ACTUALIZACIÓN DEL INVENTARIO DE EMISIONES POR FUENTES MÓVILES Y ESTIMACIÓN DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS POR RESUSPENSIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE COMBUSTIBLE EN LA CIUDAD DE MANIZALES

MARIA CAMILA VALENCIA CÁRDENAS
INGENIERA FÍSICA

Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales
Facultad de Ingeniería y Arquitectura
Departamento de Ingeniería Química
Manizales, Colombia
Año 2019

ACTUALIZACIÓN DEL INVENTARIO DE EMISIONES POR FUENTES MÓVILES Y ESTIMACIÓN DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS POR RESUSPENSIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE COMBUSTIBLE EN LA CIUDAD DE MANIZALES

MARIA CAMILA VALENCIA CÁRDENAS
INGENIERA FÍSICA
mcvalenciac@unal.edu.co

Trabajo final presentado como requisito para optar por el título de:

Magister en Ingeniería – Ingeniería Ambiental

Director:

Ph.D. Carlos Mario González Duque

Co-Director:

Ph.D. Beatriz Helena Aristizábal Zuluaga

Grupo de Investigación:

Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental - GTAIHA

Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales
Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Departamento de Ingeniería Química
Manizales, Colombia
Año 2019

UPDATE OF EMISSIONS INVENTORY BY MOBILE SOURCES AND ESTIMATION OF ATMOSPHERIC EMISSIONS BY RESUSPENSION AND DISTRIBUTION OF FUELS IN THE CITY OF MANIZALES

MARIA CAMILA VALENCIA CÁRDENAS
PHYSICAL ENGINEER
mcvalenciac@unal.edu.co

Final work submitted in order to complete the requirements to be granted the degree of:

Master of Engineering - Environmental Engineering

Director:

Ph.D. Carlos Mario González Duque

Co-Director:

Ph.D. Beatriz Helena Aristizábal Zuluaga

Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales
Faculty of Engineering and Architecture, Department of Chemical Engineering
Manizales, Colombia
Year 2019

AGRADECIMIENTOS

Todos mis agradecimientos en el desarrollo de este trabajo están dirigidos a las personas e instituciones que generosamente contribuyeron con su información y consejos para que de manera satisfactoria se lograra la culminación de este.

A mis directores de tesis, los doctores Carlos Mario González Duque y Beatriz Helena Aristizábal Zuluaga, quienes, a partir de la experiencia y conocimiento, y afortunadamente su exigencia, guiaron de manera constante y satisfactoria todas las etapas del desarrollo de este trabajo.

A la Ingeniera Adela Londoño Carvajal, por abrirme las puertas en el área ambiental, tanto en el ámbito académico como profesional. Y a todos los docentes de la especialización y la maestría en Ingeniería Ambiental, los cuales aportaron ampliamente en mi formación académica, profesional y personal.

A la Corporación Autónoma Regional de Caldas – CORPOCALDAS, especialmente a los Ingenieros Mauricio Velasco García y Mauricio Beltrán Virguez, y a la Bióloga Martha Inés Echeverry Palacios por la asesoría e información suministrada.

Al doctor Jorge Eduardo Pachón Quinche quien aporto de manera significativa con su información y asesoría en la realización de trabajo.

A los Centros de Diagnóstico Automotor de la ciudad de Manizales, a la Secretaría de Tránsito y Transporte de Manizales y al Ministerio de Minas y Energía por la información suministrada.

Finalmente, y de manera especial quiero agradecer a mi Familia y a Isabella por su constancia, amor y apoyó durante la realización de este proyecto.

RESUMEN

La calidad de aire a nivel mundial y especialmente en los centros urbanos sufre actualmente un detrimento debido a la contaminación asociada a fuentes de emisión como la industria y los vehículos, los cuales emiten diariamente grandes cantidades de contaminantes que deterioran la calidad de vida de la población. Debido a esta problemática y al aumento acelerado del parque automotor de la ciudad de Manizales, en el año 2014 se desarrolló el primer inventario de emisiones atmosféricas de la ciudad, incluyendo fuentes estacionarias puntuales y fuentes móviles en ruta. Los vehículos fueron los mayores aportantes a las emisiones totales de los contaminantes evaluados. Dentro de las conclusiones del estudio, se recalcó en la importancia de una actualización periódica del inventario de emisiones, y adicionalmente, la necesidad de incluir nuevas fuentes de emisión como lo son el material particulado resuspendido producto de actividad vehicular y las emisiones de compuestos orgánicos volátiles debido a las actividades de distribución y almacenamiento de combustible.

Teniendo en cuenta lo anterior, en el presente trabajo se realizó la actualización del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta, a partir de la actualización de la distribución del parque automotor de la ciudad al año 2017, enfocándose además en el componente de la distribución tecnológica vehicular. Se estimaron las emisiones totales anuales de diferentes contaminantes, obteniendo una reducción de los flujos en comparación con el reporte del año 2014 para contaminantes como el CO (55%), NO_x (7%), PM_{10} (23%), COV (88%) y CH_4 (82%); mientras que solo en tres de los contaminantes evaluados - SO_x (6%), CO_2 (7%) y N_2O (62%) - hubo un incremento en los flujos totales anuales. A pesar de esta reducción, las emisiones por fuentes móviles en ruta siguen constituyéndose como la mayor fuente de contaminación en la ciudad de Manizales.

Sumado a lo anterior, se realizó por primera vez en la ciudad un ejercicio de estimación de las emisiones por material particulado resuspendido producto de actividad vehicular. Para este propósito se emplearon dos metodologías: La metodología EPA, que tiene en cuenta factores como el flujo vehicular, el peso de los vehículos sobre las vías, la presencia de vegetación en la zona de estudio y la carga de sedimento asociada al desgaste de frenos, llantas y vías, dando como resultado emisiones de 24.8 ton/año de PM_{10} para el año base 2017. Por otra parte, se aplicó la metodología Amato-Pachón, en la cual las emisiones de PM_{10} fueron de 73.79 ton/año y en la que sólo se asocia a la ecuación de estimación, la carga de sedimento de la vía, la cual se estima mediante monitoreo en campo y que está influenciada por los factores propios a la zona analizada.

Finalmente, se realizó la determinación de las emisiones de COV por distribución y almacenamiento de combustible. Esta estimación se llevó a cabo a partir de la metodología desarrollada por la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA), en la cual se aplicaron los factores de emisión de la Agencia de Protección Ambiental (EPA). Los resultados obtenidos muestran un aumento considerable entre los años 2014 y 2017 en las emisiones por distribución de gasolina corriente (149 - 185 ton/año) y de ACPM (9 - 11.6 ton/año), mientras que para la gasolina extra las emisiones se mantuvieron estables durante este mismo periodo.

Palabras clave: inventario de emisiones; fuentes móviles en ruta; monóxido de carbono; dióxido de azufre; dióxido de nitrógeno; material particulado; compuestos orgánicos volátiles; metano; dióxido de carbono; óxido nitroso; material particulado resuspendido; estaciones de servicio de combustible; Manizales.

ABSTRACT

Currently, the worldwide air quality is a growing problem in urban environments, especially due to emissions associated with two main sources, industry and vehicles, which emit large proportions of dangerous pollutants that affect human health. Due to this problem, influenced also by an accelerated growth of vehicular fleet in Manizales city, during the year 2014 was performed the first atmospheric emissions inventory in the city, including two important anthropogenic sources: stationary point sources and mobile sources on road. Vehicles were the most important source of emissions for all pollutants analyzed. As a result, one of the recommendations of the previous study was to update this emission inventory, including also new sources of pollution, such as resuspended particulate matter from vehicular activity and emissions from distribution and storage activities from gas stations.

On-road mobile emission sources were determined from the update of the automotive fleet of the city, with 2017 as year base. Therefore, the change in vehicular technology was determined. Results showed a reduction in total annual emissions of CO (55%), NO_x (7%), PM_{10} (23%), COV (88%) and CH_4 (82%); and only in three pollutants, SO_x (6%), CO_2 (7%) and N_2O (62%), there was an increase. Despite this reduction, emissions from on-road mobile sources are the main source of pollution in Manizales.

In terms of resuspended particulate matter, two methodologies were applied: The methodology reported by Amato - Pachón, in which emissions of PM_{10} were 73.79 ton/year and emissions of $PM_{2.5}$ were 17.8 ton/year. Following the EPA methodology, emissions were lower, with PM_{10} emissions around 24.8 ton/year and $PM_{2.5}$ emissions around 6 ton/year.

Finally, the estimation of VOC emissions from gas station distribution and storage activities, was performed following the European Environment Agency methodology. The results obtained showed a considerable increase in COV emissions comparing two years (2014 and 2017).

Keywords: emission inventory; on road mobile sources; carbon monoxide; sulfur dioxide; nitrogen dioxide; particulate matter; volatile organic compounds; methane; carbon dioxide; nitrous oxide; resuspended particulate matter; Fuel service stations; Manizales.

TABLA DE CONTENIDO

OBJETIVOS **14**

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA **15**

1.1. CONTAMINANTES Y FUENTES DE EMISIÓN 15

1.1.1. EMISIONES POR FUENTES MÓVILES EN RUTA 16

1.1.2. EMISIONES POR RESUSPENSIÓN ASOCIADAS A ACTIVIDAD VEHICULAR 17

1.1.3. EMISIONES POR FUENTES DE ÁREA COMO ESTACIONES DE SERVICIO DE COMBUSTIBLE 17

1.2. INVENTARIOS DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS 18

1.2.1 ETAPAS PARA EL DESARROLLO DE UN INVENTARIO DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS 20

1.3. ANTECEDENTES PRINCIPALES 21

1.3.1. INVENTARIO DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS EN LA CIUDAD DE MANIZALES, AÑO BASE 2014 21

1.3.2. CAMBIOS EN EL PARQUE AUTOMOTOR DE LA CIUDAD DE MANIZALES 22

1.3.3. IMPORTANCIA DE LAS EMISIONES POR RESUSPENSIÓN 26

1.3.4. EMISIONES PRODUCTO DE DISTRIBUCIÓN Y ALMACENAMIENTO DE COMBUSTIBLE 29

1.4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA 31

CAPÍTULO 2. ACTUALIZACIÓN DE EMISIONES POR FUENTES MÓVILES EN RUTA PARA LA CIUDAD DE MANIZALES, AÑO BASE 2017 ..... **33**

2.1. EMISIONES POR FUENTES MÓVILES EN RUTA 33

2.2. METODOLOGÍA PARA LA ACTUALIZACIÓN DE INFORMACIÓN Y ESTIMACIÓN DE EMISIONES MÓVILES EN RUTA EN LA CIUDAD DE MANIZALES 34

2.3. RESULTADOS 38

2.3.1. CONFORMACIÓN DE LA FLOTA VEHICULAR Y ACTUALIZACIÓN DE DATOS DE ACTIVIDAD 38

2.3.2. ACTUALIZACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN TECNOLÓGICA DEL PARQUE AUTOMOTOR 39

2.3.3. ACTUALIZACIÓN DE FACTORES DE EMISIÓN 43

2.3.4. EMISIONES VEHICULARES TOTALES ANUALES ESTIMADAS 46

2.4. CONCLUSIONES PARCIALES 53

CAPÍTULO 3. ESTIMACIÓN DE EMISIONES POR RESUSPENSIÓN DEBIDA A LA ACTIVIDAD VEHICULAR EN LA CIUDAD DE MANIZALES **55**

3.1. GENERALIDADES SOBRE MATERIAL PARTICULADO RESUSPENDIDO 55

3.1.1. DESGASTE DE LLANTAS…….56

3.1.2. DESGASTE DE FRENOS...…….56

3.1.1. DESGASTE DE VÍAS…….57

3.1.4. ASPECTOS TEÓRICOS SOBRE LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES POR RESUSPENSIÓN …….....….57

3.2. METODOLOGÍA PARA LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES POR RESUSPENSIÓN ASOCIADA A ACTIVIDAD VEHICULAR EN LA CIUDAD DE MANIZALES 60

3.2.1. CORRECCIÓN DE LOS EF POR EVENTOS DE PRECIPITACIÓN Y ESTIMACIÓN DE EMISIONES POR RESUSPENSIÓN……..67

3.3. RESULTADOS 66

3.4. CONCLUSIONES PARCIALES 70

CAPÍTULO 4. ESTIMACIÓN DE EMISIONES POR DISTRIBUCIÓN Y ALMACENAMIENTO DE COMBUSTIBLE EN LA CIUDAD DE MANIZALES 71

4.1. COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES EN LAS EMISIONES DE ESTACIONES DE DISTRIBUCIÓN DE COMBUSTIBLE 71

4.2. METODOLOGÍA PARA LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES POR DISTRIBUCIÓN Y ALMACENAMIENTO DE COMBUSTIBLE EN LA CIUDAD DE MANIZALES 74

4.3. RESULTADOS 78

4.4. CONCLUSIONES PARCIALES 80

CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 81

ANEXOS.....83

ANEXOS DIGITALES 87

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....91

LISTADO DE FIGURAS

Capítulo 1.

Figura 1.1. Tipos de fuentes de emisión de contaminantes atmosféricos (González, 2017; Pachón et al., 2018). 16

Figura 1.2. Etapas para el desarrollo de un IEA (González, 2017; MADS, 2017; MAVDT, 2008) 20

Figura 1.3. Proporción de ciudadanos según el uso de medios de transporte en la ciudad de Manizales (Fuente: Manizales Cómo Vamos, 2018) 23

Figura 1.4. Distribución tecnológica de la flota vehicular de la ciudad de Manizales en el año 2014, categorías PC, 2w y Bus (González, 2017). 25

Figura 1.5. Mapa del estado de la malla vial de la ciudad de Manizales (Findeter. (2017) Estado del pavimento de la red vial inventariada [Figura 7.10]. Recuperado de Plan Maestro de Movilidad de Manizales) 28

Figura 1.6. Evolución de la distribución minorista de combustibles en la ciudad de Manizales entre los años 2014 y 2017 (SOLDICOM, 2018) 31

Capítulo 2.

Figura 2.1. Diagrama con procedimientos generales utilizados en la aplicación del modelo IVE para el año 2017 en la ciudad de Manizales 34

Figura 2.2. Relación entre edad y kilometraje total recorrido para categoría PC en la ciudad de Manizales 38

Figura 2.3. Distribución tecnológica de la flota vehicular PC de la ciudad de Manizales, ... 41

años 2014 (González, 2017) y 2017 41

Figura 2.4. Distribución tecnológica de la flota vehicular 2w de la ciudad de Manizales, ... 42

años 2014 (González, 2017) y 2017 42

Figura 2.5. Distribución tecnológica de la flota vehicular bus de la ciudad de Manizales, ... 43

años 2014 (González, 2017) y 2017 43

Figura 2.6. Distribución de las emisiones por categoría vehicular (izquierda) y composición total de la flota vehicular (derecha) de la ciudad de Manizales, años 2014 y 2017. 48

Figura 2.7. Distribución de las emisiones por tipo de combustible (izquierda) y uso de combustible de la flota vehicular (derecha) en la ciudad de Manizales, años 2014 y 2017. 49

Figura 2.8. Escenarios de emisiones vehiculares en ruta para la ciudad de Manizales, años 2014 y 2017.....50

Capítulo 3.

Figura 3.1. Equipo de medición (Espitia y Porras, (2017) Equipo de medición – Cámara de sedimentación [Figura 1] Recuperado de Identificación preliminar del aporte de fuentes del material particulado susceptible de resuspensión en vías de Bogotá. 59

Figura 3.2. Esquema metodológico para la estimación de emisiones por MPR en la ciudad de Manizales. 62

Figura 3.3. Participación del material particulado resuspendido PM_{10} en las emisiones vehiculares totales de PM_{10} en la ciudad de Manizales (años 2014 y 2017). 69

Capítulo 4.

Figura 4.1. Principales fuentes de emisión por distribución y almacenamiento de combustible 72

Figura 4.2. Estaciones de servicio de combustible y centro de almacenamiento de combustible de la ciudad de Manizales (Fuente: propia) 77

Figura 4.3. Distribución de combustible en la ciudad de Manizales entre los años 2014 y 2017 78

Anexos

Figura A.1. Monitoreo de circuitos de conducción durante campañas de campo de IVE en Manizales en el año 2014. 83

Figura A.2. Distribución espacial de puntos de recuento de tráfico en Manizales para el análisis de la composición dinámica de la flota, año 2014. 83

Figura A.3. Composición dinámica de la flota vehicular por hora para un día típico de trabajo en Manizales, año 2014. 84

Figura A.4. Distribución porcentual del tiempo soak para cada hora del día en Manizales, año 2014. 84

LISTADO DE TABLAS

Capítulo 1.

Tabla 1.1. Resumen de los resultados obtenidos en el inventario de emisiones por fuentes estacionarias puntuales y fuentes móviles en ruta para la ciudad de Manizales, año base 2014 (González, 2017) 22

Tabla 1.2. Distribución del Parque Automotor de la ciudad de Manizales (Fuente: Secretaría de Tránsito y Transporte, Alcaldía de Manizales, 2014, 2017) 23

Tabla 1.3. Resultados investigaciones internacionales y nacionales sobre emisiones por MPR. 26

Tabla 1.4. Resultados investigaciones internacionales y nacionales sobre emisiones por distribución y almacenamiento de combustible. 30

Capítulo 2.

Tabla 2.1. Características generales del modelo de emisiones IVE (González, 2017) 34

Tabla 2.2. Recolección de información para actualización de la flota vehicular en Manizales. 35

Tabla 2.3. Información requerida por IVE para la conformación del archivo "Fleet File" (Adaptada de González, 2017) 36

Tabla 2.4. Datos analizados para correr el modelo IVE en los años 2014 y 2017 36

Tabla 2.5. Información requerida por IVE para completar el archivo "Location File" (Adaptado de González, 2017) 37

Tabla 2.6. Actividad vehicular y conformación del parque automotor de la ciudad de Manizales de acuerdo con la categoría vehicular. 39

Tabla 2.7. Distribución tecnológica de la flota vehicular de la ciudad de Manizales al año 2017 .. 40

Tabla 2.8. Factores de Emisión vehiculares obtenidos en la ciudad de Manizales, para el IEA-2017. 44

Tabla 2.9. Emisiones vehiculares totales anuales para la ciudad de Manizales, año 2017 47

Tabla 2.10. Variación de las emisiones vehiculares de la ciudad de Manizales entre los años 2014 y 2017. 51

Capítulo 3.

Tabla 3.1. Composición de Llantas radiales (Cámara de Comercio de Bogota, 2006)..... 56

Tabla 3.2. Carga de sedimento asociada para las diferentes zonas de la ciudad de Manizales (Imágenes: www.google.com/maps) 64

Tabla 3.3. Flujo vehicular y peso promedio en las vías de la ciudad de Manizales (Findeter, 2017) 66

Tabla 3.4. Factores de Emisión por resuspensión obtenidos en las diferentes zonas de la ciudad de Manizales 67

Tabla 3.5. Emisiones de Material Particulado PM_{10} susceptible a resuspensión en la ciudad de Manizales (años 2014 y 2017) 68

Capítulo 4.

Tabla 4.1. Factores de emisión por distribución, llenado de tanques y derrames (EPA, 2008). 75

Tabla 4.2. Estaciones de Servicio de Combustible de la ciudad de Manizales 75

Tabla 4.3. Emisiones por distribución y almacenamiento de combustible en la ciudad de Manizales entre los años 2014 - 2017 79

Tabla 4.4. Aporte de las emisiones por distribución y almacenamiento de combustible en las emisiones totales de COV. 80

Anexos.

Tabla A.1. Resumen del estudio vehicular en Manizales para modelo de emisiones vehiculares IVE – Años 2014 y 2017. 85

Tabla A.2. Calendario de introducción de tecnologías vehiculares en Colombia. Adaptado de Toro et al. (2013) y Rojas (2015) 86

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Determinar y evaluar los cambios en las emisiones del parque automotor de Manizales para el año base 2014 y una actualización para el año 2017, incluyendo fuentes de importancia como lo son el material resuspendido. Asimismo, evaluar el aporte de emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COV) por fuentes estacionarias de área como las estaciones de servicio de combustible.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar los cambios en las emisiones por fuentes móviles en la ciudad de Manizales teniendo en cuenta la variación tecnológica de la flota vehicular entre los años 2014 y 2017.

2. Evaluar el aporte de emisiones por resuspensión entre los años 2014 - 2017 con base en el aumento de la flota vehicular, en las emisiones totales de contaminantes atmosféricos en la ciudad de Manizales.

3. Evaluar el aporte de emisiones por distribución y almacenamiento de combustible entre los años 2014 y 2017, en las emisiones totales de contaminantes atmosféricos en la ciudad de Manizales.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La exposición a los contaminantes presentes en el aire puede afectar la salud humana de varias maneras. Por ejemplo, se pueden presentar dificultades respiratorias y cardiovasculares generadas por la inhalación, a largo plazo, de partículas y gases, así como irritación ocular a causa del ingreso contaminantes en la superficie del ojo. Afecciones como éstas hacen parte de las diferentes problemáticas de salud que repercuten en mayores índices de mortalidad y morbilidad en la población.

Estudios recientes muestran que 9 de cada 10 personas en el mundo respiran un aire contaminado, el cual no cumple con los estándares recomendados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y que llevan a catalogar esta problemática como el principal riesgo ambiental para la salud a nivel mundial (OMS, 2018a). En 2016 la contaminación del aire exterior en zonas urbanas y rurales causó alrededor de 4.2 millones de muertes en todo el mundo; y en conjunto con la contaminación en interiores, causó un estimado de 7 millones de muertes a nivel mundial (OMS, 2018b)

Los resultados del informe “Valoración Económica de la Degradación Ambiental en Colombia 2015”, muestran que en el país ocurrieron más de 8,000 muertes por cáncer de pulmón y enfermedad asociadas con la baja calidad del aire en mayores de 44 años, 22 muertes por todas las causas en menores de 5 años y 67 millones de enfermedades y síntomas respiratorios (CONPES 3943, 2018). A nivel local, de acuerdo con los resultados obtenidos en el Informe de Calidad de Vida Manizales 2018, se reporta que el 72% de las muertes en la ciudad fueron producidas por causas evitables con tratamiento temprano y saneamiento ambiental, principalmente enfermedades que afectan el sistema circulatorio y respiratorio (Manizales Cómo Vamos, 2018).

Como se detalla en las cifras mencionadas, en los últimos años la contaminación del aire ha generado innumerables problemas de salud en la población, a nivel internacional, nacional y local. Por lo anterior, y de acuerdo con Franco (2012), se requiere realizar un monitoreo y control de los diferentes contaminantes atmosféricos, que permitan asociar y determinar la influencia de estos en las diferentes problemáticas de los centros urbanos, prestando especial interés en los problemas de salud de la población

1.1. CONTAMINANTES Y FUENTES DE EMISIÓN

En Colombia, la Resolución 2254 de 2017 contempla una serie de contaminantes de importancia para el monitoreo de la calidad de aire en centros urbanos, éstos están catalogados como contaminantes criterio e identificados como comunes y perjudiciales para la salud y el bienestar de los seres humanos (CONPES 3943, 2018). Dentro de los contaminantes criterio se destacan el material particulado menor a 10 micrómetros de diámetro (PM_{10}), material particulado menor a 2.5 micrómetros de diámetro ($PM_{2.5}$), ozono troposférico (O_3), dióxido de nitrógeno (NO_2), monóxido

de carbono (CO) y dióxido de azufre (SO_2) (IDEAM, 2016a). Estos contaminantes son emitidos principalmente por las fuentes de emisión presentadas en la Figura 1.1.

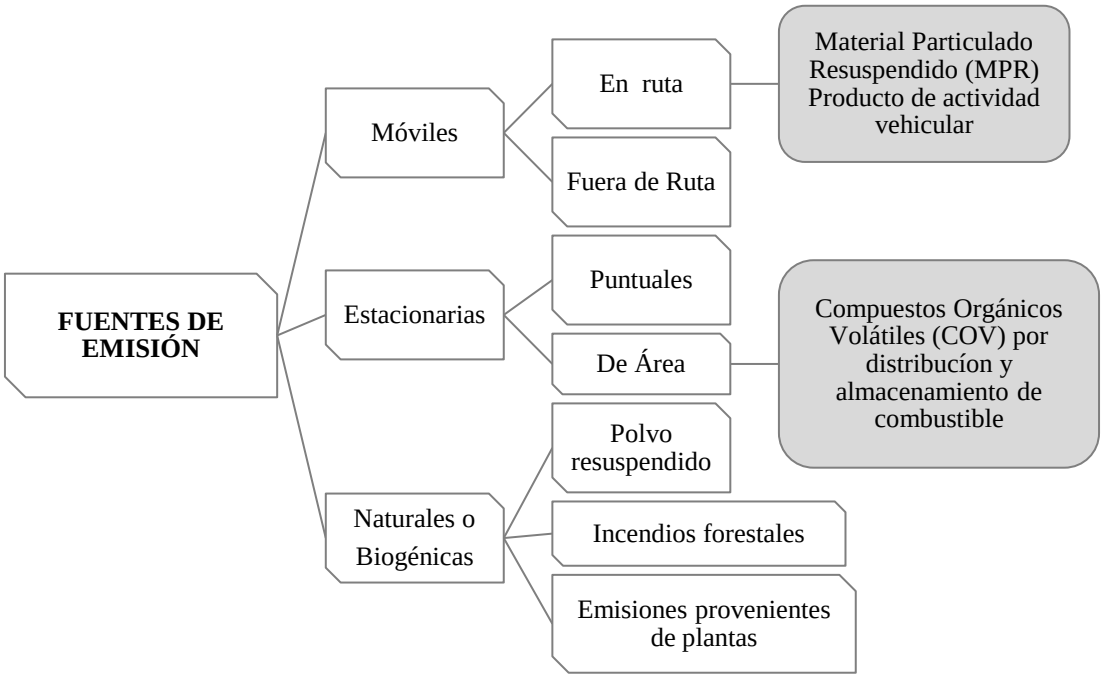


Figura 1.1. Tipos de fuentes de emisión de contaminantes atmosféricos (González, 2017; Pachón et al., 2018).

El origen de la emisión de los contaminantes mencionados en la Figura 1.1 está asociado principalmente a actividades industriales y de transporte. Las fuentes móviles, tanto en ruta como automóviles, motos, buses y vehículos pesados, y fuera de ruta como maquinaria agrícola y de construcción y aeronaves, son las principales fuentes generadores de material contaminante (CONPES 3943, 2018; González, 2017). Las demás fuentes de emisión, como lo son las estacionarias, se clasifican en puntuales, que corresponden a las chimeneas ubicadas en las fábricas, y de área, como por ejemplo las emisiones evaporativas que no tienen un punto fijo o chimenea de escape. Finalmente, las emisiones naturales o biogénicas están asociadas a eventos naturales como erupciones volcánicas, partículas provenientes de incendios forestales, entre otros (Escobar et al. 2011).

1.1.1. EMISIONES POR FUENTES MÓVILES EN RUTA

Actualmente se presenta un aumento acelerado en las tasas de motorización de las ciudades en Colombia. Manizales es la tercera ciudad con mayor tasa de motorización en el país con 424.8 vehículos por cada mil habitantes, cifra solo superada por Medellín y Bucaramanga en donde la tasa de motorización es de 589 y 434 vehículos cada 1000 habitantes respectivamente (Manizales Cómo Vamos, 2018).

El aumento en los índices de motorización trae como consecuencia no solo dificultades en la movilización y el tráfico en las vías, sino también es responsable en gran medida de aumentos en las

emisiones de contaminantes atmosféricos. Las fuentes vehiculares emiten principalmente contaminantes como material particulado, precursores de ozono como el monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles, gases efecto invernadero como dióxido de carbono, metano y óxido nitroso, y otros contaminantes asociados a sustancias acidificantes, compuestos orgánicos persistentes y especies carcinogénicas (MADS, 2017).

Los vehículos de modelos más antiguos generan mayores emisiones, lo cual se debe a la disminución de la eficiencia en la combustión, al desgaste de los componentes de motor y a que la mayoría de estos carecen de sistemas de control de emisiones o cuentan con sistemas de control ineficientes (CONPES 3943, 2018). Adicionalmente, el tipo de combustible utilizado y composición de este determinan el tipo de contaminante emitido. El diésel, por ejemplo, está asociado a la emisión de material particulado, mientras que la gasolina emite mayores porcentajes de monóxido de carbono y compuestos orgánicos volátiles (CONPES 3943, 2018).

La estimación de las emisiones por fuentes móviles en ruta, depende de variables como la categoría vehicular, el tipo de combustible utilizado, el año modelo, características del motor y del sistema de control de emisiones, los patrones de conducción, el estado de la vía, entre otros (MADS, 2017).

1.1.2. EMISIONES POR RESUSPENSIÓN ASOCIADAS A ACTIVIDAD VEHICULAR

El material particulado resuspendido (MPR) se define como las partículas propensas a ser suspendidas por la acción de un agente externo, como el aire, actividades vehiculares o de construcción. En la actividad vehicular, se genera MPR, el cual está conformado por partículas de tamaños variables que se suspenden del suelo luego de ser emitidas en actividades como combustión vehicular y desgaste de llantas, frenos y vías (EPA, 2011).

La emisión por resuspensión normalmente se estima de acuerdo con el tamaño de las partículas, siendo las de mayor importancia el material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$, por ser de especial interés para las autoridades ambientales. Lo anterior, teniendo en cuenta que es el contaminante con el mayor potencial de afectación a la salud de la población.

