condiciones climáticas de la ZMVM, (DDF-Radian, 1996).

Debido a la falta de datos suficientes para generar modelos propios, las emisiones del MOBILE5 se han utilizado frecuentemente para estimar los factores de emisión de vehículos sin control en ciudades tales como Chile, Indonesia y México. Sin embargo, esto provee solo un estimado burdo, debido a que las características y tecnologías de los vehículos de hoy, aun sin control de emisiones, son significativamente diferentes a los vehículos sin control de los EUA, anteriores a 1970, que se utilizaron para desarrollar el modelo MOBILE, (Faiz *et al*, 1997). Esta condición podría sobreestimar las emisiones de los vehículos sin control en México.

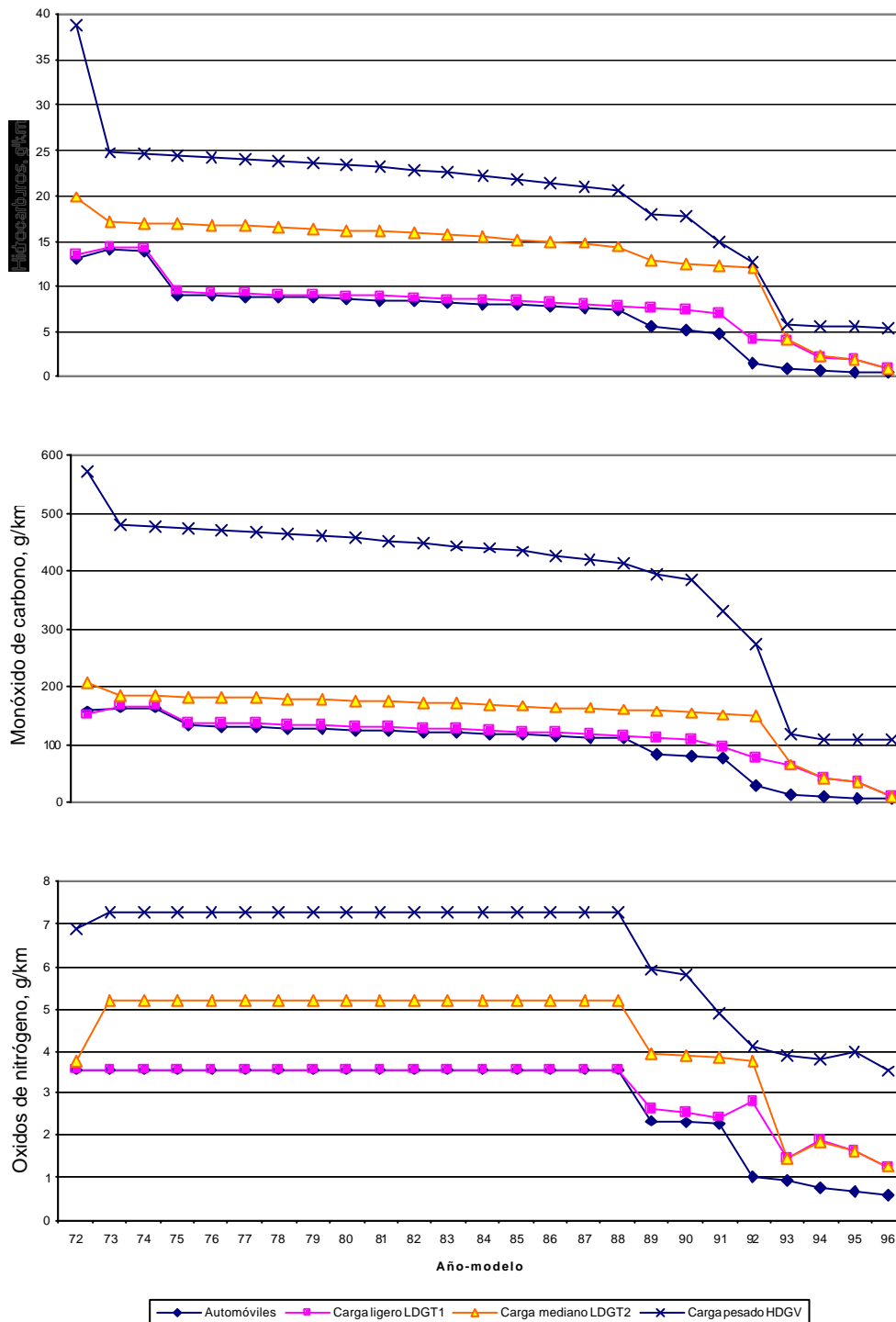
A pesar de las adaptaciones realizadas hasta ahora al modelo original de la USEPA, aun se tienen diferencias en la edad de los vehículos, el tipo de combustible y la tasa de alteración de los dispositivos de control, los patrones de manejo y la eficiencia de la combustión debido a la altitud, (DDF-Radian, 1996). La Gráfica 2.3 muestran los resultados de la estimación de los factores de emisión para los vehículos de gasolina, utilizando el modelo M5MCMA.a3, con los cuales se elaboró el inventario de emisiones de 1996, (DGPCC, 1998).

La Gráfica 2.4 muestra los factores de emisión para los vehículos a gasolina de la ZMVM, utilizados en la construcción del inventario de emisiones de 1998. En este caso se trata de una combinación entre resultados del modelo M5MCMA.a3 y algunos resultados experimentales de laboratorio, (CAM, 2001).

Los factores de emisión utilizados en ambos inventarios muestran discrepancias importantes entre las emisiones de hidrocarburos y monóxido de carbono para los

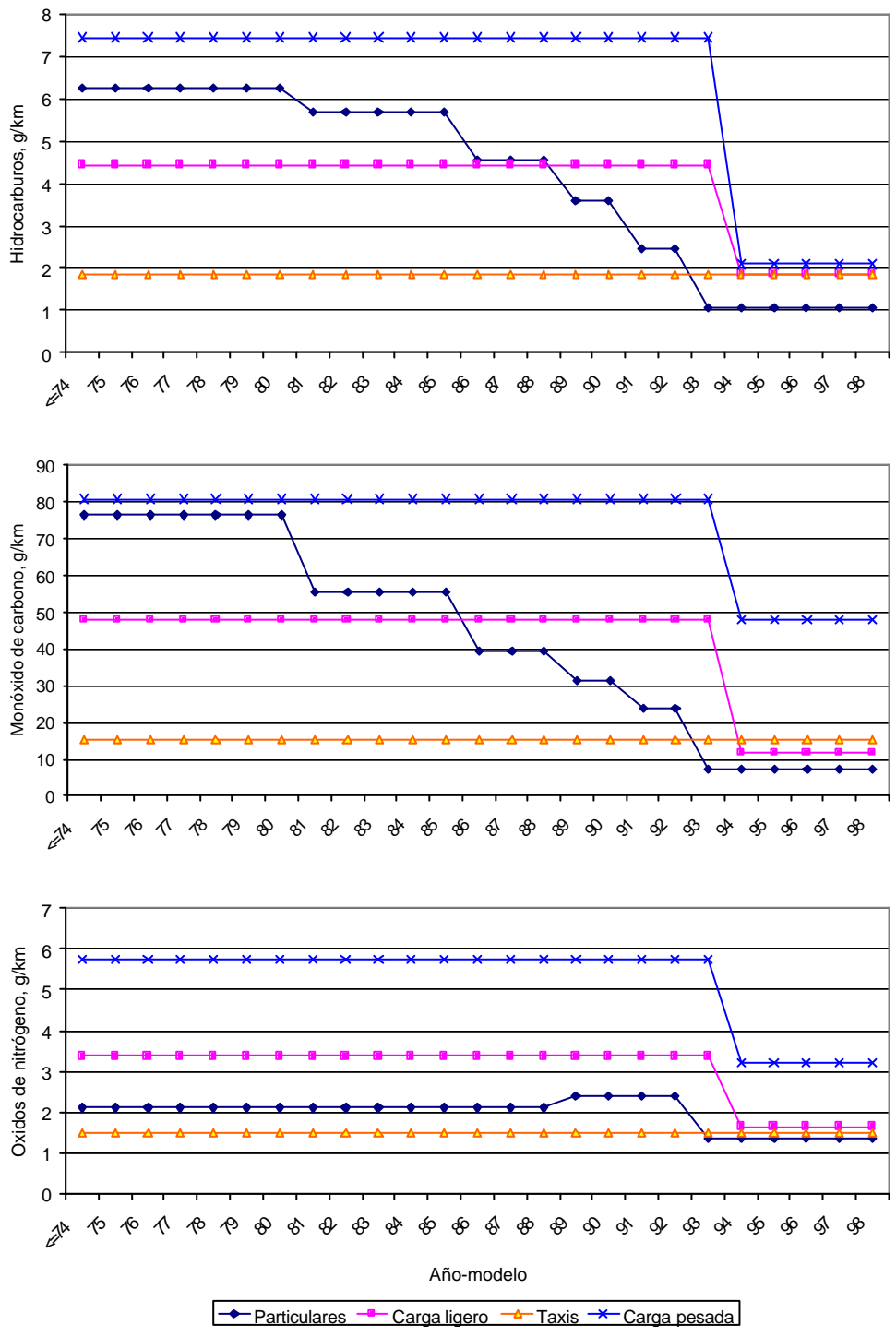
automóviles y los vehículos de carga pesada que utilizan gasolina. Asimismo, no hay explicación oficial de las causas que motivan las reducciones observadas entre ambos escenarios, lo cual indudablemente genera incertidumbre en los inventarios y, sobre todo, en la imprecisión de los factores de emisión utilizados. Estas razones, además de otras ya expuestas motivaron el desarrollo del presente estudio.

Gráfica 2.3 Factores de emisión estimados con M5MCMA.a3 (1996)



Fuente: DGPC, 1998. Emisión de contaminantes atmosféricos de origen vehicular, GDF.

Gráfica 2.4 Factores de emisión utilizados en el inventario de 1998



Fuente: CAM, 2001. Inventario de emisiones para fuentes móviles. Proaire 2002-2010

Metodología

La metodología utilizada para desarrollar el presente estudio se fundamenta en los conceptos básicos de gestión de la calidad del aire, en particular los referentes a la elaboración de inventarios de emisiones. Asimismo, se aplican conceptos estadísticos, tanto en el diseño de experimentos como en el análisis e interpretación de los datos resultantes, aspectos sumamente importantes para establecer las cuestiones técnicas que son necesarias de resolver mediante el desarrollo de un plan experimental, así como al utilizar las herramientas estadísticas apropiadas para caracterizar las imprecisiones asociadas a los niveles promedio de emisión de los automotores.

El esquema general del estudio estuvo encaminado a obtener resultados representativos de las emisiones de escape de automotores en circulación en la ZMVM, por medio de ensayos en campo y laboratorio, así también utilizando resultados producto de pruebas de laboratorio realizadas en los años recientes.

El estudio se desarrolló en cuatro etapas, distintas pero acopladas entre sí, para cumplir con el propósito de la investigación:

- Patrones de manejo en la ZMVM.

Se evaluó el comportamiento de los patrones de manejo en la ZMVM, como una de las variables necesarias en los modelos predictivos para corregir los factores de emisión por velocidad. Para determinar los perfiles de velocidad y las condiciones particulares de operación de los vehículos que circulan en la Ciudad de México, se realizó una campaña de monitoreo en campo. Para efectuar esta actividad se consideraron los estudios previamente realizados por el TÜV de Alemania sobre aforos vehiculares en la ZMVM. En este caso se propuso el recorrido por las vías de mayor circulación vehicular, así como los cuatro principales accesos hacia el Distrito Federal (Ecatepec, Lechería, Constituyentes y Tlalpan), (Brosthaus, 1996). Para ello se elaboró una red de 13 rutas de recorrido en el Valle de México, considerando las vialidades de mayor aforo, calles de interconexión y vías rápidas.

Recorridos propuestos para analizar patrones de manejo en la ZMVM

Ruta	Ubicación	Clasificación
Centro Histórico	Centro	Entre calles
Peralvillo-La Villa	Norte	Entre calles
La Quebrada-La Raza	Norte	Vía rápida-Mixto
San Juanico-Lindavista	Norte	Vía rápida
Chapultepec-Santa Fe	Sur	Vía rápida
Colegio Militar-Taxqueña	Sur	Vía rápida
Aragón-Ixtacala (Eje 5 Norte)	Norte	Mixto
FFCC Hidalgo-Ceylan (Eje 4 Nte)	Centro	Mixto
Lindavista-Polanco	Centro	Entre calles
Plaza Inn- La Raza (Insurgentes)	Norte-centro-sur	Mixto
Central del Norte - INE (Circuito interior-Revolución)	Centro	Vía rápida-Mixto
El Toreo- Riscos (Periférico sur)	Poniente-Sur	Vía rápida
La Raza-Palacio de los deportes (Circuito interior)	Centro-Oriente	Vía rápida

El recorrido y colección de datos de distancia, velocidad y tiempo por las rutas seleccionadas se llevaron a cabo siguiendo vehículos de manera aleatoria, utilizando una unidad Nissan, Tsuru 1991, equipada con un sistema de colección de datos (data logger) que circuló por el área metropolitana. En este trabajo se empleó un equipo marca Datron, modelo Meep 20, provisto de un sensor óptico de distancia DLS2 y un registrador de tiempo. Los datos se registran a una frecuencia de 10 lecturas por segundo y por medio de un programa de cómputo, específico del sistema, se calculan la velocidad y aceleración que desarrolla el vehículo en recorrido, para posteriormente analizarse mediante un paquete estadístico.

Para la adquisición de datos de los patrones de manejo en las vías seleccionadas, se dispuso de un operador en todo el experimento, con instrucciones de seguir la velocidad promedio de la masa de vehículos. Al concluir la campaña de medición, con los archivos de campo se generaron bases de datos para realizar el análisis estadístico de las diferentes rutas.

-Emisiones base-combustible por condición de operación

La segunda fase experimental se enfocó a determinar el comportamiento de las emisiones en función del modo de operación (aceleración, ralentí, velocidad estable o de crucero, y desaceleración), con la finalidad de validar una de las hipótesis que dieron origen al estudio. En esta fase se efectuaron pruebas de laboratorio en dinamómetro de piso para cuantificar las emisiones en 34 vehículos representativos de las tecnologías en circulación.

Los vehículos utilizados se probaron en las condiciones en que se recibieron, sin ajustar a las especificaciones recomendadas por el fabricante, buscando condiciones reales de uso. Los automotores fueron reclutados por el laboratorio, mediante una convocatoria entre los empleados del IMP, para un estudio con diferentes objetivos, en los cuales se aprovechó la versatilidad del sistema de muestreo para hacer pruebas simultáneas. En el Anexo A se describen las características de los automóviles utilizados en este experimento.

Para evaluar las emisiones promedio por modo de operación, en cada uno de los vehículos se determinaron las emisiones en el laboratorio, utilizando para ello un dinamómetro de piso marca Clayton, modelo ECE 50-250, con doble rodillo en las ruedas de tracción, provisto de un freno hidráulico de agua y volantes de inercia para simular la resistencia aerodinámica y la masa del vehículo, respectivamente, durante el seguimiento del patrón de manejo.

En todos los vehículos se realizaron pruebas FTP-75 con arranque en frío, previo acondicionamiento en el dinamómetro 12 horas antes de su inicio. Durante el desarrollo de la prueba se captaron las emisiones crudas del escape mediante un sistema de muestreo y acondicionamiento de gases marca Horiba, acoplado a un banco de análisis de la misma marca, provisto de cuatro analizadores de gases, los cuales realizan las determinaciones por medio de las técnicas de infrarrojo no dispersivo, para CO y CO₂, ionización de flama para HC, y quimiluminiscencia para NO_x.

Cuando se realiza el análisis “modal” de las emisiones, una muestra de los gases de escape crudos (sin diluir), se envía por medio de una sonda caliente hacia el banco de acondicionamiento, donde se retira el vapor de agua por condensación, y posteriormente pasa al banco de análisis, donde se mide segundo a segundo la concentración de cada contaminante en los gases de escape. Mediante un programa de cómputo el sistema calcula y reporta el promedio de la concentración, ppm o % volumen, para una determinada condición de operación durante todo el tiempo que dura el ciclo FTP-75. Con las concentraciones registradas se calcularon las emisiones en gramos por litro, para posteriormente agruparlas y analizarlas estadísticamente.

- Emisiones base-combustible en pruebas de campo

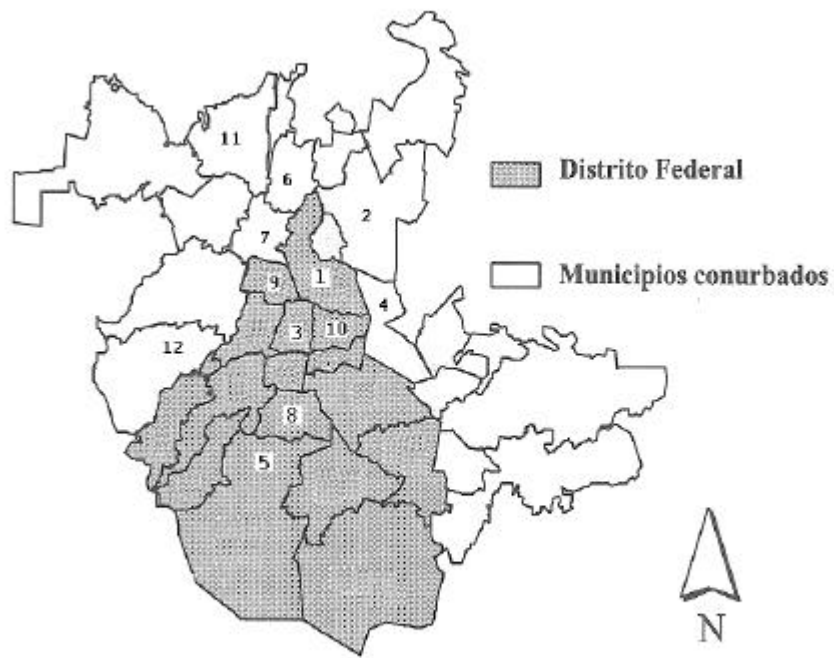
En la tercera fase del estudio se llevó a cabo la medición de emisiones en campo con un sistema de detección remota marca Environmental Systems Products, modelo AccuScan. El sistema cuenta con un emisor infrarrojo y otro emisor ultravioleta que dirigen un haz a través del camino hacia una serie de detectores para cuantificar las concentraciones de HC, CO y CO₂, respectivamente, presentes en la nube que deja el escape del automotor. El sistema periférico de captura de datos y fotografías de la parte posterior de los vehículos, está instalado en una unidad móvil, con una unidad generadora de energía eléctrica para abastecer a todos los equipos.

El sistema de detección remota de emisiones digitaliza y captura las señales por medio de un sistema de cómputo. La unidad utiliza una rutina automática de análisis de datos que verifica una medición cada vez que se bloquea el paso de la señal infrarroja. Si el ruido de la medición excede los límites preestablecidos, la emisión se etiqueta como inválida. Las mediciones inválidas se originan también cuando el haz se bloquea por el paso de peatones, bicicletas, vehículos con el escape alto, el paso de automotores que no guardan una distancia mínima y una excesiva dilución de la pluma de contaminantes, así como por la saturación y desalineación de los detectores (SPS, 2000).

Los sitios de muestreo se seleccionaron en función del espacio para ubicar el equipo, la posibilidad de confinar el paso de vehículos en un solo carril, donde los automotores estuvieran sujetos a una condición de aceleración moderada, el motor operando a

temperaturas normales y, velocidades entre 15 y 45 km/hr, evitando aquellos puntos donde se tuvieran condiciones de desaceleración, bajada en pendientes y operación en frío.

Ubicación de los puntos de muestreo de emisiones mediante detección remota



Punto de muestreo	Ubicación
1	Instituto del Petróleo
2	Ecatepec
3	Polanco
4	Nezahualcóyotl
5	Tlalpan
6	Tultitlán
7	Tlalnepantla
8	Pedregal
9	Azcapotzalco
10	Venustiano Carranza
11	Cuautitlán
12	Huixquilucan

Se programaron de dos a cuatro días laborables de muestreo en cada uno de los puntos seleccionados, dependiendo del número de datos recolectados, en horario de las 8:00 a las 16:00 horas. Con la finalidad de obtener una muestra representativa del parque vehicular y cubrir espacialmente el Valle de México, la ubicación de los puntos se definió en función de la representatividad de las diversas áreas socioeconómicas que componen la ZMVM, el aforo vehicular y las principales arterias de circulación de los automotores, quedando distribuidos en los puntos señalados en el siguiente mapa. La selección adecuada de los puntos de muestreo es importante ya que la precisión del modelo base-combustible depende de que tan representativos son los vehículos y las condiciones de operación, del área de estudio donde se obtienen los factores de emisión medidos.

Para la campaña de monitoreo del año 2000 se consideraron tres puntos en los mismos sitios donde midió el equipo de la Universidad de Denver durante las campañas de 1991 y 1994, correspondientes a los sitios de Polanco, Tlalpan e IMP (Beaton *et al*, 1992; Bishop *et al*, 1997). En el Anexo B se describe la ubicación detallada de cada uno de los puntos.

La captura de placas se llevó a cabo manualmente, revisando las imágenes congeladas del video tomado por la cámara ubicada en posición para captar la placa de identificación de los automotores que pasaron a través del detector. Cuando se dispone de las emisiones y placas identificadas en una base de datos, se procede a depurar las lecturas, eliminando todos aquellos resultados inválidos.

A partir de la base de datos de lecturas válidas con placas de identificación, los listados de vehículos por punto de muestreo se compararon con los registros oficiales de placas proporcionados por los Gobiernos del Distrito Federal y Estado de México. Por medio de un programa de computadora desarrollado en el IMP, se puede identificar el año-modelo, marca y tipo de vehículo. Esta última información es la que se analiza estadísticamente para estimar los factores de emisión, ya que solo hasta esta fase es factible desagregar las diversas clases de automotores.

- Emisiones base-combustible en pruebas FTP-75

Con la finalidad de observar el comportamiento y los niveles que presentan las emisiones promedio de los automotores de gasolina que se han probado en laboratorio en los últimos años, se calcularon las emisiones en gramos de contaminante por litro de gasolina consumida y se analizaron estadísticamente para explorar la posibilidad de utilizarlos en la metodología propuesta en este estudio.

Para cumplir con este cometido se desarrolló una base de datos con resultados de pruebas de laboratorio FTP-75, en la cual se compilaron las emisiones expresadas en gramos por kilómetro, así como el rendimiento de combustible reportado en kilómetros por litro y las características de los automotores. A partir de esta información se relacionó el factor de emisión de cada prueba con su correspondiente rendimiento para obtener los gramos de contaminante por litro.

Finalmente, con base en los factores de emisión estimados en la tercera etapa y adaptando a la ZMVM la metodología de cálculo del inventario de emisiones base-combustible, se estimaron las emisiones del parque vehicular a gasolina.

La generación de la información correspondiente a este estudio forma parte de los trabajos que realiza el IMP para obtener resultados relacionados con el desempeño de las fuentes móviles, en apoyo a las autoridades ambientales y Pemex, así como en el desarrollo propio del conocimiento sobre las variables que intervienen en el fenómeno de la contaminación del aire en el Valle de México.

Las dos primeras fases descritas son el resultado de experimentación adicional y el análisis independiente a los resultados presentados en informes oficiales, ya que en este caso los objetivos fueron diferentes a los que originalmente dieron lugar a los proyectos solicitados, y para desarrollar el presente trabajo se aprovechó la versatilidad de la infraestructura de medición para generar la información adicionalmente requerida.

La campaña de medición de emisiones en campo, principal soporte de resultados de este estudio, correspondió a un proyecto solicitado en el año 2000 por las autoridades ambientales del Gobierno del Distrito Federal encaminado a evaluar el programa de

verificación vehicular. Los resultados de ese trabajo se concretaron a reportar el comportamiento estadístico de las concentraciones promedio de emisiones de CO, hidrocarburos equivalentes de hexano y NO en toda la muestra de vehículos, sin llegar al análisis segregado de los estratos ni la aplicación del concepto base-combustible que se utilizó aquí.