1.1.3. EMISIONES POR FUENTES DE ÁREA COMO ESTACIONES DE SERVICIO DE COMBUSTIBLE

Las fuentes de área están definidas como aquellas en las que la actividad que genera la emisión de una fuente fija se dispersa en un área determinada. Ejemplo de esto son las quemas abiertas, las emisiones evaporativas de las estaciones de servicio de combustible, relleno sanitario y residuos dispuestos a cielo abierto, entre otros.

En cuanto a las estaciones de servicio (EDS), estas emiten principalmente compuestos orgánicos volátiles (COV) producto de distribución y almacenamiento de combustible, en actividades como la expansión y contracción de los tanques subterráneos de almacenamiento, el llenado del tanque de los vehículos y los derrames que son ocasionados en este llenado (AMVA, 2015). Estos compuestos

son unos de los principales precursores en la formación del ozono troposférico, el cual tiene un potencial efecto negativo sobre la salud humana, pues a largo plazo puede causar lesiones en el hígado, en los riñones y en el sistema nervioso central. Al igual que el MPR, la emisión de estos contaminantes está ligada directamente al crecimiento del parque automotor de las ciudades, pues son emitidos principalmente por procesos de combustión y está relacionada además con el aumento en el consumo de combustible distribuido en las estaciones de servicio (Asturias, 2014; IDEAM, 2016b, 2016a).

1.2. INVENTARIOS DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS

El monitoreo y los inventarios de emisiones atmosféricas (IEA) son herramientas científicas y técnicas que permiten, por ejemplo, establecer las principales fuentes de contaminación atmosférica y cuantificar el impacto y los efectos en la salud de la población por exposición a ciertos contaminantes emitidos. Esto permite tomar decisiones y definir políticas de mejoramiento de la calidad del aire. Adicionalmente, permite evaluar el efecto que producen las medidas adoptadas.

Además de esto, los IEA son un insumo importante para realizar ejercicios de modelización de calidad del aire, herramienta que permite por ejemplo la evaluación escenarios futuros de emisión teniendo en cuenta varias alternativas o medidas de control, de manera que pueda predecirse los efectos de los contaminantes y así, tomar decisiones integrales en la gestión de la calidad de aire (MAVDT, 2006).

El Protocolo nacional de monitoreo y seguimiento de la calidad del aire, desarrollado por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), actualmente Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) y las autoridades ambientales colombianas; tiene en cuenta una serie de lineamientos que buscan la estandarización de los procesos de monitoreo y seguimiento de los contaminantes atmosféricos (MAVDT, 2006). Apoyado en este protocolo, el MADS publicó en el año 2018 la Guía para la Elaboración de Inventarios de Emisiones Atmosféricas, la cual contiene los lineamientos generales para la conceptualización, formulación, planificación, ejecución, evaluación y actualización de los inventarios de emisión para fuentes fijas, móviles y naturales (MADS, 2017).

Un inventario de emisiones atmosféricas (Ecuación 1) está definido como un conjunto de datos que caracterizan y consolidan, mediante sumatoria, las emisiones de contaminantes atmosféricos, de acuerdo con el tipo de fuente, el tipo de contaminantes y la cantidad en términos de los flujos emitidos, en un área geográfica y en un intervalo de tiempo determinado (MADS, 2017).

$$IEA = \sum_{i=1}^{n} E_{j,t} \qquad (1)$$

Donde:

IEA: Inventario de emisiones atmosféricas para la sustancia o mezcla de sustancias (j) en el periodo de tiempo (t).

$E_{j,t}$: Emisión atmosférica de la sustancia o mezcla de sustancias (j), generada por la actividad (i) en el periodo de tiempo (t)

n: Número total de actividades a inventariar.

La Ecuación (1) asocia la sumatoria de las emisiones de las diferentes actividades a inventariar, sin embargo, generalmente no se cuenta con la información sobre medidas directas de estas emisiones, metodología que de acuerdo con la Guía para la elaboración de Inventarios de Emisiones Atmosféricas desarrollado por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2017), es la más precisa para la estimación de emisiones atmosféricas. Sin embargo, existen otras metodologías indirectas como el balance de masas, los modelos de emisión y los factores de emisión para la determinación de emisiones; estas metodologías se explican a continuación:

- **Balance de masas:** en esta técnica se considera que la masa del contaminante es igual a la diferencia entre las entradas (materias primas que inician el proceso de transformación) y las salidas (productos finales) del proceso (INECC-SEMARNAT, 2013).

- **Factores de emisión:** El Factor de Emisión (del inglés EF) es un valor representativo que establece una relación entre la cantidad de contaminante liberado a la atmósfera, con una actividad asociada con la liberación de ese contaminante. Estos factores se pueden expresar como el peso del contaminante dividido por el volumen, distancia o duración de la actividad de emisión (USEPA, s.f.).

  Esta metodología consiste en combinar información de los procesos que son desarrollados en cada actividad (factor de actividad, FA), con información de la cantidad de contaminante descargados a la atmósfera por dicha actividad mediante un factor de emisión (FE), como se muestra en la Ecuación 2 (MADS, 2017; Pulles & Heslinga, 2009).

$$IEA = \sum_{i=1}^{n} \left(FE_{j,i} \cdot FA_{i,t} \right) \qquad (2)$$

  Donde:

  $FE_{j,i}$: Factor de emisión de la sustancia o mezcla de sustancias (j) para la actividad (i)

  $FA_{j,i}$: Factor de actividad de la actividad (i) durante el tiempo (t)

- **Modelos de emisión:** esta metodología hace uso de ecuaciones empíricas desarrolladas para procesos y tipos de fuente de emisión determinados, las cuales son desarrolladas de manera que puedan ejecutarse en computadores a partir de la interacción de las ecuaciones.

Normalmente estos modelos exigen uno o varios parámetros físicos de la fuente de interés, para así llevar a cabo la determinación de la emisión (MADS, 2017).

1.2.1 ETAPAS PARA EL DESARROLLO DE UN INVENTARIO DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS

El desarrollo de un inventario de emisiones atmosféricas (IEA) requiere la ejecución de diferentes acciones que van desde la formulación hasta la evaluación y actualización de este, para lo cual se requiere información base, datos confiables y representativos que permitan obtener resultados comparativos y coherentes (MADS, 2017). En la Figura 1.2, se presentan las etapas para el desarrollo de un IEA, tomadas según bibliografía de soporte y del documento guía publicado por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

FORMULACIÓN

- ***Propósito***, como reporte de emisiones y como base para la formulación y evaluación de estrategias. Adicionalmente para el diseño de Sistemas de Vigilancia de Calidad del aire, la gestión ambiental corporativa, modelación o para investigación
- ***Alcance,*** debe definirse el tipo de contaminantes que serán tenidos en cuenta y las fuentes de emisión de cada uno de ellos. Además, la resolución temporal, ya sea fija (anual, estacional, mensual, semanal, etc.) o variable (periodo vacacional, festividades, etc.); y la resolución espacial, ya sea cubrimiento municipal, casco urbano, o en celdas de tamaño específico.

PLANIFICACIÓN

- ***En esta etapa deben definirse los componentes mínimos del IE,*** objetivos y alcance, metodología, recursos humanos y técnicos, presupuesto y cronograma de actividades y planeación logística.

EJECUCIÓN

- Recopilación de información, caracterización y clasificación de las fuentes de emisión, cuantificación de las fuentes, estimación y reporte de las emisiones, almacenamiento de la información, evaluación técnica de la información y finalmente aseguramiento y control de calidad.

EVALUACIÓN Y ACTUALIZACIÓN

- La evaluación se realiza cuando el alcance cambia, es decir se requiere evaluar una resolución temporal o espacial diferente, varíen las fuentes de emisión o quieran incluirse otras fuentes. Además, los IEA deben actualizarse periódicamente.

Figura 1.2. Etapas para el desarrollo de un IEA (González, 2017; MADS, 2017; MAVDT, 2008)

1.3. ANTECEDENTES PRINCIPALES

Según el informe de estado de la Calidad de Aire en Colombia (2011-2016), las fuentes móviles, en especial vehículos particulares y motos, son el principal contribuyente en las emisiones por contaminantes atmosféricos en centros urbanos. Teniendo en cuenta lo anterior, y con el objetivo de actualizar el inventario de emisión de fuentes móviles y adicionalmente ampliar las fuentes de emisión incluidas en el IEA de 2014 para la ciudad de Manizales, a continuación, se realiza una descripción general de los principales antecedentes que ratifican la importancia de realizar esta actualización e incluir nuevas fuentes de emisiones atmosféricas.

1.3.1. INVENTARIO DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS EN LA CIUDAD DE MANIZALES, AÑO BASE 2014

De acuerdo con las necesidades ambientales de la ciudad, González y colaboradores (2017), con el apoyo de la Corporación Autónoma Regional de Caldas (CORPOCALDAS) mediante un convenio interadministrativo, realizaron el inventario de emisiones atmosféricas (IEA) para la ciudad de Manizales, año base 2014, con la finalidad de aportar información relevante en la estructuración de planes de gestión de calidad del aire. En este sentido, el estudio definió como objetivo elaborar un inventario de emisiones para las fuentes principales de la ciudad, en términos de las fuentes estacionarias puntuales y fuentes móviles en ruta.

El desarrollo de un IEA en centros urbanos requiere la recolección de diversa información que varía de acuerdo con las fuentes de emisión y los contaminantes que se deseen estimar. En el caso de la ciudad de Manizales, el IEA realizado en el año 2014 tuvo en cuenta las fuentes móviles en ruta y estacionarias puntuales, para lo cual se realizó una caracterización completa del parque automotor de la ciudad, y en la zona industrial se realizó una revisión de información referente a los puntos donde se generan emisiones por procesos industriales.

Los resultados del inventario de emisiones atmosféricas para Manizales muestran la gran participación de las emisiones por fuentes móviles en ruta en el total de emisiones de la ciudad; siendo el aporte de emisiones por fuentes estacionarias puntuales muy bajo comparado con aquellas emitidas por el parque automotor como se muestra en la Tabla 1.1. Todos los contaminantes estimados por fuentes móviles en ruta tienen una participación de más de 80% en el total de las emisiones atmosféricas, a excepción de los óxidos de azufre, los cuales son más altos en las emisiones por fuentes estacionarias puntuales con una participación del 81.4%.

A partir de los resultados obtenidos, y teniendo en cuenta que el inventario de emisiones atmosféricas realizado en la ciudad tuvo en cuenta de manera general las principales fuentes de emisión (móviles en ruta y estacionarias puntuales), el estudio de González (2017) recomendó la actualización y el análisis de otras fuentes de emisión, de manera que pudiera lograrse el análisis de un mayor número de fuentes en el IEA de la ciudad de Manizales, asi como la identificación de las principales variaciones de las emisiones por fuentes móviles en ruta entre los años 2014 y 2017.

Tabla 1.1. Resumen de los resultados obtenidos en el inventario de emisiones por fuentes estacionarias puntuales y fuentes móviles en ruta para la ciudad de Manizales, año base 2014 (González, 2017)

Fuente	Emisión (ton/año)							
	CO	**NO_x**	**SO_x**	**PM_{10}**	**COVDM**	**CO_2**	**N_2O**	**CH_4**
Industrial (fuente puntual)	219.1	89.5	113.5	37.2	4.4	64,077	1.2	1.8
Vehicular (en ruta)	43,395.6	4,890.1	26.0	764.8	9,646.3	454,441	10.6	2,859.8
Total	**43,614.6**	**4,979.6**	**139.4**	**802.0**	**9,650.7**	**518,517**	**11.8**	**2,861.6**
	Contribución de cada fuente al total de emisiones (%)							
Industrial (fuente puntual)	0.5	1.8	81.4	4.6	0.05	12.4	9.9	0.1
Vehicular (en ruta)	99.5	98.2	18.6	95.4	99.95	87.6	90.1	99.9

COVDM: Compuestos orgánicos volátiles diferentes al metano.

1.3.2. CAMBIOS EN EL PARQUE AUTOMOTOR DE LA CIUDAD DE MANIZALES

De acuerdo con los resultados obtenidos en el IEA realizado para la ciudad de Manizales para el año base 2014, y como se ha mencionado anteriormente, el parque automotor de la ciudad de Manizales es el principal generador de emisiones atmosféricas para la mayoría de los contaminantes evaluados (CO, NO_x, PM_{10}, COV y gases efecto invernadero (GEI)).

Teniendo en cuenta estos resultados, el estudio de González (2017) planteó la necesidad de actualizar el inventario de emisiones atmosféricas de la ciudad de Manizales con el objetivo de evaluar los posibles cambios en las emisiones debido al cambio de tecnología vehicular y a la dinámica del parque automotor, el cual se encuentra en aumento en los últimos años (Manizales Cómo Vamos, 2018). Otras de las recomendaciones realizadas fue incluir emisiones por resuspensión en vías, las cuales están relacionadas con el desgaste de frenos, llantas y vías; y contribuyen a las emisiones por material particulado. Además, para fuentes estacionarias fijas se recomendó incluir las emisiones producto de estaciones de servicio y centros de almacenamiento de combustible y el relleno sanitario, pues estas contribuyen con las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COV) y metano (CH_4) los cuales son precursores del ozono (O_3).

Como se presenta en la Figura 1.3 entre los años 2012 y 2017 los ciudadanos se movilizaron principalmente en transporte público (46 - 57%), moto (8 - 15%) y vehículo particular (13 – 18%); lo cual muestra que solamente entre el 20% y 30% de la población en Manizales se movilizó en los transportes sostenibles, bicicleta, cable aéreo y a pie, para los mismos años. Mientras en ciudades como Bogotá y Medellín ha aumentado el uso de transporte sostenible (transporte público, bicicleta, a pie), en Manizales esto tiende a disminuir debido a la baja inversión en este tipo de transporte (Manizales Cómo Vamos, 2017, 2018).

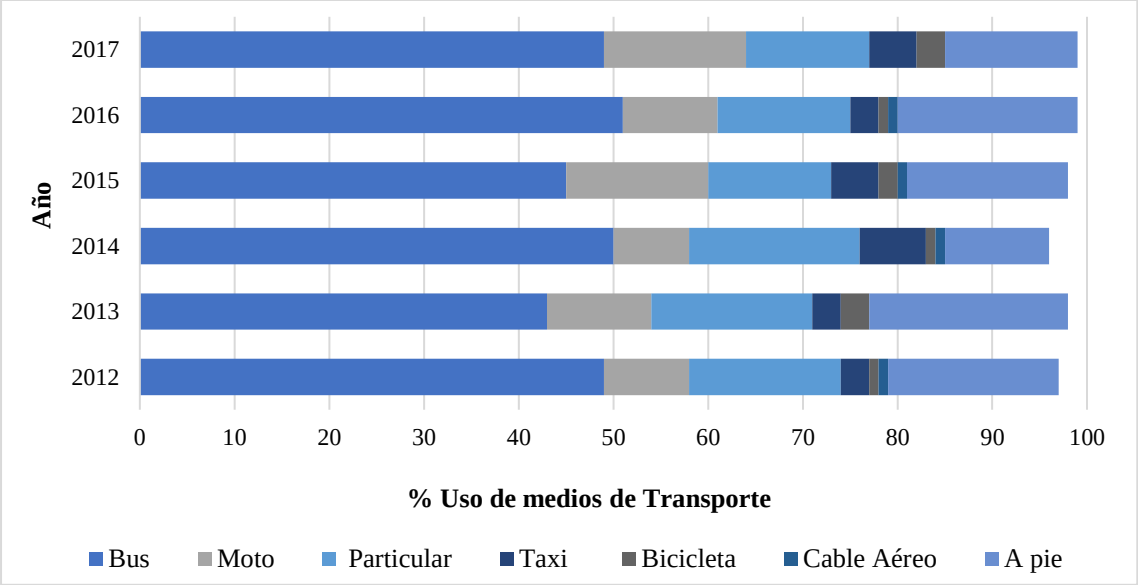


Figura 1.3. Proporción de ciudadanos según el uso de medios de transporte en la ciudad de Manizales (Fuente: Manizales Cómo Vamos, 2018)

En Manizales de acuerdo con el Informe de Calidad de Vida, Manizales Cómo Vamos (2018), entre los años 2009 y 2017 se presentó un aumento importante en los vehículos matriculados, 90% en los vehículos particulares (automóvil, camioneta y campero) y 167% en las motos, lo cual corresponde a un aumento anual promedio de 5,500 carros y 6,500 motos. En 2014 la ciudad contaba con un parque automotor de 132,012 vehículos, mientras que para el año 2017 este valor aumentó a 169,142 vehículos según la Secretaría de Tránsito y Transporte de la ciudad de Manizales.

En el año 2014, en el cual se realizó el IEA para fuente móviles en ruta en la ciudad de Manizales, la flota estaba conformada principalmente por motos, automóviles, camionetas y camperos, distribución que se mantuvo para el año 2017, como se muestra en la Tabla 1.2. Todas las categorías vehiculares presentaron un crecimiento entre los años 2014 y 2017, principalmente las motocicletas, automóviles, camionetas y camperos; salvo los taxis que decrecieron un 3.14%,

Tabla 1.2. Distribución del Parque Automotor de la ciudad de Manizales (Fuente: Secretaría de Tránsito y Transporte, Alcaldía de Manizales, 2014, 2017)

Categoría	Año 2014	Año 2017	Crecimiento (%)
Automóvil, Camioneta y Campero	64,090	81,659	27.41
Motocicleta	60,625	79,734	31.52
Taxi	2,402	2,320	-3.414
Bus	2,367	2,604	10.01
Camión	2,528	2,825	11.75
Total	**132,012**	**169,142**	

A esta situación, se suma la topografía de la ciudad de Manizales, la cual no permite ampliar su red vial; y por ende los vehículos deben transitar por las mismas vías y los problemas de movilidad

aumentan en las horas pico. Teniendo en cuenta el Informe de Calidad de Vida, Manizales 2018, la percepción de empeoramiento de movilidad y problemas de tráfico ha aumentado en el último año. El 48% de usuarios de motos y el 37% de usuarios de vehículo particular considera que sus trayectos habituales tomaron más tiempo que el año anterior; el 29% de usuarios de transporte público tuvieron esta percepción. Sumado a la percepción ciudadana, la velocidad promedio con la que transitan los vehículos en la ciudad disminuyó, factor que se atribuyó al empeoramiento de las condiciones de movilidad en esta (Manizales Cómo Vamos, 2018).

Sin embargo, en el Plan Maestro de Movilidad para la ciudad de Manizales (Findeter, 2017) se proponen proyectos enfocados a la movilidad saludable y sostenible, en donde el enfoque principalmente apunta a la inclusión de vehículos sostenibles, a una mayor movilidad de los peatones y a la organización de la red vial.

De acuerdo con un análisis de distribución tecnológica de una muestra aleatoria del parque automotor de la ciudad de Manizales, desarrollado por González (2017), y detallado en el documento "Dinámica e impacto de emisiones antrópicas y naturales en una ciudad andina empleando un modelo euleriano de transporte químico on-line. caso de estudio: Manizales, Colombia" la conformación de la flota vehicular para el año 2014, que estaba compuesta principalmente por vehículos particulares y motocicletas, se distribuye tecnológicamente como se muestra en la Figura 1.4. El sistema de control de aire/combustible y de emisión por tubo de escape, se refiere a las tecnologías de los sistemas de control de emisiones de cada vehículo.

Para la categoría PC (automóviles, camionetas y camperos), el 42% de la flota vehicular contaba con catalizador de 3 vías como control de emisión por tubo de escape, seguido por vehículos sin ningún sistema de control de emisiones con un 33%. En el caso del control aire/combustible para esta misma categoría, el sistema principal es inyección multipunto con un 55%, seguido de carburador con 22%. La flota de motocicletas (categoría 2w) está conformada por un 54% de motos de 2 tiempos y un 46% de motos 4 tiempos, estas últimas presentan niveles de emisión menor que las anteriores (Toledo, 2016). El 46% de las motocicletas contaba con un catalizador como sistema de control de emisión por tubo de escape, mientas que el 54% restante no contaba con ningún sistema. Finalmente, el 95% de la flota de buses contaba con un sistema mejorado de control de emisión por tubo de escape, y como sistema de control aire/combustible esta flota contaba con una inyección directa, también 95% de los buses.

Esta distribución tecnológica permitirá comparar en las secciones posteriores, las variaciones tecnológicas de la flota vehicular de la ciudad de Manizales, entre los años 2014 y 2017. De manera que puedan explicarse a partir del cambio en la tecnología vehicular, las variaciones en las emisiones vehiculares de los diferentes contaminantes atmosféricos de interés en este estudio.

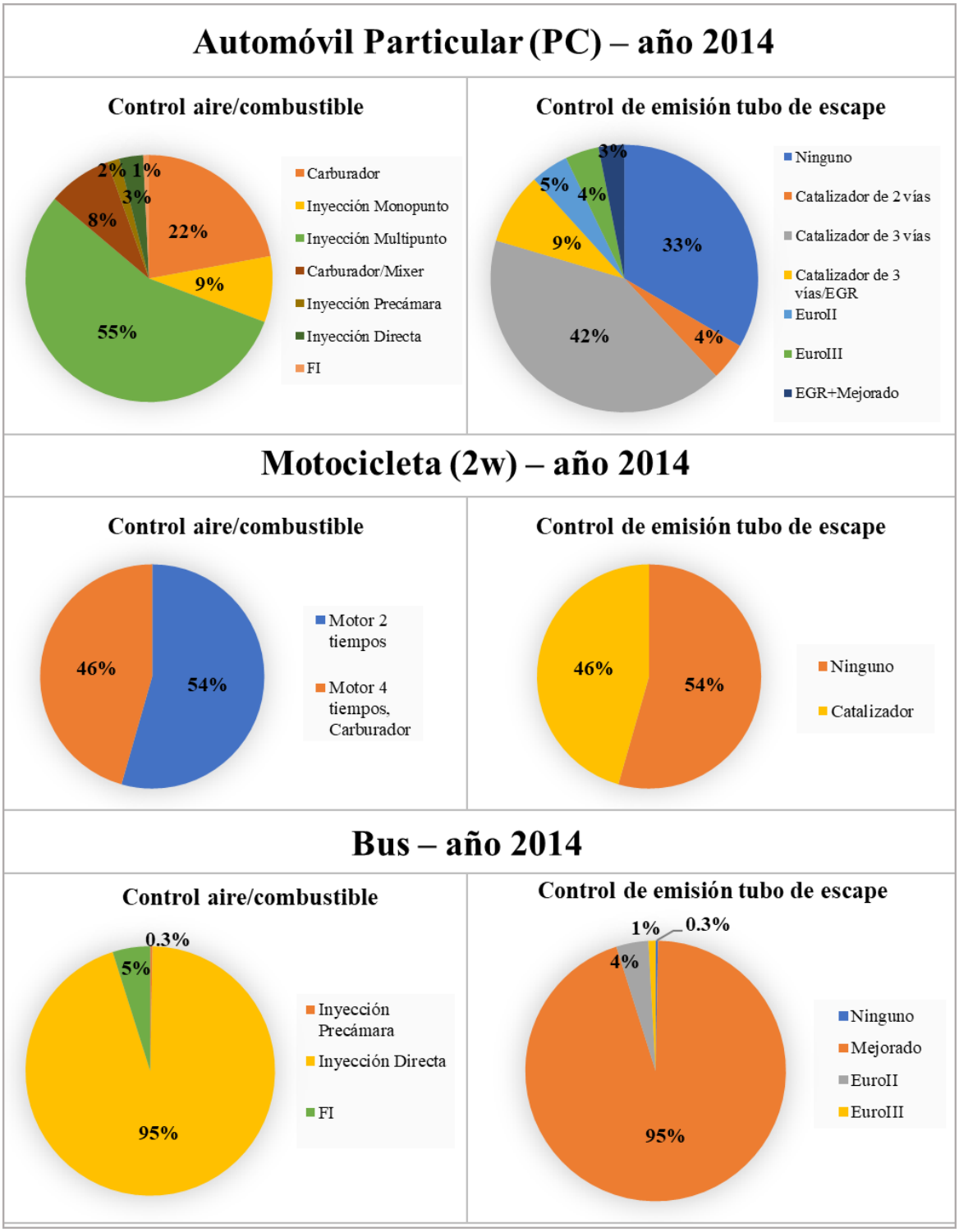


Figura 1.4. Distribución tecnológica de la flota vehicular de la ciudad de Manizales en el año 2014, categorías PC, 2w y Bus (González, 2017).

1.3.3. IMPORTANCIA DE LAS EMISIONES POR RESUSPENSIÓN

Diferentes estudios a nivel internacional y nacional muestran la relevancia que tienen las emisiones por resuspensión si son comparadas con aquellas debidas a otros tipos de fuentes de emisión de material particulado. Entre estos se encuentra los IEA e investigaciones desarrollados en Delhi, Barcelona, Girona, Zúrich, Ciudad de México, Canadá y Bogotá. En la Tabla 1.3 se presentan las principales características metodológicas y resultados obtenidos.

Tabla 1.3. Resultados investigaciones internacionales y nacionales sobre emisiones por MPR.

Zona Objeto de Estudio	Características Metodológicas	Resultados Relevantes
Barcelona, Girona y Zúrich (Amato et al., 2011)	Se realizaron monitoreos de carga de sedimentos (C_s) en diferentes zonas de Barcelona, Girona y Zúrich. Posteriormente se realizó una caracterización y especiación del material particulado en el laboratorio.	Las fuentes principales de MPR en la carretera fueron las construcciones, desgaste de suelo, llantas y frenos, y escape de vehículos. El valor promedio de C_s fue de 8.9 en Barcelona, 3.5 en Girona y 0.7 mg/m^2 en Zúrich. El incremento de vehículos en la vía aumentó la carga de partículas de Fe, Cr, Mn, Cu, Zn, Mo, Sn, Sb, Cs, Ba, W, Pb y Bi. Las emisiones reportadas en este estudio no se comparan con emisiones totales de material particulado.
Ciudad de México (SEDEMA, 2014)	No se define en el IEA de SEDEMA la metodología específica aplicada para la estimación de las emisiones por resuspensión.	El PM_{10} producto de resuspensión en vías pavimentadas y no pavimentadas aportó un 46% del total de emisiones totales de este contaminante
Canadá (Environment and Climate Change Canada 2015).	Se estimaron las emisiones en vías pavimentadas y no pavimentadas. En una estimación inicial para las vías pavimentadas se utilizaron los factores de emisión de la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA). Mientras que la metodología secundaria para ambas vías aún se encuentra en revisión.	La emisión por resuspensión en vías pavimentadas y no pavimentadas fue del 56% del total de emisiones por material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$

Zona Objeto de Estudio	Características Metodológicas	Resultados Relevantes
Bogotá **(Espitia y Porras, 2017)**	Se estimaron cargas de sedimento (C_s) en diferentes puntos en la ciudad de Bogotá, a partir de monitoreos con equipos de succión compuestos por filtros de PM_{10}. Con estos valores se estimaron factores de emisión para estos puntos.	El porte mineral y el desgaste de vías es la fuente que más aporta en las emisiones de MPR, seguido del tubo de escape de los vehículos, el desgaste de los neumáticos y finalmente el desgaste de los frenos. Los valores de C_s en todos los puntos monitoreados se encuentran entre 0.9 y 22 mg/m^2.
Bogotá **(Pachón et al., 2018)**	Estimación de factores de emisión para vías pavimentadas y sin pavimentar. Se estimaron los factores de emisiones a partir de campañas de monitoreo y recolección de información sobre la flota vehicular.	Las emisiones por MPR comprenden el 90% de las emisiones totales de PM_{10}. La emisión de PM_{10} en vías sin pavimentar es por lo menos 5 veces mayor que en vías pavimentadas, mientras que la emisión de $PM_{2.5}$ es como mucho el doble en vías sin pavimentar.
Bogotá **(Nedbor-Gross, Henderson, Pérez-Peña & Pachón, 2017)**	Actualización y optimización del inventario de emisión 2012 para MPR en vías pavimentadas y sin pavimentar, mediante la simulación con el modelo CMAQ. Se incorporaron nuevos datos meteorológicos y características del suelo que permitieran reducir la incertidumbre en la estimación de las emisiones.	La incorporación de los datos mejorados redujo hasta en un 43% los valores de emisiones de MPR obtenidos inicialmente, esto se debe a la alta sensibilidad a la humedad relativa y precipitación que tiene la emisión de material particulado por resuspensión.

Como se mostró en la tabla anterior, las emisiones por resuspensión juegan un papel importante en el total de las emisiones por material particulado resuspendido, con aportes superiores al 40% en las zonas donde fue evaluado. Adicionalmente, se observa que la carga de sedimentos encontrada a partir de monitoreos en campo, involucra cuatro actividades principales en la composición del material particulado resuspendido producto de actividad vehicular; desgaste de vías y aporte mineral, emisiones del tubo de escape de los vehículos, desgaste de neumáticos y desgaste de frenos (Amato et al., 2011; Espitia y Porras, 2017)

En el IEA en la ciudad de Bogotá (2012), se encontró inicialmente un alto porcentaje de participación de emisión por resuspensión en vías, alcanzando el 90% de contribución en el total de emisiones por PM_{10}. Sin embargo, esta emisión fue recalculada mediante correcciones por condiciones meteorológicas y el porcentaje de participación se redujo en un 43% respecto al 90% inicial (Secretaría Distrital de Ambiente, 2017; Pachón et al., 2018; Pérez-Peña et al., 2016). Estos resultados evidencian la sensibilidad que presentan las emisiones de MPR ante diferentes factores

como la presencia de vegetación, condiciones climáticas asociadas a la humedad relativa y eventos de precipitación, además de características como el tipo de vehículos que circulan en la zona (Amato et al., 2011; Espitia y Porras, 2017)

Los estudios mencionados anteriormente ratifican la importancia de evaluar y analizar las emisiones por resuspensión, y todos los factores que intervienen en el aumento o disminución de éstas, por ejemplo, el crecimiento de la flota vehicular, el desgaste de frenos, llantas y de las vías, las condiciones meteorológicas de la zona, la presencia de vegetación en los alrededores y las características del flujo vehicular (velocidad, categorías vehiculares que circulan en la vía, volumen vehicular).

Como se mencionó en la Tabla 1.3, la mayor cantidad de emisiones por material particulado resuspendido está relacionada con el estado de la malla vial (Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá, 2017), en la cual se genera un desgaste natural por los materiales que la componen y adicionalmente, por el paso de la flota vehicular. De acuerdo con el Plan Maestro de Movilidad de Manizales, como se muestra en la Figura 1.5, el 84.34% del pavimento de las vías de la ciudad se encuentran en buen estado, 5% en estado regular y 10.64% en mal estado. Este último tipo de vía corresponde a algunas vías ubicadas en el sector de la Galería, vía La Linda y en la zona industrial del barrio la Enea (Findeter, 2017). Adicionalmente, Manizales presenta un aumento acelerado en la flota vehicular, especialmente en vehículos particulares (Manizales Cómo Vamos, 2018), actividad que está directamente relacionada con el desgaste de las vías, y que, podría generar un aumento en la deposición de partículas provenientes del desgaste de frenos y llantas y de las emisiones por el tubo de escape (Amato et al., 2011; Espitia y Porras, 2017).

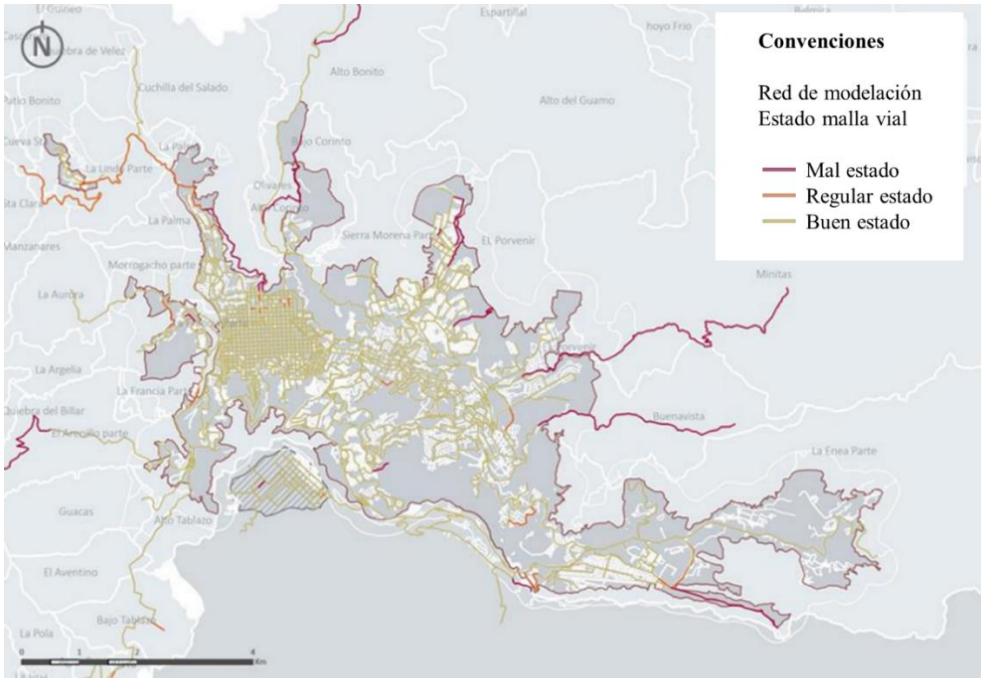


Figura 1.5. Mapa del estado de la malla vial de la ciudad de Manizales (Findeter. (2017) Estado del pavimento de la red vial inventariada [Figura 7.10]. Recuperado de Plan Maestro de Movilidad de Manizales)

1.3.4. EMISIONES PRODUCTO DE DISTRIBUCIÓN Y ALMACENAMIENTO DE COMBUSTIBLE

El estudio de los compuestos orgánicos volátiles (COV) y las emisiones de éstos al aire ambiente, cobra especial interés en la calidad del aire a nivel urbano, teniendo en cuenta que este contaminante juega un papel importante en problemas medioambientales y de salud. Por ejemplo, la formación del ozono troposférico, potenciación del efecto invernadero y efectos carcinogénicos en la salud (Alcántara, 2007).

En la ciudad de Manizales se realiza el monitoreo al ozono, desde el año 2014, mediante una estación de monitoreo ubicada en el centro de la ciudad, esta medición se realiza mediante un analizador fotométrico, el cual absorbe la cantidad de luz ultravioleta de acuerdo con la proporción de ozono presente en el ambiente (IDEA, 2018). González (2017) presentó la variación temporal en las concentraciones horarias y octohorarias de Ozono (O_3) para la ciudad de Manizales en el año 2015, allí las concentraciones horarias presentaron valores mínimos de 0 $\mu g/m^3$ y valores máximos de 97 $\mu g/m^3$, por lo cual no se superó el límite máximo permisible colombiano promedio, el cual para el año 2015 se encontraba en 120 $\mu g/m^3$; en cuanto a los registros de ozono octohorario se presentaron dos excedencias a la norma en el mes de enero, la cual se encontraba en 80 $\mu g/m^3$. Las excedencias octohorarias ocurridas en Manizales para el año 2015, difieren significativamente con las ocurridas en algunas de las estaciones de monitorio de otras ciudades colombianas como Bogotá, Bucaramanga y Cali, así como el Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Especialmente en las dos últimas, para el año 2015, se presentaron más de 100 días de excedencias (IDEAM, 2016a). Lo anterior es una muestra de la importancia del seguimiento y monitoreo de contaminantes precursores del ozono troposférico, pues, aunque para Manizales estas excedencias no fueron altas en el año 2015, la dinámica cambiante de la ciudad que incluye factores como el crecimiento acelerado del parque automotor y por ende el aumento de la demanda de combustible, afectan las emisiones de contaminantes como los COV y NO_x.

Diferentes estudios realizados a nivel nacional e internacional evidencian la importancia de incluir fuentes de emisión de COV en los inventarios de emisiones atmosféricas, pues se involucran en diferentes actividades vehiculares, tanto en la recarga de combustible como en la operación del vehículo, y en actividades industriales como se mencionó previamente. Los resultados presentados en la Tabla 1.4 muestran la importancia de evaluar y analizar las emisiones por distribución y almacenamiento de combustible en los centros urbanos. Adicional a las emisiones por las actividades de las EDS de combustible, este contaminante es emitido por fuentes puntuales, de área y móviles, en actividades como la fabricación de diferentes insumos y productos industriales, la combustión vehicular y el recubrimiento de superficies industriales y arquitectónicas (SEDEMA, 2014).

Tabla 1.4. Resultados investigaciones internacionales y nacionales sobre emisiones por distribución y almacenamiento de combustible.

Zona Objeto de Estudio	Características de la Investigación	Resultados Relevantes
Tianjin, China (Liu et al., 2016)	Entre 2014 – 2015 se realizó el monitoreo de las concentraciones de COV, O_3 y NO_x para diferentes fuentes de emisión. Los resultados se compararon de acuerdo con las cargas de contaminantes descargadas en la atmósfera en las diferentes estaciones del año.	Del total de emisiones por COV, las emisiones por evaporación de gasolina equivalen al 8.7%, allí no se especifica si esta evaporación corresponde a EDS, vehículos u otra fuente. Estas emisiones se presentan en porcentajes de especies químicas que componen las emisiones; en donde, al realizar la especiación, el mayor porcentaje de emisión lo presentan el i-Pentano, n-Pentano, 2-Metilpentano y el dimetilpentano.
Calgary, Alberta (Bari & Kindzierski, 2018)	Se realizó un análisis de datos históricos de COV monitoreados entre los años 2010 y 2015. A partir del modelo de receptor multivariable USEPA (EPA PMF 5.0) se determinaron las posibles fuentes de emisión de las concentraciones de COV en el centro de Calagary.	El modelo de factorización utilizado mostró que el 26% de las emisiones se deben a la extracción y combustión de petróleo y gas natural, el 20% a fuentes de tráfico, incluyendo emisión por el tubo de escape y emisiones fugitivas y entre el 10 y 15% a recubrimientos industriales y solventes. Las demás fuentes fueron limpieza en seco, biogénicas y una fuente de fondo.
Antioquia (AMVA, 2015)	Inventario de emisión para el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), incluyendo fuentes de área como EDS. Se estimo la emisión a partir de FE de la EPA AP-42 para todas las actividades propensas a emitir COV en Estaciones de Servicio (EDS) y Centros de Almacenamiento de Combustible (CAC).	El porcentaje de participación de las emisiones de EDS en el total de emisiones por COV en el AMVA fue del 35.3%, un total de 1,736 ton/año.
Bogotá (Pachón et al., 2018)	Inventario de emisión para la ciudad Bogotá (2012), incluyendo fuentes de área como EDS. Se estimo la emisión a partir de FE de la EPA AP-42 y de la aplicación del software TANKS.	El 23% de las emisiones por COV por EDS y CAC. De estas Emisiones, el 67% corresponde a gasolina y el 33% restante a diésel.

Las estaciones de servicio en la ciudad de Manizales deben suplir las necesidades de abastecimiento de la flota vehicular de la ciudad, que actualmente se encuentra en aumento y está conformada, al año 2017, por 169,142 vehículos entre automóviles, camionetas, motos, buses y pesados (Secretaria de Tránsito y Transporte, 2017; Manizales Cómo Vamos, 2018). Este incremento se asocia también con un aumento en la distribución y consumo de combustible, tal como lo reporta el informe estadístico de la distribución minorista de combustible en Colombia (SOLDICOM, 2018), donde se evidencia un aumento en la distribución de ACPM y gasolina corriente para la ciudad de Manizales

entre los años 2014 y 2017, mientras que para la gasolina extra los valores no varían considerablemente (Figura 1.6).

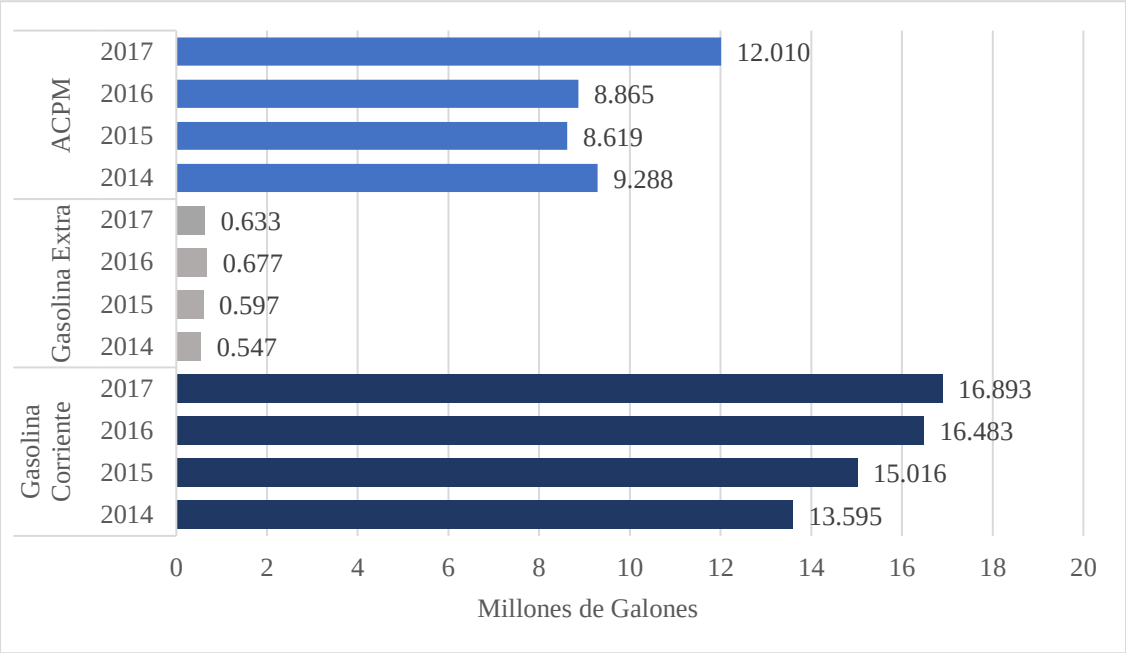


Figura 1.6. Evolución de la distribución minorista de combustibles en la ciudad de Manizales entre los años 2014 y 2017 (SOLDICOM, 2018)

Como se puede observar en la Figura 1.6, el aumento de ACPM es de 3'000.000 de galones entre los años 2016 y 2017, mientras que para los años anteriores se observa un comportamiento más estable. En el caso de la gasolina extra la distribución se mantiene entre 500,000 y 600,000 galones entre 2014 y 2017. Finalmente, la gasolina corriente presenta un aumento gradual desde el 2014 hasta el 2017, sin embargo, el último año el aumento es bajo si se compara con los años 2014, 2015 y 2016. Los resultados anteriores muestran que, aunque no se presenta un patrón en el aumento de la distribución de los diferentes combustibles para la ciudad de Manizales; anualmente si se presenta un crecimiento de la distribución para el ACPM y la gasolina corriente, lo cual es importante desde el punto de vista de un incremento gradual de las emisiones de COV por este tipo de fuentes en la ciudad. Adicionalmente es importante mencionar, que, de acuerdo con el análisis de información realizado para el presente trabajo, el 89% de la flota vehicular de la ciudad de Manizales usó gasolina como combustible para el año 2017, mientras que sólo el 6% usó diesel y el 5% gas natural.

1.4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Diferentes estudios a nivel nacional e internacional muestran la relevancia de la participación de las fuentes móviles en ruta en los IEA de los centros urbanos, en comparación con las fuentes estacionarias puntuales. Dávila (2015) reportó para Cundinamarca que del total de emisiones de PM_{10}, CO, y NO_x el 66%, 99% y 91% corresponden a fuentes móviles en ruta respectivamente. Para la actualización del IEA del Valle de Aburra (2017) la participación de las fuentes móviles en el total

de emisiones para los contaminantes criterio $PM_{2.5}$, COV, CO y NO_x es superior al 80%. En el IEA de Canadá (2015) se reportó que las fuentes móviles en ruta contribuyen de manera significativa en las emisiones de NO_x con un 53% (1,000 kt) y CO con un 54% (3,000 kt).

Según el Informe de Calidad de Vida, Manizales 2017, la tasa de motorización de la ciudad aumento drásticamente (97% en los últimos 7 años), lo cual es preocupante si se tiene en cuenta que las vías para circular son prácticamente las mismas (Manizales Cómo Vamos, 2017). Este crecimiento acelerado, hace necesaria la actualización periódica del IEA por fuentes móviles en ruta, así como el análisis de otras fuentes de importancia con el objetivo de complementar el inventario de emisiones de la ciudad.

La información anterior, además de los resultados presentados para el IEA de la ciudad de Manizales, año base 2014, plantean la necesidad de una actualización de la información correspondiente al crecimiento del parque automotor de la ciudad, la cual está directamente relacionada con los cambios en las tecnologías vehiculares. Esta actualización permitirá, además, la estimación de las emisiones por fuentes móviles en ruta, y el análisis de este teniendo en cuenta el efecto en el cambio de tecnologías vehiculares entre los años 2014 y 2017.

De acuerdo con las recomendaciones planteadas en el estudio de González (2017), es importante incluir en el IEA las emisiones de material particulado resuspendido (MPR) asociadas a actividades vehiculares, tanto para el año base 2014, como para la información actualizada al año 2017. Esto está sustentado adicionalmente en los antecedentes nacionales e internacionales respecto a este tipo de fuente, en donde se ha encontrado en investigaciones llevadas a cabo en la ciudad de Bogotá y en Canadá que la participación del MPR frente a las emisiones totales de material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$ son considerables.

Finalmente, en cuanto los COV producto de distribución y almacenamiento de combustible, es importante evaluar el aporte de estas emisiones, teniendo en cuenta la relevancia de los COV en la química atmosférica, al ser un precursor en la formación del ozono troposférico. Además, deben tenerse en cuenta los estudios desarrollados en otros centros urbanos, la importancia del crecimiento en el parque automotor en la ciudad de Manizales y el aumento en la venta de combustible que esto implica. En el IEA el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (2015) se encontró que la participación de las emisiones por distribución y almacenamiento de combustible correspondieron al 9% del total de emisiones por fuentes móviles en ruta, fuentes estacionarias puntuales y fuentes de área, con un total de 1,736 ton/año de COV.

Teniendo en cuenta los antecedentes descritos anteriormente, el objetivo y alcance del presente trabajo está enfocado en la actualización del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta para el año base 2017, con base en los cambios del parque automotor de la ciudad y su distribución tecnológica. Además, este trabajo pretende realizar un primer ejercicio en la ciudad donde se incluyan y analicen nuevas fuentes de emisión en el inventario, como lo son el material particulado resuspendido producto de actividad vehicular para los años 2014 y 2017, y las emisiones de COV por actividades de distribución y almacenamiento de combustible entre los años 2014 y 2017.

CAPÍTULO 2

ACTUALIZACIÓN DE EMISIONES POR FUENTES MÓVILES EN RUTA PARA LA CIUDAD DE MANIZALES, AÑO BASE 2017

2.1. EMISIONES POR FUENTES MÓVILES EN RUTA

Actualmente, en los diferentes centros urbanos alrededor del mundo se presenta una actividad vehicular capaz de generar altos índices de contaminación atmosférica, aspecto que se ve favorecido por el aumento del parque automotor, las tecnologías vehiculares presentes y las condiciones climáticas de las ciudades (Environment and Climate Change Canada, 2015; CONPES 3943, 2018; Dávila, 2015; SEDEMA, 2014). Las emisiones atmosféricas por fuentes móviles en ruta pueden clasificarse de la siguiente forma (González, 2017; MADS, 2017; MAVDT, 2008):

- ✓ ***Emisiones asociadas al sistema de escape:*** estas emisiones resultan de la combustión vehicular y dependen del tipo de combustible utilizado. Se clasifican emisiones en caliente, las cuales se generan cuando el vehículo está operando; y emisiones por partidas, las cuales se generan en el arranque del motor (previamente apagado y frío). Los contaminantes predominantes en esta categoría son los COV, CO, NO_x, SO_x, material particulado y gases efecto invernadero.

- ✓ ***Emisiones Evaporativas:*** estas emisiones se producen en diferentes actividades como el llenado de combustible del vehículo, operación normal del motor, emisiones por aumento en la temperatura y emisiones en reposo. Todas las actividades mencionadas, están asociadas principalmente a la volatilización de COV

- ✓ ***Emisiones de material particulado por desgaste y resuspensión:*** la operación normal de los vehículos genera desgaste en frenos y llantas, por lo cual se desprenden partículas de diversos tamaños y composición, las cuales se depositan en el suelo o suspenden en el ambiente por acción del aire o de la fricción de los neumáticos en la vía.

Diferentes modelos de emisión disponibles, por ejemplo, los modelos IVE, COPERT y MOVES, permiten la estimación de emisiones vehiculares o de factores de emisión vehicular, a partir de la caracterización del parque automotor, permitiendo desarrollar IEA para fuentes móviles. Dentro de la información requerida por estos modelos, es necesario generalmente caracterizar la flota vehicular de la zona de estudio, por ejemplo, las categorías vehiculares a tener en cuenta, marca y línea de los vehículos, tecnología vehicular, cilindraje, kilometraje, año modelo, combustible utilizado, entre otros (CONPES 3943, 2018; ISSRC, 2008b). Otro tipo de información tiene que ver con la forma en que se conducen los vehículos, condiciones climáticas de la zona, y otras variables que intervienen en las emisiones vehiculares.

Teniendo en cuenta que el IEA para la ciudad de Manizales, año base 2014, se desarrolló bajo el Modelo Internacional de Emisiones Vehiculares (IVE por sus siglas en ingles), la actualización desarrollada en el presente estudio hace uso del mismo modelo para estimar los factores de emisión de las fuentes móviles en ruta de la ciudad, así las emisiones anuales de esta fuente de emisión para el año 2017.

El modelo de emisiones vehiculares IVE es una herramienta que permite a las regiones en desarrollo realizar inventarios de emisión para fuentes móviles en ruta, de manera que estas zonas puedan enfocar sus esfuerzos en el desarrollo de estrategias de control más eficientes para la planeación de la movilidad, así como la predicción del progreso de esas estrategias y el avance en la reducción de las emisiones durante un periodo de tiempo determinado (ISSRC, 2008b). Las características principales y un resumen de las variables de entrada y salida del modelo de emisiones IVE se muestran en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Características generales del modelo de emisiones IVE (González, 2017)

Característica	IVE
Variables de entrada	➢ Patrones de conducción ➢ Composición dinámica de la flota vehicular ➢ Distribución de tecnología vehicular ➢ Distribución de partidas en frío
Categorías vehiculares	➢ Automóviles ➢ Motocicletas ➢ Taxis ➢ Camiones ➢ Buses
Tipos de emisión que puede estimar	➢ Fuentes móviles en ruta asociadas al sistema de escape y emisiones evaporativas
Contaminantes	➢ Criterio: CO, NOx, PM_{10}, SO_2 ➢ COV ➢ GEI: CO_2, CH_4, N_2O. ➢ Metales: Pb ➢ Otros: NH_3, C_6H_6, 1.3-butadieno, acetaldehído, formaldehido
Información adicional	➢ Utiliza FE medidos y los ajusta a condiciones locales en función de la potencia específica vehicular. ➢ Permite una combinación de categorías vehiculares a partir de 1,372 tecnologías predefinidas

2.2. METODOLOGÍA PARA LA ACTUALIZACIÓN DE INFORMACIÓN Y ESTIMACIÓN DE EMISIONES POR FUENTES MÓVILES EN RUTA EN LA CIUDAD DE MANIZALES

El desarrollo metodológico para la actualización de los factores de emisión para la flota vehicular de la ciudad de Manizales al 2017, asi como de las emisiones vehiculares correspondientes a este año base, se realizó a partir del modelo de emisiones vehiculares IVE. Los cuatros grupos de información

necesaria para la aplicación de este modelo son los patrones de conducción, composición dinámica de la flota, distribución de tecnologías vehicular y distribución de partidas en frío (González, 2017).

El alcance de este trabajo fue actualizar la información de la distribución tecnológica vehicular y determinar el crecimiento del parque automotor entre los años 2014 y 2017, teniendo en cuenta las cinco categorías vehiculares que fueron contempladas en el IEA previo: vehículo particular (PC), motos de 2 y 4 tiempos (2w), taxi, bus y vehículo pesado. En el esquema presentado en la Figura 2.1, el cual fue adaptado del documento "Dinámica e impacto de emisiones antrópicas y naturales en una ciudad andina empleando un modelo euleriano de transporte químico on-line. caso de estudio: Manizales, Colombia" desarrollado por González (2017), se presentan los procedimientos generales llevados a cabo para desarrollar el inventario de emisión por fuente móviles (año 2014), asi como en la actualización que se realizó en este trabajo para el año 2017.

En el IEA implementado para la ciudad de Manizales, año 2014, se llevaron a cabo diferentes campañas de campo, en circuitos predeterminados en las en las zonas residencial, comercial e industrial de la ciudad (Ver Anexo A – Figura A.1), allí se emplearon GPS los cuales median variables cada segundo, como la velocidad instantánea, altitud, el tiempo y la ubicación de los vehículos de prueba; esto permitió identificar los patrones de conducción de la ciudad (González, 2017). La información sobre el encendido y apagado del motor se obtuvo a partir de 50 encuestas, y de igual manera, la composición dinámica de la flota fue determinada en el año 2014, mediante la implementación de dos metodologías: en una de ellas se hacía uso de cámaras de video para realizar los conteos vehiculares y la segunda se basó en la recopilación de datos de tráfico suministrados por CORPOCALDAS a partir del estudio de ruido ambiental de la ciudad (González, 2017). Esta información fue utilizada en la actualización del inventario año base 2017, teniendo en cuenta que se asumió que estas variables se han mantenido estables durante los años 2014 y 2017.

El último requerimiento del modelo es la distribución tecnológica de la flota vehicular de la ciudad, la cual presentó cambios considerables en los últimos años (Manizales Cómo Vamos, 2017, 2018). El presente trabajo se enfocó en actualizar la información de la distribución tecnológica vehicular, componente que se considera ha tenido variaciones significativas desde la elaboración del último inventario. Esta información se obtuvo a partir del análisis de información proveniente de los Centros de Diagnóstico Automotor de la ciudad (CDAs) y de la base de datos de la Asociación Nacional de Movilidad Sostenible (Andemos), y permitió la clasificación del parque automotor de acuerdo con características como el combustible utilizado, tipo de motor, kilometraje y tecnología para el control de emisiones. La información utilizada con base en el inventario de emisiones del año 2014 y la información actualizada al año 2017 se detallan en la Figura 2.1 y en la Tabla 2.2. Adicionalmente, en el Anexo A – Tabla A.1 – puede consultarse información más detallada tanto para la información obtenida en el año 2014, como para la actualización del año 2017.

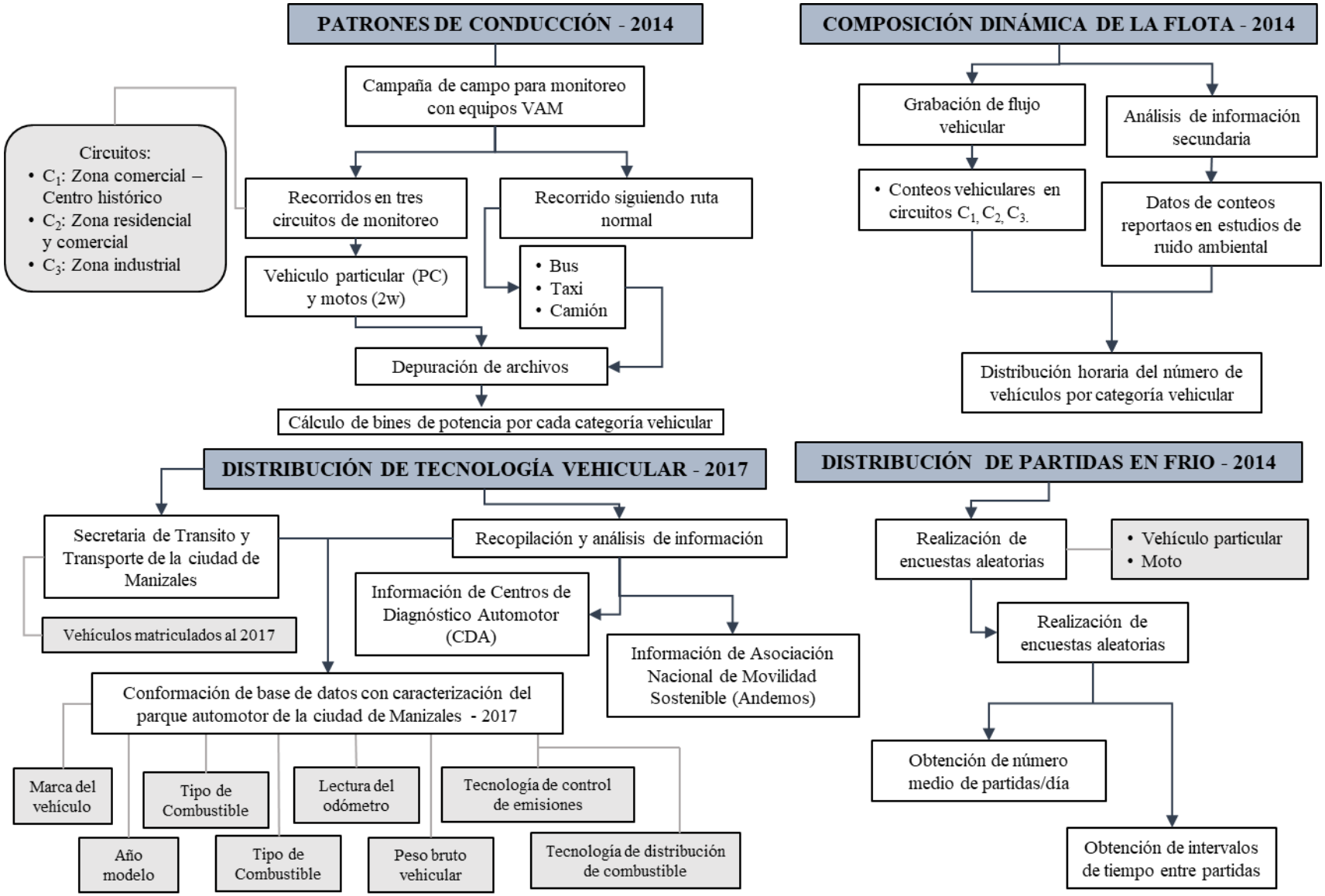


Figura 2.1. Diagrama con procedimientos generales utilizados en la aplicación del modelo IVE para el año 2017 en la ciudad de Manizales

Tabla 2.2. Recolección de información para actualización de la flota vehicular en Manizales.