En el desarrollo de los proyectos participó el personal del IMP, encargado de la ejecución de las pruebas de laboratorio y campo como parte de las actividades de su competencia, por lo que es necesario aclarar que gran parte del trabajo experimental es multidisciplinario y no solamente de quien desarrolló este estudio.

Finalmente, con relación a los resultados base-combustible a partir de las pruebas FTP-75, en esta fase no se realizaron nuevas determinaciones y el trabajo se concretó a transformar las emisiones de gramos por kilómetro a gramos por litro, segregare los estratos del parque vehicular, depurar los datos de pruebas duplicadas y realizar el análisis estadístico de las emisiones.

Capítulo 3

Estimación de factores de emisión para vehículos automotores de gasolina

Los resultados que se presentan en este capítulo corresponden al propósito central de este estudio y constituyen la principal aportación, por medio de los cuales se buscó estimar los factores de emisión de los vehículos a gasolina que circulan en la ZMVM.

3.1 Patrones de manejo en la ZMVM.

Como se ha establecido con anterioridad, los factores de emisión base-recorrido, a pesar de su variabilidad inherente al patrón de manejo, continúan siendo los factores más utilizados en la elaboración de los inventarios de emisiones en México y el resto del mundo. Por tal motivo se consideró importante investigar sobre las diferencias existentes entre el patrón de manejo estandarizado que se utiliza en las pruebas de laboratorio y las condiciones reales de operación que se dan en el Valle de México, con la finalidad de aportar información y proponer factores de corrección por velocidad para el modelo actualmente utilizado o validar la velocidad promedio que se ha utilizado hasta la fecha.

En este estudio, desarrollado entre los meses de febrero y mayo de 2001, se realizaron recorridos en las horas de mayor tránsito vehicular, tomando en cuenta que es la condición donde se presenta la mayor contribución en la emisión de contaminantes. Asimismo, se seleccionaron rutas con alto aforo vehicular así como aquellas que reflejan la variedad de vías urbanas en la ciudad, con lo cual se buscó ponderar las distintas formas de manejo, además de conservar el patrón de circulación real de la masa promedio de vehículos.

Para conocer en forma preliminar el comportamiento de los patrones de manejo se establecieron 13 rutas, las cuales se recorrieron en ambos sentidos, así como a diferente horario y día de la semana. El siguiente cuadro describe las rutas seguidas, la frecuencia con que se realizaron los viajes, el horario y la distancia recorrida en cada uno de ellos.

Cuadro 3.1 Resumen de recorridos realizados con vehículo instrumentado para evaluar los patrones de manejo en la ZMVM.

Ubicación	Clasificación	Horario	Distancia total recorrida, km	Viajes
Centro	Entre calles	11-14	14.7	3
Norte	Entre calles	10-13	7.4	2
Norte	Vía rápida-Mixto	7-20	273.5	13
Norte	Vía rápida	7-19	151.8	23
Sur	Vía rápida	13-17	54.5	5
Sur	Vía rápida	7-16	203.4	19
Norte	Mixto	11	81.8	11
Centro	Mixto	8-16	82.2	13
Centro	Entre calles	10-14	35.4	3
Norte-centro-sur	Mixto	9-18	39.6	4
Centro	Vía rápida-Mixto	8-18	113.8	8
Poniente-Sur	Vía rápida	10-13	36.4	2
Centro-Oriente	Vía rápida	9-11	30.8	2
Total			1043.5	108

Es evidente que el número de recorridos efectuados y las distancias acumuladas no se obtuvieron en número suficiente para sustentar un patrón de manejo definitivo que pueda utilizarse en laboratorio, representativo de las condiciones específicas de la ZMVM; sin embargo, con estas pruebas solo se pretendió explorar las frecuencias y características con que se dan los distintos modos de operación de los vehículos de esta urbe, para comparar dichos resultados, con el patrón estandarizado de laboratorio.

Los patrones de manejo se dividieron para su análisis en tres grandes grupos, considerando las rutas seguidas por el vehículo instrumentado, de acuerdo con lo siguiente: a). principales avenidas del Valle de México con tres o más carriles, alto aforo vehicular y la presencia de semáforos; b) tránsito mixto, con circulación en avenidas, entre calles y vías rápidas; c) vías rápidas sin semáforos y con carga vehicular.

Al finalizar el programa de adquisición de datos en campo, se acumuló información que equivale aproximadamente a 60 horas de operación continua del sensor. La información se analizó estadísticamente para determinar el comportamiento de los patrones de manejo y las frecuencias con que se presentan los perfiles de operación. Para desagregar las condiciones transitorias de aceleración y frenado, de las condiciones de velocidad estable, se consideraron los criterios establecidos en la literatura, en los cuales se señala como velocidad estable o constante aquella que se encuentra en el intervalo entre -0.36 y 0.36 km/hr/seg, (Cernuschi *et al*, 1995)

En el análisis se obtuvieron los promedios y frecuencias de las principales condiciones de operación consideradas en la configuración de los ciclos de manejo, tales como: velocidad promedio, velocidad máxima, proporciones de aceleración, desaceleración y velocidad constante, distancia promedio, tiempo en ruta, número de paradas por kilómetro recorrido y tiempo en marcha mínima.

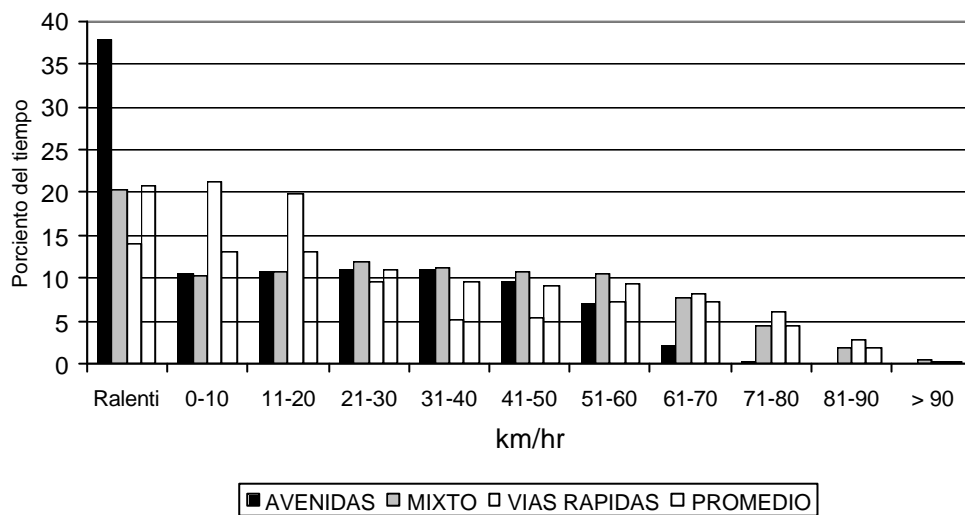
Cuadro 3.2 Comportamiento promedio de recorridos vehiculares realizados en la ZMVM

Parámetro	Avenidas con mayor aforo vehicular	Vialidades mixtas y entre calles	Vías rápidas con carga vehicular	Promedio ponderado de todos
Distancia, m	7372	10564	11699	9878
Tiempo, s	1439	1353	1870	1554
Ralentí, % tiempo	37	22	17	25.3
Vel. Promedio, km/hr	18	28	26	24.1
Vel. Máxima, km/hr	69	77	88	78.1
Paradas	19	13	29	20.5
Paradas/km	2.8	1	3	2.3
Ralentí, % tiempo	37	22	17	25.3
Aceleración, % tiempo	28	35	37	33.4
Desaceleración, % tiempo	33	37	39	36.4
Velocidad estable, % tiempo	2	6	7	3.9

En el Cuadro 3.2 se presentan las principales características de los recorridos realizados, así como del promedio ponderado de todos ellos. Este último es el

resultado de considerar proporciones iguales en tiempo para los tres tipos de rutas analizadas. Del análisis de las cifras resalta que en las horas de mayor tránsito los vehículos operan cerca del 70 por ciento del tiempo en condiciones transitorias, esto es, en aceleración y frenado constantes, mientras que menos del 7 por ciento del tiempo utilizado lo hacen a velocidad casi estable. El resto del tiempo, entre 17 y 37%, los automotores permanecen estacionados con el motor en marcha mínima (ralentí).

Gráfica 3.1 Perfil de velocidades en la ZMVM en horas de mayor tránsito



La Gráfica 3.1 ilustra las frecuencias para los diversos intervalos de velocidades registradas en el experimento. En este caso se aprecia que las velocidades en que operan los vehículos en las principales avenidas y vialidades mixtas se distribuyen prácticamente de manera uniforme en el rango de 10 a 50 km/hr y por arriba de este tienden a disminuir rápidamente. Asimismo, en las avenidas se puede ver que cerca del 38% del tiempo están detenidos con el motor en marcha. Respecto a las vías rápidas sin semaforización, es notorio el comportamiento bimodal que presenta la distribución de velocidades, al registrarse porcentajes importantes del tiempo de operación entre 1 y 20 km/hr, así como entre 60 y 70 km/hr, indicativos de la presencia de segmentos de asentamiento del tránsito, así como de segmentos con fluidez.

Brosthaus *et al*, (1996) reportan que en 1991 la velocidad promedio en la ZMVM fue cercana a 35 km/hr y en 1994 la velocidad promedio se aproximó a los 38 km/hr. Por otra parte, al analizar el perfil de velocidades en una distribución de frecuencias con intervalos de clase de 10 km/hr, encontraron que en 1991 el 30% de las velocidades desarrolladas estuvieron entre 10 y 20 km/hr, seguido por el intervalo de 40 a 50 km/hr con 18%. En 1994 los vehículos operaron el 25% del tiempo a velocidades entre 10 y 20 km/hr seguido por el intervalo de 20 a 30 km/hr con 22%. Lo anterior evidencia la disminución en el promedio de velocidad en la ZMVM en los años recientes, así como el incremento en los tiempos que los vehículos permanecen detenidos, situación que en principio difiere con el comportamiento del ciclo FTP-75.

Con la finalidad de comparar preliminarmente el patrón de manejo de laboratorio, respecto a los estadísticos encontrados en este ejercicio, y con ello señalar las diferencias entre ambos, se analizaron estadísticamente los promedios de velocidad, aceleración, frenado y ralenti, en los recorridos acumulados durante la campaña, utilizando fracciones de 1360 segundos de recorrido, periodo correspondiente al tiempo que dura el procedimiento FTP-75 en sus dos primeras fases.

Cuadro 3.3 Comparación de los patrones de manejo estandarizados y experimentales para la ZMVM

Parámetros	ZMVM	EPA		Europeo ECE-15 Urbano	Japonés Urbano 10 Mode
		FTP-75	HWFET		
Longitud (km)	8.8	12.07	16.5	1.01	0.564
Tiempo (s)	1360	1371	762	195	135
Velocidad promedio (km/hr)	23.4	31.7	78.5	19.0	17.7
Velocidad máxima (km/hr)	73.6	91.2	96.5	50.0	40.0
Velocidad Constante (% tiempo)	5.3	20.0	16.5	29.3	24.4
Porcentaje de aceleración	38.0	34.0	44.4	21.6	23.7
Porcentaje de desaceleración	31.4	28.8	38.8	13.8	25.2
Porcentaje en marcha mínima	24.7	17.2	0.4	35.4	26.7
Paradas/ km	2.3	1.4	0	3	3

Fuente: (1) Degobert, P. (1995) Automóviles and Pollution, SAE

En el Cuadro 3.3 se comparan los promedios encontrados en la ZMVM, respecto a otros ciclos de aplicación nacional e internacional. Es importante observar que la velocidad promedio encontrada para la ZMVM (23.4 km/hr) es inferior aproximadamente en 8 km/hr, respecto a la velocidad promedio del patrón de laboratorio estandarizado (31.7 km/hr). Lo anterior plantea la posible necesidad de estimar los factores de emisión para la ZMVM con un ciclo cuya velocidad promedio sea menor a la del ciclo FTP-75.

Con base en lo antes descrito, el resultado de segmentar y analizar los ciclos en función del tiempo, mostró que los estadísticos son similares al promedio ponderado de todos los recorridos; sin embargo, no se dispone de información suficiente para inferir sobre la representatividad de estos resultados y la significancia de las diferencias encontradas, respecto al patrón estandarizado. Aun con estas deficiencias, es importante hacer notar que para el mismo tiempo de operación, en la ZMVM se recorren menos kilómetros, respecto al ciclo FTP-75, como resultado del tiempo que permanece el vehículo en ralentí, así como por la reducción del tiempo en que los vehículos operan a velocidad de crucero.

Debido a las diferencias observadas entre los estadísticos de los patrones de la ZMVM y el FTP-75, es posible que los factores de emisión para esta región muestren diferencias; sin embargo, hasta ahora no ha sido posible llevar a cabo un programa masivo de pruebas para determinar el impacto que tendría el cambio en el patrón de manejo sobre las emisiones de escape, por lo que en estudios subsecuentes será recomendable incorporar un ciclo representativo de los estadísticos encontrados aquí, y con ello generar información que permita corregir los factores de emisión por velocidad y determinar estadísticamente las desviaciones respecto a los factores de emisión determinados con el patrón estandarizado.

3.2 Emisiones base-combustible por condición de operación

El uso de los factores de emisión base-combustible se fundamenta principalmente en el supuesto que, las emisiones de los contaminantes sujetos a regulación varían menos que los factores base-recorrido cuando el vehículo se somete a diversas condiciones de operación. Esto significa que, partiendo de la ecuación de

estequiometría de la reacción de combustión de un hidrocarburo, las relaciones de CO/CO₂ y HC/CO₂ se mantienen prácticamente constantes en cualquier condición de operación. Por lo tanto, considerando que el CO₂ está relacionado directamente con el consumo de combustible, las relaciones de CO/litro y HC/litro de gasolina podrían ser constantes.

Con el propósito de validar experimentalmente esta hipótesis se diseñó y desarrolló un programa de pruebas con 34 vehículos de los cuatro grandes estratos tecnológicos que se conocen en México. La ejecución de esta fase experimental es importante, ya que al conocer la relación que guardan las emisiones expresadas en gramos por litro respecto a la condición de operación del vehículo, es posible validar la metodología propuesta y determinar la representatividad de las emisiones medidas en campo con el detector remoto de emisiones, ya que estas se realizan mayoritariamente en condiciones de aceleración.

Frey *et al*, (2001) reportan el comportamiento de las emisiones en gramos por segundo utilizando un sistema infrarrojo de medición a bordo de un vehículo 1999 equipado con sistemas modernos de control de emisiones. Por medio de un programa de cómputo desagregaron las emisiones segundo a segundo en los cuatro modos de operación (ralentí, aceleración, desaceleración y velocidad de cruce). Los niveles de emisión promedio en los cuatro modos de operación, para CO e hidrocarburos presentaron diferencias significativas, con un nivel de significancia de 0.05.

Un aspecto a resaltar en el trabajo de Frey *et al* (2001), y que es importante para los fines del presente proyecto, se refiere al comportamiento de los niveles de emisión durante el arranque en frío de los vehículos, encontrándose que son comparables con los promedios de las emisiones en las condiciones de aceleración en caliente, principalmente para el CO y los NOx. Los niveles de hidrocarburos del arranque en frío fueron sustancialmente más altos que durante la aceleración en caliente.

Stedman *et al*, (1994) en un estudio con detector remoto de emisiones midieron las concentraciones de CO e hidrocarburos en el escape de 23 vehículos, bajo diez diferentes condiciones de operación. Los niveles de emisión de CO, para las condiciones de cruce y aceleración suave, presentaron los valores más bajos y

menos variables del experimento, en tanto que las emisiones más altas y variables correspondieron a las condiciones de ralentí y desaceleración. Las emisiones significativamente más altas se tuvieron en aceleración severa. Las emisiones de hidrocarburos fueron comparables para todas las condiciones de operación, excepto en la desaceleración, donde las emisiones observadas fueron significativamente más altas y variables.

Pierson *et al*, (1994) llevaron a cabo mediciones con un equipo de análisis a bordo del vehículo, en condiciones de aceleración y frenado, en ambos sentidos de una pendiente. Los factores de emisión calculados en gramos por milla durante el ascenso con aceleración, fueron más altos que en el descenso por factores de 1.52, 1.86 y 2.19 para HC, CO y NO_x, respectivamente. Cuando se normalizaron las emisiones al consumo de combustible (g/l), las relaciones de emisiones entre el ascenso y el descenso fueron 0.95 para HC, 1.19 para CO y 1.38 para NO_x.

La metodología de este estudio difiere de las referencias arriba señaladas, ya que en este caso las pruebas se realizaron en laboratorio y para medir las emisiones de HC y NO_x se utilizaron analizadores de ionización de flama (FID) y quimiluminiscencia, respectivamente, con los cuales se tiene menor incertidumbre en su cuantificación, además de que se aprovecha la capacidad del sistema de muestreo del laboratorio para poder generar un mayor número de resultados en pocos minutos, al desagregar las emisiones en cada una de las condiciones transitorias y estables que se dan durante el ciclo FTP-75. Los diferentes segmentos por condición de operación que se dan durante el ciclo FTP-75 suman 89 registros para cada uno de los contaminantes medidos en los primeros 1761 segundos de prueba, ofreciendo una variedad importante de condiciones de aceleración, desaceleración y diferentes velocidades de cruce.

Las concentraciones de los contaminantes reportadas en cada segmento se capturaron en una base de datos para posteriormente calcular los factores de emisión para el CO, HC y NO en gramos de contaminante por litro de combustible ($gE/COMB$) utilizando la ecuación de balance de carbono siguiente:

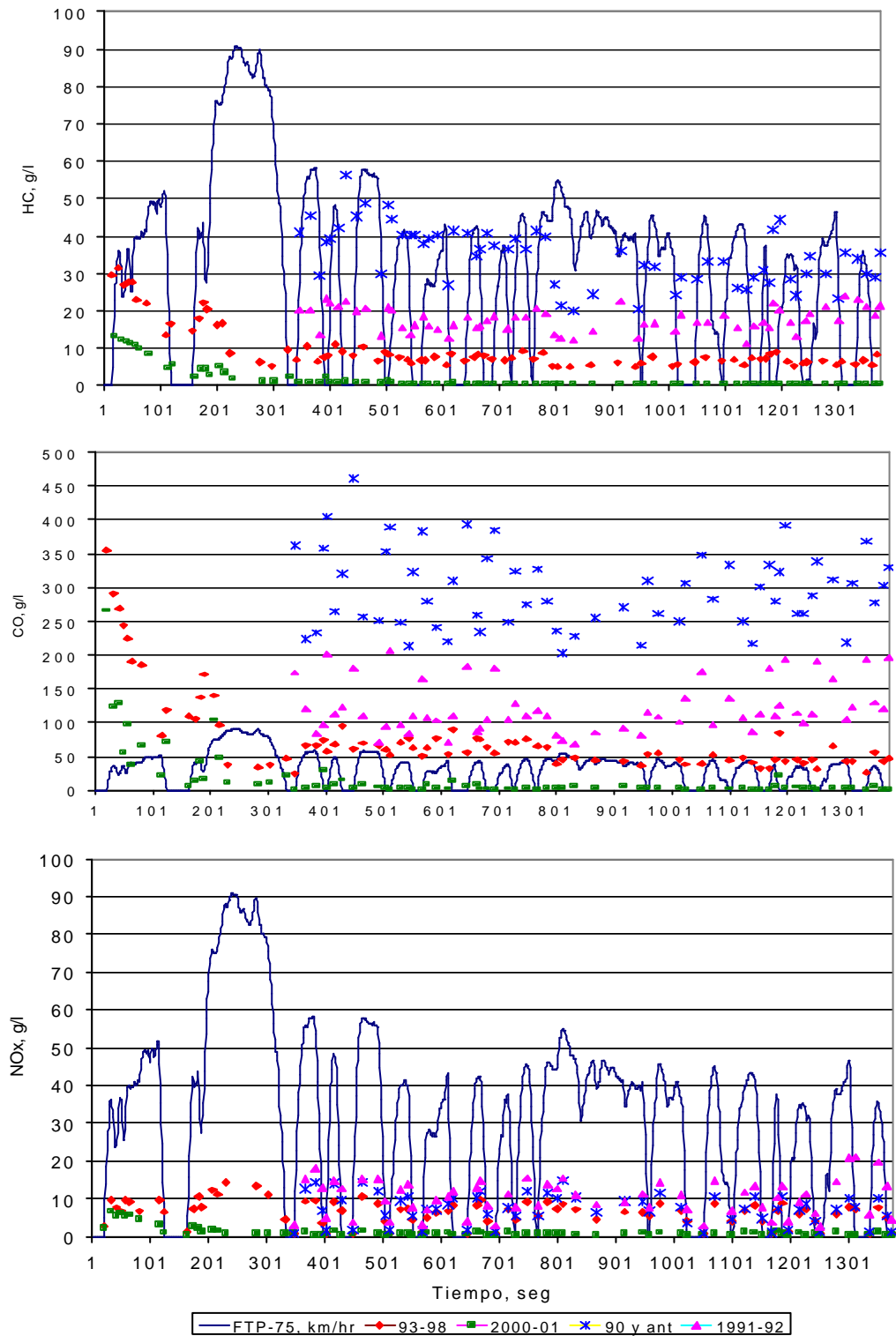
$$\frac{gE}{l_{COMB.}} = \frac{\%E}{\%CO + \%CO_2 + \%HC} \times \frac{FC \times r \times PM}{12} \quad (\text{Ecuación 4})$$

Donde $\%E$, se refiere a la concentración de la especie que se quiere cuantificar (CO, HC, NO) y $\%CO$, $\%CO_2$, y $\%HC$ denota las concentraciones de las especies presentes en las emisiones de escape en fracción mol (las concentraciones de hidrocarburos en este caso se consideran como átomos de carbono). El segundo factor de la ecuación 4 considera la fracción de carbón de la gasolina ($FC = 0.866$), la densidad de la gasolina ($r = 732$ g/l) y los pesos moleculares (PM) de 28 y 30 para CO y NO, respectivamente, en tanto que para los hidrocarburos se considera de 14, asumiendo una relación CH_2 en el combustible.

Con la finalidad de observar el comportamiento de las emisiones en gramos/litro para los diversos eventos del ciclo FTP-75, se graficaron las emisiones promedio en función del tiempo, para cada estrato tecnológico en que se dividió la flotilla, mostrándose además con línea continua la velocidad que desarrolla el vehículo en el dinamómetro. Así pueden relacionarse los puntos graficados con un evento de aceleración, frenado, ralentí o velocidad estable, (Gráfica 3.2).

Del análisis de la Gráfica 3.2 se destaca que los niveles de emisión y la tendencia en su comportamiento dependen de la tecnología predominante en cada grupo. Al respecto podemos observar que los vehículos sin control de emisiones, provistos de carburador (1990 y ant.), así como en los de modelos 1991 y 1992, presentan la mayor variabilidad en las emisiones de CO e hidrocarburos, dependiendo en forma directa de la condición de operación. Para este tipo de vehículos resaltan los puntos de alta emisión en las condiciones de enriquecimiento y empobrecimiento de la mezcla aire-combustible que se da en las condiciones de aceleración y desaceleración, respectivamente, como resultado del problema de dosificación deficiente en los carburadores, lo que hace suponer en principio que no se cumple la hipótesis que dio origen a este experimento.