Entidad donde se realizó la solicitud	Solicitud realizada	Datos obtenidos
Secretaría de Tránsito	Vehículos Matriculados en la ciudad de Manizales al año 2017	169,142 vehículos matriculados
CDA Autobig	Se realizó solicitud sobre la cantidad de vehículos a los que se había realizado revisión tecnomecánica en el año 2017.	Se analizaron y filtraron 8,425 datos de acuerdo con la marca, línea, año modelo, tipo de combustible, entre otros datos.
CDA Canguro		
CDA Caldas		
CDA Converry		
CDA Full Motos		
CDA Diagnosticentro - Villamaría		
Asociación Nacional de Movilidad Sostenible (Andemos.org)	Se obtuvo información sobre los vehículos 0 km matriculados en la ciudad de Manizales que no requerían revisión tecnomecánica.	Se organizaron 1,575 datos de los 30 vehículos más vendidos en la ciudad de Manizales, entre automóviles, camionetas, camiones y motos
El Centro de datos e Indicadores Ambientales de Caldas (CDIAC)	Se obtuvo información de la Red Meteorológica de la Ciudad de Manizales para las estaciones Posgrados y Hospital en cuanto a humedad relativa y temperatura ambiente	Se determinó el promedio horario anual a partir del análisis de datos cincominutales (Se analizaron 20,000 datos aproximadamente)

Para correr el modelo IVE se requiere completar dos archivos, los cuales se denominan “Fleet File” y “Location File”. En cuanto al archivo “Fleet File” el cual contiene información sobre la distribución tecnológica de cada una de las categorías vehiculares del parque automotor de la muestra a analizar, se actualizó de acuerdo con la información recopilada en los Centros de Diagnóstico Automotor (CDAs) y en la Asociación Nacional de Movilidad Sostenible (Andemos). Esta actualización contempla diferentes variables a analizar que permitieron la clasificación de los vehículos de acuerdo a la categoría, marca, combustible, peso bruto vehicular, entre otras variables que se detallan en la Figura 2.1, y arroja como resultado una base de datos que representa las condiciones del parque automotor de la ciudad de Manizales al año 2017.

Esta representación del parque automotor de la ciudad, de acuerdo con IVE, este definida por parámetros como la clasificación de la edad del vehículo respecto a la cantidad de kilómetros recorridos, del tamaño del vehículo, tipo de combustible, y de otros factores como los sistemas de control de emisiones y de distribución aire/combustible. La información del archivo “Fleet file” debe ser ingresado al modelo como se presenta en la Tabla 2.3.

Tabla 2.3. Información requerida por IVE para la conformación del archivo "Fleet File" (Adaptada de González, 2017)

Información necesaria en IVE para definir la distribución tecnológica	Información de la flota utilizada	Fuente de la información. Estudios de soporte utilizados
Clasificación de la edad del vehículo según tres categorías: - <79,000 km recorridos - 80,000-161,000 km recorridos - >161,000 km recorridos	Año modelo y kilometraje total recorrido	Información suministrada por los CDA y ANDEMOS
Clasificación según el tamaño del vehículo* - Pequeño - Mediano - Pesado	Peso bruto vehicular (GVWR por sus siglas en inglés)	Información complementada a partir de la consulta de fichas técnicas de vehículos según la marca, línea y modelo específico.
Tipo de combustible ➢ Gasolina, Diésel, Sistema de reconversión a gas natural	Combustible utilizado	Información suministrada por los CDA
Tecnología de control de emisiones	Año modelo, categoría vehicular y combustible utilizado	Selección basada en calendarios de introducción de tecnologías vehiculares en Colombia publicados por Toro et al. (2013) y Rojas (2015), y utilizados por González (2017) (Ver Anexo A - Tabla A.2)
Tecnología de distribución aire/combustible		

Para el año 2014 fueron analizados alrededor de 5,000 datos, mientras que para el año 2017 se analizaron 10,000 datos, esto con el objetivo de obtener una mejor representación del parque automotor de la ciudad y una caracterización más detallada del mismo. En la Tabla 2.4 se presentan los datos analizados para el IEA del año 2014 y la actualización del año 2017 para cada una de las categorías vehiculares tenidas en cuenta en el modelo de emisiones IVE.

Tabla 2.4. Datos analizados para correr el modelo IVE en los años 2014 y 2017

Categoría	2014	2017
PC	2,997	3,777
Motos	1,027	4,235
Taxi	290	355
Buses	678	928
Pesado	484	705
Total	5,476	10,000

De otra parte, para completar el archivo “Location File”, en donde se encuentra la información sobre los patrones de conducción, composición dinámica de la flota y distribución de partidas, se hizo uso de la información determinada en el inventario de emisión del año 2014, como se presenta en la Tabla 2.5. Además, es necesario ingresar la información referente a la cantidad de vehículos en cada

una de las categorías; así como la actividad promedio, la cual está representada en la cantidad de kilómetro recorridos por un vehículo al día.

Tabla 2.5. Información requerida por IVE para completar el archivo "Location File" (Adaptado de González, 2017)

Tipo de insumo	Detalles	Método de obtención o fuente de información
Información general de la zona de estudio.	- Altitud: 2,150 msnm.	Registros de las estaciones meteorológicas *Posgrados* y *Hospital.*
	- Temperatura ambiente: Información promedio horaria durante el año 2017. - Humedad relativa:	
Datos del parque automotor.	Cantidad total de vehículos por categoría vehicular. Parque automotor de Manizales registrado al año 2017. Ver Tabla 2.6.	Información suministrada por la Secretaría de Tránsito y Transporte de Manizales.
Datos de actividad	- Kilómetros recorridos por vehículo en cada categoría vehicular (km/veh./día). Ver Tabla 2.6.	Análisis de bases de datos provenientes de los CDA.
	- Cantidad de partidas por categoría vehicular (#partidas/veh./día).	Se tomo de la información del modelo IVE implementado en el IEA del año 2014 para la ciudad de Manizales (González, 2017).
Patrones de conducción para cada categoría vehicular.	Distribución porcentual de 60 bines de potencia.	
Composición dinámica de la flota vehicular	Distribución porcentual del número de vehículos para cada hora del día. La información se obtuvo para la totalidad de vehículos según los puntos de conteo analizados. (Ver Anexo A - Figura A.2 y Figura A.3)	
Patrones de partidas.	Distribución porcentual del tiempo soak para cada hora del día. Tiempo en el que el motor ha estado apagado antes de una partida. (Ver Anexo A - Figura A.4)	
Características de la gasolina	- Contenido de azufre: moderado (300 ppm) - Contenido de plomo: ninguno - Contenido de benceno: bajo (0.5%) - Contenido de etanol: 10%	
Características del diésel	- Contenido de azufre: bajo (50 ppm)	
Programa de inspección y mantenimiento (I/M)	Programa de ralentí descentralizado para todos los vehículos. Su selección se realizó teniendo en cuenta que las entidades que realizan los programas de I/M en Manizales son de carácter privado.	
Porcentaje de uso de aire acondicionado a 27°C	Se definió en 0% teniendo en cuenta que la temperatura media en Manizales durante 2017 estuvo alrededor de los 17°C.	

La actividad vehicular se determinó a partir de la base de datos obtenida para la actualización del parque automotor, la cual arrojó una gráfica para cada una de las categorías vehiculares evaluadas. La actividad se determinó entonces relacionando la edad base del vehículo con el kilometraje de éste, como se presenta en Figura 2.2 (ejemplo de resultados para categoría PC). De esta forma se obtuvo una ecuación que representara la cantidad de kilómetros promedio recorridos por la flota de vehículos de cada categoría, y partir de ésta se obtuvo la actividad promedio diaria de cada categoría vehicular.

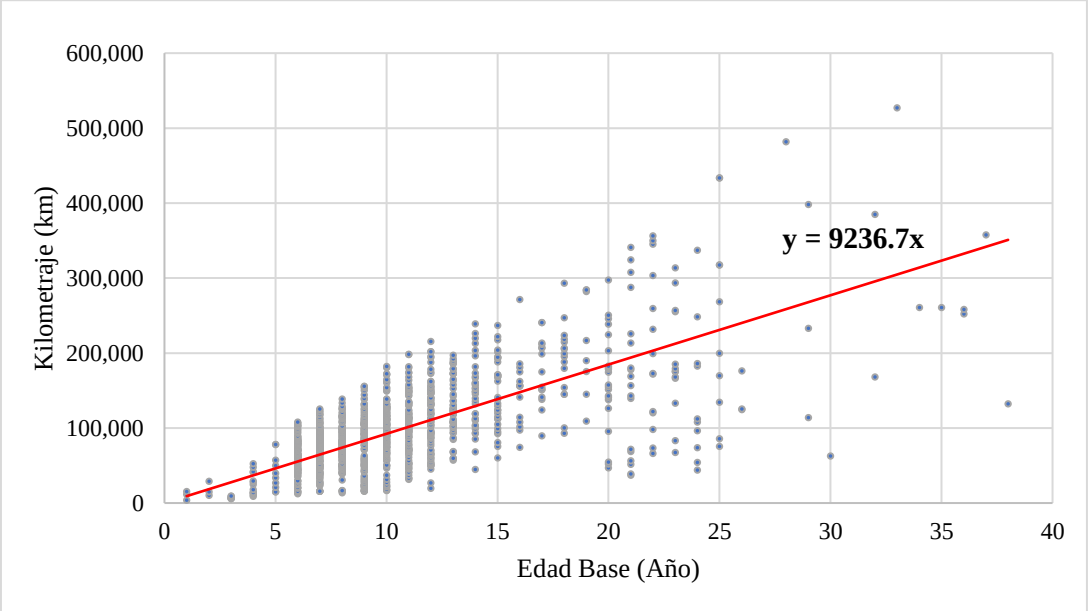


Figura 2.2. Relación entre edad y kilometraje total recorrido para categoría PC en la ciudad de Manizales

2.3. RESULTADOS

2.3.1. CONFORMACIÓN DE LA FLOTA VEHICULAR Y ACTUALIZACIÓN DE DATOS DE ACTIVIDAD

De acuerdo con la información suministrada por la Secretaría de Tránsito y Transporte de la ciudad de Manizales, al año 2017 se encontraban matriculados 169,142 vehículos en la ciudad, los cuales están distribuidos en diferentes categorías como se muestra en la Tabla 2.6. Para estas categorías vehiculares se estimó la media de los kilómetros recorridos a partir de la información de los CDA. Para determinar esta actividad vehicular (kilómetros recorridos por cada vehículo en un día hábil, VKT por sus siglas en inglés), se tomó la información de la lectura del odómetro para las categorías PC, 2w y bus, mientras que para las categorías taxi y camión se tomó la actividad del año 2014 por no contar con suficiente información en las bases de datos del año 2017. Además de la información de vehículos matriculados y actividad vehicular del año 2017, con el objetivo de comparar la

variación que estos han tenido, en la Tabla 2.6 se presenta la información correspondiente a vehículos matriculados y actividad vehicular del año 2014.

Se observa que la actividad para las categorías PC, 2w y bus, disminuyeron en 4, 6 y 7 kilómetros respectivamente. Teniendo en cuenta que la cantidad de datos analizados para el año 2017 fue mayor (Tabla 2.6) con respecto a los obtenidos en el análisis de la información del año 2014, es de esperarse que se presenten cambios en los resultados obtenidos, siendo el ajuste de los valores de actividad para el año 2017 un parámetro que podría considerarse más cercano a la realidad de la ciudad, teniendo en cuenta que se analizó una mayor cantidad de información. Como resultado se obtienen unas medías de actividad vehicular más cercanas al comportamiento de la flota vehicular de Manizales. Esta actividad está asociada a las emisiones en ruta de cada una de las categorías vehiculares.

Tabla 2.6. Actividad vehicular y conformación del parque automotor de la ciudad de Manizales de acuerdo con la categoría vehicular.

Año	Número de Vehículos				
	Automóvil (PC)	Motocicleta (2w)	Taxi	Bus	Camión
2014	64,090	60,625	2,402	2,367	2,528
2017	81,659	79,734	2,320	2,604	2,825
Actividad Vehicular (km/veh/d)					
2014	29	29	158	175	50
2017	25	23	158	168	50

2.3.2. ACTUALIZACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN TECNOLÓGICA DEL PARQUE AUTOMOTOR

Las emisiones atmosféricas están asociadas a diferentes factores como la actividad vehicular realizada, ya sea en ruta o en el encendido, a los volúmenes vehiculares de cada categoría y al tipo de combustible que estos usan, sin embargo, un factor determinante en las emisiones y sobre todo, en la posible disminución de estas, puede estar asociado al cambio en la tecnología vehicular de la flota de la ciudad de Manizales, por factores como mejores tecnologías en los sistemas de control de emisiones.

En la Tabla 2.7 se presenta la distribución y composición tecnológica del parque automotor obtenida para la ciudad de Manizales, la cual, de acuerdo con los resultados que serán presentados en los apartados siguientes, juega un papel determinante en las emisiones atmosféricas por fuentes móviles en ruta. Adicional a la información anterior, de la Figura 2.3 a la Figura 2.5, se presentan diagramas de la distribución tecnológica para las categorías PC, 2w y bus, en los años 2014 y 2017 del parque automotor de la ciudad de Manizales, lo cual permitirá comparar las variaciones de la tecnología vehicular.

Tabla 2.7. Distribución tecnológica de la flota vehicular de la ciudad de Manizales al año 2017

Categoría vehicular	Control Aire/Combustible	Porcentaje (%)	Control de emisión tubo de escape	Porcentaje (%)
PC	Carburador	9.27	Ninguno	14.40
	Inyección Monopunto	3.92	Catalizador de 2 vías	2.25
	Inyección Multipunto	71.96	Catalizador de 3 vías	41.75
	Carburador/Mixer	5.48	Catalizador de 3 vías/EGR	7.63
	Inyección Precámara	0.82	Euro II	7.73
	Inyección Directa	3.26	Euro III	19.72
	FI	5.30	Euro IV	3.26
			EGR+Mejorado	3.26
2w	Motor 2 tiempos	19.79	Ninguno	28.83
	Motor 4 tiempos	77.97	Catalizador	71.17
	Motor 4 tiempos, FI	2.24		
Taxi	Carburador	2.5	Ninguno	3.9
	Inyección Monopunto	0.3	Catalizador de 2 vías	0.6
	Inyección Multipunto	38.6	Catalizador de 3 vías	13.0
	Carburador/Mixer	55.2	Catalizador de 3 vías/EGR	53.8
	Inyección Precámara	0.3	Euro II	0.3
	Inyección Directa	2.8	Euro III	25.4
	FI	0.3	Euro IV	0.3
			EGR+Mejorado	2.8
Bus	Inyección Precámara	0.43	Ninguno	0.43
	Inyección Directa	83.62	Mejorado	83.62
	FI	15.95	Euro II	7.44
			Euro III	8.51
Camión	Carburador	0.43	Ninguno	12.50
	Inyección Precámara	12.07	Mejorado	54.40
	Inyección Directa	54.40	Euro II	4.83
	FI	33.10	Euro III	7.53
			Euro IV	20.74

EGR: *Recirculación de gases de escape.* ***FI:*** *Inyección de Combustible*

Para la categoría PC, como se muestra en la Tabla 2.7 y en la Figura 2.3, en el sistema de control de aire/combustible, la inyección multipunto es la tecnología que está presente en el 71.96% de la flota de vehículos particulares en el año 2017 (Figura 2.3), mientras que al año 2014 el 55% contaba con este sistema de control el cual permite la dosificación electrónica del combustible, reduciendo las emisiones de gases contaminantes a la atmósfera (ISSRC, 2008b). Otra de las tecnologías que presenta una variación importante es el carburador, el cual está presente en el 22% de vehículos en el año 2014(González, 2017)(González, 2017) (González, 2017), mientras que al año 2017 este porcentaje se redujo al 9%.

En cuanto al sistema de control de emisión por tubo de escape predomina el catalizador de 3 vías con un 41.75%, el cual reduce las emisiones de CO y NO_x del motor (ISSRC, 2008a). Seguido del catalizador, la tecnología Euro III está presente en el 19.7 % de los vehículos particulares. Esta distribución varia con respecto a la obtenida en el año 2014, pues a pesar de que para ese año el catalizador de 3 vías tiene una participación de 42%, la tecnología Euro III sólo estaba presente en el 4% del sistema de control de emisión por tubo de escape, y el 33% de la flota no contaba con sistemas de control de ningún tipo.

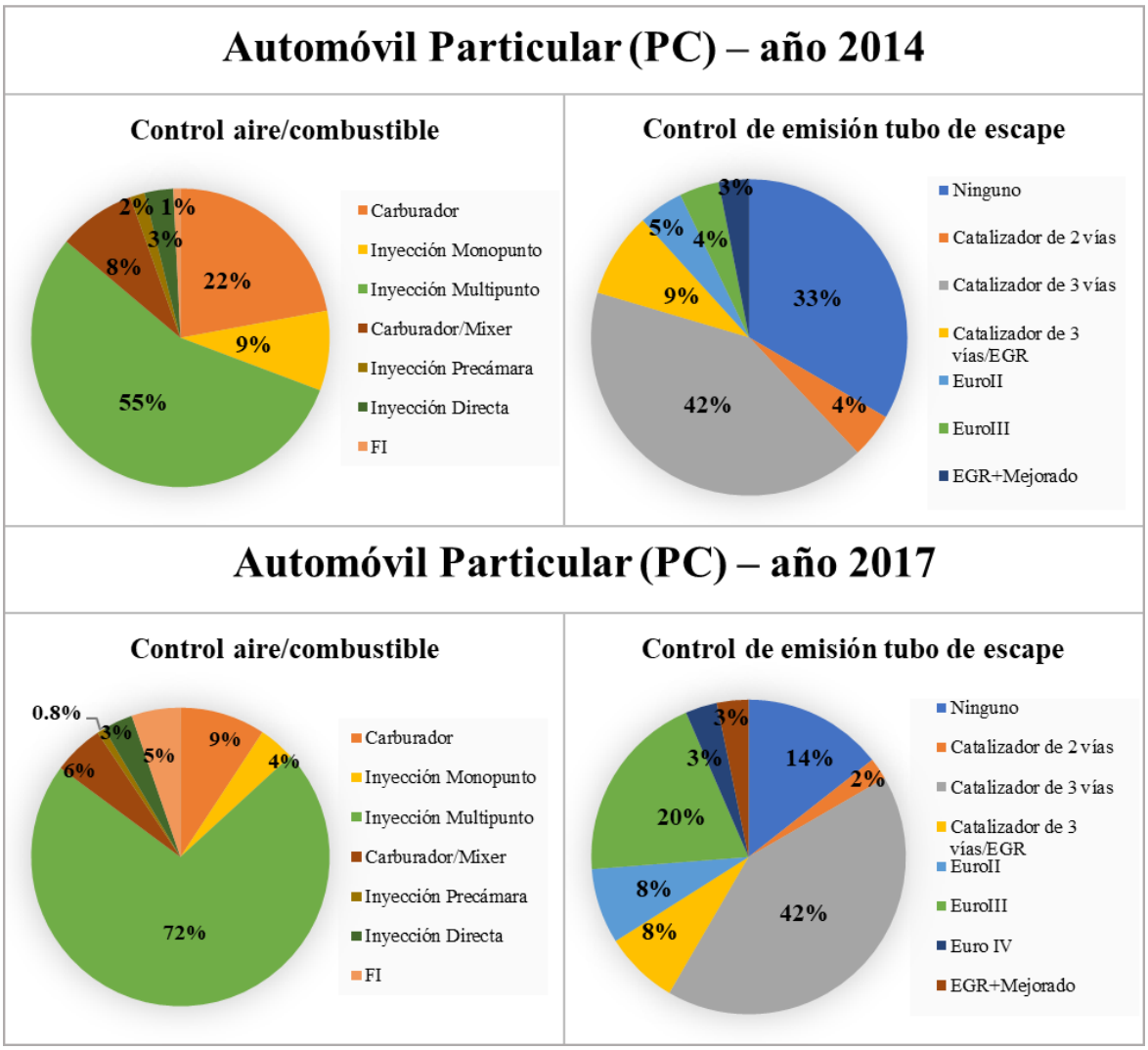


Figura 2.3. Distribución tecnológica de la flota vehicular PC de la ciudad de Manizales, años 2014 (González, 2017) y 2017.

En el IEA desarrollado para la ciudad de Manizales en el año 2014, el 54.4% de las motos contaban con un motor 2 tiempos (Figura 2.4), sin embargo, para el año 2017 el 80% de la flota de motos de la ciudad estaba conformada motores de 4 tiempos con carburador y de 4 tiempos con inyección directa. Por otra parte, el catalizador es el sistema de control de emisiones por tubo de escape con mayor participación en la flota de motos de la ciudad en el año 2017, con un 72%, porcentaje que aumentó con respecto al año 2014, en el cual este sistema estuvo presente en el 46% de la flota; el porcentaje restante corresponde a las motos con ningún sistema de control de emisión por tubo de escape tanto para el año 2014, como para el 2017.

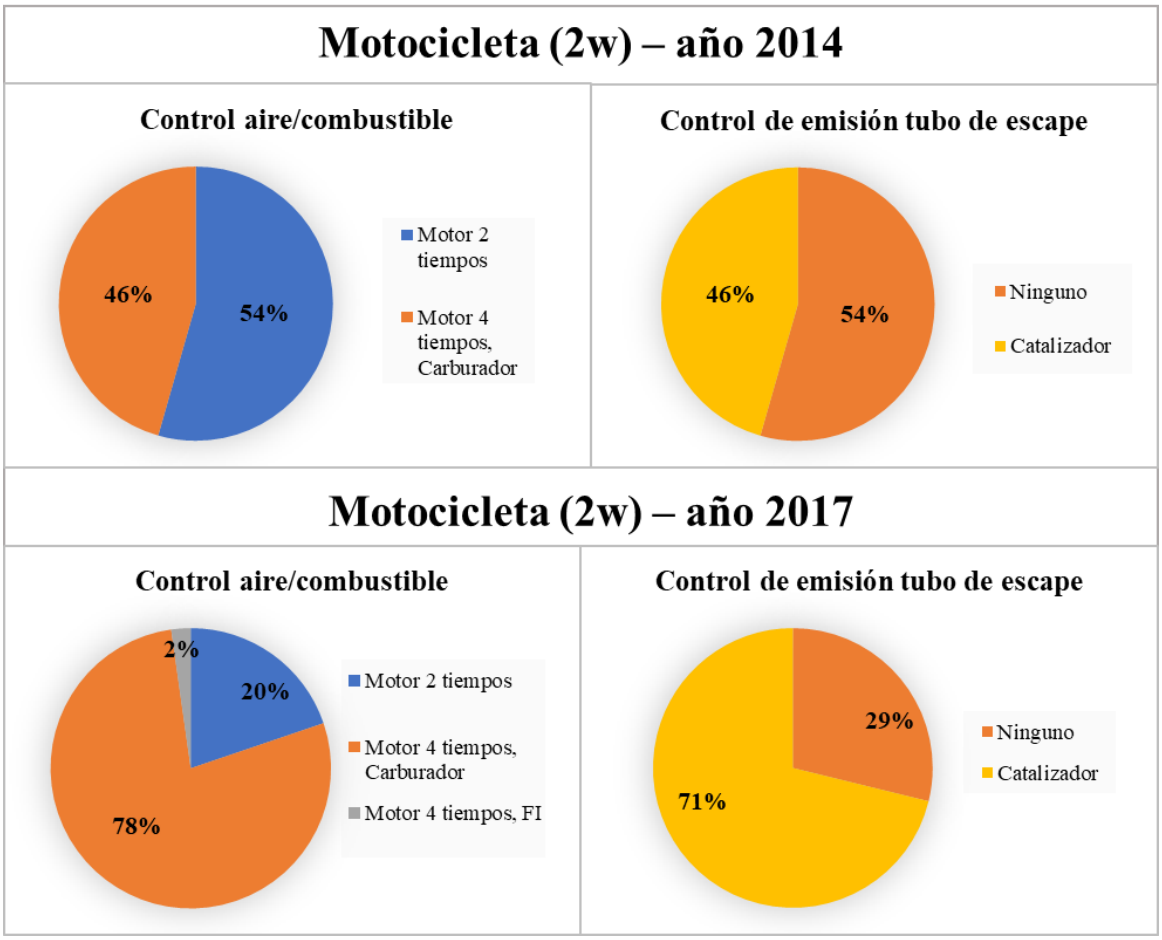


Figura 2.4. Distribución tecnológica de la flota vehicular 2w de la ciudad de Manizales, años 2014 (González, 2017) y 2017.

La flota vehicular de buses el año 2017 no tuvo variaciones grandes con respecto a la del año 2014, como se puede observar en la Tabla 2.7 y Figura 2.5, el sistema de control de aire/combustible se presentó una reducción en el sistema de inyección directa, el cual fue usado en el 95% de los buses para el año 2014, mientras que para el año 2017 este valor se redujo al 84%, dándole una mayor participación al sistema FI, el cual aumento en 11 puntos porcentuales. En cuanto al control de emisión por tubo de escape estuvo conformado en un 84% por un sistema mejorado, lo cual significa una reducción con respecto al año 2014, en donde este sistema estuvo presente en el 95% de la flota; esto se debe al aumento en la tecnología Euro II y Euro III en el año 2017, especialmente Euro III, la cual presentó un aumento del 1% al 9% en 2017

En relación con la flota de taxis, que representa el 1.4% de la flota total de la ciudad, el sistema de control aire/combustible se presentó principalmente como carburador/mixer (55.2%) e inyección multipunto (38.6%), el cual está diseñado para emitir menor cantidad de gases; para el año 2014 sólo el 23% de la flota contaba con inyección multipunto (González, 2017). En cuanto al sistema de control de emisión por tubo de escape el 53% cuenta con catalizador de 3 vías/EGR, el cual es un sistema que reduce las emisiones de CO y NO_x de los vehículos (ISSRC, 2008a). La distribución

tecnológica de los taxis presenta variaciones respecto al año 2014, en donde sólo el 0.7% contaba con tecnología Euro III (González, 2017), cifra que aumento para el año 2017 en un 24%.

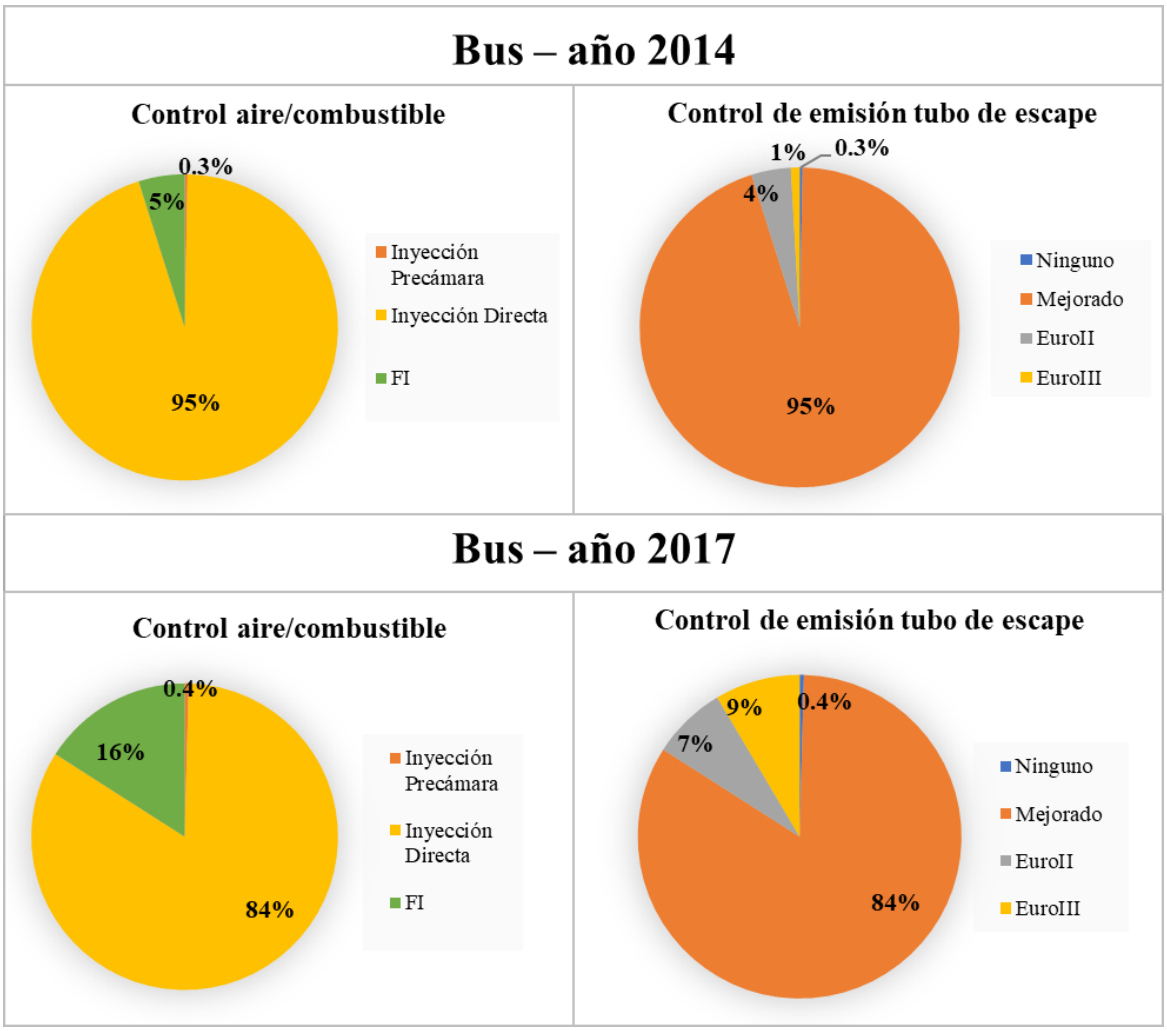


Figura 2.5. Distribución tecnológica de la flota vehicular bus de la ciudad de Manizales, años 2014 (González, 2017) y 2017.