Gráfica 3.2 Emisiones promedio por condición de operación en pruebas FTP-75



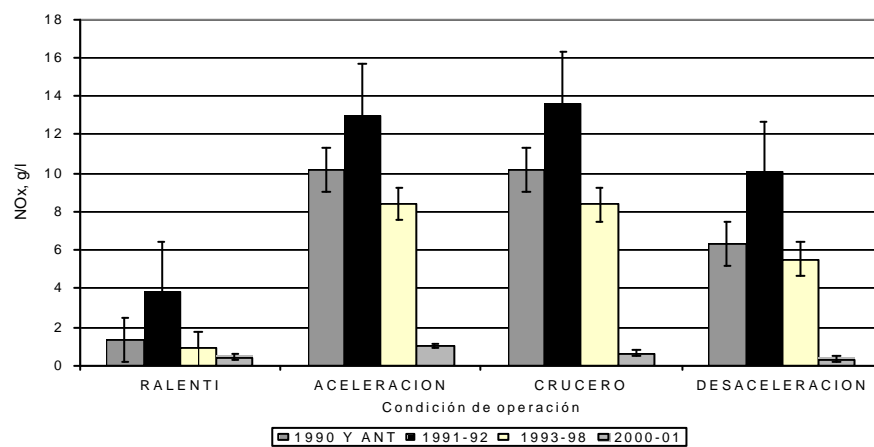
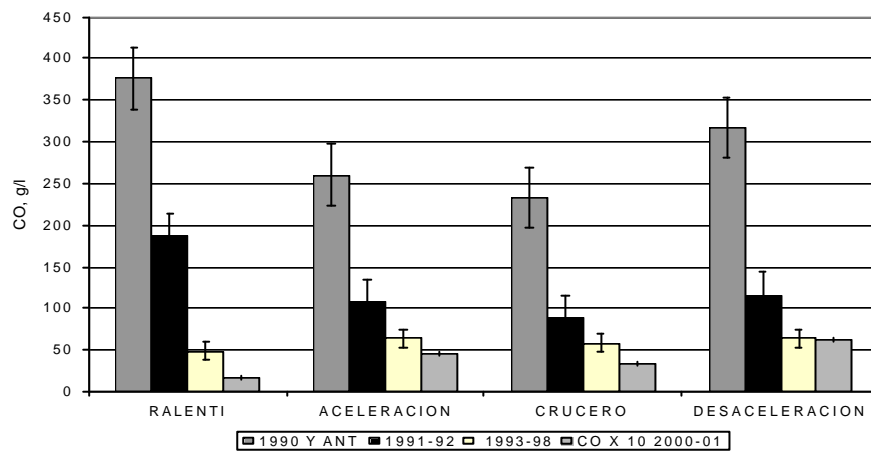
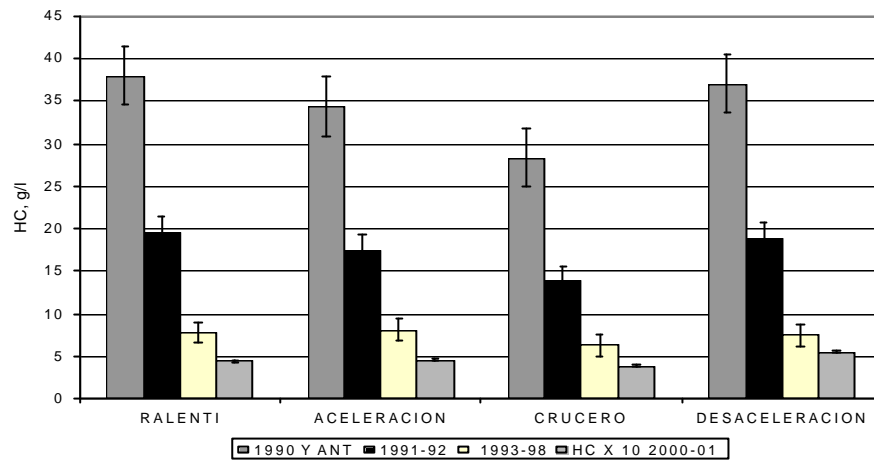
Respecto los automotores provistos de sistemas de inyección de combustible y convertidores catalíticos de tres vías (93-98 y 2000-01), los niveles promedio de las emisiones son más bajos y con menos oscilaciones respecto a la condición de operación, corroborándose en principio que los factores de emisión en términos del combustible que se consume tienden a ser más estables, en comparación con los vehículos sin control de emisiones. En los vehículos de reciente tecnología, a excepción de las emisiones durante el arranque en frío, que corresponden a los primeros 300 segundos de la prueba, una vez que se alcanzan las temperaturas normales de operación de los sistemas de control de emisiones, los niveles de monóxido de carbono e hidrocarburos se mantienen en un margen mínimo de variación.

Las emisiones de NO, que no dependen de la cantidad de combustible alimentado al sistema sino más bien de la cantidad de aire en exceso, en los dos estratos de tecnologías recientes (93-98 y 2000-01) se mantienen prácticamente estables en las condiciones de aceleración, desaceleración y velocidad de cruce, mientras que los vehículos con mayor antigüedad y sin normatividad que regule sus emisiones, se observa una dependencia directa con la condición de operación, sobre todo cuando el vehículo está operando en ralentí.

Por otra parte, para comparar los factores de emisión por condición de operación, para los tres contaminantes se promediaron las emisiones de cada condición y para cada vehículo, así como entre vehículos del mismo grupo tecnológico, para obtener la Gráfica 3.3. Las barras sólidas muestran el promedio de las emisiones en cada condición y las líneas testadas el intervalo de confianza del 95%, a partir del error estándar. En el Anexo A se detallan los resultados de los vehículos evaluados.

En dicha gráfica es notorio el efecto de la condición de operación sobre las emisiones de los automotores, sobre todo en aquellos desprovistos del sistema de control de emisiones. La condición de ralentí produce los más altos niveles de emisión de hidrocarburos y CO en los vehículos desprovistos de sistema de control de emisiones, así como para los modelos 1991 y 1992.

Gráfica 3.3 Emisiones promedio por condición de operación en vehículos de diversas tecnologías



Con la finalidad de verificar si las diferencias entre los niveles promedio de emisión para cada modo de operación son estadísticamente significativas, se realizó una prueba t para muestras pareadas, utilizando el paquete de cómputo Statistica. En este caso se analizaron las medias de las emisiones de cada grupo tecnológico, asumiendo la hipótesis de que no existe diferencia significativa entre éstas como resultado de la condición de operación. Asimismo se considera que las muestras de vehículos son aleatorias y representativas de la población, que el error aleatorio es similar y presenta una distribución normal. El nivel de significancia fue de 0.05.

Valores de probabilidad (p) menores a 0.05 indican que el par de condiciones en particular tiene una diferencia significativa en las medias estimadas. Los pares de combinaciones que tienen valores de p mayores a 0.05 en el Cuadro 3.4 así como todas aquellas no plasmadas en el mismo, no presentan diferencias significativas.

Del análisis de la Gráfica 3.3 y el Cuadro 3.4, uno puede inferir que para los vehículos provistos de sistema de inyección de combustible (1993 y posteriores) la condición de aceleración produce las más altas emisiones para CO y HC. Estos resultados sugieren que las medidas para reducir la frecuencia e intensidad de los eventos de aceleración podrían tener beneficios importantes.

Por otra parte, también se desprende que los factores de emisión de hidrocarburos expresados en gramos por litro, denotan diferencias importantes para las cuatro tecnologías, entre las emisiones de cruceo y cada una de las condiciones restantes (aceleración, desaceleración y velocidad de cruceo). Esto obedece a que cuando operan a la velocidad de cruceo, o velocidad casi estable, el motor es más eficiente en su combustión, al no estar en una situación cambiante en la mezcla aire-combustible, por lo que las emisiones de hidrocarburos tienden a ser bajas. Las emisiones de hidrocarburos entre las condiciones de ralentí, aceleración y frenado no presentan diferencias significativas entre sí. En los vehículos con sistemas avanzados de control, 1993 y posteriores, las emisiones en ralentí y cruceo no muestran diferencias significativas.

Cuadro 3.4 Comparación pareada de las medias de emisiones por condición de operación en términos del valor de p.

Contaminante	Condiciones comparadas	1990 y anteriores	1991-92	1993-98	1999 y post.
HC	C – R	0.027	0.022	0.232	0.434
	C – A	0.003	0.005	0.022	0.016
	C – D	0.010	0.061	0.074	0.033
CO	R – A	0.028	0.189	0.247	0.136
	D – A	0.009	0.477	0.963	0.407
	D – C	0.031	0.218	0.074	0.031
NO	R – A	0.001	0.028	0.005	0.091
	R – C	0.002	0.022	0.015	0.539
	R – D	0.001	0.032	0.014	0.573
	C – D	0.004	0.015	0.022	0.169
	A – D	0.005	0.137	0.002	0.018

R = Ralentí, C = Crucero, D = Desaceleración, A = Aceleración

Para el monóxido de carbono, nuevamente se observa que los vehículos sin control de emisiones, 1990 y anteriores, presentan diferencias significativas entre las condiciones de ralentí y velocidad de crucero, respecto a las condiciones transitorias de aceleración y desaceleración, como resultado de una combustión en condición rica para estas dos últimas. Para este mismo contaminante los vehículos sin control mostraron diferencias significativas entre todas las condiciones, como puede observarse en el cuadro correspondiente.

Respecto al NO, los promedios durante la operación en ralentí son los más bajos y difieren significativamente de las demás condiciones de operación. En los eventos de crucero y aceleración las emisiones de NO son muy parecidas entre sí, presentando los valores más altos, como resultado de la alta demanda de carga al motor y consiguiente aumento de la temperatura.

Por lo tanto, el análisis de los factores de emisión base-combustible a diferentes condiciones de operación nos lleva a establecer que para ciertos estratos tecnológicos las emisiones pueden ser diferentes y en magnitudes no despreciables al momento de considerar la aplicación de una de ellas en la estimación de los inventarios de emisiones. Tal es el caso de los vehículos provistos de carburador (90 y anteriores),

donde se observaron las mayores diferencias entre las diversas condiciones de operación, como resultado de la propia imprecisión del sistema para regular adecuadamente la relación aire-combustible, entre otras variables.

Por otra parte, el supuesto relacionado con la menor variabilidad en los factores de emisión, sobre el que se basa la aplicación de la metodología base-combustible, se aplica principalmente a los vehículos provistos de sistema de inyección y control de emisiones, donde se tienen menos diferencias y variabilidad.

Un aspecto importante que se observa en este experimento, es el hecho de que el promedio de las emisiones para las cuatro condiciones de operación, tienden a presentar niveles parecidos a la condición de aceleración, a excepción de los NOx en ralentí. Esto nos permite inferir que las emisiones medidas con detector remoto en la condición de aceleración podrían representar, en un margen de confianza aceptable, las emisiones globales de los vehículos, a excepción de NOx. Asimismo, el conocimiento de las diferencias entre las emisiones de aceleración y el resto de los modos de operación, permitiría cuantificar la incertidumbre asociada a los factores de emisión al momento de estimar un inventario de emisiones.

3.3 Emisiones base-combustible en pruebas de campo.

Los factores de emisión base-combustible se calcularon a partir de las mediciones con el detector remoto de emisiones en pruebas de campo. La campaña de muestreo se realizó durante 48 días en 12 puntos que cubrieron las diferentes zonas socioeconómicas y de tránsito de la ZMVM, entre los meses de junio y septiembre del año 2000.

Beaton *et al*, (1992) y Bishop *et al*, (1997) publicaron resultados de las campañas de monitoreo de emisiones de escape en el Valle de México, mediante detección remota, durante los años de 1991 y 1994. Sin embargo, los resultados no están relacionados con los estratos vehiculares, año-modelo y tipo de vehículos, por lo que los estadísticos reportados se concretan, al igual que el caso arriba descrito, a analizar la muestra global de vehículos, además de que únicamente se reportan las emisiones de CO e hidrocarburos (como propano) en términos de concentraciones.

En este análisis, buscando estimar los factores de emisión del parque vehicular de la ZMVM, por primera vez se desagregaron las mediciones efectuadas en el mayor número de subgrupos posible (automóviles, taxis, pick up, comerciales ligeros, van, utilitarios todo terreno, etc.), por lo que fue necesario elaborar nuevas bases de datos, con la finalidad de obtener los subgrupos por año-modelo en cada uno de los puntos de muestreo.

Asimismo se depuraron los registros y se identificaron las placas y características de los automotores, utilizando las bases de datos del programa de verificación vehicular. Con las bases de datos agrupadas por punto de muestreo se aplicó la metodología de balance de carbono para calcular en cada vehículo su factor de emisión en gramos de contaminante por litro de gasolina.

En esta campaña se capturaron un total de 122,800 mediciones en los doce puntos, de los cuales únicamente 84,650 fueron válidas para CO y CO₂, en tanto que 77,269 fueron válidas para CO, CO₂, HC y NO. Del total de los registros válidos, se pudo capturar la placa en el 86% de ellos, aproximadamente 72,000 automotores. Finalmente, la base de datos conformada por vehículos identificados por año-modelo, marca y tipo cuenta con 42,822 mediciones, las cuales corresponden al 51% de las lecturas válidas y al 34% del total de mediciones realizadas con el detector remoto.

Como puede verse, la baja producción de datos útiles en las campañas de medición con el detector remoto de emisiones es uno de los principales problemas que presenta esta metodología, al implicar una inversión importante de tiempo, para poder llegar a resultados útiles para la estimación de los factores de emisión. Por otra parte, la falta de bases de datos confiables sobre el parque vehicular de la región en estudio limita la identificación de vehículos. En el Anexo C se muestra el resumen de las mediciones realizadas y la evolución de los datos en cada una de las fases de depuración descritas.

3.3.1 Análisis global de las emisiones

Con la finalidad de analizar el comportamiento de las emisiones de todos los automotores muestreados en su conjunto y con ello poder inferir sobre la

representatividad de la muestra de 42,800 datos válidos, se llevó a cabo la estadística descriptiva de los resultados de emisiones reportados en términos de concentración.

Debido a que las mediciones de emisiones vehiculares individuales tienen una distribución gamma, es inapropiado reportar la desviación estándar o el error estándar de los promedios asumiendo una distribución normal. Sin embargo, las medias tomadas de subgrupos aleatorios de igual tamaño de la distribución de la muestra original se aproximarán a una distribución normal al tener un número grande de subgrupos y entonces podrán utilizarse para calcular los intervalos de error de la distribución original, (Bishop *et al*, 1993).

Los promedios aritméticos calculados a partir de los 42,800 datos (Cuadro 3.5), ofrecen resultados muy cercanos a los promedios calculados con las medias de muestras aleatorias o de las medias de los puntos de muestreo, pero no se puede estimar el intervalo de error, por las razones expuestas arriba.

Cuadro 3.5 Promedios aritméticos de las emisiones de 42,822 mediciones con el detector remoto.

	CO	HC	NO
Concentración	1.25%	411 ppm	964 ppm
Emisión, g/l	110	12.3	9.8

Para estimar los promedios de emisiones y los intervalos de error se pueden tomar las medias de cada punto de muestreo y calcular los intervalos de error, considerando una distribución normal. En esta última opción los intervalos de error para los promedios de emisión representan la dispersión debida a la distribución espacial de los diversos estratos vehiculares que componen la región evaluada.

En otros casos el análisis se efectúa tomando en cuenta las medias por día de muestreo, lo cual implica hacer el mismo número de días en cada punto, para no sesgar las emisiones con aquellas zonas donde se monitorean más días. En este estudio se optó por el promedio de las medias de cada sitio, ya que nos permite

conocer la incertidumbre espacial en los factores de emisión, (Cuadro 3.6). En el Anexo D se puede observar el resumen de los estadísticos para cada uno de los puntos de muestreo, así como para las tres bases de datos generadas.

Cuadro 3.6 Estadísticos de la campaña de monitoreo 2000 con detector remoto de emisiones

Estadístico*	CO, % vol	HC, ppm (hexano)	NO, ppm	Km/hr	Km/hr/s	Año-modelo
Lecturas válidas (84,650)						
Promedio	1.31	220	914	29.33	2.01	–
Desv. Std	0.39	75.6	217	4.72	0.70	–
± IC 95%	0.22	42.8	123	2.67	0.40	–
Vehículos identificados con placa (72,654)						
Promedio	1.28	212	914	29.43	2.06	–
Desv, Std	0.41	74.5	219	4.90	0.69	–
± IC 95%	0.23	42.2	124	2.77	0.39	–
Vehículos identificados por modelo y marca (42,822)						
Promedio	1.34	218	993	29.56	2.05	1991.8
Desv. Std.	0.42	75.2	216	4.80	0.68	1.9
± IC 95%	0.24	42.6	122	2.72	0.38	1.1

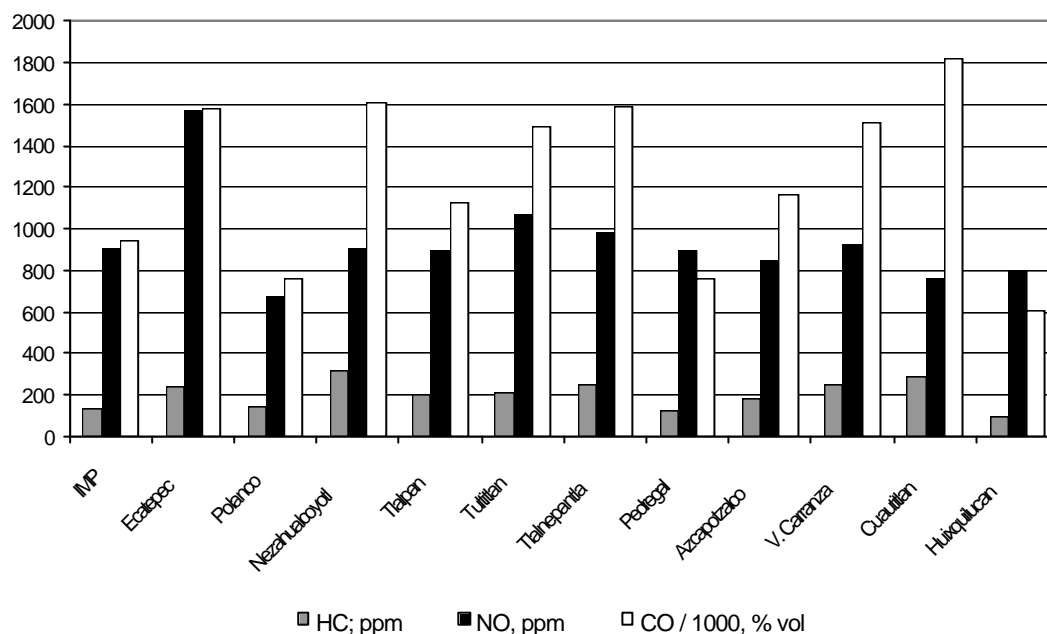
* Calculados con las medias de los doce puntos de muestreo.

Con base en el análisis de las medias de las muestras y los intervalos de confianza estimados para cada una de ellas en las tres bases de datos, se infiere que la media de la población se encuentra presumiblemente en los intervalos estimados y por lo tanto, que la muestra identificada por año-modelo y marca es representativa es un buen estimado de la media de la población, (Walpole y Myers, 1992)

Por otra parte, al analizar el comportamiento en las emisiones promedio de cada uno de los puntos de muestreo se deduce que, las diferencias tienen una relación directa con la edad promedio de los vehículos que circulan en cada sitio. En tal sentido, se sabe que los promedios de emisiones más bajos en los tres contaminantes medidos se tienen en tres zonas donde circulan automotores con el año-modelo promedio más alto (1994.5), como son Polanco, Pedregal y Huixquilucan, mientras que en las zonas donde presumiblemente circulan vehículos con mayor antigüedad, como es el caso de

Ecatepec, Nezahualcoyotl y Cuautitlán, se tienen las emisiones más altas y el año-modelo promedio se ubica en 1990, (Gráfica 3.4).

Gráfica 3.4 Concentración promedio de emisiones de CO, HC y NO para cada punto de muestreo con detector remoto

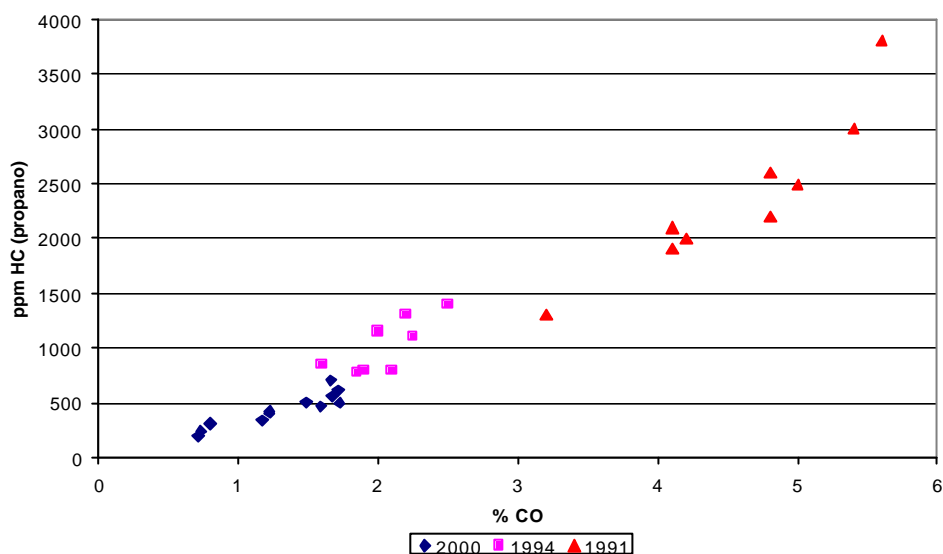


Con el propósito de conocer la evolución que han tenido las concentraciones de las emisiones globales medidas con el detector remoto, en la Gráfica 3.5 se muestran las concentraciones promedio de los diversos sitios monitoreados durante 1991, 1994 y la correspondiente a este estudio.

Es notorio el cambio que han experimentado las emisiones de los automotores en los años recientes, como resultado de la incorporación de un mayor número de vehículos provistos de sistemas de control de las emisiones de escape, así como por el efecto global que han tenido otras acciones encaminadas a controlar las emisiones de los vehículos en circulación. Por otra parte, la correlación entre las emisiones de CO y de hidrocarburos en las tres campañas es congruente con el desempeño normal de los

vehículos en general, aunque no necesariamente implica que un vehículo con alto CO sea alto emisor de hidrocarburos.

Gráfica 3.5 Evolución de concentraciones de CO y HC medidas con detector remoto en las campañas de 1991, 1994 y 2000



Fuentes: Beaton *et al.*, 1992; Bishop *et al.*, 1997

Un aspecto importante a observar en la misma gráfica, estriba en los altos niveles y variabilidad de las emisiones en la campaña de 1991 donde el comportamiento está asociado con la falta de un adecuado mantenimiento y la carencia generalizada de sistemas de control de emisiones en los automotores, aunados a la falta de un programa de verificación centralizado con procedimientos de medición y máximos permisibles como los de ahora.

Al no haber un control riguroso de las emisiones es de esperarse que los vehículos se acondicionaban para obtener el nivel máximo de potencia por medio del enriquecimiento de la mezcla aire-combustible, sin patrón de referencia alguno sobre las emisiones producidas, presentándose los niveles de emisiones más altos que se hayan visto en esa época en Norteamérica, (Beaton *et al.*, 1992).

En el Cuadro 3.7 se puede apreciar los niveles promedio de concentraciones calculadas en cada campaña, para el global de los vehículos que se midieron con el sistema de detección remota. En este caso se muestran los promedios simples entre las medias obtenidas en cada punto de muestreo, de todas las lecturas válidas de los vehículos que pasaron a través del detector remoto de emisiones.

Cuadro 3.7 Evolución de emisiones promedio de vehículos medidos en la ZMVM con detector remoto

Campaña	Registros	CO, % vol	HC, ppm (propano)	NO, ppm
2000	42,822	1.31	440	914
1994*	39,279	2.0	890	—
1991**	31,838	4.3	2100	—

* Bishop *et al.*, 1997

** Beaton *et al.*, 1992

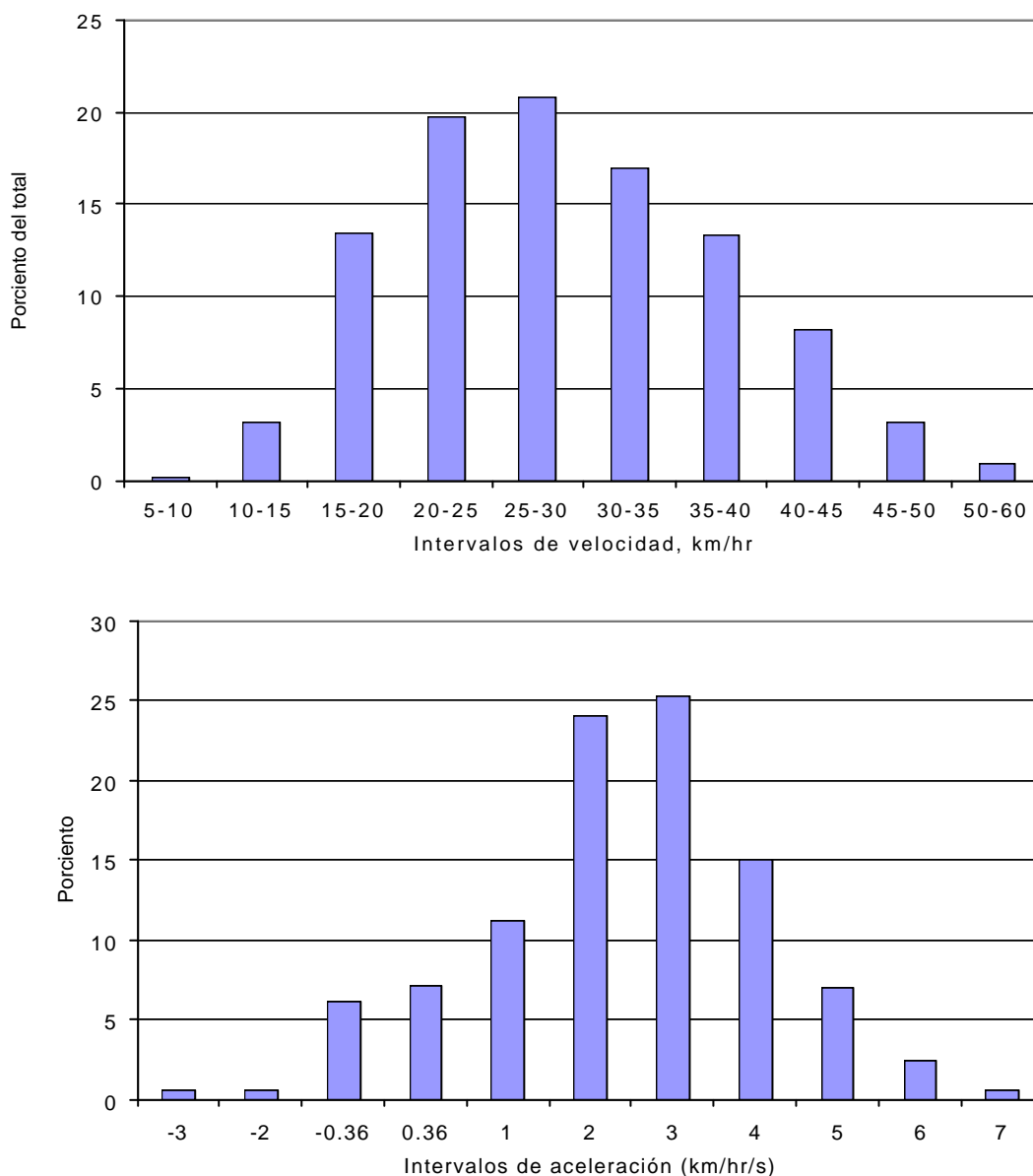
Al implantarse el programa de verificación vehicular y entrar en circulación los primeros vehículos con sistemas de control de emisiones, el cambio en los promedios de emisiones es notorio para 1994. Aun cuando el programa de verificación no disponía de controles como los de ahora, los resultados indican que al menos se había logrado reducir el número de altos emisores, con lo cual las emisiones presentaron menor dispersión, como también se observó en la campaña del año 2000.

Con relación a las condiciones de velocidad y aceleración que predominaron en la campaña de monitoreo, en la Gráfica 3.6 se observa la distribución de frecuencias para cada una de las variables señaladas. De estas gráficas se desprende que aproximadamente el 85% de las mediciones se llevaron a cabo en vehículos que circularon a velocidades entre 15 y 40 km/hr. La velocidad promedio de la muestra analizada fue cercana a los 30 km/hr.

Por otra parte, el 75% de los vehículos se midieron en el intervalo de aceleración de 1 a 4 km/hr/seg, el cual es representativo de las condiciones normales de aceleración en los patrones de manejo. El intervalo de -0.36 a 0.36 km/hr/seg se considera de

velocidad estable y solamente el 7% de las mediciones se realizó en esta condición, mientras que un porcentaje similar lo hizo en desaceleración. Para este proyecto se tomaron en cuenta todas las condiciones de operación.

Gráfica 3.6 Distribución de velocidad y aceleración en la medición de emisiones con detector remoto.



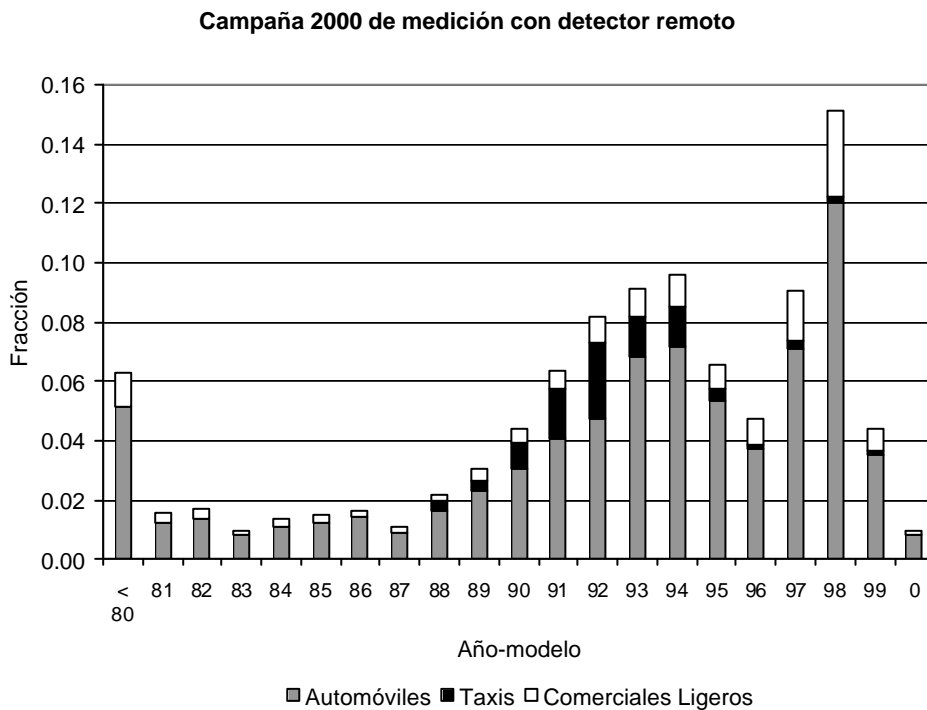
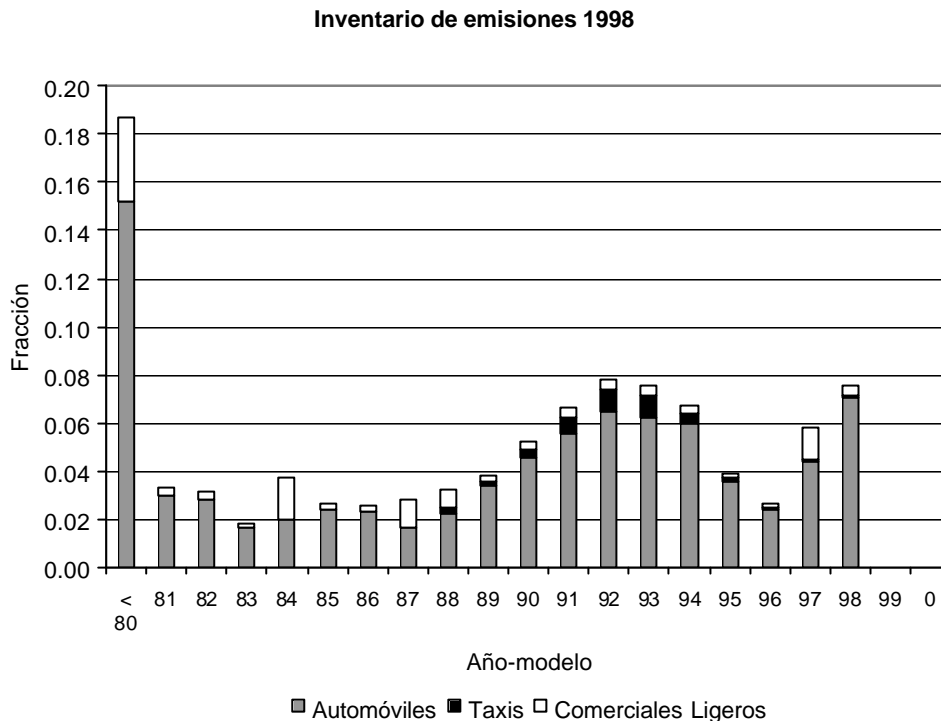
La distribución en la velocidad y aceleración nos permite inferir que, casi todos los puntos de muestreo seleccionados presentaron condiciones de medición comparables, lo cual se corrobora con los promedios y la desviación estándar calculadas para cada punto. (Anexo D)

El detector remoto de emisiones muestrea automóviles, vehículos comerciales y taxis de diferente año-modelo de acuerdo con la frecuencia con la cual ellos pasan a través del sitio de monitoreo. Un promedio aritmético de las emisiones medidas con el detector remoto daría como resultado factores de emisión ponderados por uso. Sin embargo, para aplicar la metodología base-combustible es necesario calcular los factores de emisión ponderados por consumo de combustible, requiriéndose del rendimiento de combustible relativo para cada clase y año-modelo de los vehículos. Por esta razón, se debe analizar la distribución de los vehículos que se midieron, a partir de las características identificadas con la placa de circulación.

Los registros del programa de verificación, utilizados en este estudio, aportan información relativa a la marca, modelo, año-modelo y tipo de vehículo. Con esta información es posible desagregar la flota de vehículos y calcular los factores de emisión promedio para los subgrupos de vehículos. En este trabajo, los vehículos se agruparon en automóviles, vehículos comerciales ligeros y medianos (pick up, minivan, utilitarios todo terreno o deportivos, van, etc.) y taxis.

En la Gráfica 3.7 se compara la distribución por año-modelo de los diversos subgrupos de automotores a gasolina, tanto de los vehículos registrados en la ZMVM, utilizados en el inventario de 1998, así como de los casi 42,800 vehículos medidos con el detector remoto de emisiones. En la campaña de monitoreo del 2000 se registraron las emisiones en 30,846 automóviles de pasajeros, 3,891 taxis, 6,032 vehículos comerciales y utilitarios, y 567 vehículos medianos Clase 3. La distribución que utilizó la autoridad ambiental en 1998 está basada en el volumen de ventas de unidades nuevas, por lo que la proporción de vehículos viejos se conserva alta (CAM, 2001).

Gráfica 3.7 Comparación de la distribución del parque vehicular por año-modelo y tipo.



La precisión en la distribución de edades que se utiliza para ponderar los datos de emisiones de cada año-modelo es otra consideración importante en esta metodología. Debido a que el número de vehículos que pasan a través del detector remoto de emisiones decrece conforme se incrementa la edad de los vehículos, las unidades de modelos 1979 y anteriores se agruparon con los de 1980, en todos los subgrupos.

La principal explicación que se tiene a las diferencias observadas en las distribuciones de ambas gráficas es el hecho de que los vehículos de modelos recientes circulan con más frecuencia que los vehículos de mayor antigüedad. La edad promedio de los vehículos medidos se estima en 8 años, dos años menos que los estimados oficiales para el parque vehicular de la ZMVM, (CAM, 2001).

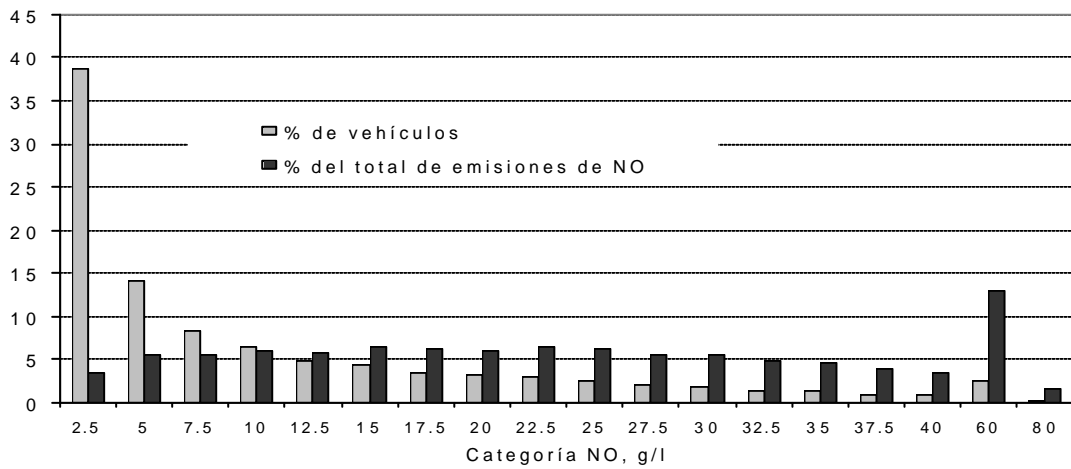
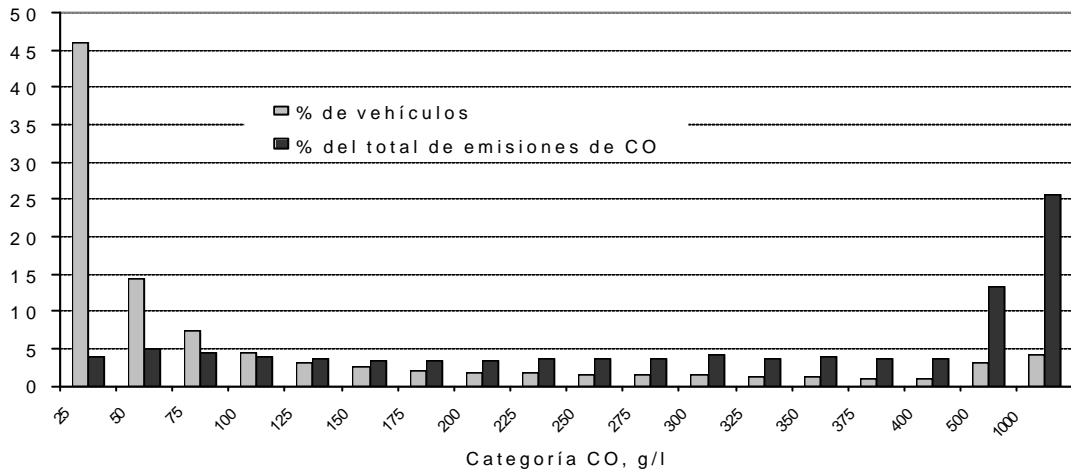
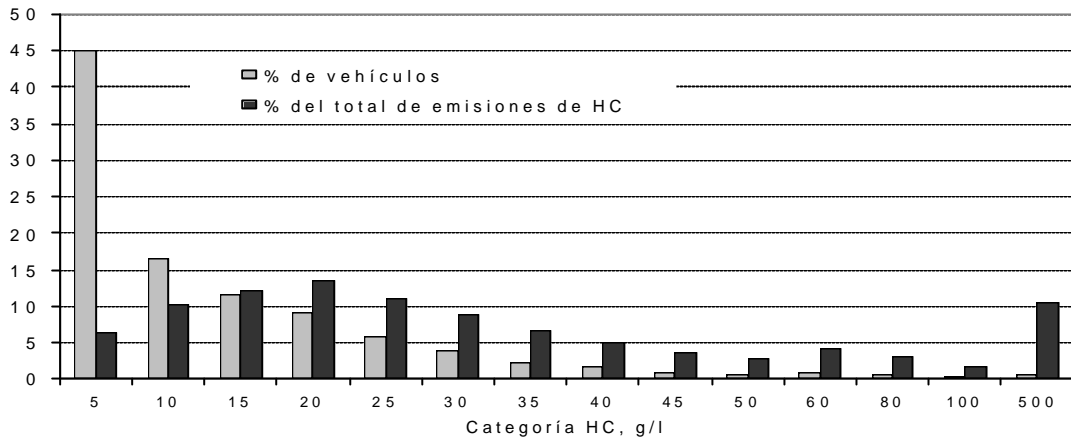
3.3.2 Cálculo de las emisiones base-combustible

Para cada una de las mediciones realizadas con el detector remoto se calcularon los factores de emisión en gramos por litro utilizando las ecuaciones 1 a 3, tomando en cuenta el promedio de las propiedades de la gasolina que se consumió en el Valle de México durante el año 2000, por ejemplo, para la gasolina Pemex-Magna la fracción en peso de carbón se consideró de 0.866 y la densidad de 732 g/litro, (IMP, 2001).

Los factores de emisión expresados en gramos por litro de los 42,800 automotores medidos en campo se agruparon en un solo archivo para poder analizar el comportamiento global de la flotilla. La Gráfica 3.8 expone la distribución de las emisiones de CO, hidrocarburos y NO, con base en los porcentajes observados para cada una de las categorías en que se subdividieron los intervalos de emisiones calculados para cada contaminante.

Las barras grises exhiben el porcentaje de la flotilla que presentó emisiones en un determinado rango, y las barras oscuras muestran el porcentaje con que contribuyen esos mismos vehículos en la emisión total estimada de cada contaminante. Estos últimos resultados se obtienen al multiplicar las emisiones promedio de cada rango por el número de vehículos de esa misma categoría.

Gráfica 3.8 Emisiones vehiculares y su contribución en el inventario



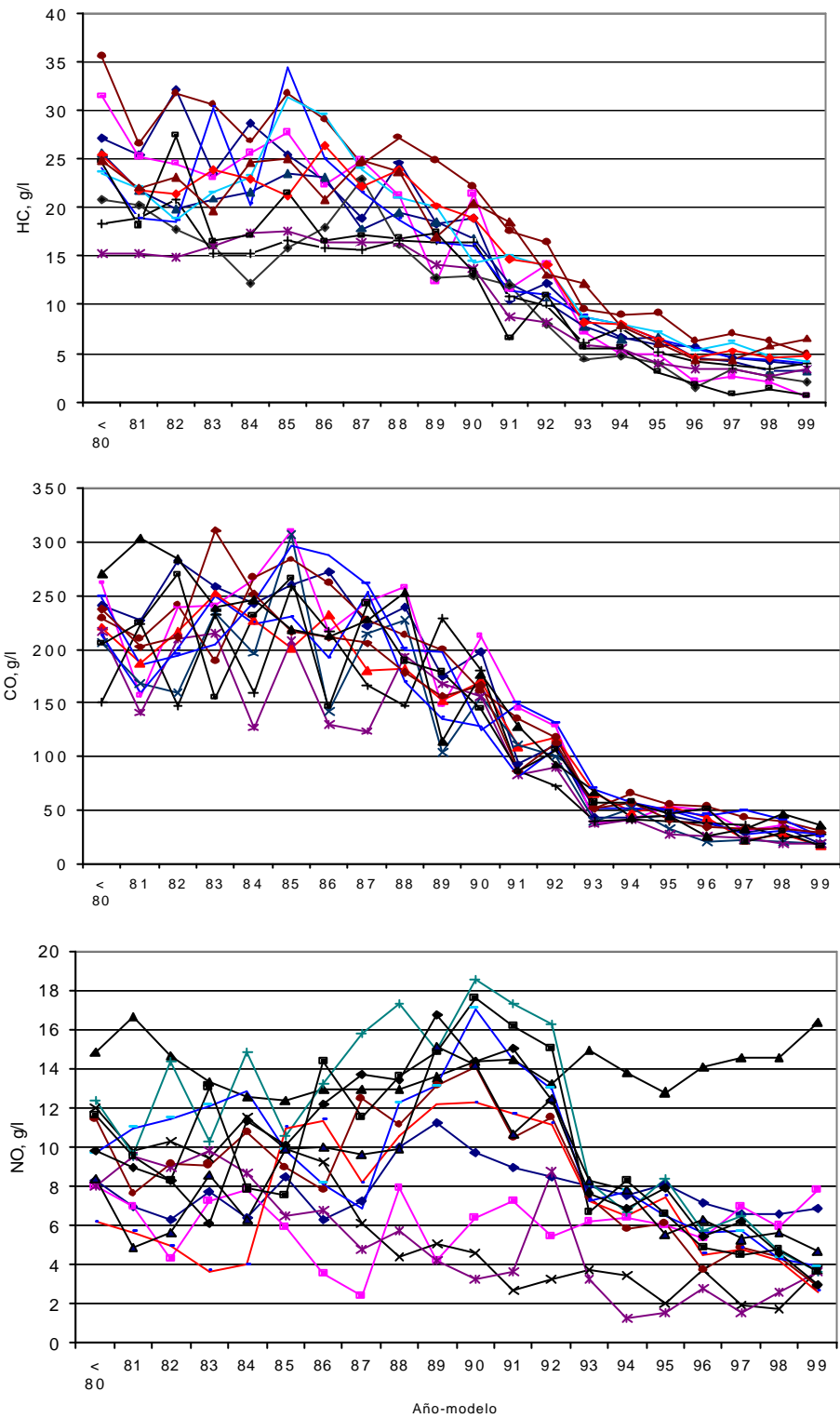
La Gráfica 3.8 ilustra el sesgo característico de las emisiones vehiculares, distribución gamma, descrita con anterioridad. A pesar de que las unidades en que se expresan las emisiones en este caso son diferentes a las utilizadas por Beaton y colaboradores (1992) en la campaña de 1991 en la ZMVM, al comparar la distribución de emisiones de ambos muestreos, es evidente que en la campaña del 2000 los vehículos con emisiones relativamente bajas han incrementado su proporción, estimándose ahora que el 60% de las unidades contribuye con menos del 15% de las emisiones totales, mientras que un reducido porcentaje de altos emisores, cercano al 10%, aporta en promedio aproximadamente el 40% del total de emisiones de cada contaminante.

Por otra parte, los niveles de emisión promedio para cada subgrupo y año-modelo se calcularon a partir de las medias de cada punto, como se estableció con anterioridad. La Gráfica 3.9 ilustra las diferencias entre los factores de emisión por año-modelo, para los diferentes puntos monitoreados. En la gráfica se advierte que los automotores de la misma edad o año-modelo tienen tendencias comparables, aun cuando corresponden a diferentes áreas socioeconómicas. Sin embargo, las curvas que describen las emisiones de CO e hidrocarburos están en los niveles más altos para el punto de muestreo ubicado en Nezahualcóyotl, mientras que las más bajas corresponden al sitio de Huixquilucan.

Es importante notar que, en los vehículos posteriores a 1993, la variabilidad en emisiones de CO e hidrocarburos año tras año tiende a ser mínima en todos los sitios, a pesar de las diferencias que pudo haber en la velocidad y aceleración de los vehículos, y la pendiente de la calle. Si se analizan las emisiones promedio de los vehículos anteriores a 1990, las fluctuaciones año tras año y entre sitios son más amplias, con diferencias hasta de un orden de magnitud entre las más bajas y las más altas. Para estos últimos la variabilidad puede estar relacionada con muestras pequeñas de los vehículos de mayor edad, sí como el mantenimiento asociado al área socioeconómica.

Las emisiones de NO muestran un comportamiento indefinido para todos los sitios y su variabilidad es la más alta, respecto a los otros dos contaminantes. Los niveles de emisión de NO se mostraron consistentemente altos en el punto ubicado en Ecatepec,

Gráfica 3.9 Factores de emisión de automóviles en los 12 sitios de muestreo con D. R.



mientras que las más bajas se observaron en Cuautitlán, IMP y Huixquilucan. Presumiblemente, las emisiones de óxido nítrico no están asociadas con las condiciones de aceleración, ya que contrariamente a lo esperado, el punto de Huixquilucan se ubica entre los sitios con mayor aceleración, como puede verse en los estadísticos del Anexo D.