Finalmente, el 54% de la flota de camiones, donde el 100% hace uso del diésel como combustible, presentó un sistema de control aire/combustible inyección directa y un 33% FI (Inyección de combustible). Para el año 2014, esta flota sólo el 4.9% contaba con tecnología Euro (González, 2017), cifras que aumentaron de manera considerable para el año 2017, en donde la tecnología Euro II, Euro III y Euro IV estaban presentes en el 4.8%, 7.5% y 21% de la flota respectivamente.

2.3.3. ACTUALIZACIÓN DE FACTORES DE EMISIÓN

Al correr el modelo IVE con la información de la caracterización del parque automotor de la ciudad y de características específicas que se mencionaron en el apartado anterior, se obtuvo la actualización

de los factores de emisión de la flota vehicular de la ciudad de Manizales al año 2017 para las cinco categorías vehiculares como se muestra en la Tabla 2.8. Estos factores de emisión se presentan para los contaminantes criterio principales CO, NO_x, SO_x y PM_{10}, para los gases efecto invernadero (GEI) CO_2, N_2O y CH_4; y finalmente para el grupo de COV por tubo de escape y COV evaporativos.

Tabla 2.8. Factores de Emisión vehiculares obtenidos en la ciudad de Manizales, para el IEA-2017.

Categoría vehicular	Combustible	CO	NO_x	SO_x	PM_{10}	COV	COV evap.	CO_2	N_2O	CH_4
		Factores de Emisión en ruta (g/km)								
Automóvil y Camioneta (PC) (GVWR < 4.1 Ton)	Gasolina	10.342	0.834	0.028	0.004	0.782	0.186	270.0	0.013	0.156
	Diesel	0.086	0.116	0.000	0.028	0.036	0.000	34.1	0.001	0.000
	NGrt	2.407	0.151	0.000	0.001	0.012	0.026	19.5	0.001	0.554
Motocicleta (2w)	2 Tiempos (Gasolina)	4.000	0.012	0.001	0.070	3.139	0.070	10.1	0.000	0.628
	4 Tiempos (Gasolina)	6.556	0.133	0.006	0.043	1.358	0.173	70.3	0.000	0.272
Taxi (GVWR < 4.1 Ton)	Gasolina	5.734	0.302	0.014	0.003	0.318	0.153	138.3	0.005	0.064
	Diesel	0.057	0.060	0.000	0.025	0.033	0.000	9.9	0.000	0.000
	NGrt	23.599	1.188	0.001	0.005	0.061	0.455	237.5	0.016	2.850
Bus (GVWR ≥ 4.1 Ton)	Diesel	5.626	16.727	0.009	2.339	1.314	0.000	887.2	0.012	0.000
Camión (GVWR ≥ 4.1 Ton)	Diesel	12.348	20.775	0.012	2.925	2.294	0.006	1,172.7	0.034	0.013
		Factores de Emisión de encendido (g/partida)								
Automóvil y Camioneta (PC) (GVWR < 4.1 Ton)	Gasolina	16.362	0.807	0.004	0.010	1.140	0.260	16.067	0.008	0.228
	Diesel	0.230	0.013	0.000	0.050	0.051	0.000	2.962	0.001	0.000
	NGrt	1.530	0.085	0.000	0.003	0.005	0.051	1.817	0.001	0.245
Motocicletas (2w)	2 Tiempos (Gasolina)	17.147	0.132	0.000	0.131	3.780	1.197	1.962	0.000	0.756
	4 Tiempos (Gasolina)	8.602	0.957	0.000	0.083	1.564	0.363	5.091	0.001	0.313
Taxi (GVWR < 4.1 Ton)	Gasolina	6.171	0.259	0.002	0.004	0.395	0.233	5.716	0.002	0.079
	Diesel	0.117	0.005	0.000	0.030	0.036	0.000	0.668	0.000	0.000
	NGrt	16.387	0.691	0.000	0.010	0.054	0.705	8.239	0.007	2.543
Bus (GVWR ≥ 4.1 Ton)	Diesel	0.536	1.769	0.001	3.181	0.047	0.000	60.543	0.007	0.000
Camión (GVWR ≥ 4.1 Ton)	Diesel	0.901	1.990	0.001	3.072	0.059	0.009	72.194	0.015	0.000

NGrt del inglés: *Natural gas retrofit (Sistema de reconversión a gas natural)*
GVWR del inglés*: Gross vehicle weight rating (Peso bruto vehicular)*

Como se observa en la Tabla 2.8, las tasas de emisión de los contaminantes varían de acuerdo con la categoría vehicular y con el combustible utilizado por cada categoría. Para el caso del CO se presentan las tasas de emisión más elevadas, por encima de 10 g/km, las cuales están asociadas a la categoría PC que hace uso de gasolina como combustible, a los taxis que hacen uso de gas natural, y los camiones que hacen uso de diésel. Este comportamiento se presentó de forma similar en el año 2014, donde estas tres categorías presentaron las tasas de emisión más altas, sin embargo, éstas se

encontraban por encima de los 15 g/km (González, 2017). Adicionalmente las motos de 2 tiempos emitían CO a una tasa de 23 g/km (González, 2017), cifra que descendió considerablemente para el año 2017, a 4 g/km. Un comportamiento similar se presentó para las tasas de emisión por encendido para las categorías mencionadas anteriormente, valores más altos en el año 2014 y una reducción para el año 2017.

La disminución de las tasas de emisión está asociada a los cambios tecnológicos de la flota de la ciudad, la cual presentó cambios importantes entre los años 2014 y 2017 como se evidenció en el apartado anterior. Ejemplo de esto es la disminución drástica de la tasa de emisión de la categoría 2w, pues en el año 2014 estaba conformada principalmente por motos de dos tiempos que no contaban con ninguna tecnología de control de emisiones, mientras que para el año 2017 casi el 80% de la flota de motos de la ciudad estaba conformada motores 4 tiempos la cual cuenta con catalizador como sistema de control de emisiones por tubo de escape, sistema eficiente en el control de contaminantes como CO y NO_X (Ahmed, Awe, & Sánchez, 2007; INECC-SEMARNAT, 2013).

Para el caso de los NO_x en el año 2014 se presentaron tasas de emisión en marcha y por encendido inferiores a 1.7 g/km y a 1 g/encendido respectivamente, salvo para las categorías bus y camión en las cuales las tasas de emisión en marcha presentan valores de 18 y 26 g/km respectivamente y las tasas de emisión por encendido se encontraban en 1.8 y 2.8 g/encendido respectivamente (González, 2017). Este comportamiento se mantuvo para el año 2017 (Tabla 2.8), sin embargo, los valores se reducen en algunas unidades; comportamiento que se asocia al aumento de la participación de los vehículos que cuentan con catalizador como sistema de control de emisión por tubo de escape (GTZ, n.d.).

Las tasas de emisión de material particulado PM_{10} por encendido del motor, presentaron en el año 2014 los valores más elevados para las categorías 2w, en sistemas de control aire/combustible 2 tiempos (0.4 g/encendido), bus (3.6 g/encendido) y camión (4.2 g/encendido) (González, 2017); estos valores se redujeron para el año 2017, en un 75%, 12% y 26% respectivamente, como puede observarse en la Tabla 2.8. En cuanto a las tasas de emisión en ruta, el comportamiento y los valores fueron similares al de las tasas de emisión por encendido. Para el caso concreto de la categoría 2w, en el año 2017 se presentó una reducción en las tasas de emisión de PM_{10} del 67% con respecto al año 2017 (González, 2017); este comportamiento está asociado a la disminución de las motocicletas con motores de dos tiempos, las cuales al quemar aceite para la combustión, contribuyen a la generación de material particulado en mayor proporción (García, 2006).

Los compuestos orgánicos volátiles se evaluaron en el IEA de 2014 como COV y COV evaporativos, los primeros presentan tasas de emisión en ruta más altas en las categorías PC, 2w de 2 tiempos, bus y camión, con uso de gasolina como combustible, con valores entre 1 y 9 g/km, siendo la tasa más alta para las motocicletas (González, 2017). Algo similar se observa en los resultados obtenidos para el año 2017 (Tabla 2.8), salvo para la categoría PC en donde la tasa de emisión de COV de los vehículos a gasolina se redujo a la mitad. Para el caso de los COV evaporativos, los valores más altos para emisiones en ruta, tanto en el año 2014 como 2017, están asociados a la flota de taxis que operan con gas natural; mientras que las emisiones por encendido se asocian a la flota de motocicletas de 2 tiempos. Este comportamiento está asociado al aumento de vehículos con tecnología de control de emisiones evaporativas en el año 2017.

El CO_2, el cual es un gas efecto invernadero, presenta altas tasas de emisión por encendido en la flota de vehículos particulares y taxis que hacen uso de gasolina como combustible, con valores de 272 y 38 g/km respectivamente. En los taxis que usan gas natural, el valor fue de 302 g/km. Los buses y camiones que hacen uso de diésel para operar, presentaron valores de 895 y 1,240 g/km en el año 2014 (González, 2017). Para el año 2017, este comportamiento no presentó muchas variaciones, en el caso de la flota de vehículos particulares que hacen uso de gasolina, la tasa de emisión fue de 270 g/km, mientras que para los taxis que usan este mismo combustible, la tasa aumentó a 138 g/km. Este comportamiento se debe al aumento de la flota de taxis que hacen uso de gasolina como combustible, el cual pasó del 24% al 41% en el año 2017. Para los taxis que hacen uso de gas natural el valor fue de 237 g/km. Finalmente, para los buses y camiones las tasas de emisión fueron de 887 y 1,172 g/km respectivamente; esta leve disminución está asociada al aumento en la participación de tecnologías de control de emisión por tubo de escape como la Euro II, III y IV (GTZ, n.d.).

Como puede observarse en la Tabla 2.8 las tasas de emisión de CH_4 en ruta y por encendido están asociadas principalmente a las motos y a los taxis y vehículos particulares que operan con gas natural. El cambio de tecnología en las motos, en donde aumentó considerablemente el uso de motos con motor de cuatro tiempos con catalizador para el año 2017, se ve reflejado en el aumento en la tasa de emisión en ruta por encendido para este tipo de vehículos, al compararse con el año 2014; lo opuesto ocurre para el caso de las motocicletas con motores dos tiempos, en donde la tasa de emisión en ruta y por encendido fue de 1.9 g/km y 2.5 g/encendido respectivamente en el año 2014, valores que se redujeron al año 2017 a 0.6 g/km y 0.7 g/encendido (González, 2017). Un comportamiento similar ocurrió para los taxis, en donde las tasas de emisión en ruta y por encendido se encontraban al año 2014 en 4.2 g/km y 3.4 g/encendido respectivamente, valores que se redujeron al año 2017 de 2.9 g/km y 2.5 g/encendido. A pesar de observarse una reducción de estas tasas de emisión con respecto al año 2014, las categorías mencionadas presentan las mayores tasas de emisión para el metano; debe tenerse en cuenta que las motos corresponden al 46% de la flota vehicular, mientras que los vehículos particulares y taxis que hacen uso de gas natural corresponden al 5% y 0.8% respectivamente de la flota total de vehículos de la ciudad. 2.

2.3.4. EMISIONES VEHICULARES TOTALES ANUALES ESTIMADAS

Posterior a la actualización de la información sobre el crecimiento de la flota vehicular de la ciudad, su distribución tecnológica, la actividad promedio de cada categoría evaluada y la estimación de los factores de emisión, se tenían todas las variables para estimar las emisiones vehiculares totales de la ciudad de Manizales para el año 2017. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 2.9. Adicionalmente en la Figura 2.6 y Figura 2.7 se presenta la distribución de las emisiones por categoría vehicular asociando la composición total del parque automotor, así como la distribución de las emisiones por tipo de combustible de la flota vehicular en la ciudad de Manizales, comparando los resultados para los años 2014 y 2017.

El mayor porcentaje de las emisiones de contaminantes criterio se obtuvo para CO, siendo las motocicletas (2w) las mayores aportantes con 12,281 ton/año (44%), seguido por los vehículos particulares (PC) con 10,776 ton/año (39%). Las demás categorías, taxi, bus y camión emiten en

total 4,908 ton/año, sin embargo, debe tenerse en cuenta que las motos, automóviles y camionetas equivalen al 95% de la flota total de la ciudad (Figura 2.6). Algo similar ocurre para los COV en donde las categorías PC y 2w emiten el 92% de este contaminante, y para el CH_4 con el 77% de la emisión.

Tabla 2.9. Emisiones vehiculares totales anuales para la ciudad de Manizales, año 2017

Categoría Vehicular	Emisión (Ton/año)							
	CO	**NO_x**	**SO_x**	**PM_{10}**	**COV**	**CO_2**	**N_2O**	**CH_4**
PC	10,765.65	838.44	19.16	30.40	878.71	214,471.3	11.19	526.52
2w	12,281.44	251.81	4.71	99.29	3,843.23	48,350.6	0.15	692.28
Taxi	3,552.88	186.25	1.79	3.98	126.19	45,358.3	2.45	353.91
Bus	789.85	2,349.05	1.25	335.75	184.32	124,506.2	1.71	0.00
Camión	565.35	954.59	0.56	154.61	104.56	53,594.7	1.64	0.59
Total	***27,955.18***	***4,580.15***	***27.48***	***624.03***	***5,137.01***	***486,281.1***	***17.13***	***1,573.30***

Para el caso de los NO_x, los cuales son emitidos principalmente por la flota de buses y camiones en una proporción del 51% y 21% respectivamente, esta flota (buses y camiones) conforma el 3.2% del parque automotor de la ciudad (Figura 2.6). El uso de diésel como combustible por parte de la flota de buses y camiones, está asociado a la emisión de este contaminante (Figura 2.7). En el año 2014 la distribución en la emisión de NO_x fue muy similar a la presentada en año 2017, en donde la flota de buses y camiones emitieron el 48% y 23% de NO_x respectivamente. Las altas emisiones de NO_x están asociadas a las elevadas temperaturas que alcanzan los motores de ciclo diésel, generando una oxidación del nitrógeno presente en el aire (AMVA, 2017).

A pesar de que la flota de buses y camiones corresponde al 3.2% del total de vehículos de la ciudad (Figura 2.6), este tipo de vehículos hace uso de diésel como combustible (Figura 2.7) el cual está asociado a las emisiones de PM_{10} por su contenido de azufre y su densidad (CONPES 3943, 2018; GTZ, n.d.), siendo los buses en un 54% y camiones con 25% responsables de las emisiones totales por este tipo de contaminante, lo cual equivale a 490 ton/año. Sin embargo estas emisiones son un 12% más bajas que las estimadas para el año 2014 para la flota de buses y cambiones, las cuales emitieron un total de 554 ton/año (González, 2017). Esta reducción se asocia a la transición de los buses y camiones en el año 2017 hacia la tecnología Euro II y Euro III.

El N_2O fue emitido principalmente por los vehículos particulares y los taxis con el 65% y 14% respectivamente (Figura 2.6). Esta flota hace uso principalmente de gasolina (86% los vehículos particulares y 41% los taxis) y de gas natural predominante en taxis (5% los vehículos particulares y 55% los taxis), combustible que está asociados a la emisión del 89% de N_2O en el total de las emisiones de la flota vehicular de la ciudad.

El CH_4 es emitido predominantemente por los taxis. A pesar de que esta categoría sólo ocupa el 1.4% de la flota total de vehículos, el 55% hace uso de gas natural comprimido (GN) como combustible, lo cual genera altas emisiones de metano (Figura 2.7). La mayoría de los taxis y vehículos particulares que usan gas natural cuentan con sistemas de reconversión a gas, por lo cual la eficiencia

en la combustión se reduce de manera considerable (AMVA, 2017), generando las emisiones mencionadas.

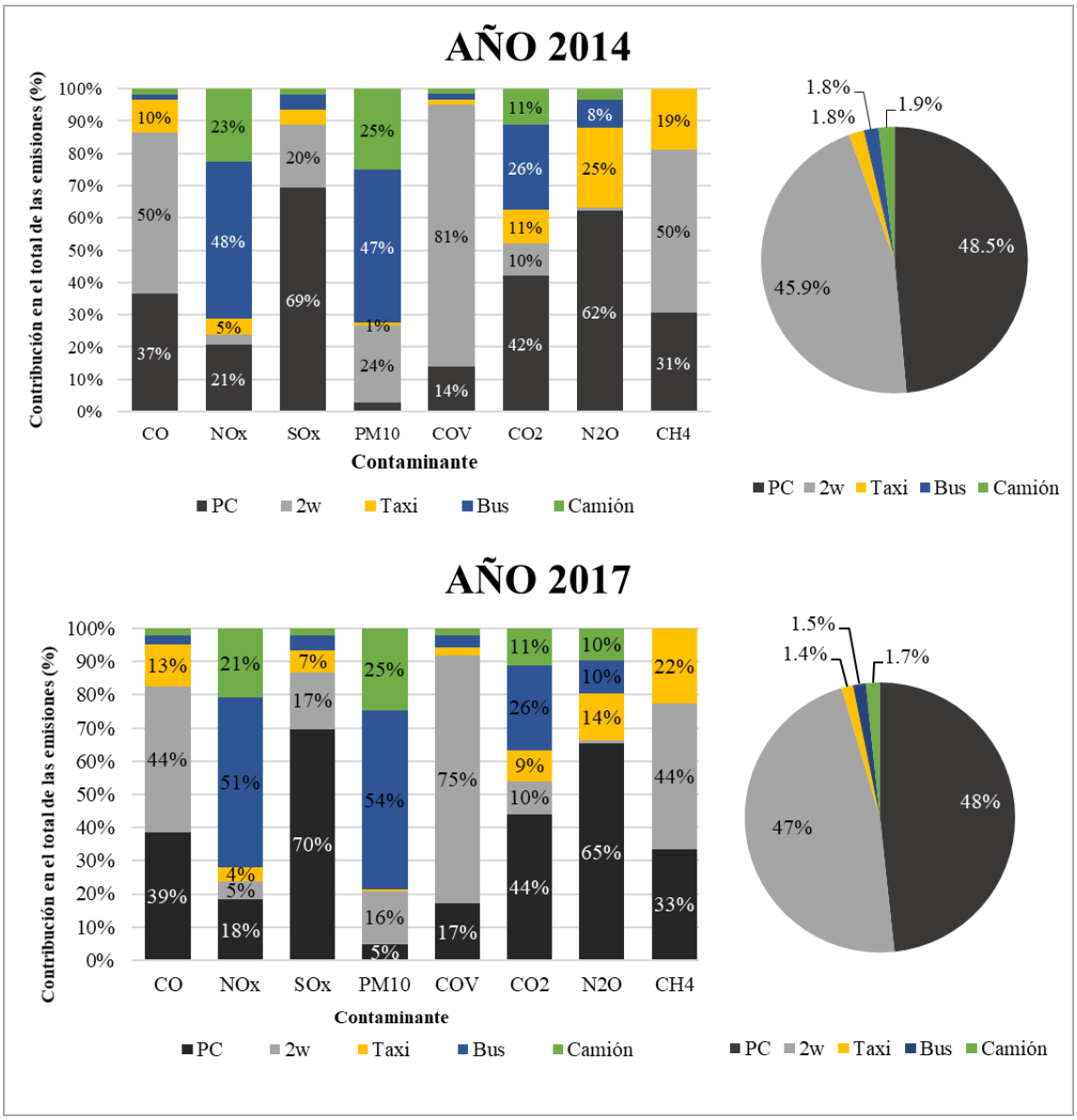


Figura 2.6. Distribución de las emisiones por categoría vehicular (izquierda) y composición total de la flota vehicular (derecha) de la ciudad de Manizales, años 2014 y 2017.

Se observa que, para el CO, SO_x, COV, CO_2 y CH_4 la mayor contribución en las emisiones está asociada a las categorías PC y 2w, las cuales conforman el 95% de la flota vehicular de la ciudad (Figura 2.6), y adicionalmente hacen uso de gasolina en más del 80% de vehículos particulares y en la totalidad de motocicletas (Figura 2.7). Es importante resaltar que los taxis, por hacer uso de gas natural como combustible en su mayoría, a pesar de conformar sólo el 1.4% del parque automotor, emiten alrededor del 22% de CH_4. El comportamiento descrito anteriormente no presentó muchas

variaciones frente a los resultados obtenidos en el IEA del año 2014, como puede apreciarse de manera porcentual en la Figura 2.6 y Figura 2.7.

De manera general, en la Figura 2.7, puede observarse que la distribución en el uso de combustible del parque automotor de la ciudad de Manizales no varió de manera significativa entre los años 2014 y 2017. Salvo para la categoría taxis, en donde se puede observar que, en el año 2014, el 72% hacia uso de gas natural como combustible, mientras que sólo el 24% y 3% hacían uso de gasolina y diésel respectivamente. Este valor tuvo un cambio para el año 2017, en donde el uso de gas natural disminuyo a 55% y el de gasolina aumentó a 41%.

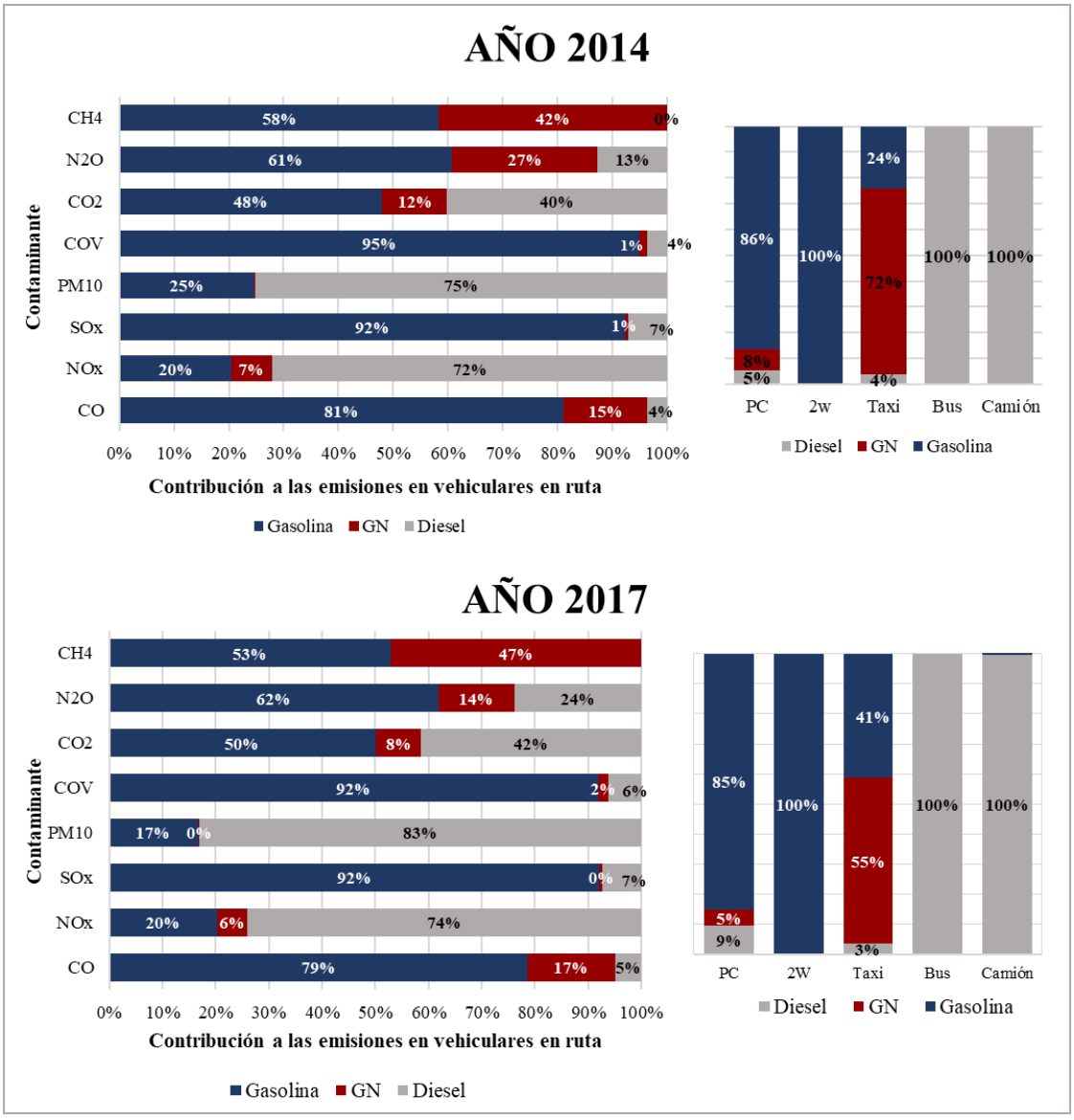


Figura 2.7. Distribución de las emisiones por tipo de combustible (izquierda) y uso de combustible de la flota vehicular (derecha) en la ciudad de Manizales, años 2014 y 2017.

A pesar de que el crecimiento de la flota de vehículos particulares (Tabla 1.2) es uno de los más altos, con el 27% del aumento entre 2014 y 2017, la distribución de las emisiones de la mayoría de los contaminantes en el año 2017 es muy similar a la obtenida en el IEA del año 2014; lo cual, como se describió a lo largo de los resultados, se debe al mejoramiento de la tecnología de control de emisiones y de la poca variación en la distribución del uso de combustible, a pesar del aumento considerable de los vehículos que conforman el parque automotor.

Adicionalmente, los resultados presentados en la Tabla 2.9 son coherentes con los IEA desarrollados Canadá (Environment and Climate Change Canada, 2015) y en ciudades como Bogotá (Pachón et al., 2018) y el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA, 2017); en donde contaminantes como el CO, SO_x, CO_2 y COV son emitidos principalmente por las categorías PC y 2w los cuales en su mayoría hacen uso de gasolina como combustible, mientras que las emisiones de material particulado son generadas por buses y camiones, flota que en su mayoría hace uso de diésel como combustible.

Con la finalidad de comparar las emisiones estimadas en el IEA de la ciudad de Manizales en los años 2014 y 2017, y la influencia de las variables consideradas en este estudio, se realizó la estimación de las emisiones vehiculares contemplando cuatro escenarios con una combinación de variables propias de los años 2014 y 2017, tales como: la actividad vehicular, la distribución tecnológica y la cantidad de vehículos que conforman el parque automotor. Para explicar de manera general los escenarios de análisis y las variables tenidas en cuenta en la estimación de diferentes emisiones, se presenta la Figura 2.8, un diagrama de flujo con los escenarios planteados. Se aclara que el objetivo principal de este análisis es evaluar el efecto de las variables actualizadas en los resultados de flujos totales de emisión, tomando como referencia el inventario de emisiones previo, año base 2014 (escenario 1) y la actualización realizada en este estudio (escenario 4), en la cual se obtuvieron flujos de emisión más bajos para la mayoría de los contaminantes a pesar del incremento en el número de vehículos que conforman el parque automotor de la ciudad.

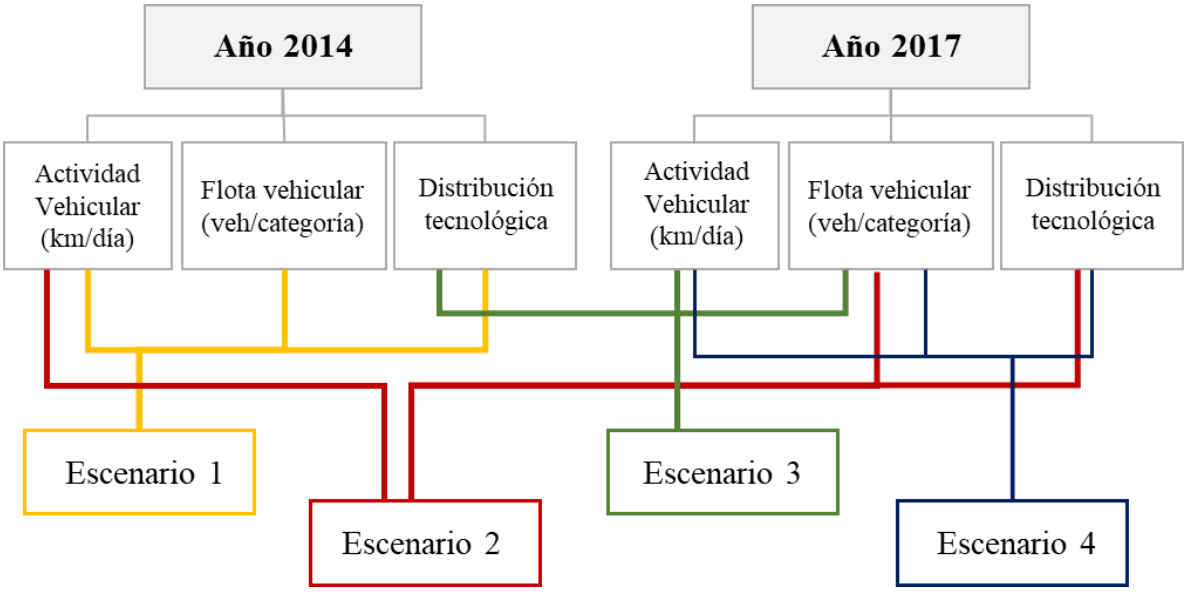


Figura 2.8. Escenarios de emisiones vehiculares en ruta para la ciudad de Manizales, años 2014 y 2017.

La emisión de los cuatro escenarios descritos en la Figura 2.8, se evaluó para los contaminantes criterio CO, NO_x, SO_x y PM_{10}, para los gases efecto invernadero CO_2, N_2O y CH_4 y para los COV. En la Tabla 2.10 se muestran los valores de emisión obtenidos para cada escenario analizado, teniendo en cuenta la emisión de cada una de las categorías vehiculares y el total de emisiones anuales de cada uno de los contaminantes. A continuación, se realiza una discusión de los resultados obtenidos:

Influencia del cambio en la actividad vehicular sobre las emisiones totales:

La influencia de la actividad vehicular puede observarse en los resultados del escenario 2, en el cual se evalúan las emisiones de la flota vehicular y distribución tecnológica del año 2017 y se deja constante la actividad (VKT) utilizada en el año 2014, que es más alta para la mayoría de las categorías (Tabla 2.6). Los resultados muestran unas emisiones más bajas para la mayoría de los contaminantes evaluados (Tabla 2.10), que las obtenidas para el escenario 1 (IEA-2014), por ejemplo, el CO, PM_{10} y COV, disminuyeron en un 27%, 14% y 51% respectivamente.

Tabla 2.10. Variación de las emisiones vehiculares de la ciudad de Manizales entre los años 2014 y 2017.

Categoría Vehicular	Emisión (Ton/año)							
	Escenario 1 – IEA año base 2014							
	CO	**NO_x**	**SO_x**	**PM_{10}**	**COV**	**CO_2**	**N_2O**	**CH_4**
PC	15,901.93	1,022.70	18.01	21.09	1,340.01	191,902.2	6.61	881.18
2w	21,541.66	141.14	5.07	183.90	7,840.97	44,208.0	0.11	1,443.50
Taxi	4,469.82	248.52	1.19	5.80	143.90	48,617.1	2.62	535.08
Bus	755.03	2,370.66	1.19	362.27	177.24	118,930.3	0.90	0.00
Camión	727.10	1,107.07	0.51	191.72	144.17	50,783.1	0.37	0.00
Total	***43,395.55***	***4,890.10***	***25.96***	***764.79***	***9,646.29***	***454,440.8***	***10.60***	***2,859.76***
	Escenario 2 - Actividad vehicular año 2014, distribución tecnológica y flota vehicular año 2017.							
PC	12,108.85	987.74	22.15	33.95	953.65	248,350.39	12.78	600.85
2w	14,455.69	4,569.75	5.92	116.60	273.99	60,681.76	0.15	830.14
Taxi	3,552.88	126.19	1.79	3.98	186.25	45,358.30	2.45	353.91
Bus	822.71	192.00	1.30	349.41	2,446.74	129,687.66	1.78	0.00
Camión	565.35	104.56	0.56	154.61	954.59	53,594.75	1.64	0.59
Total	***31,505.48***	***5,980.24***	***31.72***	***658.55***	***4,815.23***	***537,672.85***	***18.79***	***1,785.49***
	Escenario 3 - Distribución tecnológica año 2014, actividad y flota vehicular año 2017.							
PC	18,226.06	1,149.13	19.86	23.99	1,508.83	211,321.	7.38	982.46
2w	24,485.80	178.05	5.31	205.42	8,692.76	46,438	0.15	1,593.79
Taxi	4,327.34	240.30	1.15	5.61	138.91	46,957	2.53	517.52
Bus	797.46	2,503.98	1.26	383.01	187.19	125,611	0.95	0.00
Camión	812.46	1,237.90	0.57	214.24	161.11	56,758	0.41	0.00
Total	***48,649.13***	***5,309.36***	***28.16***	***832.27***	***10,688.80***	***487,088***	***11.42***	***3,093.77***
	Escenario 4 – IEA año base 2017							
PC	10,765.65	838.44	19.16	30.40	878.71	214,471.3	11.19	526.52
2w	12,281.44	251.81	4.71	99.29	3,843.23	48,350.6	0.15	692.28
Taxi	3,552.88	186.25	1.79	3.98	126.19	45,358.3	2.45	353.91
Bus	789.85	2,349.05	1.25	335.75	184.32	124,506.2	1.71	0.00
Camión	565.35	954.59	0.56	154.61	104.56	53,594.7	1.64	0.59
Total	***27,955.18***	***4,580.15***	***27.48***	***624.03***	***5,137.01***	***486,281.1***	***17.13***	***1,573.30***

Lo anterior sugiere que la influencia de la actividad vehicular en la estimación final de flujos contaminantes es mucho menor en comparación con la distribución tecnológica de la flota. A pesar de los menores resultados obtenidos en comparación con el IEA-2014, el escenario 2 muestra emisiones más altas para la mayoría de los contaminantes si se compara con el escenario 4 (IEA-2017), como es el caso de los NO_x, CO_2 y CH_4 los cuales se redujeron en un 23%, 10% y 12% respectivamente, lo cual se debe netamente a la disminución del promedio de actividad vehicular diaria de cada una de las categorías evaluadas en comparación con los valores utilizados en el IEA-2014

Influencia del cambio en la distribución tecnológica sobre las emisiones totales:

La influencia de la distribución tecnológica puede observarse en los resultados del escenario 3, donde se realizó la estimación considerando el parque automotor y actividad del año 2017, dejando constante la distribución tecnológica utilizada en el IEA-2014. La distribución tecnológica del año 2014, especialmente vehículos particulares y motos, implicó un aumento en la mayoría de las emisiones de los contaminantes criterio y gases efecto invernadero evaluados (Tabla 2.10), la variación en la distribución tecnológica entre 2014 y 2017, como se describió en la Sección 2.3.2, juega un papel importante en la contribución a las emisiones de todos los contaminantes. Los COV, muestran la reducción más significativa para las categorías 2w y bus, lo cual se debe al crecimiento de la cantidad de motos con motores 4 tiempos con catalizador (Figura 2.4), y al aumento de los buses con tecnología Euro II y III (Figura 2.5).

Los resultados obtenidos en el escenario 3 fueron los más elevados de los cuatro escenarios de análisis. Esto muestra la gran sensibilidad que puede tener el inventario a la definición de la tecnología vehicular de la flota, y la importancia de analizar una muestra aleatoria con la mayor cantidad de elementos posible, teniendo en cuenta claro está, que este es un procedimiento bastante complejo. Sumado a lo anterior, se puede concluir que, si el parque automotor de la ciudad no hubiese tenido una transición hacia tecnologías con mayor eficiencia en el control de emisiones, los resultados de la actualización del IEA para el año base 2017 habrían tenido un aumento importante. Una apuesta hacia el mejoramiento de las tecnologías de control de emisiones está ligado directamente a la reducción de la contaminación atmosférica en los centros urbanos.

En un estudio realizado por Gómez (2017) se evalúa la sensibilidad en las emisiones vehiculares en ruta y por partida de las emisiones por fuentes móviles en ruta del IEA de la ciudad de Manizales, año base 2014. En este trabajo se estimaron las variaciones de las emisiones unitarias del CO, las cuales corresponden a las emisiones de un vehículo durante un kilómetro en un día, teniendo en cuenta variables como la composición dinámica de la flota, los patrones de conducción, partidas totales y distribución de partidas. Los resultados obtenidos muestran que las partidas totales presentaron 30% de sensibilidad en las emisiones de CO, seguida de los patrones de conducción con variaciones del 10%, la distribución de partidas con variaciones de 1.5% y el perfil del flujo vehicular un 0.3%. Adicional a lo anterior, el presente trabajo, evidencia la importancia que tiene la variación de la distribución tecnológica vehicular en las emisiones, lo cual no fue tenido en cuenta en el análisis de sensibilidad descrito anteriormente; y que como se presentó a lo largo de esta sección, es determinante en la disminución o el aumento de las emisiones vehiculares en ruta de la ciudad.

2.4. CONCLUSIONES PARCIALES

La actualización del IEA-2017, permitió evidenciar que las categorías que mayor contaminación atmosférica generan son los buses, motos y vehículos particulares, estos últimos representan el 95% del total de la flota vehicular, por lo cual se esperaría que sean estos los que más contribuyen a la contaminación. Sin embargo, los buses sólo representan el 1.5% y generan alta contaminación de PM_{10} (335 ton/año), NO_x (2,349 ton/año) y CO_2 (124,506 ton/año). Lo mismo ocurre en el caso de los taxis, los cuales corresponden al 1.4% de la flota vehicular, sin embargo, generan el 22% de las emisiones de CH4 que corresponde a 354 ton/año.

La mayoría de las emisiones de las motocicletas (2w) son más bajas comparadas con aquellas estimadas en el año 2014 (Tabla 2.10), a pesar de que la flota de motos presentó el mayor porcentaje de crecimiento, 32% entre los años 2014 y 2017. Sin embargo, este aumento corresponde a motos de 4 tiempos, las cuales presentan niveles de contaminación menores comparadas con aquellas que tienen un motor de 2 tiempos (Toledo, 2016); al contar con catalizadores como sistemas de control de emisión de tubo de escape. Para el caso específico de las emisiones de COV debidas a la categoría 2w, pasaron de 9,637 ton/año en el año 2014 a 5,137 ton/año en el 2017.

La actualización de la distribución tecnológica de la flota vehicular de la ciudad de Manizales al año 2017 permitió determinar que las emisiones de la mayoría de los contaminantes presentaron una disminución; y que solo los SO_x, el CO_2 y los N_2O fueron más elevados respecto al IEA del año 2014. Estos resultados están directamente relacionados con el aumento en la utilización de sistemas de control de emisiones más eficientes y a la reducción de la actividad vehicular estimada. Una de las categorías que más contribuyó en la disminución de las emisiones de todos los contaminantes, a pesar de presentar un aumento tan alto, fueron las motocicletas, teniendo en cuenta que el 71% de éstas cuentan con motor 4 tiempos y con catalizador como control de emisión por tubo de escape para el año 2017, mientras que para el año 2014 la participación de motocicletas con este tipo de tecnología sólo se observó en el 46% de la flota.

Las variaciones tecnológicas en la flota vehicular de la ciudad están asociadas especialmente a las categorías PC, 2w y bus, en lo que tiene que ver con la reducción de los porcentajes de vehículos que no contaban con sistemas de control de emisiones y además al aumento de aquellos que tenían tecnologías más eficientes en el tratamiento de los gases y partículas contaminantes. Lo anterior se explica, por ejemplo, en el aumento de motocicletas 4 tiempos, las cuales pasaron de conformar el 46% de la flota de motos, a un 74% en el año 2017; además del aumento en las tecnologías Euro II y III en los buses, con sistemas FI y en los vehículos particulares con sistemas de control aire/combustible de inyección multipunto. Cambios como estos explican la reducción de la mayoría de las emisiones de los contaminantes evaluados, específicamente por las variaciones en la distribución tecnológica.

Debe tenerse en cuenta que la distribución en el uso de los combustibles no varió de manera significativa, y que adicionalmente el parque automotor pasó de tener 132,012 vehículos en el año 2014 a 169,142 en el año 2017; por lo cual es evidente que la transición a tecnologías más eficientes en el control de emisiones a la atmosfera reduce de manera significativa el aporte de las emisiones de la mayoría de los contaminantes evaluados, y es la razón principal de este comportamiento.

Por lo anterior, resulta importante hacer un seguimiento a los vehículos antiguos, pues estos no cuentan con sistemas de control de emisiones o cuentan con sistemas ineficientes que generan mayores emisiones y por ende propician el deterioro en la calidad del aire de la ciudad.

CAPÍTULO 3

ESTIMACIÓN DE EMISIONES POR RESUSPENSIÓN DEBIDA A LA ACTIVIDAD VEHICULAR EN LA CIUDAD DE MANIZALES

3.1. GENERALIDADES SOBRE MATERIAL PARTICULADO RESUSPENDIDO

El material particulado, usualmente llamado MP, corresponde a todas las partículas presentes en el ambiente, esto incluye una amplia gama de especies químicas, como carbono elemental y compuestos orgánicos de carbono, óxidos de silicio, aluminio y hierro, trazas de metales, sulfatos, nitratos y amoniaco. Es emitido desde fuentes antropogénicas y naturales, principalmente en procesos de combustión de vehículos automotores, procesos industriales, incendios forestales y producción de cultivos (Environment and Climate Change Canada 2015). El material particulado es monitoreado ampliamente e incluido en los inventarios de emisión de acuerdo con la fuente que lo genera. Las fuentes fijas estacionarias puntuales y fuentes móviles en ruta son las más comunes en inventarios de este tipo de contaminante (MAVDT, 2010).

En los últimos años se ha incluido el material particulado susceptible a resuspensión en los inventarios de emisiones atmosféricas y en diferentes estudios; este se define como las partículas propensas a ser suspendidas por la acción de agentes externos, como el aire, actividades vehiculares o de construcción y está compuesto por partículas de diferentes orígenes y tamaños (Espitia y Porras, 2017). Autores como Pachón (2018), Nedbor-Gross (2016, 2017), Amato (2011) y Manju Mohan (2011), han determinado la relevancia de este contaminante en las emisiones totales de material particulado. Procesos como el desgaste de las vías, neumáticos y frenos de vehículos; fenómenos de resuspensión, actividades de construcción, incendios forestales y actividades industriales son las fuentes de emisión más importantes de material particulado resuspendido (Amato et al., 2011; IDEAM, 2016a; Mohan, Bhati, Sreenivas, & Marrapu, 2011; Nedbor-Gross et al., 2017; Pachón et al., 2018).

Las emisiones por resuspensión se dan cuando el equilibrio entre la deposición de partículas y la resuspensión de las mismas se ve afectado. Este equilibro de carga de la superficie está determinado por algunos factores tales como: velocidad media los vehículos en la vía, tráfico vehicular diario, cantidad de vías, fracción de vehículos pesados en la vía, presencia o ausencia de curvas, alcantarillado y vías usadas como parqueadero (EPA, 2011). Según la EPA (1980) la resuspensión de las partículas desde el suelo se da por el arrastre de vehículos, la erosión del viento, el desplazamiento, el barrido de las vías y la escorrentía de precipitaciones; mientras que la deposición de partículas en el suelo se da por el desgaste de pavimento, las emisiones vehiculares, caída de polvo, basura, barro y suciedad arrastrados; erosión de áreas adyacentes, entre otros. Estos eventos

ocurren en mayor o menor medida de acuerdo con el tipo de vía, ya sea pavimentada o sin pavimentar y adicionalmente del ambiente circundante.

En diferentes estudios realizados a nivel nacional (Espitia y Porras, 2017; Mendez Espinosa, Pinto Herrera, & Galvis Remolina, 2016; Nedbor-Gross et al., 2017) e internacional (Amato et al., 2011; Mohan et al., 2011) se han evaluado este tipo de fuentes en la emisión de material particulado por aportar de manera significativa en las emisiones totales de fracciones como PM_{10} y $PM_{2.5.}$ En el presente estudio, el interés está enfocado en la resuspensión del material particulado producto de la actividad vehicular, el origen de este material varía de acuerdo con su fuente de emisión, ya sea el desgaste propio de la vía, las partículas de emisión por tubo de escape depositadas en el suelo, o el desgaste de frenos y llantas de los vehículos (Goodwin et al. 2013).

Teniendo en cuenta la información mencionada anteriormente, a continuación, se presenta una descripción de la composición y las actividades generadoras de desgaste de llantas, frenos y vías, lo cuales están asociados directamente a las emisiones de material particulado resuspendido.

3.1.1. DESGASTE DE LLANTAS

Las llantas están compuestas de diversos materiales que le confieren propiedades, para que dependiendo de su uso (resistencia a la carga, alta presión, adherencia etc.), puedan funcionar de manera óptima. El desgaste que se genera por la fricción entre la llanta y la superficie es un proceso fisicoquímico complejo, pues las partículas que son generadas por este desgaste están unidas intrínsecamente (Goodwin et al., 2013). Un ejemplo de la composición de llantas radiales para automóviles y camiones puede observarse en la Tabla 3.1 (Cámara de Comercio de Bogota, 2006).

Tabla 3.1. Composición de Llantas radiales (Cámara de Comercio de Bogota, 2006).

Material	Composición (%)	
	Automóviles	Camiones
Caucho natural	14	27
Caucho Sintético	27	14
Negro de humo	28	28
Acero	14	15
Antioxidantes y rellenos	17	16

3.1.2. DESGASTE DE FRENOS

Actualmente son usados dos tipos de sistema, los frenos de disco que tienden a ser usados en los vehículos livianos y motos, y los frenos de tambor que son utilizadas en vehículos más pesados (Goodwin et al., 2013). Las pastillas de freno, que están presentes en los sistemas anteriores, están fabricadas para tener buena duración y coeficiente de fricción, resistir fuertes fatigas mecánicas y resistir condiciones de sobrecalentamiento (Metelli, n.d.). Los componentes de las pastillas son una

variedad de materiales, pero pueden clasificarse en cuatro grupos base: semimetálicos, NAO (del inglés Non Asbestos Organic), poco-metálicos y cerámicos. Todos con características diferentes en cuanto a resistencia, conductividad térmica y generación de polvo (Metelli, n.d.).

Un estudio realizado en Italia por Grigoratos & Martini (2015) muestra la importancia de la contribución del desgaste de frenos en las fuentes de emisión de material particulado, allí se menciona que el desgaste de frenos puede contribuir hasta en un 21% al total de emisiones relacionadas con el tráfico, estos valores se reducen en las autopistas donde el uso de los frenos es menor. En otro estudio realizado con frenos semimetálicos, frenos de fibras de titanio y con fibras de aramida se encontró que el 35% de la pérdida de masa de estos se emitió como material particulado en el aire, y que de estas partículas entre el 63% y 86% tenían un diámetro menor a 10 µm (D. Garg, 2000).

3.1.3. DESGASTE DE VÍAS

Según INVIAS (2013) las vías pueden ser clasificadas según su composición, a partir de los componentes del suelo (en vías sin pavimentar) y los componentes de las vías pavimentadas (según el material principal de construcción). Las vías sin pavimentar o suelo, está compuesto por grava, arena, arcilla, limo y turba; todos con propiedades físicas y químicas propias, tales como humedad, resistencia, tamaño y plasticidad. Estas propiedades dependen de las condiciones del lugar donde esté ubicada la vía (INVIAS, 2013).

Las vías pavimentadas son una mezcla entre un agregado, cemento, agua y aditivos (Alfonso y Cuellar 2014). El agregado pétreo comprende tres cuartas partes de esta mezcla, y puede clasificarse según su origen: artificial, como arcillas expandidas, escorias y limadura de hierro; o de origen natural como la explotación de depósitos de arrastres fluviales y canteras (Alfonso & Cuellar, 2014). El cemento se obtiene producto de la refinación y extracción mediante solventes, de una fracción de destilación del petróleo crudo; según el proceso de refinería se obtienen cementos de baja o alta consistencia, algunos con trazas de azufre, nitrógeno y otros elementos (Piura, 2006).

La contribución de las emisiones por material particulado producto del desgaste de vías está asociado con la composición mineral de las vías y a la interacción de éstas con los neumáticos (Gustafsson, 2018). Por lo anterior es difícil estimar un porcentaje de contribución de desgaste de vías, pues esto depende de la resistencia de los materiales empleados para su construcción, lo cual está relacionado con las necesidades de cada zona. Ejemplo de esto son los países que hacen uso de llantas aptas para el invierno, las cuales contienen clavos que aceleran el deterioro de la vía (Gustafsson, 2018).

3.1.4. ASPECTOS TEÓRICOS SOBRE LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES POR RESUSPENSIÓN

Para la determinación de las emisiones por material particulado resuspendido producto de actividad vehicular, debe tenerse en cuenta el material que se encuentra depositado en la vía y los desgastes

por frenos y llantas (EPA, 2011). Esta información se obtienen a partir de campañas de monitoreo, de bases de datos que se encuentran en la bibliografía o de la implementación de modelos de emisión como MOBILE o MOVES (EEA, 2016b; EPA, 2011; Espitia y Porras, 2017). Los factores de emisión por desgaste de vías son mucho más difíciles de determinar que el desgaste de llantas y frenos, y esto es básicamente porque los materiales que componen las vías pavimentadas y sin pavimentar son complejos a la hora de cuantificar y modelar. Además, porque las partículas primarias del desgaste se mezclan con el polvo y el material resuspendido de las vías (Goodwin et al., 2013).

A partir de lo anterior es necesario identificar las necesidades de cada lugar de interés, así como las variables de entrada con las que se cuenta, para posteriormente determinar la metodología que mejor se adapte al lugar de estudio. Para el caso específico de la ciudad de Manizales, se implementó el uso de dos metodologías que involucran factores como: la carga de sedimentos que se asocia a las partículas susceptibles a ser suspendidas por efectos del paso de los vehículos, el peso promedio de los vehículos sobre la vía de interés, y el flujo vehicular.

La carga de sedimentos corresponde al material particulado en una superficie determinada y esta medido en masa por unidad de área (Espitia y Porras, 2017), adicionalmente está dado por el tamaño de partícula. Esta variable es determinada a partir de monitoreo en campo, siendo el tamaño de partícula función del tipo de equipo de monitoreo utilizado. Es decir, que la carga de sedimento puede estar dada en PM_{10}, $PM_{2.5}$ o tamaños superiores, como el caso de la EPA que presenta en sus bases de datos cargas de sedimentos inferiores a 75 µm (EPA, 2011; Espitia y Porras, 2017). Para la estimación de inventarios de emisión, en los que se incluye emisión por resuspensión, es importante tener en cuenta esta variable pues determina el factor de emisión de una vía. De acuerdo con la metodología empleada, la emisión puede estar determinada sólo por la carga de sedimentos (por ejemplo en la metodología Amato – Pachón) o adicionalmente por factores como el flujo vehicular y el peso promedio de los vehículos sobre la vía (por ejemplo en la metodología EPA) (EPA, 2011; Espitia y Porras, 2017; Nedbor-Gross et al., 2017).

Metodología Amato – Pachón (2011 – 2017)

Esta metodología para la determinación de los factores de emisión por resuspensión fue desarrollada por Amato et al., (2011) e implementada por Espitia, Porras y Pachón (2017) para la ciudad de Bogotá. Involucra la carga de sedimentos de la vía y está dada por la siguiente ecuación.

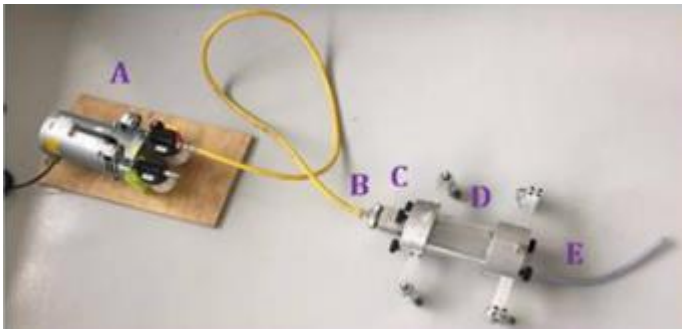
$$\boldsymbol{EF} = 45.9 {C_s}^{0.81} \qquad (3)$$

Donde:

$\mathbf{EF}$: Factor de emisión $(\mu g/veh - km)$
$\mathbf{C_s}$: Carga de Sedimento $(\mu g/m^2)$

De acuerdo con Amato et al. (2011), esta ecuación permite identificar y determinar los factores de emisión correspondientes a la carga de sedimento con tamaños menores a 10 micrómetros. En el caso de la determinación de la variable Cs en ciudades de Colombia, Espitia y Porras (2017) realizaron una campaña de monitoreo en Bogotá utilizando un equipo de medición de material

particulado susceptible a ser resuspendido, fue diseñado en el Consejo Superior Español de Investigaciones Científicas en Barcelona, por el investigador Fulvio Amato en el año 2010; la metodología empleada y este instrumento están avalados internacionalmente. Este consiste en un equipo de medición tipo aspiradora provisto de un impactador y una cámara de sedimentación que permite la separación de partículas menores a 10 µm y su captura en un filtro ubicado a la salida del equipo. En la Figura 3. 1 se presenta el equipo utilizado para el monitoreo realizado en Bogotá y sus principales componentes.



A: Bomba de succión
B: Porta filtros
C: Placas de impactación
D: Cámara de sedimentación
E: Entrada de material particulado

Figura 3. 1. Equipo de medición (Espitia y Porras, (2017) Equipo de medición – Cámara de sedimentación [Figura 1] Recuperado de Identificación preliminar del aporte de fuentes del material particulado susceptible de resuspensión en vías de Bogotá.

Por lo anterior, Amato (2011) recomienda la realización de campañas de monitoreo de material particulado susceptible a resuspensión, con equipos de filtración de PM_{10}; adicionalmente se debe realizar un reconocimiento del entorno, es decir, la identificación de presencia de vegetación, la velocidad de la flota que circula en la vía, las categorías vehiculares (automóviles, motos, buses o camiones) que hacen uso de la vía y la cercanía de obras de construcción. Estas campañas de monitoreo entregan como resultado un solo valor cuantificable, que corresponde a la carga de sedimentos y es usado en la ecuación para la estimación de los EF, los demás valores son presentados como características asociadas a ese monitoreo realizado.

La ecuación (3) no contempla de manera independiente las emisiones por el desgaste de vías, llantas y frenos, sino que permite la estimación de los factores de emisión y la subsecuente estimación de emisiones de todas las partículas que se depositan en el suelo y son susceptibles a la resuspensión, incluyendo el efecto combinado del desgaste de vías, llantas y frenos; lo cual se obtiene mediante monitoreos en campo como se describió anteriormente.

Metodología EPA

La Agencia de Protección Ambiental (EPA) desarrolló una metodología para la determinación de factores de emisión de vías pavimentadas e involucra, además de la carga de sedimentos de la vía, variables como el peso promedio de los vehículos que circulan sobre esta y un factor multiplicador específico de acuerdo con el tamaño de la partícula (PM_{10}, $PM_{2.5}$). El factor multiplicador se aplica cuando la carga de sedimentos está compuesta por partículas menores a 75 micrómetros (EPA, 2011). La ecuación (4) para vías pavimentadas está basada en el análisis de múltiples ensayos de

material particulado PM_{10} en vías pavimentadas tanto públicas como industriales en diferentes zonas de Estados Unidos (EPA, 2011).

$$\boldsymbol{EF} = k \times {C_s}^{0.67} \times W^{0.85} \qquad (4)$$

Donde:

EF: Factor de emisión de Material Particulado Resuspendido (g/VKT)
k: Multiplicador específico del tamaño de particula (g/VKT)
$\boldsymbol{C_s}$: Carga de Sedimento (g/m^2)
W: Peso medio de los vehiculos (ton)

El valor del factor multiplicador **k** varía según la aerodinámica del tamaño de las partículas; la carga de sedimento $\boldsymbol{C_s}$ se determina mediante campañas de monitoreo o bases de datos, y el peso promedio de los vehículos se refiere al peso total de vehículos viajando sobre la vía que está siendo evaluada, tanto motos como vehículos particulares, taxis, buses y camiones (EPA, 2011). El peso promedio de los vehículos en la vía está asociado a los volúmenes por categoría vehicular presentes.

De acuerdo con la EPA (2011), los factores más importantes en el equilibrio de la carga de sedimentos de una carretera son la velocidad media de los vehículos que viajan por la vía, el tráfico medio diario, el número de carriles, la fracción de vehículos pesados y livianos, y finalmente la presencia o ausencia de carriles de estacionamiento. Diferentes valores de carga de sedimentos son presentados en las bases de datos de la EPA, sin embargo, la aplicación de estos es compleja, teniendo en cuenta que no es posible identificar un valor que se asocie específicamente al lugar de interés y asegurar que esta elección sea correcta.

Teniendo en cuenta lo anterior, a continuación, se describen los aspectos metodológicos sobre cómo fueron evaluadas las metodologías Amato – Pachon y EPA en la estimación de MPR para la ciudad de Manizales, con el fin de obtener emisiones para los años 2014 y 2017. El objetivo en la aplicación de las metodologías se centró además en buscar una forma de aplicación de tal manera que estas pudiesen ser comparadas y adicionalmente relacionadas con los resultados de las emisiones de PM_{10} por fuentes móviles en ruta.

3.2. METODOLOGÍA PARA LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES POR RESUSPENSIÓN ASOCIADA A ACTIVIDAD VEHICULAR EN LA CIUDAD DE MANIZALES

Para la determinación de las emisiones de material particulado resuspendido producto de actividad vehicular en la ciudad de Manizales, se implementaron las dos metodologías de estimación de factores de emisión mencionadas en la sección anterior, esto con el objetivo de evaluar los resultados obtenidos a partir de cada una de ellas, y determinar cuál se podría ajustar de la mejor forma a las características de la ciudad y a las variables de entrada con las que se cuenta. La selección de ambas metodologías está basada en la revisión de diferentes estudios desarrollados a nivel nacional e internacional, en donde hacen uso principalmente de la metodología EPA, actualizada en el año 2014, y en los últimos años de la metodología desarrollada por Amato (2011).

Como se muestra en la Figura 3.2, en la cual se resumen los mecanismos para aplicar las metodologías Amato – Pachón y EPA, ambas están determinadas por un factor en común, la carga de sedimentos. Adicionalmente, la metodología EPA involucra en su ecuación para la determinación de factores de emisión variables como el peso promedio de los vehículos sobre la vía de interés y un factor multiplicador según el tamaño de partícula.

Con la aplicación de ambas metodologías se buscó estimar los factores de emisión correspondientes a las zonas de interés en la ciudad de Manizales, posteriormente éstos fueron corregidos por eventos de precipitación para obtener finalmente la emisión por material particulado resuspendido.