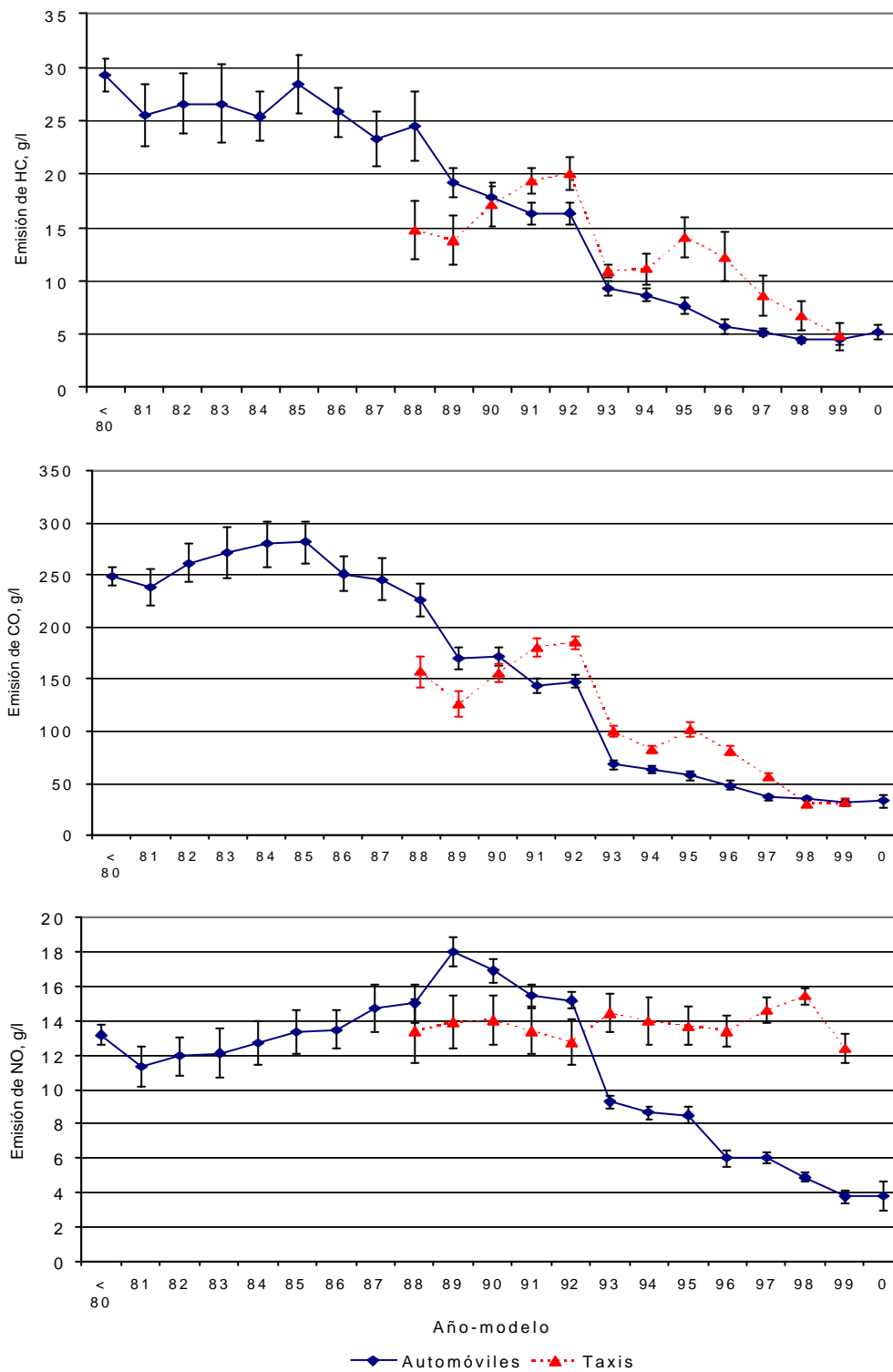
3.3.3. Factores de emisión para automóviles y taxis.

Los factores de emisión reportados comúnmente en la literatura dividen a los automotores en automóviles y vehículos ligeros comerciales. En este caso, aprovechando que es posible diferenciar las placas que corresponden a los taxis, tanto del Distrito Federal como del Estado de México, se desagregaron estos últimos para estimar sus niveles de emisión promedio. Al analizar por separado estos subgrupos del parque vehicular, es posible ponderar los factores de emisión por su consumo de combustible y con ello incorporar en el inventario de emisiones uno de los estratos que presumiblemente tiene una contribución significativa, derivado del deterioro inherente a los altos recorridos y el mantenimiento a que se someten.

La Gráfica 3.10 muestra los factores de emisión para el CO, hidrocarburos y NO por año-modelo de los automóviles y taxis medidos en este estudio. Las barras de error representan los límites superior e inferior del intervalo de confianza de 95% para los factores de emisión promedio entre los 12 sitios de muestreo. Es evidente que los taxis presentan una mayor variabilidad a causa del menor número de mediciones realizadas y la alta dispersión en sus emisiones en comparación con los automóviles. Asimismo, son notorias las diferencias entre los factores de emisión para hidrocarburos y CO, entre los automóviles de modelos recientes, 1993 y posteriores y los anteriores a 1990. Ambos niveles promedio se separan aproximadamente en cuatro órdenes de magnitud.

De la Gráfica 3.10 también se puede deducir que los vehículos 1993 y posteriores, provistos de sistemas de inyección de combustible y convertidor catalítico de tres vías, son más estables en sus emisiones con relación a los vehículos que cuentan con carburador (anteriores a 1991), debido entre otros factores, a que los primeros son menos susceptibles de modificaciones en la relación aire-combustible, condición que regula de manera importante las emisiones de los motores.

Gráfica 3.10 Factores de emisión base-combustible para automóviles y taxis



Las gráficas permiten delimitar los cambios tecnológicos en el parque vehicular. Por ejemplo, como resultado de la aplicación de la primera norma de emisiones para los automóviles de 1989 y 1990, aunque no de manera elocuente, uno puede ver que las emisiones de CO e hidrocarburos presentan el primer descenso, en tanto que el NO se eleva a los niveles más altos de emisiones, como resultado de la simple modificación de la relación aire-combustible, para poder cumplir con la normatividad.

Asimismo, es evidente el cambio posterior en las emisiones de los tres contaminantes, como resultado de la aplicación de tecnologías para reducir las emisiones reguladas. Tal es el caso de los vehículos 1991 y 1992, donde se observa el segundo descenso significativo de emisiones al incorporarse los primeros convertidores catalíticos a los automotores, así como del año-modelo 1993 en adelante, cuando se generalizó el uso de los sistemas de inyección de combustible y convertidores catalíticos de tres vías, donde la disminución es todavía más notoria.

Los segmentos de las curvas que describen las emisiones para los automóviles de 1993 en adelante, podrían aportar información sobre el deterioro de las emisiones en el tiempo, ya que durante el periodo de 1993 a 1999 la normatividad se mantuvo en los mismos niveles permisibles de emisión.

Como se estableció con anterioridad, las emisiones de NO ostentan la mayor variabilidad entre sitios para el mismo año-modelo, lo cual deriva en que el intervalo de confianza sea más amplio para este contaminante. Asimismo, se resalta el comportamiento que presentan los taxis de modelos recientes, los cuales en términos generales no cambian entre los diferentes años, situación que puede atribuirse a una operación generalizada con mezclas deficientes en combustible y/o una aceleración severa al momento de pasar por el detector.

Por otra parte, es importante hacer notar la tendencia al alza que presentan el óxido de nítrico en los vehículos anteriores a 1990, conforme disminuyen su edad, debido presumiblemente a dos factores. Por un lado se tiene que, al ir disminuyendo los máximos permisibles de emisión para el CO e hidrocarburos en el programa de verificación vehicular, los motores se calibran en una relación aire-combustible con tendencia hacia mezclas pobres y el consecuente aumento en las emisiones de NO.

Por otro lado, se tiene también que, conforme se demandó mayor economía de combustible, se recurrió a motores más pequeños, pero también con mayor relación de compresión, lo cual genera en principio más NO.

Se ha mencionado que los factores de emisión estimados para los automóviles de un determinado año-modelo en los EUA son significativamente diferentes de los que se estimarían para México, como resultado del marcado retraso en la incorporación de tecnologías y la aplicación de normas de emisiones estrictas, (Faiz *et al*, 1997). Al hacer un análisis comparativo de los niveles de emisión base-combustible, calculados a partir de mediciones en campo con el detector remoto de emisiones, para las ciudades de Nashville, Los Angeles y Denver, en los EUA, se observa que para el mismo periodo o año modelo, las emisiones para los automóviles de la ZMVM son casi del doble, a excepción del NO para los vehículos de 1981 a 1985, (Cuadro 3.8).

Cuadro 3.8 Comparación de factores de emisión gramos/litro para automóviles de pasajeros de los EUA y México

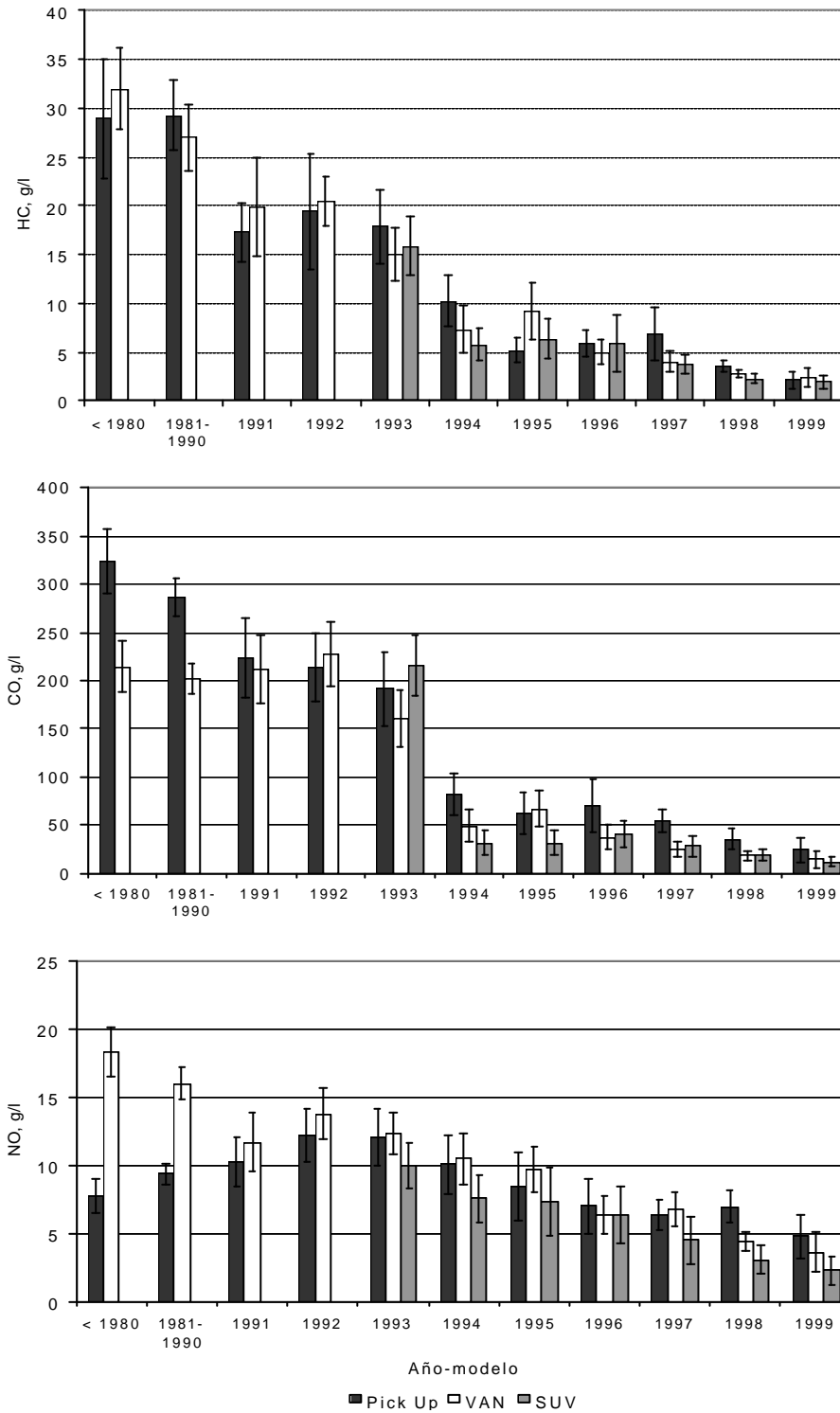
Año-modelo	ZMVM, 2000			Denver, 2001 ⁽¹⁾			Los Angeles, 1997 ⁽²⁾		Nashville, 1995 ⁽³⁾
	CO	HC	NO	CO	HC	NO	CO	HC	CO
1981-85	226	22.2	8.0	111	10	11.7	146	16	128
1991	108	12.5	11.4	47	4.3	7.3	52	6	34
1994	50	7.1	8.0	27	2.9	4.9	35	4	24

Fuente: (1) Pockarel et al., (2002b) (2) Singer & Harley, (2000) (3) Harley et al., (2001)

3.3.4 Factores de emisión de vehículos comerciales y utilitarios

Los factores de emisión para los vehículos ligeros comerciales y utilitarios que comprenden; las camionetas ligeras y de carga clase 3 (Pick Up); minivan, van y combi (VAN); así como los vehículos deportivos todo terreno (SUV), se calcularon de manera similar a los automóviles y taxis. Debido al escaso número de mediciones para algunos modelos y subgrupos, los factores se agruparon en función de la tecnología predominante en diversos periodos. Los vehículos anteriores a 1979 se agruparon con los de 1980, así como los comprendidos entre 1981 y 1990 en uno solo grupo.

Gráfica 3.11 Factores de emisión base-combustible para vehículos comerciales ligeros y utilitarios



De los resultados que aparecen en la Gráfica 3.11 se desprende que los factores de emisión para ese tipo de automotores, en particular los hidrocarburos, tienden a presentar niveles similares entre subgrupos, y son comparables con los estimados para los automóviles. Esta similitud implica que los motores tienden a presentar deficiencias parecidas en la formación de contaminantes cuando se normalizan al consumo de gasolina; sin embargo, debido a que los niveles de consumo son diferentes, es necesario tomar en cuenta esta variable al obtener factores de emisión ponderados por el rendimiento de combustible cuando se elaboran los inventarios de emisiones. Es de esperarse que al normalizar estos factores en función del recorrido, los niveles muestren las diferencias conocidas, no observadas con esta metodología.

De igual forma se puede apreciar en los vehículos identificados en el grupo de las pick up anteriores a 1992 que la relación entre el bajo NO respecto a las altas emisiones de CO, es una señal evidente de su operación en mezcla rica, tomando en cuenta que este segmento de vehículos está provisto de carburador y son susceptibles de ser alterados para responder a las condiciones de carga a que se someten estos automotores. En un análisis comparativo de los factores de emisión para este estrato vehicular, similar al de los automóviles, entre los EUA y México, se observa también que los niveles para nuestro país son casi del doble (Singer y Harley, 2000; Pokharel *et al*, 2002b). En el Anexo E se presenta un resumen de los factores de emisión por año-modelo para cada uno de los estratos considerados en este estudio.

3.4 Emisiones base-combustible en pruebas FTP-75

En el presente estudio se concede especial atención a los factores de emisión calculados a partir de las mediciones con detector remoto al sustentar su representatividad con el número de vehículos analizados. Sin embargo, resulta evidente la necesidad de comparar los factores aquí estimados con los reportados en otras referencias, como se hizo con anterioridad.

Debido al limitado número de trabajos internacionales donde se reportan factores de emisión base-combustible, aunado al hecho de que las tecnologías y normas por año-modelo no son equivalentes a las de México, en esta fase del estudio se comparan los niveles que presentan las emisiones promedio de los automóviles de gasolina que se

han probado en laboratorio durante los últimos ocho años, en comparación con las pruebas de campo con detector remoto, considerando que aun cuando las metodologías difieren entre sí, el ejercicio permite en principio conocer que diferencias podría haber entre ambas.

Las mediciones en pruebas de laboratorio, realizadas con el procedimiento FTP-75, y calculadas en gramos por litro, ofrecen emisiones representativas de todo el espectro de condiciones de operación del vehículo, en comparación con las mediciones instantáneas registradas con el sistema de detección remota.

En esta fase se analizaron los resultados de aproximadamente 2450 pruebas efectuadas en el laboratorio del IMP durante el periodo de 1993 al 2001, en 433 automóviles agrupados por segmentos tecnológicos y por año-modelo. Debido al escaso número de datos de vehículos año-modelo 1979 y anteriores, estos se agruparon con los correspondientes al año-modelo 1980. En este caso, se consideraron todas las pruebas realizadas en cada vehículo, cuyo número osciló entre una y dieciocho, correspondientes a ensayos a diversas lecturas de odómetro y diferentes condiciones de mantenimiento y afinación, con lo cual es posible conocer el espectro de variación que puede presentar un vehículo durante su vida útil. En el siguiente cuadro se describe el número de datos analizados para cada estrato tecnológico.

Cuadro 3.9 Pruebas de laboratorio FTP-75 consideradas en la estimación de factores de emisión base-combustible

Estrato		
Año-modelo	Vehículos	Pruebas
1990 y anteriores	178	914
1991-1992	96	447
1993-1998	127	904
1999-2000	32	221

De las cifras que aparecen en el cuadro anterior, se desprende que los factores de emisión podrían estar sesgados por un tipo de vehículo en particular o una condición

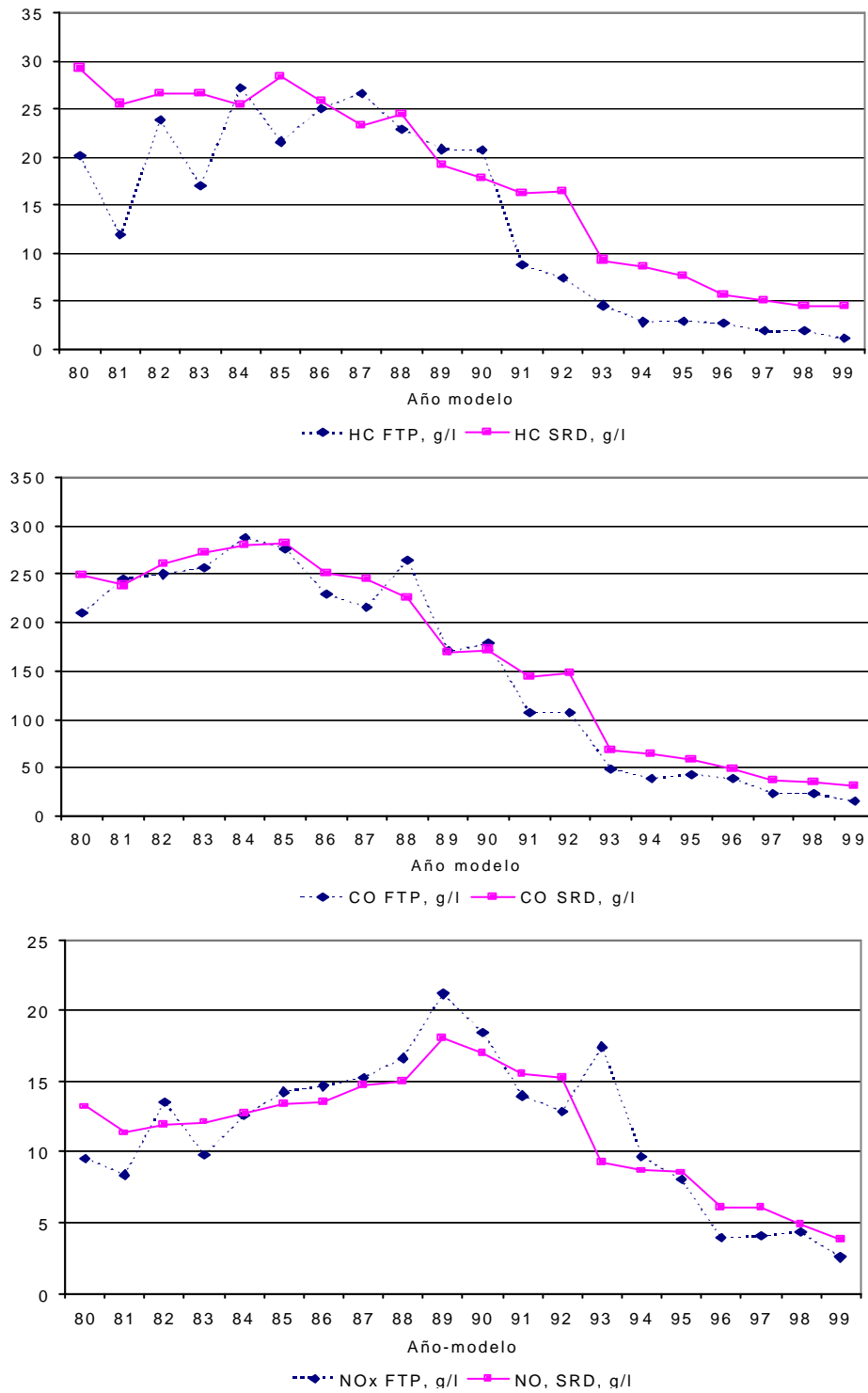
de mantenimiento; sin embargo, con este ejercicio se pretendió conocer los intervalos en que es factible encontrar las emisiones de los vehículos, cuando se reportan en gramos por litro.

En la Gráfica 3.12 se comparan los promedios de las emisiones por año-modelo, para las pruebas FTP-75 de laboratorio y las correspondientes a la campaña de medición con detector remoto de emisiones. Los resultados presentados corresponden exclusivamente a automóviles de pasajeros, ya que no se dispone de datos suficientes de pruebas de laboratorio para los vehículos comerciales. En el caso de los resultados de las pruebas FTP-75, no es factible estimar los intervalos de confianza para cada año-modelo debido a que la distribución de las emisiones no es normal y el número de datos para varios de ellos es escaso, por lo que solo se considera como una referencia de los niveles promedio que pueden presentar los vehículos en circulación. (Anexo F)

Del análisis de la Gráfica 3.12 resalta la indefinición en la tendencia de las emisiones FTP-75 para poder conformar un modelo estadístico, como resultado de las altas variaciones entre cada año-modelo, así como la alta dispersión en las emisiones. Tal es el caso de las emisiones de hidrocarburos de los vehículos anteriores a 1987, donde es difícil predecir cual de los promedios observados presenta la tendencia correcta. Sin embargo, es importante observar en ambas metodologías la similitud en la reducción súbita en los niveles de emisión de los vehículos 1991, 1992 y 1993, como se comentó con anterioridad.

Para todos los contaminantes se observa que, los factores de emisión calculados con pruebas de laboratorio, están por debajo de los correspondientes a las pruebas de campo, generalmente a partir de 1991. En principio se observa que, los resultados de laboratorio disponibles hasta ahora no son suficientes para estimar, con una precisión aceptable, el comportamiento de los factores de emisión de la población de vehículos de la ZMVM en todos sus estratos tecnológicos y año-modelo.

Gráfica 3.12 Comparación de factores de emisión para automóviles
Pruebas de laboratorio vs pruebas de campo



Por otra parte, para establecer con certeza si los factores de emisión calculados con ambas metodologías muestran diferencias significativas, se llevó a cabo una prueba t, comparando los promedios por año-modelo, considerando una significancia de 0.05. Para los tres contaminantes no se encontraron diferencias significativas, de acuerdo con el Cuadro 3.10.

Cuadro 3.10 Comparación de las medias de emisiones por año-modelo en términos del valor de p.

Factor de emisión	Promedio g/l	Desviación Estándar	p
HC – FTP	21.74	4.65	
HC – DR	25.46	2.81	0.070
CO – FTP	240.6	35.30	
CO – DR	247.4	32.66	0.365
NOx – FTP	13.58	3.80	
NOx – DR	13.59	1.94	0.989

Con base en el análisis de las probabilidades (p), se observa que los factores de emisión para NOx tienen mayor similitud, seguidos de los de CO y por último los de hidrocarburos, con un valor muy cercano a la probabilidad de rechazo. Estos resultados son importantes al permitir inferir que, bajo la metodología base-combustible, los factores de emisión promedio de una muestra grande de mediciones en campo en una condición de operación determinada, podrían ser comparables con los promedios de todo un espectro de condiciones de operación (FTP-75), cuando se dispone datos suficientes para evitar variaciones considerables por la falta de resultados.