La metodología Amato – Pachón difiere de la metodología propuesta por la EPA. La primera hace uso de la carga de sedimento inferior a 10 micrómetros determinada mediando monitoreo; mientras que la metodología EPA sugiere la utilización de las cargas de sedimentos consignadas en la base de datos AP-42 y que corresponden a tamaños de partículas inferiores a 75 micrómetros. Estas cargas de sedimento asocian diferentes procesos de deposición, como lo son el desgaste de frenos y llantas, partículas provenientes del tubo de escape, caída de ceniza y erosión de áreas cercanas, y de resuspensión cómo la erosión del viento, limpieza de vías y escorrentía de la lluvia; en un rango de tamaño desde 0 a 75 µm; por lo cual escoger un valor adecuado para la ciudad de Manizales resultó complejo entre una alta cantidad de valores propuestos por la EPA.

La dificultad en la elección de una carga de sedimentos adecuada para la dinámica de la ciudad de Manizales a partir de la base de datos de la EPA llevó a escoger una carga de sedimento estimada mediante monitoreo en la ciudad de Bogotá en el año 2017 en el estudio realizado por de Espitia y Porras (2017). Allí se realizó la medición de la carga de sedimentos 20 puntos identificados como vías en buen estado en los diferentes sectores de la ciudad de Bogotá. Para el caso específico de la ciudad de Manizales, se adaptaron los valores de carga de sedimento medidos en Bogotá y a partir de éstos, se aplicaron las ecuaciones de las dos metodologías (Amato-Pachón y EPA) descritas en la Figura 3.2.

Para realizar la adaptación de los valores de Cs medidos en Bogotá, se identificaron los diferentes puntos de monitoreo en la ciudad de Bogotá que tuvieran características similares a ocho zonas escogidas en la ciudad de Manizales. Lo anterior fue realizado teniendo en cuenta principalmente la cantidad de vegetación alrededor de las vías, factor que fue determinante en los valores obtenidos en el monitoreo realizado para Bogotá (Espitia y Porras, 2017). Además, se tuvo en cuenta el flujo vehicular característico y la presencia o ausencia de construcciones alrededor de la vía.

En la Tabla 3.2 se presentan las zonas de la ciudad de Manizales que fueron tenidas en cuenta para asociar un valor de carga de sedimento que permitiera posteriormente la estimación de los factores de emisión. Se observa que las zonas están distribuidas por vegetación alta, conformadas por la Avenida Kevin Ángel Mejía y la vía Panamericana. La vegetación media se encuentra en la zona industrial y la vía a Neira – sector Autónoma. La vegetación baja se asocia a las avenidas Gilberto Álzate, Paralela y Santander. Finalmente, la vegetación nula por el sector del centro histórico. De acuerdo con el monitoreo realizado en la ciudad de Bogotá, la presencia de vegetación disminuye los niveles de carga de sedimentos sobre las vías, de allí su importancia en la selección de las zonas de análisis.

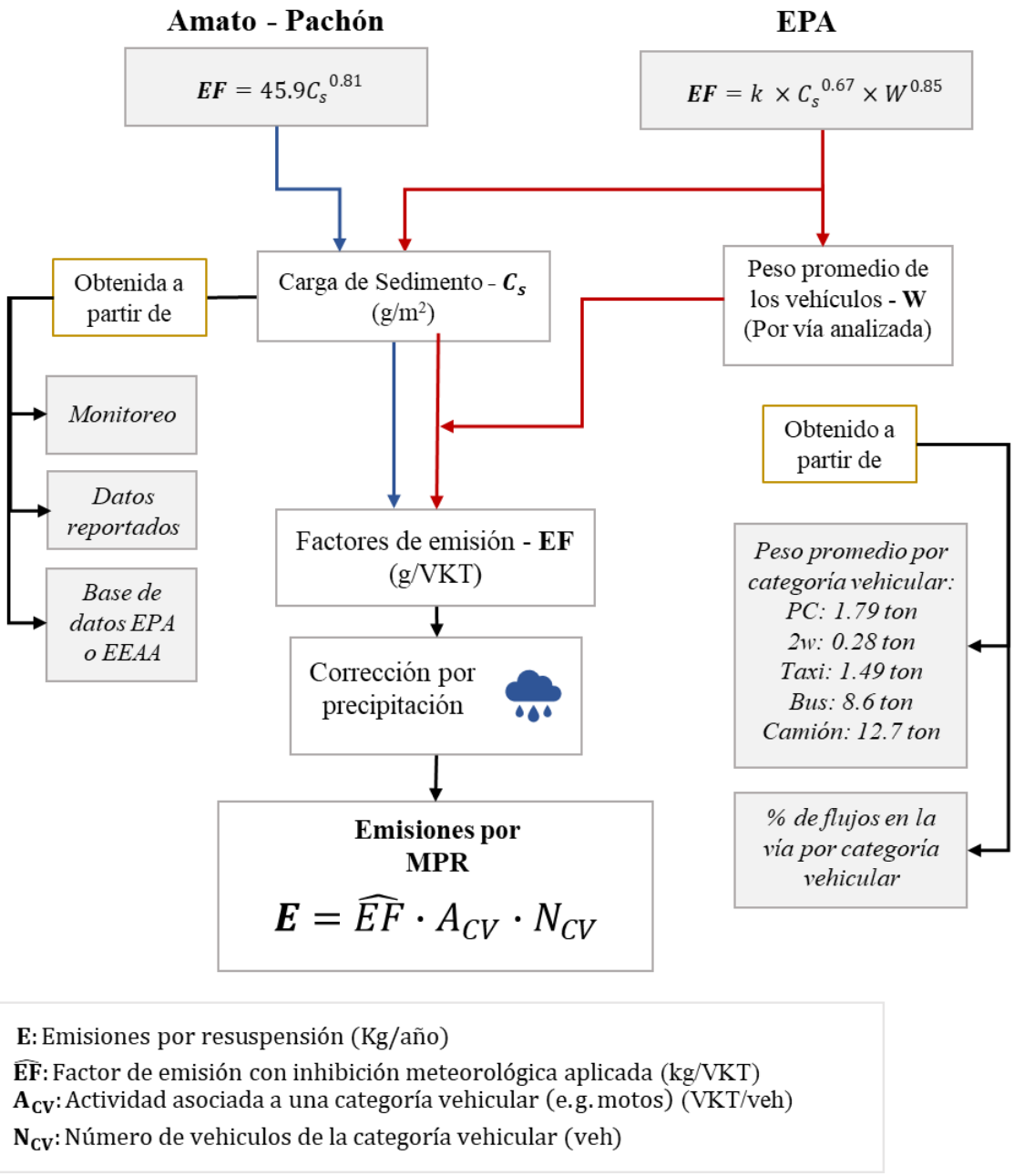


Figura 3.2. Esquema metodológico para la estimación de emisiones por MPR en la ciudad de Manizales.

La vegetación alta se define cuando hay presencia de esta en los separadores, andenes y alrededores de la zona; la vegetación media cuando la vegetación se encuentra en los separadores y andenes en una proporción menor. En cuanto a la vegetación baja está definida para la zona con presencia de esta sólo en los separadores y finalmente, la vegetación nula, cuando no hay presencia de esta en la zona.

La determinación de las zonas de estudio se realizó teniendo en cuenta la uniformidad de las vías de la ciudad de Manizales, es decir, en las zonas con vegetación alta, por ejemplo (Av. Kevin Ángel Mejía y la vía Panamericana), se presenta la misma cantidad de vegetación en casi todo su paso por la ciudad. Además, se tuvo en cuenta que en el monitoreo realizado en Bogotá se escogieron puntos en donde la vía presentara buenas condiciones (sin huecos o grietas), lo cual favorece la estimación de las emisiones en la ciudad de Manizales pues como se mostró en la Figura 1.5, la mayoría de la ciudad cuenta con vías en buen estado.

Para el caso específico de la metodología EPA, se tomaron como valores de carga de sedimento los obtenidos en el monitoreo realizado en Bogotá por Espitia y Porras (2017). Estos valores corresponden a partículas de tamaño igual o menor a 10 µm, por ende, sólo se aplicó un factor multiplicador específico del tamaño de partícula solo para $PM_{2.5}$,. Otro aspecto importante en la metodología EPA, tiene que ver con la recomendación de determinar los EF por desgaste de frenos y llantas de manera independiente, a partir de modelos de emisiones como MOVES o MOBILE. Sin embargo, teniendo en cuenta que la carga de sedimentos utilizada en el presente estudio contempla todas las partículas presentes en el suelo y susceptibles a ser resuspendidas, se asume el desgaste de frenos y llantas está implícito en la variable Cs, haciendo necesario únicamente la estimación de los factores de emisión a partir de la ecuación (4) cuando se aplica la metodología EPA.

Tabla 3.2. Carga de sedimento asociada para las diferentes zonas de la ciudad de Manizales (Imágenes: www.google.com/maps)

Zona	Fotografía de la zona	Vegetación	Carga de Sedimento (g/m^2)
Av. Kevin Ángel Mejía		Alta	0.001522
Vía Panamericana		Alta	0.001522
Vía Neira - Sector Autónoma		Media	0.005092
Zona Industrial		Media	0.005092
Av. Gilberto Álzate		Baja	0.007933
Av. Santander		Baja	0.007933
Av. Paralela.		Baja	0.007933
Sector Centro		Nula	0.007933

3.2.1. CORRECCIÓN DE LOS EF POR EVENTOS DE PRECIPITACIÓN Y ESTIMACIÓN DE EMISIONES POR RESUSPENSIÓN

Posterior a la identificación de los valores de carga de sedimento apropiados para las zonas seleccionadas en la ciudad de Manizales, y de obtener información sobre el peso promedio del total de la flota que permitieran la determinación de los EF por ambas metodologías, se aplicó una corrección de los EF de acuerdo con las condiciones de precipitación de la ciudad en el año 2017.

Los eventos de precipitación fueron determinados a partir del análisis del promedio horario durante el año 2014 y 2017, a partir de los datos meteorológicos cincominutales obtenidos de las estaciones meteorológicas Posgrados y Hospital, las cuales pertenecen a la red de estaciones de la Unidad de Gestión del Riesgo (UGR) de la ciudad de Manizales.

Esta corrección permite realizar un ajuste de los EF de acuerdo con las condiciones características de la ciudad. El ajuste por precipitación para días con lluvias mayores a 0.254 mm reduce las emisiones por resuspensión, lo anterior teniendo en cuenta que la lluvia favorece la deposición y adicionalmente limpia las partículas que se encuentra en las mismas (EPA, 2006, 2011; Nedbor-Gross et al., 2017; Pachón et al., 2018; Pérez-Peña et al., 2016). A continuación, se presenta la ecuación para la determinación de la inhibición anual por precipitación.

$$\boldsymbol{p_{\hat{o}}} = 1 - \frac{P}{4N} \qquad (5)$$

Donde:

$\mathbf{p_{\hat{o}}}$: Inhibicion anual por precipitación
P: Numero de dias con precipitación > 0.254 mm
N: Número de días en el período promedio (e. g. 365 para anual, 30 para mensual)

Luego de hallar el ajuste por precipitación, se aplica la ecuación (6) para hallar el factor de emisión por resuspensión corregido.

$$\widehat{\boldsymbol{EF}} = EF \times p_{\hat{o}} \qquad (6)$$

Donde:

$\widehat{\boldsymbol{EF}}$: Factor de emisión con inhibición meteorológica aplicada
$\boldsymbol{EF}$: Factor de emisión en vias pavimentadas

A partir del ajuste de los factores de emisión de vías pavimentadas en la ciudad de Manizales, y teniendo en cuenta que la actividad vehicular en la ciudad fue determinada en Manizales en el año 2014 por González (2017) y en el presente estudio (Tabla 2.6), se tendrán los parámetros requeridos para estimar las emisiones por resuspensión en la ciudad para los años 2014 y 2017 a partir de la siguiente ecuación.

$$\boldsymbol{E} = \widehat{EF} \cdot A_{CV} \cdot N_{CV} \qquad (7)$$

Donde:

E: Emisiones por resuspensión (Kg/año)
$\widehat{\mathbf{EF}}$: Factor de emisión con inhibición meteorológica aplicada (kg/VKT)
$\mathbf{A_{CV}}$: Actividad asociada a una categoría vehicular (e. g. motos) (VKT/veh)
$\mathbf{N_{CV}}$: Número de vehiculos de la categoría vehicular (veh)

3.3. RESULTADOS

De acuerdo con la metodología implementada para la estimación de factores de emisión por resuspensión, existen diversas variables que afectan su valor final. En el caso de la metodología implementada en la ciudad de Bogotá y desarrollada en diversos estudios del doctor Fulvio Amato (2011), la carga de sedimentos es la variable principal para la determinación de los factores de emisión y está compuesta por minerales, carbono, y elementos trazas. Ésta proviene de actividades como el desgaste de vías, llantas y frenos, de las emisiones por tubo de escape, de las construcciones cercanas a la zona de monitoreo y de todas las partículas que se depositan en el suelo y que son susceptibles a ser resuspendidas. De otra parte, en la metodología EPA además de la carga de sedimento, actúan otras variables como el volumen de los vehículos sobre la vía o zona de interés, lo cual requiere una evaluación de los flujos vehiculares sobre la vía y determina el aumento o disminución de las tasas de emisión de MPR por la actividad vehicular.

En la Tabla 3.3 se observan los flujos vehiculares promedio obtenidos en cada vía analizada de Manizales de acuerdo con las categorías vehiculares. Esta información se tomó del Plan Maestro de Movilidad de Manizales (Findeter, 2017), donde se presentan los volúmenes vehiculares de transporte público y privado de la ciudad, los cuales fueron determinados a partir de conteos vehiculares realizados durante los meses de marzo y abril de 2017. Esta información se utilizó, como se presenta en la Figura 3.2, para determinar los pesos promedio sobre la vía de acuerdo con la fracción de cada categoría vehicular (Tabla 3.3). La información anterior se determinó para implementar la metodología EPA, la cual, como se mencionó en el apartado metodológico requiere conocer la carga de sedimento de la vía y el peso promedio vehicular sobre la misma.

Tabla 3.3. Flujo vehicular y peso promedio en las vías de la ciudad de Manizales (Findeter, 2017)

Vía	Flujo vehicular en cada vía de acuerdo con las categorías vehiculares (%)					Peso promedio (ton)
	PC	2W	Taxi	Bus	Camión	
Av. Kevin Ángel Mejía	43%	31%	11%	9%	5%	2.5
Vía Panamericana	42%	39%	6%	7%	5%	2.2
Av. Gilberto Álzate	37%	26%	16%	16%	4%	2.8
Av. Santander	40%	29%	15%	9%	1%	1.9
Av. Paralela	42%	31%	20%	4%	1%	1.7
Vía Neira - Sector Autónoma	35%	38%	12%	5%	3%	1.8
Zona Industrial	43%	25%	7%	16%	6%	3.1
Sector Centro	40%	28%	13%	5%	9%	2.6

En la Tabla 3.4 se muestran los factores de emisión promedio obtenidos para las vías analizadas en la ciudad de Manizales para las dos metodologías evaluadas. Éstos difieren según la metodología aplicada. Para el caso del PM_{10}, en la metodología Amato-Pachón se estimó un EF promedio de 0.049 g/VKT, con una desviación estándar de 0.021, mientras que para el caso de la EPA este valor es inferior y corresponde a 0.016 g/VKT con una desviación estándar de 0.008, la cual es menor que la obtenida en la metodología Amato-Pachón. Los resultados obtenidos para el $PM_{2.5}$ son similares a los descritos anteriormente, a partir de la metodología Amato-Pachón el EF fue de 0.012 g/VKT, y por el método EPA fue de 0.004.

Tabla 3.4. Factores de Emisión por resuspensión obtenidos en las diferentes zonas de la ciudad de Manizales

Vías en la ciudad de Manizales	Factores de Emisión (g/VKT)			
	PM_{10}		$PM_{2.5}$	
	Amato – Pachón	EPA	Amato - Pachón	EPA
Av. Kevin Ángel Mejía	0.01736	0.00683	0.00419	0.00165
Vía Panamericana	0.01736	0.00601	0.00419	0.00145
Av. Gilberto Álzate	0.06612	0.02077	0.01595	0.00502
Av. Santander	0.06612	0.01399	0.01595	0.00338
Av. Paralela.	0.06612	0.01248	0.01595	0.00302
Vía Neira - Sector Autónoma	0.04617	0.01455	0.01114	0.00352
Zona Industrial	0.04617	0.02611	0.01114	0.00632
Sector Centro	0.06612	0.03115	0.01595	0.00754
EF Promedio	**0.04894**	**0.01649**	**0.01181**	**0.00399**
Desviación Estándar	***0.02135***	***0.00833***	***0.00515***	***0.00201***

Como se mencionó anteriormente, el parque automotor de la ciudad de Manizales está conformado principalmente por vehículos particulares y motos (Figura 2.6) y adicionalmente en las ocho vías analizadas, para la estimación de MPR, estas dos categorías vehiculares representan alrededor del 70% del flujo vehicular (Tabla 3.3). Este comportamiento está asociado a la variación que representa en las tasas de emisión las fracciones de vehículos livianos (automóviles y motos) y pesados (buses y camiones) que circulan sobre las vías, las cuales son tenidas en cuenta sólo en la metodología EPA. Los vehículos particulares y motos tienen un menor peso comparados con los buses y camiones, por lo cual en las tasas de emisión estimadas representan un flujo mayor y esto se ve reflejado en la aplicación de la metodología EPA, donde se obtuvieron valores más bajos de FE que en la metodología Amato – Pachón. Esta última sólo tiene en cuenta la carga de sedimento, y de manera implícita, el flujo vehicular, el cual está asociado al tránsito de este sobre la vía monitoreada, que en este caso corresponde a los puntos monitoreados en la ciudad de Bogotá en el estudio desarrollado por Espitia y Porras (2017).

Para la estimación de las emisiones por material particulado para la ciudad de Manizales se hizo uso de la actividad y composición de la flota vehicular en los años 2014 y 2017 (Ver Tabla 2.6). Esto permitió estimar unas emisiones totales a partir de las dos metodologías descritas anteriormente, así como una estimación de las emisiones por cada una de las categorías vehiculares como se muestra en la Tabla 3.5. Allí se observa que a partir del método Amato – Pachón las emisiones de PM_{10}

corresponden a 69.45 ton/año para el año 2014, y presentan un aumento de 4.34 toneladas para el año 2017. Este aumento está asociado al crecimiento del parque automotor de la ciudad durante los últimos años. Para este mismo contaminante, los resultados obtenidos mediante la metodología EPA son de 23.39 ton/año para el año 2014 y de 24.86 ton/año, un aumento menor al presentado por la otra metodología. Las emisiones de $PM_{2.5}$ a partir de la metodología Amato – Pachón corresponden a 16.75 ton/año para el 2014 y presentan un aumento de 1.05 ton para el año 2017; mientras que en la metodología EPA estas emisiones son de 5.66 ton/año en 2014 y de 6.01 ton/año en 2017. Las variaciones en los resultados de ambas metodologías están relacionadas con las variables tenidas en cuenta en la estimación, como el peso de los vehículos sobre las vías y el flujo vehicular de cada categoría sobre la vía evaluada.

Tabla 3.5. Emisiones de Material Particulado PM_{10} susceptible a resuspensión en la ciudad de Manizales (años 2014 y 2017)

Categorías vehiculares	Emisiones (ton/año)			
	PM_{10}			
	Amato - Pachón 2014	**Amato - Pachón 2017**	**EPA - 2014**	**EPA - 2017**
Automóviles (PC)	28.27	31.25	9.52	10.53
Motos (2W)	26.74	28.07	9.01	9.46
Taxi	5.77	5.61	1.94	1.89
Bus	6.30	6.70	2.12	2.26
Camión	1.92	2.16	0.65	0.73
Total	**69.00**	**73.79**	**23.24**	**24.86**
	$PM_{2.5}$			
	Amato - Pachón 2014	**Amato - Pachón 2017**	**EPA - 2014**	**EPA - 2017**
Automóviles (PC)	6.82	7.54	2.30	2.55
Motos (2W)	6.45	6.77	2.18	2.29
Taxi	1.39	1.35	0.47	0.46
Bus	1.52	1.62	0.51	0.55
Camión	0.46	0.52	0.16	0.18
Total	**16.64**	**17.80**	**5.62**	**6.01**

En la Figura 3.3 se presentan los resultados de las emisiones vehiculares de la ciudad de Manizales y la participación de las emisiones por material particulado resuspendido en las emisiones de PM_{10} en comparación con aquellas obtenidas por fuentes móviles en ruta (en marcha y por partida). Mediante el método Amato – Pachón, las emisiones por material particulado resuspendido en 2014 y 2017 equivalen al 8% y 11% de las emisiones de PM_{10}. Mientras que mediante el método EPA las emisiones por material particulado resuspendido corresponden al 3% y 4% para ambos años.

En el IEA desarrollado para la ciudad de Bogotá en el año 2012, se encontró que el 90% de las emisiones de PM_{10} están asociadas a la resuspensión, superando las emisiones por el proceso de combustión de los vehículos (Pachón et al., 2018). Sin embargo, en una actualización de este inventario, las emisiones de PM_{10} se redujeron en un 43% a las estimadas inicialmente, debido a una corrección por precipitación y humedad realizada por Pérez-Peña et al. (2016). Esta estimación se realizó bajo la metodología EPA, teniendo en cuenta los valores de carga de sedimentos disponibles en la base de datos de la EPA. Posteriormente, Espitia, Porras y Pachón (2017) desarrollaron una nueva estimación de los factores de emisión por resuspensión para la ciudad de Bogotá, teniendo en

cuenta la metodología desarrollada por Amato et al., (2011), en la cual se realizó la campaña de medición de carga de sedimento. Lo anterior teniendo en cuenta los altos valores de Cs que son publicados en la base de datos de la EPA y que derivan en valores elevados de emisión de MPR. Los valores obtenidos de Cs medido en Bogotá fueron suministrados para la realización del ejercicio de estimación de MPR en Manizales, sin embargo, es importante aclarar que a la fecha no se han publicado los resultados de las emisiones por resuspensión para la ciudad de Bogotá.

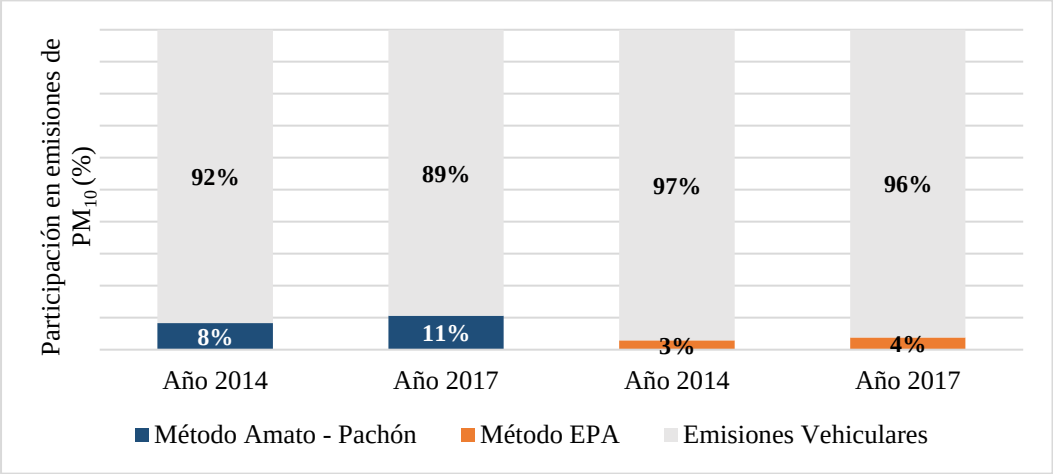


Figura 3.3. Participación del material particulado resuspendido PM_{10} en las emisiones vehiculares totales de PM_{10} en la ciudad de Manizales (años 2014 y 2017).

De acuerdo con los resultados obtenidos y las características propias de la ciudad de Manizales, la metodología EPA se podría ajustar mejor a las condiciones de la ciudad. Esto teniendo en cuenta que esta metodología involucra variables como la fracción de vehículos livianos y pesados sobre la vía y el peso promedio de éstos. Lo anterior permite la diferenciación de las características de la vía, no solo en cuanto a la carga de sedimentos sino al comportamiento de la flota vehicular, lo que podría llevar a obtener resultados más aproximados a la dinámica del material particulado susceptible a ser suspendido en la ciudad de Manizales. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que la implementación de la metodología EPA se realizó con las cargas de sedimento determinadas en campañas de campo en la ciudad de Bogotá (Espitia y Porras, 2017), por lo cual es importante tener en cuenta la estimación de este parámetro a partir de monitoreos y no del uso de base de datos, pues estos valores están asociados a la dinámica específica de una zona determinada.

A partir de los resultados obtenidos, y teniendo en cuenta que la emisión obtenida por ambas metodologías no difiere mucho una de la otra y que no hay un hecho concluyente que permita determinar que una metodología es mejor que la otra, podrían realizarse una ponderación de los resultados obtenidos que permita obtener un único valor de emisión para la ciudad de Manizales.

Los resultados obtenidos tanto en Manizales como en Bogotá y otras ciudades del mundo, presentados en la sección 1.3.3, evidencian la alta sensibilidad e incertidumbre que está implícita en la estimación de las emisiones por resuspensión, y la importancia de la determinación de las cargas de sedimento propias de cada lugar.

3.4. CONCLUSIONES PARCIALES

Las emisiones por material particulado resuspendido PM_{10} producto de actividad vehicular tuvieron un aumento entre los años 2014 y 2017, en donde, por medio de la metodología Amato – Pachón estas emisiones pasaron de 69.45 ton/año a 73.79 ton/año, y por la metodología EPA, las emisiones en 2014 fueron de 23.39 ton/año mientras que en el año 2017 fueron de 24.86 ton/año. Situación que se evidenció también en las emisiones de $PM_{2.5}$. Lo anterior corresponde alrededor de un 11% de las emisiones totales estimadas de PM_{10} por actividades vehiculares (emisión por tubo de escape y resuspensión) para el método Amato-Pachon y a un 4% para el método EPA; este aumento resulta coherente de acuerdo con el crecimiento del parque automotor de la ciudad durante los años 2014 y 2017, y al estado actual de las vías de la ciudad, en donde como se mostró en la Figura 1.5, la mayoría se encuentra en buen estado. Adicionalmente, debe tenerse en cuenta que el aumento no fue muy alto debido a que los valores de la actividad vehicular para la mayoría de las categorías vehiculares evaluadas se redujeron en el año 2017.

El aporte de material particulado resuspendido estimado mediante el método EPA es menor que el obtenido mediante el método Amato-Pachón, siendo del 4 y 11% respectivamente la participación de las emisiones por MPR en el total de emisiones por PM_{10} en la ciudad de Manizales para el año 2017. Teniendo en cuenta que la metodología Amato-Pachón sólo tiene en cuenta la carga de sedimentos y que intrínsecamente esta variable incluye la dinámica de la zona (velocidad vehicular, tipo de vehículos sobre la vía, cantidad de vegetación, entre otros), mientras que la metodología EPA si requiere la determinación de manera independiente de la carga de sedimentos, peso de vehículos sobre la vía y flujos vehículos. Los resultados obtenidos no difieren de manera significativa uno del otro, y por ende para próximas actualizaciones de la emisión de este tipo de contaminante se recomienda el monitoreo in situ de las cargas de sedimento de las zonas a evaluar. De esta manera se podría esperar una disminución en la incertidumbre producto de la aplicación de ambas metodologías.

En Manizales el parque automotor está caracterizado principalmente por vehículos particulares y motos, lo cual favorece la reducción de las emisiones por resuspensión teniendo en cuenta que estas están asociadas al peso vehicular promedio de los vehículos sobre las vías, es decir, a mayor fracción de vehículos pesados sobre la vía, se incrementarán las tasas de emisión de MPR.

Finalmente, debe tenerse en cuenta que ambas metodologías son adecuadas; sin embargo, las herramientas y recursos que se tengan para la estimación de las emisiones son determinantes a la hora de elegir cual representa mejor las características de entorno que se quiere evaluar. Por una parte, la metodología EPA permite incluir una serie de variables como el flujo y peso vehicular, además de la carga de sedimentos, lo cual permite contar con una mayor cantidad de variables y, por ende, cuando la carga de sedimentos no se ha determinado con un monitoreo en la zona de interés, podría ajustar mejor las condiciones del entorno a la determinación de los FE. Por otra parte, la metodología Amato-Pachón al tener en cuenta sólo la carga de sedimentos y cuando se tienen los recursos para realizar el monitoreo en campo que permita la determinación de ésta, es una gran opción; teniendo en cuenta que la carga de sedimentos estimada es propia de la zona a evaluar, contiene de manera intrínseca la dinámica del entorno.