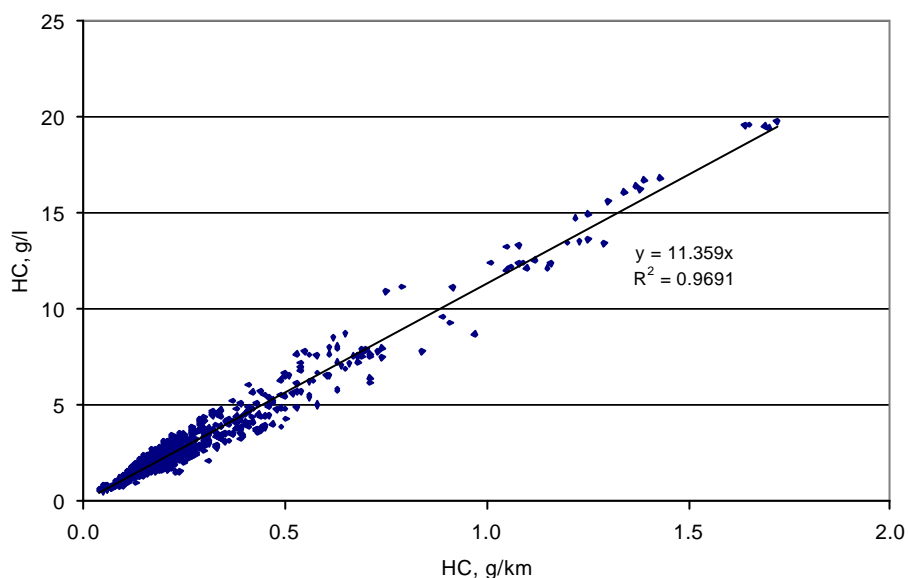
Adicionalmente, al comparar estos resultados con los promedios calculados por condición de operación, también se muestra similitud en los factores de emisión de los tres contaminantes, al menos para los vehículos de tres estratos, los denominados como 1990 y anteriores, 1991 a 1992 y 1993 a 1998. Los factores de emisión por

condición de operación de los vehículos 2000 son 10 veces inferiores para CO e hidrocarburos y 5 veces inferiores para NOx.

3.4.1 Correlación entre emisiones base-combustible y base-recorrido

Con el propósito de conocer la relación entre los factores de emisión base-recorrido y base-combustible, utilizando los mismos resultados de las pruebas de laboratorio, se realizaron algunos análisis de regresión lineal. En un primer ejercicio se estimó el modelo estadístico que correlaciona ambos factores de emisión, utilizando para cada vehículo las emisiones calculadas en la misma prueba, tanto en gramos/kilómetro como en gramos/litro. Para ejemplificar lo anterior, en la Gráfica 3.13 se muestra el comportamiento observado con las emisiones de hidrocarburos de 127 vehículos año-modelo 1993-1998.

Gráfica 3.13 Correlación entre los factores de emisión base-combustible y base-recorrido
Pruebas FTP-75

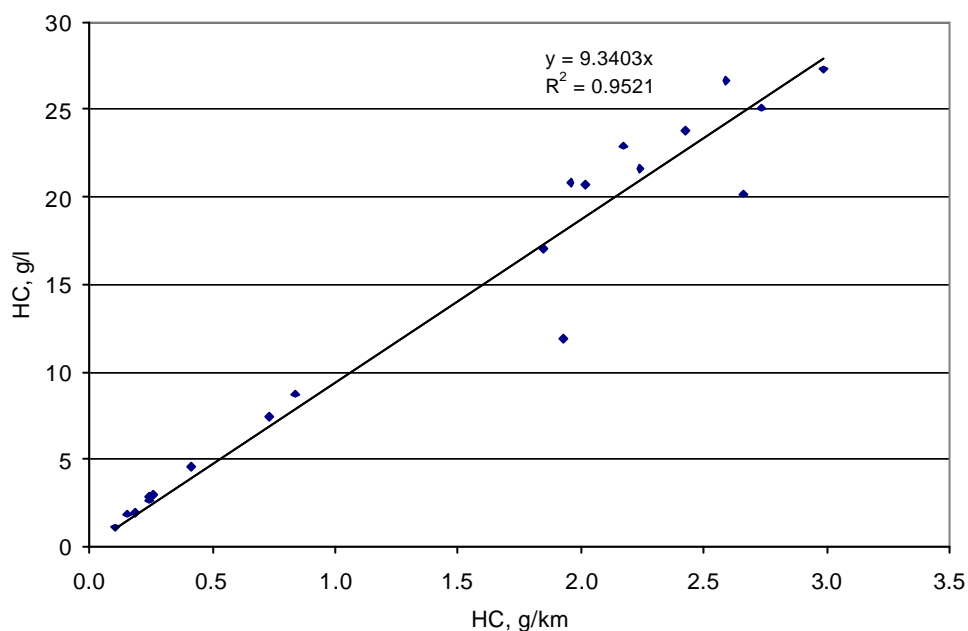


Los resultados en los tres contaminantes mostraron coeficientes de correlación (r) y de determinación (R^2) arriba de 0.80, lo cual significa que al menos hay una correlación lineal entre estos; sin embargo, al realizar el análisis de residuales, se observó que la varianza no es constante, y conforme los factores de emisión son más altos, la

dispersión también crece. El incumpliendo de esta condicionante en la regresión lineal, nos lleva a considerar que el modelo encontrado no reproduciría los datos estimados para los altos emisores.

Un ejercicio similar se llevó a cabo con las emisiones promedio por año-modelo, tanto en gramos por litro como en gramos por kilómetro, (Gráfica 3.14). Los resultados de la regresión fueron parecidos a los descritos con anterioridad, ya que en los tres contaminantes la varianza aumenta conforme los niveles de emisión de los automotores son más altos.

Gráfica 3.14 Correlación entre los factores de emisión
Niveles de emisión promedio por año modelo (Pruebas FTP-75)



Con base en el comportamiento observado en las gráficas se concluye que ambos factores expresados en gramos/kilómetro y gramos/litro, al menos con la información disponible, no se pueden relacionar directamente para poder predecir las emisiones de uno en función de otro.

3.5 Inventario de emisiones base-combustible

En los inventarios de emisión base-recorrido, cada subgrupo de vehículos en que se divide el parque vehicular se segrega por año-modelo con su correspondiente factor de emisión, y se le asigna a cada uno un recorrido promedio diario o anual, para determinar en cada caso su aportación en el inventario total. En la metodología base-combustible, para calcular la emisión total de contaminantes, se utilizan un factor de emisión ponderado para todo el parque vehicular (M), el cual se multiplica por las ventas regionales de gasolina. El procedimiento para obtener los factores de emisión M se describe a continuación.

En esta metodología la fracción de actividad (f_{yv}), se calcula con la Ecuación 5 y se refiere a la frecuencia con que cada subgrupo de vehículos por año-modelo pasa a través del detector remoto de emisiones, obteniéndose directamente de los registros observados en los 12 sitios de muestreo, como se observó en la Gráfica 3.7, (Anexo H)

$$f_{yv} = \frac{n_{yv}}{N}$$

(Ecuación 5)

y = Año-modelo del subgrupo
 v = Subgrupo de vehículos (automóviles, comerciales ligeros, SUV, etc.)
 f = Fracción de actividad del subgrupo
 n = Número de mediciones del subgrupo
 N = Número total de mediciones

La fracción de combustible utilizada por cada subgrupo de vehículos (r_{yv}) se calcula por medio de la Ecuación 6, utilizando el rendimiento de combustible promedio R_{yv} y la fracción de actividad f_{yv} (Singer & Harley 2000).

$$r_{yv} = \frac{(f_{yv} / R_{yv})}{\sum_{v=V_1}^{V_n} \sum_{y=Y_1}^{Y_n} (f_{yv} / R_{yv})}$$

(Ecuación 6)

R_{yv} = Rendimiento de combustible por año-modelo y subgrupo
 $Y_1 \dots Y_n$ = Los diversos años-modelo medidos
 $V_1 \dots V_n$ = Los subgrupos de vehículos medidos
 r_{yv} = Rendimiento de combustible relativo por año-modelo y subgrupo

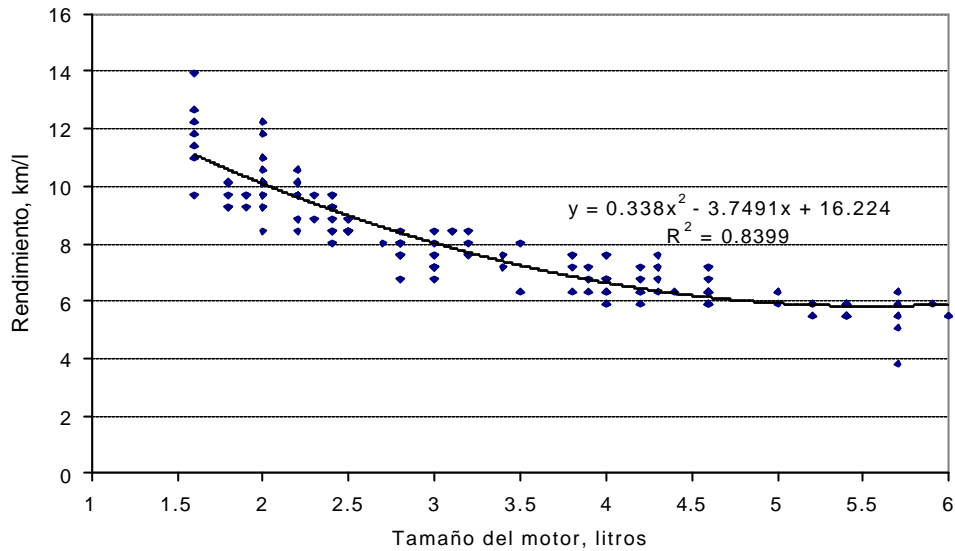
Con la finalidad de obtener un factor de emisión promedio de la flotilla, se considera el rendimiento de combustible relativo (R_{yv}) de cada clase o tipo de vehículo por año-modelo. Esta ponderación es necesaria, en virtud de que los vehículos más viejos y de mayor cilindrada en el motor consumen más gasolina que los vehículos modernos de menor cilindrada.

En este estudio, el rendimiento de combustible se estimó a partir de las mediciones de laboratorio, ya que durante las pruebas de emisiones se obtiene también el rendimiento de combustible en kilómetros por litro para un recorrido de ciudad. A pesar de que no se tienen tendencias significativas sobre la correlación entre el rendimiento de combustible y, la edad del vehículo o el tamaño del motor, en este estudio se optó por utilizar la segunda variable para estimar el rendimiento relativo por año-modelo, para lo cual se desarrolló una metodología de cálculo.

Debido a que los tamaños de motores han variado indistintamente a través de los años, los resultados de diferentes vehículos se relacionaron con su cilindrada para obtener la curva de la Gráfica 3.15, que muestra la relación promedio del rendimiento con el tamaño del motor. Las diferencias en el rendimiento para el mismo tamaño del motor se deben a la tecnología utilizada en cada caso. El hecho de utilizar un rendimiento relativo no implica grandes variaciones en la ponderación, en virtud de que el rendimiento (R_{yv}) aparece en el numerador y el denominador de la Ecuación 6.

El rendimiento de combustible relativo por año-modelo para cada subgrupo de vehículos se obtuvo a partir del tamaño ponderado del motor y la curva promedio de la Gráfica 3.15. La ponderación del tamaño se realizó con las ventas de automotores registradas en cada año, aprovechando que se dispone de información desagregada de tal forma que, puede correlacionarse el tipo de vehículo con el tamaño del motor. En el Anexo G se muestra de manera detallada la secuencia de cálculo y resultados para obtener los rendimientos relativos por año-modelo.

Gráfica 3.15 Rendimiento promedio de combustible para automotores de gasolina



Finalmente, los factores de emisión promedio para cada subgrupo de vehículos (E_{yv}) se ponderan por la fracción del total de combustible utilizado por cada subgrupo de vehículos (r_{yv}), para obtener el factor de emisión promedio de la flota vehicular (M) para cada contaminante, de acuerdo con la Ecuación 7, (Pokharel *et al*, 2002b).

$$M = \sum_{v=V_1}^{V_n} \sum_{y=Y_1}^{Y_n} r_{yv} E_{yv} \quad (\text{Ecuación 7})$$

El Cuadro 3.11 muestra los factores de emisión promedio para el parque vehicular de gasolina que circula en la ZMVM, así como los resultados reportados en estudios anteriores. Cabe señalar que los factores de emisión reportados para Denver 2000 y Los Angeles 1997 corresponden a resultados ponderados calculados mediante la metodología descrita arriba, el resto de los datos se reportaron como los promedios simples de todas las mediciones realizadas en cada ciudad.

Del análisis de dicho cuadro comparativo resalta primeramente la congruencia de los factores de emisión calculados para el año 2000 en la ZMVM, respecto a los niveles reportados para Monterrey en 1994, ya que denotan cierta mejoría en la evolución de las emisiones. Sin embargo, respecto a los factores de emisión de las flotas vehiculares de las ciudades de los EUA, para el mismo año, son notorias las diferencias. Para el monóxido de carbono y los hidrocarburos, los niveles de emisión en la ZMVM son superiores en dos y cuatro órdenes de magnitud, en tanto que los óxidos de nitrógeno son superiores entre dos y tres veces, lo cual sin duda resalta la diferencia en las tecnologías de los automotores en circulación en ambos países.

Cuadro 3.11 Comparación de factores de emisión promedio (g/l) para automóviles y vehículos comerciales ligeros de gasolina

Ciudad	Mediciones	CO	HC	NO
Monterrey 1994 ⁽¹⁾	24,738	155.0	18.2	15.0
ZMVM 2000	42,822	113.5 ± 13	13.1 ± 1.9	9.84 ± 2.3
Denver 2000 ⁽²⁾	22,986	48.3	6.6	5.1
Los Angeles 2000 ⁽³⁾	23,303	45.4	3.5	4.4
Los Angeles 1997 ⁽⁴⁾	60,000	80 ± 7	9.3 ± 1.5	---
Phoenix 2000 ⁽⁵⁾	20,801	25.0	1.46	4.7
Chicago 2000 ⁽⁶⁾	22,065	24.0	3.0	3.3

⁽¹⁾ Bishop et al. (1997)

⁽²⁾ Pokharel et al (2001b)

⁽³⁾ Pokharel et al. (2001 a)

⁽⁴⁾ Singer & Harley (2000)

⁽⁵⁾ Pokharel et al. (2002a)

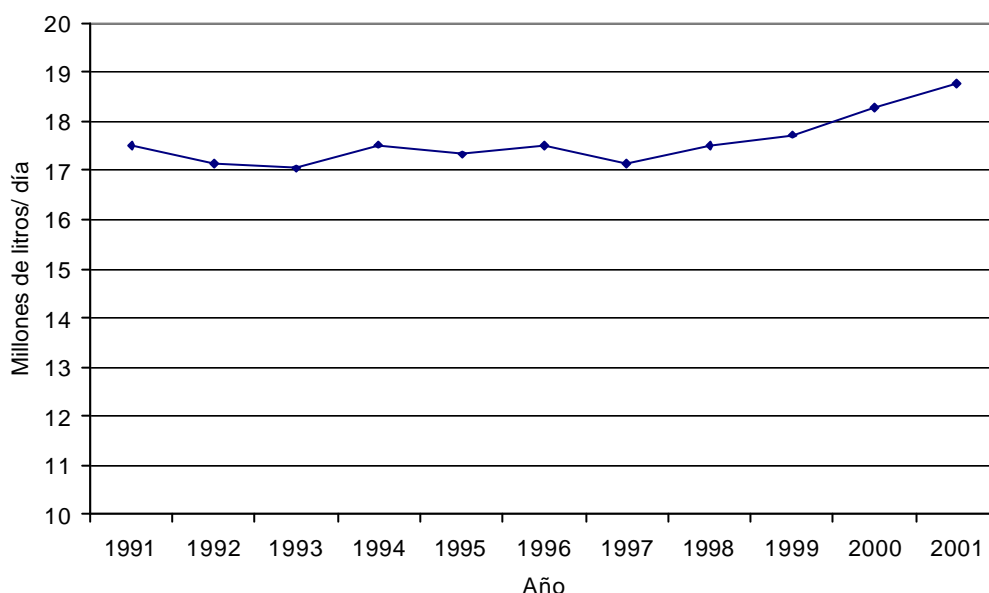
⁽⁶⁾ Pokharel et al. (2001c)

Por otra parte, si comparamos los resultados del cuadro anterior con los promedios aritméticos mostrados en el Cuadro 3.5, se observará que prácticamente no hay diferencias entre los factores de emisión calculados por los dos caminos, debido a que en la flota de vehículos analizada predomina el estrato correspondiente a los automóviles y, por lo tanto, los rendimientos de combustible, en este caso, no afectan significativamente los promedios ponderados. Sin embargo, el uso del promedio simple

no aporta información sobre el error estimado para cada uno de los factores de emisión.

Finalmente, con base en el consumo promedio diario de gasolinas en el Valle de México (Gráfica 3.16), reportado por Pemex-Refinación, y que alcanzó los 18.3 millones de litros en el año 2000, se calculó el inventario de emisiones para cada contaminante, multiplicando el consumo promedio anual por su correspondiente factor de emisión.

Gráfica 3.16 Ventas de gasolina en la ZMVM



Fuente: Petróleos Mexicanos, Memoria de labores 1995,1998, 2001

En el Cuadro 3.12 se puede observar comparativamente los resultados del inventario con esta metodología y las estimaciones calculadas para el inventario de 1998, como referencia disponible a la fecha. Para poder comparar ambos inventarios, en igualdad del parque vehicular considerado, se contabilizaron las emisiones correspondientes a los vehículos particulares, las pick up, las combis, taxis y microbuses, que equivalen a los subgrupos identificados en este estudio, (Anexo I).

El inventario base-combustible para el año 2000 es inferior en 48% para el CO y 26% para los NOx, respecto al inventario base-recorrido de 1998, para el parque vehicular de gasolina. En el caso de los hidrocarburos, la diferencia entre ambos escenarios es de 39%, pero en esta metodología no se contabilizan las emisiones evaporativas. El error estándar estimado con un 95% de confiabilidad, corresponde al promedio ponderado de los errores calculados para cada factor de emisión por año-modelo y subgrupo de vehículos. En términos porcentuales la incertidumbre para el CO es de $\pm 11.4\%$, para los hidrocarburos es de $\pm 14.6\%$ y para los NOx de $\pm 23.4\%$, respecto a los promedios de emisión estimados, resultados que concuerdan con la variabilidad observada en la Gráfica 3.9.

Cuadro 3.12 Inventarios de emisiones de escape de vehículos ligeros y medianos de gasolina, ton/año.

Contaminante	Base-combustible	Base-recorrido
	2000	CAM 1998 (1)
CO	753,848 \pm 86,140	1,446,621
HC	87,023 \pm 12,775	143,320*
NOx	65,367 \pm 15,330**	87,888

* Incluye emisiones evaporativas

** Reportados como NO

Fuente: Programa para mejorar la calidad del aire en la ZMVM 2002-2010

Además de la incertidumbre estimada para los factores de emisión base-combustible del parque vehicular de gasolina que circuló en el año 2000, es necesario considerar que otra fuente de error podría encontrarse en el consumo de combustible, debido a que se ha cuestionado la tendencia de crecimiento que han presentado las ventas de gasolinas en los últimos años, respecto a las tasas de crecimiento en las ventas de vehículos nuevos en la ZMVM. Sin embargo, no se dispone de información que permita estimar las diferencias, pero aun con esta incertidumbre, las cifras del inventario base-combustible difícilmente alcanzarían los estimados de los inventarios oficiales.

Otro factor que debe considerarse en el inventario base-combustible se refiere a la aportación de las emisiones durante el arranque en frío de los automotores. De acuerdo con las estimaciones de Singer *et al*, (1999), las emisiones en caliente, registradas con el detector remoto, podrían aumentar en 6% al considerar la aportación del arranque en frío.

Aun considerando la aportación de emisiones durante el arranque en frío, los promedios estimados para el parque vehicular de gasolina de la ZMVM podría ascender a 799,078 ton/ año de CO y 92,244 ton/año de hidrocarburos, en tanto que los NOx prácticamente no tendrían variación.

3.5.1 Evolución de los inventarios base-combustible en la ZMVM

En esta sección final se hace una estimación simple sobre las emisiones base-combustible que precedieron a este trabajo, utilizando para ello las bases de datos disponibles en la página electrónica de la Universidad de Denver, denominada Fuel Efficiency Automobile Test Data Center, donde se encuentran las emisiones correspondientes a las campañas de 1991 y 1994 en la Ciudad de México. Desafortunadamente, los archivos disponibles únicamente se concretan a listar las emisiones de los cuatro gases registrados como válidos y no es posible identificarlas con las características del vehículo, debido a que no se llevó a cabo la captura de placas vehiculares.

Con base en el análisis de las diferencias observadas entre los factores de emisión producto de los promedios aritméticos de las mediciones de todos los vehículos que pasaron por el detector remoto y los factores ponderados por el rendimiento relativo, es posible considerar que los primeros podrían dar una aproximación del inventario de emisiones para el parque vehicular de gasolina.

Bajo esta consideración, se tomaron los listados de las concentraciones de las campañas de 1991 y 1994 para calcular cada uno de los factores de emisión base-combustible. En esas fechas no se disponía del detector de emisiones de NO, por lo que solo se calcularon los factores de emisión de CO e hidrocarburos. En el Cuadro

3.13 se muestran los promedios calculados para las campañas y contaminantes mencionados.

Los resultados denotan concordancia con la evolución observada en los promedios de las concentraciones analizadas con anterioridad, sin embargo se desconoce la incertidumbre asociada al punto de muestreo y entre año-modelo de los estratos.

Cuadro 3.13 Factores de emisión promedio (g/l) para automóviles y vehículos comerciales ligeros en 1991 y 1994

Campaña	Mediciones	CO	HC
1991*	31,838	351.4	51.3
1994*	39,279	176.8	23.9

* Promedios aritméticos calculados a partir de datos disponibles Mexico City 91 y Mexico City 94 , Fuel Efficiency Automobile Test Data Center, Universidad de Denver

A partir de estos resultados y las cifras de ventas de gasolinas reportadas en los años correspondientes a cada una de las campañas se estimó el inventario de emisiones para el parque vehicular de gasolina que circulaba en la ZMVM. El Cuadro 3.14 muestra la evolución estimada en las emisiones del parque vehicular de gasolina en la ZMM.

Por otra parte, debido a que no se dispone de un inventario oficial para el año de 1991, solamente se puede hacer una comparación del inventario de 1994 con las emisiones estimadas para el parque vehicular de gasolina. En tal sentido, para 1994 se estimó oficialmente una emisión cercana a los 2 millones de toneladas por año de CO y de 500,000 toneladas por año de hidrocarburos.

Cuadro 3.14 Evolución de emisiones de escape y concentración de CO en el aire. Vehículos ligeros y medianos de gasolina

Año	Ventas de gasolina *	HC, ton/año	CO, ton/año	Concentración de CO en la atmósfera **
1991	17.16	318,316	2,180,437	5.9
1994	18.26	160,512	1,187,388	2.9
2000	18.3	87,023	753,848	2.0

Fuente: CAM, 2002 Programa para mejorar la calidad del aire en la ZMVM 2001-2010

* Millones de litros por día

** Promedio aritmético anual, ppm

Las diferencias entre ambas estimaciones son de 41% para CO y de 68% para hidrocarburos. Es importante notar que para el año de 1996 el inventario oficial de emisiones correspondiente a los vehículos particulares, pick up, combis, microbuses y taxis, todos ellos a gasolina, descendió a 1.26 millones de toneladas por año de CO y a 108 mil toneladas por año de hidrocarburos, sin explicación oficial alguna sobre el motivo del cambio súbito en dos años.

Un análisis importante sobre la certidumbre de los inventarios base-combustible se puede asociar con la evolución de las concentraciones de monóxido de carbono en el aire de la ZMVM. Para poder efectuar este análisis se tomaron los promedios aritméticos de las concentraciones promedio anuales de CO, reportadas para las estaciones de Tlanepantla, Xalostoc, Merced, Pedregal y Cerro de la Estrella, para cada uno de los años considerados, como se muestra en el Cuadro 3.14. El análisis comparativo entre la evolución de las concentraciones en el aire y las emisiones de CO se basa en las estimaciones oficiales que señalan al parque automotor de gasolina como el sector que aporta más del 90% del CO. En tal sentido es de esperarse que las reducciones en ambos casos conserven relaciones parecidas.

Es importante notar que la reducción en las emisiones de CO, de 1991 a 1994, se estima en 46%, en tanto que las concentraciones de CO, entre los mismos años, se redujeron en 51% en promedio. Asimismo, la disminución de emisiones para el mismo contaminante, de 1994 al 2000, se estima en 36%, y la concentración de CO en la ZMVM disminuyó en ese periodo en 31%. Finalmente, al realizar un ejercicio similar

para estimar las emisiones del escenario 1991, en función del cambio porcentual en las concentraciones de CO en el aire, pero tomando como referencia las emisiones reportadas en el inventario de 1994, cercanas a las dos millones de toneladas por año, el inventario estimado para 1991 sería de aproximadamente 4.1 millones de toneladas por año, cifra que en ningún momento se llegó a estimar para la ZMVM.

Conclusiones

Por primera vez se aplicó en México, en particular en la ZMVM, la metodología base-combustible, a partir de mediciones de emisiones en campo, para elaborar un inventario de emisiones de fuentes móviles para tres contaminantes; monóxido de carbono, hidrocarburos y óxido nítrico, como una alternativa a la metodología basada en factores de emisión base-recorrido estimados con modelos estadísticos.

El inventario base-combustible para el parque vehicular de gasolina, estimado para el año 2000, es inferior en 48% para el CO y 26% para los NOx, respecto al inventario oficial de 1998. En el caso de los hidrocarburos, la diferencia entre ambos escenarios es de 39%, pero en esta metodología no se contabiliza la contribución de las emisiones evaporativas de combustible en los vehículos.

Con esta metodología, se observó que la reducción en las emisiones de CO del parque vehicular a gasolina, para los escenarios de 1991, 1994 y 2000, es congruente y proporcional a la reducción mostrada en las concentraciones promedio de CO en el aire, reportadas para los años analizados.

A pesar del cuestionamiento sobre la representatividad de las emisiones vehiculares medidas en un segundo con el sistema de detección remota, respecto a las pruebas controladas de laboratorio, en este estudio se comprobó que, mediante la metodología de cálculo base-combustible, los factores de emisión de muestras grandes son congruentes y comparables entre sí, para los diferentes estratos y tecnologías evaluados.

Con base en lo anterior, la medición en campo con el sistema de detección remota de emisiones ofrece para nuestro país una opción interesante para obtener en el corto plazo factores de emisión calculados a partir de resultados experimentales, en los cuales la medición no está programada y se pueden analizar los vehículos en uso regular, sin que los conductores tomen previsiones ante el muestreo, como sucede con las pruebas de verificación vehicular.

La metodología de cálculo base-combustible para la estimación de los inventarios de emisiones ofrece menos incertidumbre en los factores de actividad, ya que se basa principalmente en información de campo. Al conocer la frecuencia con que circulan los diferentes tipos de vehículos del área de estudio, a partir de las observaciones de la campaña de monitoreo y los consumos de gasolina, se evita agregar otras variables no cuantificadas. Por lo anterior, es importante contar con bases de datos confiables sobre las características del parque vehicular, para no limitar la cantidad de vehículos identificados por tipo y año-modelo, así como de los consumos regionales de gasolina.

El uso de factores de emisión en gramos por litro promete ser una metodología sencilla para elaborar los inventarios de emisiones, en la medida que se dispone de mediciones suficientes con el detector remoto de emisiones. Sin embargo, a pesar de la incertidumbre asociada al nivel promedio de recorrido diario, los factores de emisión expresados en gramos por kilómetro continuarán utilizándose a escala mundial para estimar las emisiones de los automotores, debido a que los primeros no predicen las emisiones para años futuros, al no disponer de factores de deterioro, por lo que en su forma actual ambas metodologías pueden complementarse entre sí para estimar y validar los inventarios.

Con base en lo observado en este estudio, se establece que la metodología sustentada en la medición de emisiones con detector remoto, está condicionada principalmente a la operación de los vehículos en una condición de operación, la ubicación y altura del sistema de escape y la identificación del automotor a través de su placa de circulación, lo cual podría generar una pérdida en el número de datos válidos y limitar su potencialidad. Asimismo, la precisión del inventario de emisiones base-combustible es función de la representatividad de la muestra de vehículos que pasan a través del detector remoto y la correcta distribución de los datos de actividad sobre consumos de combustible, dentro del área de estudio.

Por otra parte, con base en los experimentos desarrollados para demostrar los supuestos o hipótesis planteados en este proyecto se establece que, los patrones de operación de los automotores que circulan en la ZMVM difieren de las condiciones de operación de los patrones de manejo de laboratorio, lo cual podría marcar diferencias

en los factores de emisión y por lo tanto en los inventarios de emisiones. En este trabajo se observó que la velocidad promedio en la ZMVM es aproximadamente 8 km/hr menor a la del patrón estandarizado FTP-75 y este dato puede utilizarse desde ahora para modificar esta variable en el modelo estadístico actualmente en uso.

Respecto a la posible correlación entre los factores de emisión base-combustible y los factores normalizados al recorrido, los resultados de este estudio permiten afirmar que no hay correlación entre ellos, sobre todo en los vehículos identificados como altos emisores, donde el error en la predicción de ese tipo de vehículos nuevamente daría incertidumbre a la metodología utilizada tradicionalmente.

Finalmente, los factores de emisión normalizados al consumo de combustible, de los vehículos provistos de sistema de inyección de combustible y de control de emisiones, presentan menor variabilidad con relación a la condición de operación, por lo que ofrecen mayor certidumbre en la aplicación de la metodología aquí propuesta. En tanto que en el caso de los vehículos carburados y desprovistos de convertidor catalítico, cuyo número se espera disminuya rápidamente en los próximos años debido a la aplicación de nuevas normas y su deterioro inherente, las diferencias pueden ser significativas e introducir mayor variabilidad en el inventario correspondiente a ese estrato de automotores.

Recomendaciones

Los resultados obtenidos en el presente estudio constituyen un avance importante en la búsqueda de opciones sencillas para obtener información sólida que sustente las políticas dirigidas a mejorar la calidad del aire en las zonas metropolitanas que han sufrido su deterioro. Sin embargo, no todo puede ser resuelto en un trabajo de esta índole, por lo que para estudios futuros se recomienda lo siguiente:

En esta campaña se limitó la medición de misiones mediante detección remota a condiciones de aceleración en calles con un mínimo de pendiente en ascenso. En estudios subsecuentes será importante combinar en los sitios de muestreo otras condiciones de aceleración severa, velocidad constante y desaceleración, con el propósito de determinar posibles desviaciones en los factores de emisión, no considerados aquí.

El análisis estadístico de los promedios diarios de las emisiones y el año-modelo en cada sitio de muestreo demostró que no hay diferencias significativas entre los días de la semana. En tal sentido se recomienda reducir los días de muestreo a uno o dos, ampliando el número de sitios y los horarios de medición, para capturar muestras más grandes, que incluyan las diversas zonas socioeconómicas y las horas pico de la mañana y la tarde.

En esta metodología se considera que toda la venta de gasolinas pasa íntegramente al sistema de combustión y todo se transforma en compuestos de carbono que salen por el escape. Será interesante en estudios próximos, contabilizar las diferencias por evaporación de la gasolina en los vehículos, y con ello desagregar las emisiones de hidrocarburos provenientes del escape y por evaporación.

La generación periódica de los perfiles de emisión para las fuentes móviles permitirá evaluar el comportamiento del parque vehicular en el tiempo, con el objetivo de estimar los factores de deterioro y explorar la posibilidad de generar modelos predictivos con esta metodología, o afinar los modelos utilizados actualmente.

Es importante continuar estudiando esta metodología, en combinación con otras opciones de cálculo, como las mediciones de concentraciones de especies en túneles, para obtener otras estimaciones de las condiciones reales. Asimismo, será importante cuantificar la aportación del arranque en frío de los automotores por las mañanas, el cual no se consideró aquí.

Finalmente, aunque no es una actividad inherente a la investigación realizada, se recomienda impulsar el uso del detector remoto de emisiones y la metodología sugerida, como procedimientos confiables para validar los inventarios de emisiones de fuentes móviles, ampliando sus posibilidades de muestreo en vehículos de servicio pesado, así como a otras ciudades con problemática ambiental.

Glosario de términos

Calidad del aire.- Suma de las características relacionadas entre sí del estado del aire exterior, clasificada normalmente como buena o mala, según el índice de contaminación establecido.

Carburador.- Dispositivo de algunos sistemas de combustible del motor, que mezcla combustible con el aire en proporciones correctas y la distribuye en el múltiple de admisión.

Combustibles fósiles.- El carbón mineral, el gas natural y los derivados del petróleo tales como: petróleo diáfano, gasolina, diesel, combustóleo, gasóleo y gas L P.

Combustión.- Es el proceso de oxidación rápido de materiales orgánicos acompañados de liberación de energía en forma de calor y luz.

Concentración.- El cociente de la cantidad de contaminantes entre la cantidad total del gas considerado, en unidades que se expresan la cantidad del contaminante y del gas.

Contaminación atmosférica.- Condición en la cual una sustancia se encuentra en exceso respecto a su concentración ambiental normal y tiene además un impacto medible en la calidad del aire, en el ecosistema o en la salud humana.

Contaminante del aire.- Cualquier sustancia en el aire que, en alta concentración, puede dañar al hombre, animales, vegetales o materiales. Puede incluir casi cualquier compuesto natural o artificial de materia flotante susceptible de ser transportado por el aire. Estos contaminantes se encuentran en forma de partículas sólidas, gotas líquidas, gases o combinadas.

Control de la contaminación.- La vigilancia, inspección y aplicación de normas para conservación del ambiente o para reducir y en su caso, evitar la contaminación del mismo.

Convertidor catalítico.- Es un dispositivo ubicado en el escape de los motores, que contiene un monolito o panel cerámico, impregnado de pequeñas cantidades de metales como platino, paladio y rodio en proporciones variables, para abatir algunos contaminantes, principalmente CO, hidrocarburos y NOx.

CVS.- Sistema de muestreo a volumen constante utilizado en laboratorio para cuantificar los gases de escape de los automotores. Siglas en inglés de Constant Volume Sampler.

Dinamómetro de chasis: Equipo que se utiliza para medir la potencia de salida en la ruedas de tracción del vehículo.

Emisión.- La descarga directa o indirecta a la atmósfera de toda sustancia o energía, incluyendo olores, partículas, vapores, gases o cualquiera de sus combinaciones.

Emisiones no reguladas.- Son todas aquellas emisiones diferentes a las emisiones de CO, HC totales y NOx producidas por las fuentes móviles, que representan un riesgo a la salud humana o generan contaminantes secundarios, tales como el Benceno, 1-3 Butadieno, Formaldehído, Acetaldehído, Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos, dioxinas, otros hidrocarburos específicos, etc., para los cuales no hay límites máximos permisibles de emisión.

Emisiones reguladas.- Son las emisiones gaseosas de monóxido de carbono (CO), hidrocarburos (HC), óxidos de nitrógeno (NOx) y partículas producidas por las fuentes móviles, sujetas a máximos permisibles de emisión por las normas nacionales e internacionales.

Factor de emisión.- La relación entre la cantidad de contaminante emitido respecto a una unidad de actividad.

FTP-75.- Procedimiento y patrón de manejo estandarizados de prueba de laboratorio para cuantificar las emisiones de escape de los vehículos ligeros y medianos, con peso bruto vehicular menor a 3860 kg.

Fuentes móviles.- Vehículos de transporte de personas o carga que transitan por calles, carreteras o fuera de ellas, que utilizan motores de combustión para su locomoción y generan o pueden generar emisiones contaminantes a la atmósfera. Comprenden todos los vehículos automotores que circulan en los centros de población, tales como vehículos particulares (automóviles), camionetas de carga, vehículos comerciales y utilitarios, autobuses, tractocamiones, ferrocarriles, motocicletas, etc.

Inventario de emisiones.- Conjuntos de datos que caracterizan las liberaciones de contaminantes de las fuentes emisoras.

Inyección de combustible.- Sistema con dispositivos para la inyección de gasolina en el múltiple o puertos de entrada a las cámaras de combustión.

Mezcla pobre.- Mezcla aire-combustible con exceso de aire sobre la cantidad requerida para la combustión completa del combustible.

Mezcla rica.- Mezcla aire-combustible que tiene más combustible que la relación estequiométrica.

Modelo de emisión.- Ecuaciones que predicen las emisiones, cuando estas no se relacionan directamente a un solo parámetro y que podría requerir un alto número de cálculos complejos.

Muestreo.- Procedimiento específico para obtención de emisiones, parciales o totales para el análisis de contaminantes.

Norma.- Facultad de permitir a la autoridad establecer límites máximos permisibles de emisión de contaminantes a diferentes medios, y condiciones para su verificación, desempeña un papel fundamental en la generación de un ambiente de certidumbre jurídica.

Peso bruto vehicular.- Es el peso del vehículo automotor expresado en kilogramos, sumado al de su máxima capacidad de carga, conforme a las especificaciones del fabricante, con el tanque de combustible lleno.

Ralentí.- Condición de un vehículo estacionado, con el motor operando en condición estable y el régimen de velocidad más bajo posible.

Relación aire-combustible.- Las proporciones, en masa, de aire y combustible suministrados para la combustión.

Relación de compresión.- El volumen del cilindro y la cámara de combustión, cuando el pistón está en el punto muerto inferior, dividido entre el volumen cuando el pistón está en el punto muerto superior.

Sistema de control de emisiones.- Dispositivos incorporados a los automotores para reducir y controlar las emisiones de escape y evaporativas. Incluyen el convertidor catalítico, los recuperadores y la recirculación de vapores, sensores de la relación aire-combustible, controles del arranque en frío, etc.

Referencias bibliográficas

AMIA, 2001. *Boletín Mensual de la Asociación Mexicana de la Industria Automotriz*, Marzo, México.

Beaton, S. P, Bishop, G. A. and Stedman, D. H., 1992. *Emission Characteristics of Mexico City Vehicles*. Journal of the Air & Waste Management Association, Vol. 42, No. 11, November 1992, 1424-1429

Bishop, G. A., Stedman D. H., De la Garza, J., and Dávalos, F., 1997. *On-Road Remote Sensing of Vehicle Emissions in Mexico*. Environmental Science & Technology, Vol. 31, No. 12. 3505-3510.

Bishop, G. A., Stedman, D. H., Ashbaugh, L., 1996. *Motor Vehicle Emissions Variability*. Journal of the Air & Waste Management Association, Volume 46, July. 667-675.

Bishop, G. A., Stedman, D. H., Peterson, J. E., Hosick, T. J. and Guenther, P. L., 1993. *Cost-Effectiveness Study of Carbon Monoxide Emissions Reduction Utilizing Remote Sensing*. Journal of the Air & Waste Management Association. Vol. 43, July, 978-988.

Brosthaus, J., *Emission System Inventory Development for the Mexico City Metropolitan Zone* TÜV Rheinland. International Conference on Urban Sustainability and Air Quality Management in Mexico City, May 1996.

Calvert, J. B., Heywood, R. F., Sawyer, J.H., Seinfeld, J. G., 1993. *Achieving Acceptable Air Quality: Some Reflections on Controlling Vehicle Emissions*. Science, Vol. 261, 37-45

CAM, 1996. *Programa para mejorar la calidad del aire en el Valle de México 1995-2000*. Departamento del Distrito Federal, Gobierno del Estado de México, Secretaría de Salud, Semarnap.

CAM, 1997. *1996 Inventario de Emisiones a la Atmósfera en la ZMVM*. Comisión Ambiental Metropolitana. México.

CAM, 2001. *Inventario de emisiones para fuentes móviles*. Grupo interinstitucional para la elaboración del Proaire 2001-2010. Comisión Ambiental Metropolitana.

CAM, 2002. *Programa para mejorar la calidad del aire en la Zona Metropolitana del Valle de México. 2002-2010*. Comisión Ambiental Metropolitana. México.

CARB, 2000. *EMFAC2000, Methodology Documentation*. California Air Resources Board, February 2000

Carrasco, R. J., Alavedra R. P., 2000. *El crecimiento urbano, la ordenación del territorio y la sostenibilidad de principio de milenio*. Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable, SEMARNAT. Año 5, No. 58. 33-42.

Cernuschi, S., Guigliano, M., Cemin, A. and Giovannini, I. 1995. *Modal analysis of vehicle emission factors*. The Science of Total Environment, 169, 175-183.

DAP, 1999. *Global Vehicle Emissions, Rules and Procedures*. Delphy Automotive Products Handbook.

DDF, 1992. *Air Pollution Control in the Mexico City Metropolitan Area. Phase I. Results for the Short Term Transport Air Pollution Management Program*. Departamento del Distrito Federal

DDF-Radian, 1996. *Manual de Factores de Emisión para Fuentes Móviles*. Departamento del Distrito Federal-Radian Corporation, 1996

Degobert, P., 1995. *Automobiles and Pollution*. Institut Francais du Petrole Publication. Society of Automotive Engineers. USA.

DGPCC, 1998. *Emisión de contaminantes atmosféricos de origen vehicular*. Subdirección de Inventarios de Emisiones. Gobierno del Distrito Federal, México.

Díaz. L., Schifter, I., Rodríguez, R., Avalos, S. López, G., López-Salinas, E. (2001) *Long-Term Efficiency of Catalytic Converters Operating in Mexico City*. Journal of the Air & Waste Management Association. Volume 51, 725-732

- DOF, 1988. *Norma Técnica Ecológica NTE-CCAT-004/88*. Diario Oficial de la Federación, 19 de octubre de 1988
- DOF, 1994. *Norma Oficial Mexicana NOM-086-ECOL-1994*. Diario Oficial de la Federación, 2 de diciembre de 1994.
- DOF, 1999. *Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-042-ECOL-1999*. Diario Oficial de la Federación. 9 de marzo de 1999.
- EPA, 1992. *Procedures for Emission Inventory Preparation, Volume IV: Mobile Sources*. Environmental Protection Agency. 420-R-92-009.
- EPA, 1995. *Origin of the Reformulated Gasoline Program*. Office of Mobile Sources. EPA 420-F-95-001.
- EPA, 2000. *MOBILE6b. Mobile Sources Emission Factors Model*. Office of Mobile Sources, Environmental Protection Agency.
- Faiz, A., Weaver, C., Walsh, M., 1997. *Air Pollution from Motor Vehicles: Standards and Technologies for Controlling Emissions*. World Bank.
- Frey, H.C., Roupail, N.M., Unal, A., and Colyar, J., 2001 *Emission Reductions Through Better Traffic Management. An Empirical Evaluation Based Upon On-Road Measurements*, FHWA/NC/ 2002-001 North Carolina, Department of Transportation.
- Harley, A.H., McKeen, S.A., Pearson, J., Rodgers, M.O., Lonneman, W.A. 2001 *Analysis of motor vehicle emissions during the Nashville/Middle Tennessee Ozone Study*. Journal of Geophysical Research, Volume. 106, No. D4, 3559-3567.
- Heywood, J. B., 1988. *Internal Combustion Engine Fundamentals*. Mc Graw Hill, USA.
- IMP, 1993. *Estudio de Impacto Ambiental del Paquete Ecológico de Gasolinas de Pemex*. Informe Final. Instituto Mexicano del Petróleo, 1993
- INE, 1997. *Segundo informe de la calidad del aire en ciudades mexicanas*. Instituto Nacional de Ecología. SEMARNAT. México

INE, 2000. *Gestión de la calidad del Aire en México*. Logros y retos para el desarrollo sustentable. Instituto Nacional de Ecología, México

INEGI, 2001. *Indicadores sociodemográficos de México (1930-2000)*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.

JICA, 1988. *Study on Air Pollution Control Plan in the Federal District* Japan International Cooperation Agency. Final Report, October 1988

Jimenez, J. L., McClintock, P. M., Mc Rae, G. J., Nelson, D. D., Zahniser, M. S., 1999. *Vehicle Specific Power: A Useful Parameter for Remote Sensing and Emissions Studies*. Ninth CRC On-Road Vehicle Emissions Workshop, San Diego, San Diego, CA, April 1999.

Kirchstetter, T. W., Singer, B. C. and Harley, R. A., 1999. *Impact of California Reformulated Gasoline on Motor Vehicle Emissions. Mass Emission Rates*. Environmental Science & Technology. Vol. 33. No. 2. 318-328.

Manahan, S. E., 1994. *Environmental Chemistry*. Lewis Publishers. Sixth Edition. USA

Mendenhall, W., Sincich, T. 1994. *Probabilidad y Estadística para Ciencias e Ingeniería*. Cuarta Edición, Prentice Hall

Molina, M. J. 2000. *Proyecto para el diseño de una estrategia integral de gestión de la calidad del aire en el Valle de México 2001-2010*. Informe Final. Instituto Tecnológico de Massachusetts. EUA.

Molina, M., Molina, L., Sosa, G., Gazca, J., West, J., 2000. *Análisis y diagnóstico del Inventario de Emisiones de la ZMVM*. Instituto Tecnológico de Massachusetts. EUA.

Newton, W. Steeds, T., Garrett, K., 1996. *The Motor Vehicle*. Society of Automotive Engineers. Twelfth Edition. USA.

NOM, 1993. *Norma Mexicana NMX-AA-11-1993 Procedimiento de prueba para la determinación de emisiones de escape en vehículos automotores*. Diario Oficial de la Federación,

NRC, 2000. *Modeling Mobile-Source Emissions*. Committee to Review EPA's Mobile Source Emission Factors (MOBILE) Model. Board on Environmental Studies and Toxicology. Transportation Research Board, National Research Council. USA.

OECD, 1996. *Motor Vehicle Pollution Reduction strategies beyond 2010*. Organisation for Economic Co-operation and Development. France

Pierson, W.R., Gertler, A.W., Robinson, N.F., Sagebiel, J.C., Zielinska, B., Bishop, G.A., Stedman, D.H., Zweidinger, R.B., Ray, W.D., 1994 *Summary of recent tunnel studies in the Fort McHenry and Tuscarora Mountain Tunnels*, Fourth CRC On-Road Vehicle Emissions Workshop, San Diego, California.

Pokharel, S. S., Bishop, G. A. and Stedman, D. H., 2001a. *On Road Remote Sensing of Automobile Emissions in the Los Angeles Area: Year 2*. Department of Chemistry and Biochemistry, University of Denver, Colorado. Report prepared for Coordinating Research Council, Inc. Contract No. E-23-4. March, 2001.

Pokharel, S. S., Bishop, G. A. and Stedman, D. H., 2001b. *On Road Remote Sensing of Automobile Emissions in the Denver Area: Year 2*. Department of Chemistry and Biochemistry, University of Denver, Colorado. Report prepared for Coordinating Research Council, Inc. Contract No. E-23-4. May, 2001.

Pokharel, S. S., Bishop, G. A. and Stedman, D. H., 2001c. *On Road Remote Sensing of Automobile Emissions in the Chicago Area: Year 4*. Department of Chemistry and Biochemistry, University of Denver, Colorado. Report prepared for Coordinating Research Council, Inc. Contract No. E-23-4. August, 2001.

Pokharel, S. S., Bishop, G. A. and Stedman, D. H., 2002a. *On Road Remote Sensing of Automobile Emissions in the Phoenix Area: Year 3*. Department of Chemistry and Biochemistry, University of Denver, Colorado. Report prepared for Coordinating Research Council, Inc. Contract No. E-23-4. May, 2002.

Pokharel, S. S., Bishop, G. A. and Stedman, D. H., 2002b. *Fuel-Based and MOBILE6 On Road Motor Vehicle Emissions Inventories for Denver*. Twelveth CRC On-Road Vehicle Emissions Workshop, San Diego, San Diego, CA, April, 2002.

Sawyer, R. F., Harley, R. A., Cadle, S. H, Norbeck, J. M., Slott, R., Bravo, H. A., 2000. *Mobile Sources critical review: 1998 NARSTO assessment*. Atmospheric Environment. 34 (2000) 2161-2181.

Schifter, I., Díaz, L., Vera, M., Castillo, M., Ramos, F., Avalos, S. and Lopez-Salinas, E., 2000. *Impact of Engine Technology on the Vehicular Emissions in Mexico City*. Environmental Science & Technology, Vol. 34, No. 13, 2663-2667.

Schulz, D., Younglove, T., Barth, M., 2000. *Statistical Analysis and Model Validation of Automobile Emissions*. Journal of Transportation and Statistics, September, 26-34

Singer, B. C., Harley, R. A., 1996 *A Fuel-Based Motor Vehicle Emission Inventory*. Journal of Air & Waste Management Association. Volume 46. 581-593

Singer, B. C., Harley, R. A., Littlejohn, D., Ho, J., Vo, T., 1998, *Scaling of Infrared Remote Sensor for Motor Vehicle Emission Inventory Calculations*, Environmental Science & Technology, Vol. 32, No. 21, 32-41-3248.

Singer, B.C., Kirchstetter, T.W., Harley, R.A., Kendall, G.R., Hesson, J.M., 1999 *A Fuel-based approach to estimating motor vehicle cold start emissions*. Journal of Air & Waste Management Association. Volume 49. 125-135.

Singer, B. C., Harley, R. A., 2000 *A fuel-based inventory of motor vehicle exhaust emissions in the Los Angeles area during summer 1997*. Atmospheric Environment. 34 (2000) 1783-1795

SPS, 2000. Manual del Usuario de Equipo de Detección Remota. AccuScan, SPS

Stedman, D.H., Bishop, G.A., Stuart, P.B., Peterson, J.E., Guenther, P.L., McVey, I.F., Zhang, Y. 1993 *On-Road Remote Sensing of CO and HC Emissions in California*. Final Report. Contract No. A032-093, CARB.

UNEP-OCDE, 1999. *Older Gasoline Vehicles In Developing Countries and Economies in Transition: Their Importance and the Policy Options for Addressing Them*. Organisation for Economic Co-operation and Development. France

Wenzel, T., Singer, B., Slott R., 2000. *Some Issues in the Statistical Analysis of Vehicle Emissions*. Journal of Transportation and Statistics. September, 1-14

World Bank, 2000. *Population of Vehicles in Mexico City's Metropolitan area and their Emission Levels*. USA.

Zhang, Y., Stedman, D. H., Bishop, G. A., Beaton, S. P., Guenther, P. L., McVey, I. F., 1996. *Enhancement of Remote Sensing for Mobile Source Nitric Oxide*. Journal of the Air & Waste Management Association. Vol. 46, 25-29

A n e x o s

**Estimación de factores de emisión para vehículos
automotores de gasolina**

Anexo A
Emisiones base-combustible promedio por condición de operación,
en 34 vehículos probados en laboratorio

VEHICULO	HC, g/l				CO, g/l				NOx, g/l			
	Ralentí	Aceler.	Decel.	Crucero	Ralentí	Aceler.	Decel.	Crucero	Ralentí	Aceler.	Decel.	Crucero
Ford Fairmont 1981	38.5	33.6	28.5	28.8	415	367	357	347	3.27	2.41	5.68	6.08
VW Sedán 1980	38.8	48.2	36.5	41.1	458	402	418	393	3.61	2.92	3.71	3.37
Ford Topáz 1990	23.0	24.3	26.2	22.8	86	119	105	139	1.39	17.2	9.43	14.5
Nissan Tsuru 1990	47.5	33.4	36.8	21.2	770	401	475	183	0.44	12.3	6.79	14.9
VW Sedán 1984	64.2	47.1	57.8	29.5	200	121	200	88	0.54	8.23	3.93	8.59
Ford Pick Up 1990	24.4	22.6	28.0	20.1	184	106	137	92	0.84	7.80	4.73	7.63
Renault 1985	31.7	33.4	40.4	30.6	386	381	417	403	0.83	3.52	1.97	3.39
VW Jetta 1990	21.3	16.4	20.6	13.4	577	262	349	68	1.13	14.0	10.2	20.7
Dodge Dart 1988	59.9	48.1	48.4	38.8	557	219	243	147	0.66	19.5	13.2	19.5
GM Cutlass 1990	16.1	13.2	15.6	13.4	85.0	64.6	195	98.3	1.01	13.41	6.10	9.93
VW Sedán 1990	52.4	58.3	68.5	52.6	417	423	589	605	0.91	10.13	3.81	3.67
Promedio	38.0	34.4	37.0	28.4	376	261	317	233	1.3	10.1	6.3	10.2
Desviación Std	16.3	14.6	16.0	12.1	218	140	153	176	1.1	5.8	3.4	6.3
Error Std	4.9	4.4	4.8	3.6	65.7	42.1	46.1	53.1	0.3	1.7	1.0	1.9
Nissan Tsuru 1991	22.4	14.5	14.5	10.3	487	98.9	126	43.6	1.01	20.5	9.44	14.1
Nissan Tsuru 1992	22.4	25.3	31.5	18.7	100	116	115	111	1.83	14.1	6.12	12.1
Chrysler Spirit 1992	35.2	28.1	36.3	23.3	95.9	96.2	106	97.1	17.2	41.1	38.1	46.9
Ford Thunderbird 1991	17.7	17.2	17.0	17.6	77.2	137	114	143	1.91	6.00	5.75	7.36
Ford Ghia 1991	9.04	9.43	8.14	7.74	116	52.2	76.1	73.5	5.39	2.53	7.46	7.92
VW Jetta 1992	24.9	18.4	23.7	11.6	453	211	272	131	0.48	2.84	0.85	1.96
GM Cavalier 1991	5.97	8.71	2.99	4.32	69.3	57.3	19.3	25.6	0.19	1.74	2.21	2.40
Ford Topáz 1992	19.4	18.6	17.3	17.2	93.3	87.8	91.7	80.2	2.33	15.3	10.2	16.0
Promedio	19.6	17.5	18.9	13.8	186	107	115	88	3.8	13.0	10.0	13.6
Desviación Std	16.4	14.6	16.6	12.3	209	130	155	144	3.6	9.1	7.6	9.8
Error Std	5.8	5.2	5.9	4.4	74.1	45.8	54.8	51.0	1.3	3.2	2.7	3.5
Chrysler Spirit 1993	2.43	2.90	3.54	3.02	7.83	21.8	38.4	28.7	0.41	4.04	3.38	4.42
Dodge Ram 1997	12.4	12.4	11.7	11.9	69.0	92.5	98.8	99.7	1.85	20.03	12.36	22.13
Nissan Tsuru 1993	18.7	17.0	17.1	15.6	66.6	70.9	77.2	67.7	2.14	18.42	13.41	18.83
VW Sedán 1993	2.59	14.3	7.08	8.40	22.8	113.4	85.0	81.3	0.39	8.88	5.03	7.35
Nissan Sentra 1997	9.88	5.15	7.48	3.01	54.4	48.7	42.2	26.4	1.14	5.76	3.21	4.72
VW Jetta 1998	6.01	5.45	5.01	4.74	145	127	154	162	0.33	2.42	0.75	0.74
Dodge Neón 1998	0.62	1.26	0.80	0.84	1.28	6.71	9.46	7.19	0.27	1.87	0.44	1.00
Ford Escort 1995	19.9	13.8	15.2	11.3	104	73.6	83.6	68.6	1.85	15.37	13.24	19.40
GM Pick Up 1995	4.70	3.87	5.80	2.00	17.6	72.0	35.0	34.7	0.21	4.88	1.46	2.63
Promedio	8.6	8.4	8.2	6.8	54.2	69.7	69.3	64.0	1.0	9.1	5.9	9.0
Desviación Std	7.1	5.9	5.4	5.2	47.8	39.5	43.4	47.3	0.8	7.0	5.5	8.6
Error Std	2.4	2.0	1.8	1.7	15.9	13.2	14.5	15.8	0.3	2.3	1.8	2.9
Honda Civic 2000	0.41	0.51	0.45	0.38	0.58	2.05	0.96	1.09	0.71	0.67	0.38	0.69
GM Cavalier 2000	0.36	0.52	0.49	0.40	4.41	15.0	11.4	6.37	0.01	0.11	0.01	0.06
Nissan Tsuru 2001	0.67	0.85	1.03	0.84	1.63	4.46	13.5	10.2	1.24	1.36	0.41	0.57
Ford Focus 2000	0.18	0.23	0.20	0.15	1.13	3.13	4.79	1.29	0.05	0.74	0.20	0.94
VW Jetta 2001	0.46	0.23	0.36	0.20	0.57	0.53	0.59	0.55	0.65	1.52	0.68	0.34
Dodge Neón 2001	0.62	0.42	0.79	0.37	1.86	2.11	5.77	1.01	0.07	1.88	0.42	1.29
Promedio	0.45	0.46	0.55	0.39	1.70	4.54	6.16	3.42	0.45	1.05	0.35	0.65
Desviación Std	0.18	0.23	0.30	0.24	1.43	5.27	5.30	3.97	0.50	0.65	0.23	0.43
Error Std	0.07	0.09	0.12	0.10	0.58	2.15	2.16	1.62	0.20	0.27	0.09	0.18

Anexo E

Factores de emisión base-combustible por año-modelo, a partir de mediciones con el detector remoto de emisiones

Año-modelo	CO, g/l			HC, g/l			NO, g/l		
	Media	Error Std	+/- IC, 95%	Media	Error Std	+/- IC, 95%	Media	Error Std	+/- IC, 95%
Automóviles de pasajeros									
< 1980	249	9.10	17.8	29.3	1.55	3.04	13.2	0.71	1.39
1981	238	12.65	24.8	25.5	0.96	1.88	11.3	0.88	1.73
1982	261	12.79	25.1	26.6	1.58	3.09	12.0	0.98	1.92
1983	272	11.23	22.0	26.6	1.51	2.96	12.1	0.82	1.60
1984	280	12.30	24.1	25.4	1.44	2.81	12.7	0.93	1.83
1985	281	11.36	22.3	28.4	1.77	3.47	13.3	0.54	1.06
1986	251	14.74	28.9	25.8	1.38	2.71	13.5	0.95	1.85
1987	246	11.51	22.6	23.4	1.01	1.97	14.7	1.17	2.28
1988	226	9.95	19.5	24.4	1.08	2.11	15.0	1.03	2.03
1989	170	10.42	20.4	19.2	1.00	1.95	18.0	1.29	2.53
1990	172	7.43	14.6	17.9	0.93	1.83	16.9	1.48	2.90
1991	144	7.41	14.5	16.3	1.00	1.95	15.5	1.38	2.70
1992	148	4.83	9.46	16.4	0.74	1.45	15.2	1.10	2.16
1993	68.2	3.43	6.72	9.28	0.60	1.18	9.28	0.83	1.63
1994	63.5	2.41	4.72	8.64	0.41	0.80	8.67	0.85	1.67
1995	57.7	2.50	4.91	7.65	0.47	0.93	8.52	0.85	1.66
1996	48.1	3.11	6.10	5.70	0.46	0.90	6.02	0.83	1.63
1997	36.6	2.52	4.93	5.11	0.46	0.91	6.05	0.94	1.84
1998	35.5	2.39	4.69	4.43	0.44	0.85	4.90	0.92	1.80
1999	31.5	1.77	3.48	4.46	0.50	0.97	3.77	1.11	2.17
2000	32.8	3.14	6.16	5.13	0.35	0.68	3.81	0.42	0.82
Taxis									
1988	157.2	7.55	14.8	14.8	1.43	2.80	13.4	0.95	1.87
1989	126.4	5.99	11.7	13.8	1.17	2.30	13.9	0.80	1.56
1990	156.2	4.52	8.86	17.1	1.07	2.10	14.0	0.73	1.44
1991	181.0	4.64	9.10	19.3	0.62	1.22	13.4	0.67	1.32
1992	185.1	3.29	6.45	20.1	0.79	1.55	12.8	0.69	1.36
1993	99.74	2.60	5.10	10.9	0.35	0.68	14.5	0.56	1.10
1994	82.47	2.14	4.20	11.1	0.73	1.44	14.0	0.72	1.41
1995	101.9	3.42	6.71	14.1	0.95	1.86	13.7	0.56	1.10
1996	81.42	2.14	4.20	12.2	1.18	2.31	13.4	0.45	0.88
1997	56.59	1.34	2.62	8.61	0.95	1.87	14.6	0.37	0.73
1998	30.81	1.58	3.10	6.73	0.71	1.40	15.5	0.23	0.46
1999	31.39	1.84	3.60	4.81	0.64	1.26	12.4	0.44	0.87

Anexo E
Factores de emisión base-combustible por año-modelo,
a partir de mediciones con el detector remoto de emisiones

Año-modelo	CO, g/l			HC, g/l			NO, g/l		
	Media	Error Std	+/- IC, 95%	Media	Error Std	+/- IC, 95%	Media	Error Std	+/- IC, 95%
Vehículos de carga ligeros (Pick up)									
< 1980	323	17.1	33.6	28.9	1.70	6.15	7.8	0.65	1.28
1981-1990	286	10.3	20.2	29.3	1.02	3.68	9.4	0.41	0.81
1991	224	21.0	41.1	17.3	0.84	3.02	10.3	0.90	1.76
1992	214	18.2	35.8	19.4	1.66	6.00	12.2	1.01	1.97
1993	191	19.1	37.5	17.9	1.05	3.79	12.0	1.09	2.13
1994	81.5	10.9	21.4	10.2	0.75	2.71	10.0	1.08	2.13
1995	62.2	11.0	21.5	5.19	0.36	1.29	8.4	1.29	2.53
1996	69.8	14.2	27.8	5.88	0.36	1.29	7.0	1.02	2.00
1997	54.4	6.2	12.2	6.86	0.76	2.73	6.3	0.57	1.12
1998	35.7	5.2	10.3	3.51	0.15	0.54	6.9	0.60	1.17
1999	23.9	6.2	12.2	2.10	0.26	0.94	4.8	0.81	1.60
2000	11.1	2.9	5.7	5.54	0.58	2.09	3.8	1.13	2.22
Vehículos comerciales medianos Clase 3									
< 1980	274	28.0	54.9	25.9	1.66	6.0	11.4	1.43	2.81
1981-1990	295	16.8	32.9	27.4	1.71	6.2	9.3	0.74	1.45
1991	271	38.8	76.1	15.4	1.90	6.9	9.1	1.69	3.32
1992	163	24.6	48.3	15.1	0.88	3.2	12.1	1.34	2.62
1993	213	29.0	56.9	23.1	2.93	10.6	12.1	1.44	2.82
1994	134	27.1	53.2	23.4	4.39	15.8	15.3	2.00	3.91
1995	156	34.6	67.8	19.7	3.23	11.6	13.2	2.30	4.50
1996	171	48.5	95.0	17.8	2.86	10.3	8.1	2.23	4.38
1997	97.8	15.9	31.1	16.5	2.24	8.1	9.6	1.08	2.11
1998	72.8	11.8	23.1	4.6	0.22	0.8	8.9	1.08	2.12
1999	75.2	19.3	37.9	4.3	0.92	3.3	7.2	1.14	2.23
Minivan, Combi, Van (VAN)									
< 1980	214.5	13.3	26.1	32.0	1.14	4.11	18.3	0.90	1.77
1981-1990	201.7	8.0	15.7	27.0	0.94	3.39	16.0	0.57	1.12
1991	211.4	18.2	35.8	20.0	1.41	5.07	11.7	1.08	2.11
1992	227.8	16.8	32.9	20.5	0.71	2.57	13.7	0.96	1.88
1993	160.6	15.0	29.3	15.0	0.76	2.75	12.3	0.77	1.51
1994	49.4	8.3	16.3	7.3	0.65	2.34	10.5	0.96	1.87
1995	66.6	9.5	18.7	9.2	0.82	2.97	9.70	0.87	1.70
1996	37.2	6.4	12.5	5.0	0.36	1.31	6.40	0.72	1.41
1997	25.5	4.1	7.9	4.0	0.28	1.00	6.77	0.60	1.18
1998	18.5	2.4	4.6	2.8	0.13	0.46	4.40	0.35	0.70
1999	14.6	4.6	9.0	2.4	0.26	0.93	3.65	0.73	1.43
2000	21.2	4.9	9.5	12.9	1.65	5.94	0.53	0.08	0.15
Vehículos utilitarios deportivos y todo terreno (SUV)									
<1993	216.3	16.2	31.71	15.9	0.84	3.04	9.92	0.86	1.68
1994	31.5	6.61	12.96	5.75	0.45	1.62	7.54	0.89	1.74
1995	31.6	6.12	12.00	6.34	0.58	2.09	7.28	1.26	2.48
1996	40.9	7.07	13.86	5.84	0.80	2.88	6.34	1.05	2.07
1997	28.1	5.68	11.14	3.76	0.25	0.92	4.48	0.89	1.73
1998	19.4	2.98	5.84	2.26	0.14	0.52	3.08	0.50	0.99
1999	11.6	2.59	5.07	1.91	0.19	0.67	2.27	0.55	1.08
2000	8.6	1.81	3.55	3.05	0.34	1.23	1.72	0.62	1.21

Anexo F
Comparación de factores base-combustible por año-modelo

Automóviles de pasajeros

Año modelo	Mediciones en laboratorio FTP-75			Mediciones en campo con detector remoto		
	CO, g/l	HC, g/l	NOx, g/l	CO, g/l	HC, g/l	NO, g/l
<1980	209.2	20.19	9.54	248.8	29.28	13.2
1981	245.3	11.86	8.39	238.3	25.55	11.3
1982	250.0	23.82	13.55	261.5	26.60	12.0
1983	257.3	17.05	9.77	271.7	26.60	12.1
1984	288.2	27.31	12.55	279.6	25.42	12.7
1985	276.5	21.63	14.24	281.4	28.38	13.3
1986	229.0	25.09	14.65	251.3	25.84	13.5
1987	215.7	26.66	15.25	245.7	23.35	14.7
1988	264.9	22.93	16.64	226.2	24.43	15.0
1989	170.3	20.85	21.18	169.5	19.17	18.0
1990	178.2	20.68	18.45	172.0	17.87	16.9
1991	106.6	8.75	13.97	144.2	16.30	15.5
1992	107.1	7.45	12.87	147.8	16.36	15.2
1993	48.8	4.59	17.43	68.2	9.28	9.28
1994	38.6	2.84	9.68	63.5	8.64	8.67
1995	43.3	2.95	8.03	57.7	7.65	8.52
1996	38.2	2.67	3.89	48.1	5.70	6.02
1997	23.5	1.87	4.03	36.6	5.11	6.05
1998	22.9	1.91	4.31	35.5	4.43	4.90
1999	14.8	1.09	2.55	31.5	4.46	3.77
2000				32.8	5.13	3.81

Anexo G

Estimación de rendimiento ponderado para vehículos utilitarios y comerciales por año-modelo

Vehículos utilitarios										
Año	Tipo A	km/l	Tipo B	km/l	Tipo C	km/l	Tipo D	km/l	Tipo E	km/l
1980	16976	5.0								
1981	18657	5.0								
1982	17273	5.0								
1983	8585	5.0								
1984	10138	5.0								
1985	15320	5.0								
1986	10104	5.0					1658	4.6		
1987	8883	6.0					3296	4.6		
1988	10720	6.0					10652	4.8		
1989	14243	6.0					16125	4.8		
1990	16244	6.0			1760	5.4	17633	4.8	1274	4.0
1991	17314	6.4	127	8.6	4819	5.4	21222	4.8	3831	4.0
1992	21208	6.4	550	8.6	5404	5.6	25061	5.0	1891	4.0
1993	16822	6.4	919	8.8	9137	5.6	20005	5.0	2460	4.4
1994	12747	6.4	683	8.8	10025	5.6	14212	5.0	8932	4.4
1995	1780	7.0	195	8.8	2879	5.6	9708	5.0	4597	4.4
1996	3800	7.0	559	8.8	7046	5.8	17804	5.0	16790	4.6
1997	4357	7.0	1319	8.8	9275	5.8	17168	5.0	28935	4.6
1998	6407	7.0	2677	8.8	19032	6.0	11432	5.0	37422	4.6
1999	6761	7.0	3740	8.8	21078	6.0	8790	5.0	39038	4.6
2000	7858	7.0	5744	8.8	25486	6.0	12168	5.0	52543	4.6

Pick up							Rendimiento ponderado
Año	Clase 1	km/l	Clase 2	km/l	Clase 3	km/l	
1980	15692	7.6	59365	5.6	26789	4.8	5.60
1981	17205	7.6	61354	5.6	23684	4.8	5.64
1982	16345	7.6	56791	5.8	22674	4.8	5.74
1983	7923	7.6	26458	5.8	11581	4.8	5.72
1984	13262	8.0	46587	6.0	17869	5.0	5.98
1985	15999	8.0	64790	6.0	25605	5.0	5.93
1986	21391	8.0	40402	6.0	18044	5.0	6.13
1987	18260	8.0	37093	6.0	15702	5.0	6.19
1988	20534	8.3	58669	6.0	24167	5.0	6.08
1989	20531	8.3	71749	6.0	37516	5.2	5.99
1990	26318	8.3	68675	6.0	47610	5.2	5.99
1991	29773	8.3	72028	6.3	71317	5.2	6.02
1992	30269	8.3	72849	6.3	64752	5.2	6.08
1993	32036	8.3	56767	6.3	32050	5.2	6.27
1994	32117	8.5	64610	6.3	32684	5.2	6.27
1995	17925	8.5	21138	6.4	8876	5.2	6.45
1996	28397	8.5	45258	6.4	13855	5.2	6.30
1997	44911	8.5	58358	6.8	26013	5.6	6.51
1998	53447	8.5	55653	6.8	27035	5.6	6.55
1999	56156	8.5	52315	6.8	28178	5.6	6.58
2000	66019	8.5	63102	6.8	33403	5.6	6.53

Inventarios de emisiones oficiales para vehículos a gasolina en la ZMVM
Anexo I
1994 ⁽¹⁾

Tipo de vehículo	Emisiones [ton/año]		
	CO	NOx	HC
Autos particulares	1,044,008	31,913	253,866
Taxis	529,530	15,982	126,575
Combis	134,954	4,918	35,118
Microbuses	224,077	9,395	66,473
Pick up	73,419	2,675	19,373
Total	2,005,988	64,883	501,395

1996 ⁽²⁾

Tipo de vehículo	Emisiones [ton/año]		
	CO	NOx	HC
Autos particulares	822,498	32,805	69,413
Taxis	198,759	7,927	16,774
Combis y Microbuses	206,615	7,151	18,056
Camiones de carga a gasolina	551,372	19,082	48,184
Total	1,781,244	66,965	152,427

1998 ⁽³⁾

Tipo de vehículo	Emisiones [ton/año]		
	CO	NOx	HC
Autos particulares	822,477	47,380	81,705
Taxis	131,453	11,093	15,310
Combis	20,448	930	1,945
Microbuses	216,740	9,524	19,761
Pick up	255,503	18,961	24,599
Total	1,446,621	87,888	143,320

Fuente: (1) CAM, 1996. *Programa para mejorar la calidad del aire en el Valle de México 1995-2000*. Departamento del Distrito Federal, Gobierno del Estado de México, Secretaría de Salud, Semarnap

(2) CAM, 1997. *1996 Inventario de Emisiones a la Atmósfera en la ZMVM* Comisión Ambiental Metropolitana. México.

(3) CAM, 2002. *Programa para mejorar la calidad del aire en la Zona Metropolitana del Valle de México. 2002-2010*. Comisión Ambiental Metropolitana. México.