CAPÍTULO 4

ESTIMACIÓN DE EMISIONES POR DISTRIBUCIÓN Y ALMACENAMIENTO DE COMBUSTIBLE EN LA CIUDAD DE MANIZALES

4.1. COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES EN LAS EMISIONES DE ESTACIONES DE DISTRIBUCIÓN DE COMBUSTIBLE

Los compuestos orgánicos volátiles (COV) de origen antropogénico abarcan una gran cantidad de compuestos químicos, entre los que se incluyen los hidrocarburos alifáticos, los aromáticos y los hidrocarburos clorados; aldehídos, cetonas, éteres, ácidos y alcoholes (Asturias, 2014). Estos compuestos se convierten fácilmente en vapor o gas a temperaturas cercanas a los 20°C (Alcántara, 2007). De acuerdo con Liu et al. (2016) y González (2017) la especiación química para las emisiones de compuestos orgánicos volátiles diferentes al metano en el sector de distribución y almacenamiento de combustible está dada principalmente por especies como los alcanos, alquenos, acetonas, cetonas y aromáticos, los cuales son los principales componentes para combustibles como la gasolina y el diésel. La composición de la gasolina está asociada con una mayor emisión de COV, de acuerdo con Wei et al., (2008) la distribución de gasolina participó en un 26% de la emisión total por actividades de explotación y distribución de combustibles fósiles en China para el año 2005, mientras que el diesel participó en un 10% de estas emisiones; debe tenerse en cuenta que la distribución de diésel fue del 87% mientras que la de la gasolina sólo del 13%, por lo cual se observa que a pesar de esta diferencia, la emisión de COV es más alta en la gasolina debido a su composición química.

Los COV son emitidos principalmente por la industria petrolera, las fuentes móviles y el uso de solventes, además del aporte de las fuentes biogénicas (Environment and Climate Change Canada 2015). Estos compuestos son de interés en el monitoreo y seguimiento de contaminantes, pues reaccionan con los óxidos de nitrógeno (NO_x) presentes en la atmósfera, y en presencia de luz solar forman el ozono troposférico (Ahmed et al., 2007), el cual hace parte de los contaminantes criterio y ha sido incluido en el monitoreo de la calidad del aire en Colombia (IDEAM, 2016a). La exposición a largo plazo al ozono ocasiona daños en la salud, como irritaciones en las mucosas oculares, respiratorias y la piel (IDEAM, 2012).

Según diferentes estudios desarrollados a nivel nacional e internacional, como el IEA de la Ciudad de Bogotá y del Area Metropolitana de Valle de Aburrá (AMVA), realizados en los años 2012 y 2013, y un estudio realizado en Tianjin, China entre los años 2014 y 2015; la emisión de COV producto de evaporación de combustible es una actividad que aporta porcentajes importantes en el total de emisiones de las diferentes fuentes, siendo la actividad vehicular la principal fuente de contribución en las emisiones totales de este tipo de contaminante (AMVA, 2015; Liu et al., 2016;

Pachón et al., 2018). Ejemplo de esto es el inventario de emisión de Ciudad de México en donde la distribución y almacenamiento de combustibles contribuyó en el 17% del total de emisiones por COV para el año 2014 (SEDEMA, 2014). En Chile, para el año 2005, se determinó un porcentaje de participación del 7% producto de emisiones evaporativas por distribución y almacenamiento de combustible, esto teniendo en cuenta que en este estudio se analizaron fuentes móviles, estacionarias, biogénicas y cada subcategoría de estas (DICTUC, 2007). A nivel nacional, en el IE de la ciudad de Cali año base 2012, se encontró que las fuentes de área contribuyeron al 19.5% del total de emisiones por COV (DAGMA, 2012).

La mayoría de las emisiones evaporativas de compuestos orgánicos volátiles diferentes al metano (COVDM) asociadas a los tanques de almacenamiento, sistemas de inyección y líneas de combustible, pertenecen a los vehículos que usan gasolina. En el caso del ACPM (diésel) como combustible, su composición de hidrocarburos más pesados y presión de vapor baja no representan un porcentaje significativo en las emisiones de este tipo de contaminante (Webb, Hutchings, & Amon, 2013).

Las emisiones de COV a la atmósfera ocurren en casi todos los elementos de la cadena de distribución de productos derivados del petróleo: el almacenamiento y llenado de tanques subterráneos, además, la distribución a estaciones de gasolina y vehículos son actividades propensas a generar este tipo de emisiones (EEA, 2016a; Trozzi & Klimont, 2013). En la Figura 4.1 se presentan las principales fuentes de emisión producto de distribución y almacenamiento de combustible según la Agencia Europea de Medio Ambiente (2016a).

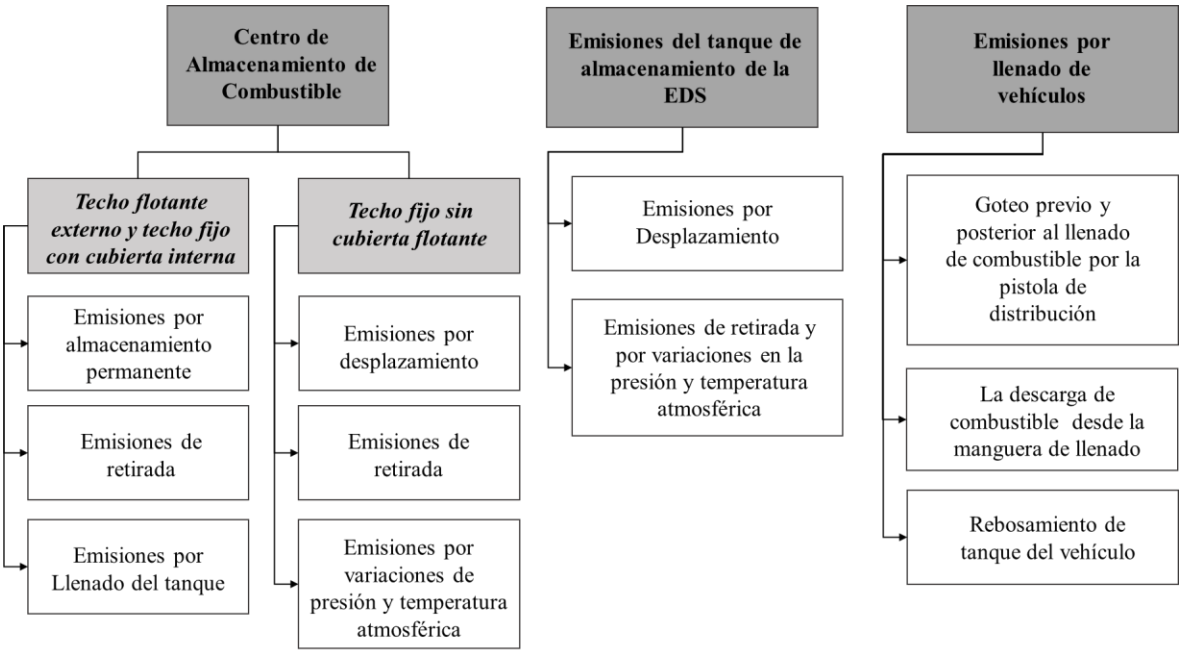


Figura 4.1. Principales fuentes de emisión por distribución y almacenamiento de combustible

Teniendo en cuenta el esquema presentado anteriormente, en el cual se clasifican de manera detallada las diferentes fuentes de emisión de COV en las actividades de almacenamiento y distribución de

combustible, a continuación, se describe de manera general las causas y principales características de estas emisiones.

- ***Emisiones por almacenamiento permanente:*** estas emisiones son causadas principalmente por la evaporación del combustible a través de la estructura del tanque de almacenamiento, por las boquillas de acceso y columnas de soporte. Estas emisiones varían según el material de diseño de los tanque de almacenamiento, ya sea acero o aluminio (EEA, 2016a)**.**

- ***Emisiones de retirada:*** Estas emisiones son producidas cuando se retira el combustible del tanque de almacenamiento, se debe a la evaporación de la gasolina o ACPM que se ha adherido a las paredes del tanque y a las columnas de soporte del techo de éste. La cantidad de COV emitidos dependen de la volatilidad del tipo de combustible y de las condiciones de la carcasa del tanque, por ejemplo, si ésta contiene una capa de óxido en la superficie o si se le aplicó un revestimiento (EEA, 2016a; Webb et al., 2013).

- ***Emisiones por llenado del tanque:*** cuando se realiza un vaciado del tanque, para una reparación o mantenimiento, el apoyo del techo flotante sobre sus soportes genera emisiones de COV (EEA, 2016a).

- ***Emisiones por desplazamiento:*** cuando se está cargando el tanque de combustible ocurre un desplazamiento de la mezcla aire y vapor de combustible, el cual se genera por el contenido de combustible anterior en el tanque de almacenamiento (EEA, 2016a).

- ***Emisiones por variaciones atmosféricas:*** las variaciones de presión y temperatura atmosféricas que se generan a lo largo de día causan expansión y contracción del combustible almacenado, y en este proceso se generan emisiones que dependen de las características de cada combustible (EEA, 2016a).

En cuanto a los tanques de almacenamiento de las EDS, teniendo en cuenta que estos son subterráneos y normalmente cuentan con una pared doble, las emisiones por retirada y variaciones atmosféricas son menores si se les compara con aquellas generadas por desplazamiento cuando el tanque de almacenamiento es llenado por un carrotanque (EEA, 2016a).

Finalmente, las emisiones generadas en el llenado de tanques vehiculares ocurren principalmente en las actividades mencionadas en la Figura 4.1, el goteo de la pistola de distribución antes y después del llenado del tanque del vehículo, otros derrames accidentales, la descarga de la manguera de distribución y el rebose del tanque vehicular (EEA, 2016a; EPA, 2008).

En la actualización del inventario de emisión para la ciudad de Bogotá (2017), los FE para la distribución, llenado de tanques y derrames fueron obtenidos de la base de datos de la EPA AP-42; mientras que los FE para el almacenamiento en tanques subterráneos fueron calculados mediante el modelo TANKS, el cual requiere información meteorológica, el número de tanques, la capacidad y composición de estos, el tipo de combustible almacenado y las ventas mensuales de este (Pachón et al., 2018). En el Inventario de Emisiones Atmosféricas del Valle de aburra (2013) se realizó la estimación de emisiones para estaciones de servicio de combustible, a partir de la metodología

desarrollada por la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA) y aplicando los factores de emisión propios de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA), en donde se tuvieron en cuenta las emisiones generada por llenado de tanques subterráneos, además de aquellas generadas por la expansión y compresión de líquido a los cambios de temperatura y presión durante el día; y finalmente emisiones durante el llenado de tanques vehiculares; sin embargo sólo requerían los valores de distribución de combustible en el AMVA.

4.2. METODOLOGÍA PARA LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES POR DISTRIBUCIÓN Y ALMACENAMIENTO DE COMBUSTIBLE EN LA CIUDAD DE MANIZALES

La estimación de las emisiones por COV producto de estaciones de servicio y centros de almacenamiento, se determinó bajo la metodología desarrollada y actualizada por la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 2016a), con los factores de emisión desarrollados por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 2008). Esta metodología fue aplicada por el AMVA y la U. Pontificia Bolivariana en 2013 para el Inventario de Emisión del Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA, 2015). Para la estimación del total de las emisiones por COV, se hace uso de la información sobre ventas de combustible en la zona de interés y de un factor de emisión que relacione la cantidad de combustible vendido en un periodo determinado.

Mediante la aplicación de la ecuación (8) se determinó la emisión anual de COV, proveniente de los diferentes tipos de actividades de emisiones relacionados con las EDS y el Centro de Almacenamiento de Combustible (CAC) ubicado en la zona industrial de Maltería, una de las principales zonas industriales de la ciudad de Manizales.

$$\boldsymbol{E_i} = EF_i \times V_i \times 10^{-6} \qquad (8)$$

Donde:

$\mathbf{E_i} = Emisión\ anual\ de\ COV\ debida\ al\ menejo\ de\ combustible\ i, \mathrm{Kg}/año$

$\mathbf{EF_i} = Factor\ de\ emisión\ del\ combustible\ i, mg/L$

$\boldsymbol{V_i} = Ventas\ anuales\ de\ Combustible, L/año$

Los factores de emisión de la distribución, almacenamiento, llenado de taques y derrames, se tomaron de la base de datos de la EPA-AP42 y se muestran en la Tabla 4.1. Para la gasolina corriente y extra se utilizaron y sumaron los factores de emisión correspondientes a tubería no sumergida para el llenado de tanque subterráneo, la contracción y expansión de los gases en el tanque subterráneo, las pérdidas por desplazamiento (sin control) y los derrames, lo cual en total representa un factor de emisión de 2900 mg/L. Mientras que, para el ACPM o diésel, el factor de emisión incluye el llenado de tanques subterráneos, el llenado de los vehículos y la contracción y expansión de vapores en el tanque subterráneo; adicionalmente se tuvo en cuenta el factor de emisión por derrames, el cual equivale a 80 mg/L; lo cual representa un factor de emisión total de 256 mg/L para el diesel. Lo anterior está relacionado con la mayor volatilidad de la gasolina con respecto al diesel (AMVA,

2017), por ende las tasas de emisión de acuerdo las actividad de distribución y almacenamiento de combustible son mayores para la gasolina.

Tabla 4.1. Factores de emisión por distribución, llenado de tanques y derrames (EPA, 2008).

Fuente de emisión	mg/L
Gasolina	
Llenado del tanque subterráneo	
Tubería sumergida	880
Tubería no sumergida	1380
Tubería sumergida con control de emisiones	40
Contracción y expansión de los gases en el tanque subterráneo	120
Llenado de vehículos	
Perdidas por desplazamiento (sin control)	1320
Perdidas por desplazamiento (controladas)	132
Derrames	80
Diesel - ACPM	
Incluye el llenado de tanques subterráneos, el llenado de los vehículos y la contracción y expansión de vapores en el tanque subterráneo.	176

Para la estimación de emisiones de COV en la ciudad de Manizales entre los años 2014 y 2017 se tuvieron en cuenta tres tipos de combustibles: gasolina extra, corriente y ACPM. La información acerca de la venta anual de combustible en la ciudad se obtuvo a través del informe de indicadores de distribución de combustible del Fondo Solidario SOLDICOM y de la información sobre la distribución de combustible en la ciudad, la cual fue suministrada por la Corporación Autónoma Regional de Caldas, CORPOCALDAS.

Actualmente, la ciudad cuenta con alrededor de 30 estaciones de servicio, las cuales se listan en la Tabla 4.2 y se muestran en el mapa de Figura 4.2. La información allí presentada fue generada a partir de recorridos alrededor de la ciudad, de búsquedas a través de Google Maps y adicionalmente de la información que reposa en los registros oficiales de CORPOCALDAS.

Tabla 4.2. Estaciones de Servicio de Combustible de la ciudad de Manizales

ID	Nombre	Latitud	Longitud
1	ESTACIÓN DE SERVICIO SANTA SOFIA	5.0562	-75.5304
2	OPERACIONES Y SERVICIOS DE COMBUSTIBLE S.A.S	5.0620	-75.5264
3	ESTACIÓN DE SERVICIO CENTENARIO S.A.	5.0622	-75.5258
4	ESTACIÓN DE SERVICIO CENTRAL DE COMBUSTIBLES	5.0675	-75.5224
5	BOMBA DE OCCIDENTE	5.0779	-75.5202
6	ESTACIÓN DE SERVICIO SOCOBUSES	5.0737	-75.5192
7	ESTACIÓN DE SERVICIO LA 21	5.0758	-75.5186
8	ESTACIÓN DE SERVICIO ARAUCA	5.0750	-75.5186
9	ESTACIÓN DE SERVICIO LÓPEZ	5.0728	-75.5185
10	ESTACIÓN DE SERVICIO CAMPEROS DEL CAFÉ	5.0703	-75.5143

ID	Nombre	Latitud	Longitud
11	ESTACIÓN DE LLENADO FUNDADORES	5.0678	-75.5090
12	ESTACIÓN DE SERVICIO CERVANTES	5.0669	-75.5076
13	ESTACIÓN DE SERVICIO CALDAS LTDA.	5.0661	-75.5068
14	ESTACIÓN DE SERVICIO TERMINAL MANIZALES	5.0514	-75.5067
15	MULTISERVICIOS PANAMERICANA S.A.	5.0478	-75.5056
16	BOMBA EL RIO	5.0711	-75.5019
17	ESTACIÓN DE SERVICIO LOS CEDROS	5.0697	-75.5010
18	LAVAUTOS	5.0631	-75.4965
19	ESTACIÓN DE SERVICIO LAS PALMAS	5.0610	-75.4903
20	ESTACIÓN DE SERVICIO DISTRACOM AVENIDA DEL RIO	5.0652	-75.4900
21	ESTACIÓN DE SERVICIO LA PLAZUELA	5.0614	-75.4853
22	ESTACIÓN DE SERVICIO TERPEL CDA	5.0595	-75.4837
23	ESTACIÓN DE SERVICIO LAURELES	5.0556	-75.4828
24	ESTACIÓN DE SERVICIO EL TRÉBOL	5.0423	-75.4788
25	CENTRO DE LUBRICACIÓN SAN MARCEL	5.0335	-75.4691
26	ESTACIÓN DE SERVICIO LA ALHAMBRA	5.0374	-75.4516
27	ESTACIÓN DE SERVICIO LA ENEA	5.0378	-75.4461
28	ESTACIÓN DE SERVICIO TERPEL MANIZALES	5.0384	-75.4460
29	PLANTA DE ABASTECIMIENTO MANIZALES	5.0371	-75.4401
30	ESTACIÓN DE SERVICIO MALTERIA	5.0387	-75.4252

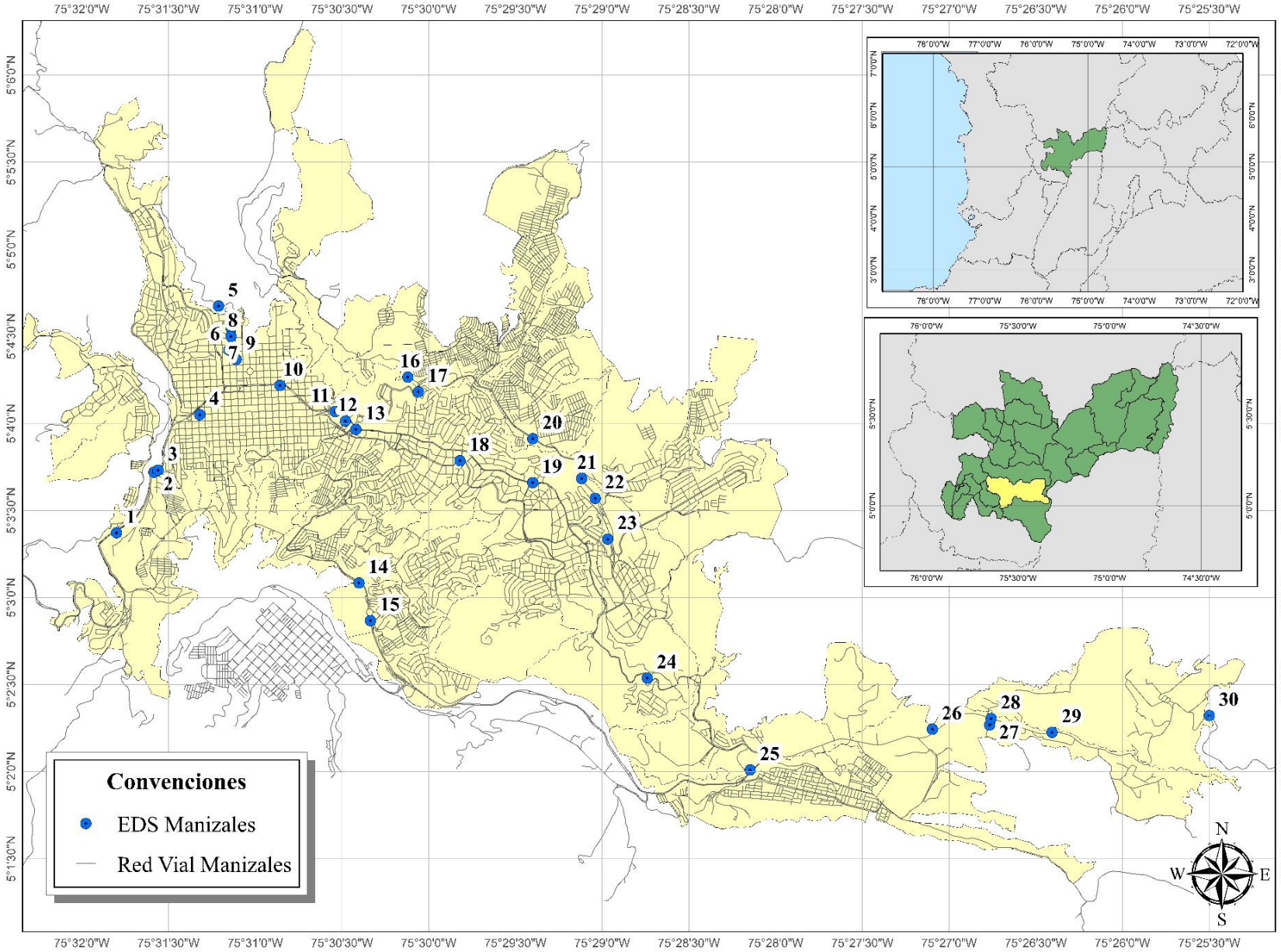


Figura 4.2. Estaciones de servicio de combustible y centro de almacenamiento de combustible de la ciudad de Manizales (Fuente: propia)

4.3. RESULTADOS

A continuación, se explicarán los resultados obtenidos en cuanto a la venta y distribución de gasolina para la ciudad de Manizales entre los años 2014 y 2017, así como las emisiones de COV producto de estas actividades para los mismos años.

Distribución de combustible en la ciudad de Manizales, entre los años 2014 – 2017:

De acuerdo con el Fondo de Protección Solidaria (SOLDICOM), la distribución de gasolina corriente y de ACPM en la ciudad de Manizales ha aumentado en los últimos años, mientras que la demanda de gasolina extra se ha mantenido constante (Figura 4.3). Este aumento entre los años 2014 y 2017 está estrechamente relacionado con el crecimiento del parque automotor de la ciudad que pasó de 132,012 vehículos matriculados en el año 2014 a 169,142 vehículos en el año 2017.

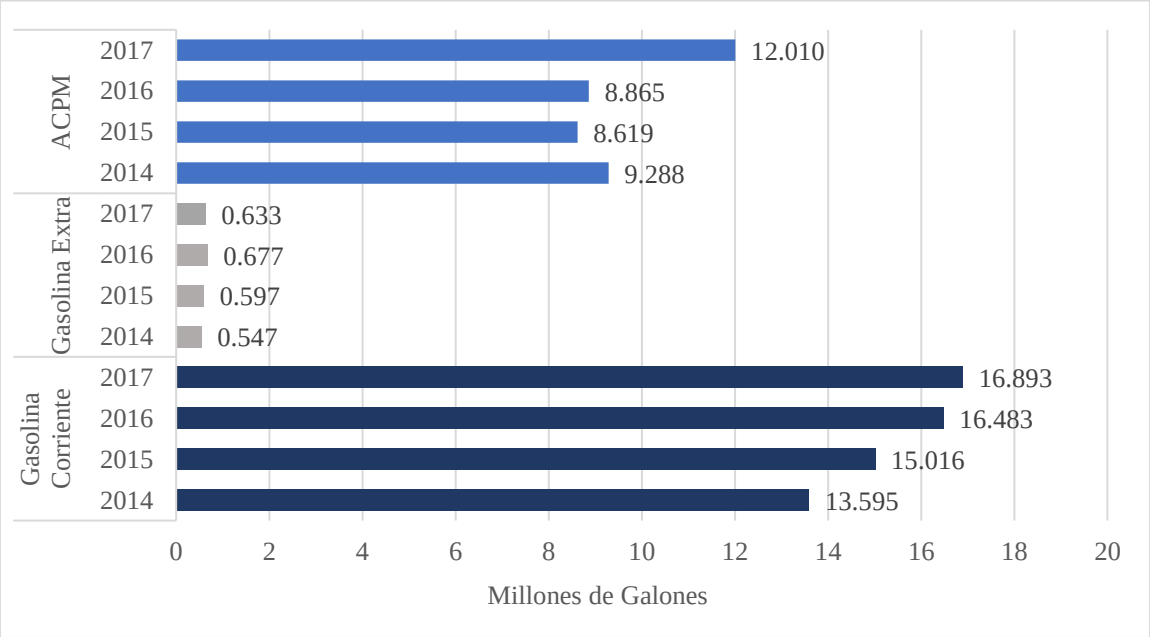


Figura 4.3. Distribución de combustible en la ciudad de Manizales entre los años 2014 y 2017

Emisiones de COV producto de distribución y almacenamiento de combustible:

De acuerdo con los resultados presentados en la Tabla 4.3, la gasolina corriente emitió 149 toneladas de COV a la atmósfera de la ciudad de Manizales durante el año 2014, valor que aumentó año tras año, emitiendo 165, 181 y 185 toneladas en los años 2015, 2016 y 2017 respectivamente. En cuanto a la gasolina extra, teniendo en cuenta que no presenta una variación alta en su distribución, las emisiones para los cuatro años evaluados se encuentran entre 6 y 7.4 toneladas emitidas durante cada año. Lo contrario ocurre para el ACPM, el cual presentó un aumento considerable en la distribución para el año 2017, pasando de emitir 8.5 y 9 toneladas entre los años 2014 y 2016, a 11.7 toneladas en el año 2017.

Teniendo en cuenta que la distribución de gasolina corriente y diésel aumentó de manera progresiva durante los años 2014 y 2017 en la ciudad de Manizales, los resultados obtenidos en el presente estudio son congruentes con las emisiones por distribución y almacenamiento de combustible estimadas en ciudades como Bogotá, en el año 2012 y en el AMVA, en el año 2013. En la ciudad de Bogotá fueron distribuidos 450 millones galones en 464 estaciones de servicio, lo cual aportó 5,470 toneladas de COV al año (Pachón et al., 2018). Por otra parte, para el año 2013 en el AMVA se distribuyó 265 millones de galones, aportando 1,736 toneladas de COV (AMVA, 2015). Para el año 2017, la ciudad de Manizales distribuyó alrededor de 26 millones de galones de combustible en sus 30 EDS, contribuyendo con 204 toneladas en las emisiones de COV.

Tabla 4.3. Emisiones por distribución y almacenamiento de combustible en la ciudad de Manizales entre los años 2014 - 2017

EMISIONES (ton/mes)												
Periodo	**Gasolina Corriente**				**Gasolina Extra**				**ACPM**			
	2014	**2015**	**2016**	**2017**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**
Enero	12.989	13.928	14.710	15.961	0.536	0.640	0.620	0.694	0.756	0.655	0.659	0.755
Febrero	11.230	11.798	13.675	14.248	0.474	0.484	0.601	0.518	0.714	0.648	0.694	0.807
Marzo	12.319	13.134	15.062	14.828	0.435	0.599	0.611	0.535	0.786	0.625	0.699	0.837
Abril	12.676	13.555	14.439	15.452	0.599	0.490	0.573	0.639	0.774	0.689	0.698	0.791
Mayo	12.396	13.220	14.915	14.786	0.458	0.523	0.598	0.535	0.794	0.694	0.705	0.857
Junio	11.023	13.284	14.410	15.297	0.376	0.510	0.606	0.563	0.682	0.672	0.648	0.842
Julio	12.638	14.258	15.106	15.465	0.570	0.536	0.626	0.568	0.798	0.726	0.647	0.860
Agosto	12.348	13.956	15.732	15.567	0.457	0.559	0.655	0.578	0.781	0.714	0.796	1.167
Septiembre	12.371	13.841	14.873	15.312	0.454	0.526	0.585	0.520	0.790	0.751	0.762	1.145
Octubre	12.558	14.993	15.596	15.388	0.517	0.522	0.602	0.520	0.741	0.760	0.757	1.307
Noviembre	12.120	12.718	14.828	15.621	0.536	0.476	0.585	0.599	0.680	0.687	0.745	1.197
Diciembre	14.574	16.154	17.597	17.520	0.589	0.691	0.769	0.680	0.707	0.730	0.781	1.072
Total	**149.241**	**164.838**	**180.943**	**185.447**	**6.000**	**6.555**	**7.430**	**6.949**	**9.000**	**8.353**	**8.590**	**11.638**

En la Tabla 4.4 se presenta una comparación entre el aporte de las emisiones por distribución y almacenamiento de combustible en comparación con el IEA desarrollado en el año 2014 (González, 2017) y la actualización del IEA desarrollada en el presente estudio (incluyendo únicamente los valores de las emisiones por fuentes móviles en ruta). Allí se observa que para el año 2014 la contribución de esta fuente de área corresponde al 1.7% del total de las emisiones por COV, mientras que para el año 2017 se incrementa al 3.5%. El comportamiento en este último año está asociado al mejoramiento de las tecnologías del control de emisiones de los vehículos, como se mencionó en el apartado 2.3, lo cual disminuyó considerablemente las emisiones de COV para las fuentes móviles en ruta; asimismo, hay que tener en cuenta que el crecimiento del parque automotor de la ciudad aumento la demanda de combustible lo cual incrementó las emisiones de COV por actividades de distribución y almacenamiento.

Tabla 4.4. Aporte de las emisiones por distribución y almacenamiento de combustible en las emisiones totales de COV.

Fuente de emisión	Emisión (Ton/año)	
	Año 2014	Año 2017
Industrial (Fuente puntual)	4.4	-
Vehicular (En ruta)	9,646.3	5,623.3
De área (Distribución y almacenamiento de combustible)	164.2	204.0
Total	***9,814.9***	***5,827.3***
Contribución de cada fuente al total de emisiones (%)		
Industrial (Fuente puntual)	0.04%	-
Vehicular (En ruta)	98.3%	96.5%
De área (Distribución y almacenamiento de combustible)	1.7%	3.5%

COV fuentes móviles en ruta: suma entre las emisiones por COV evaporativos y no evaporativos.

4.4. CONCLUSIONES PARCIALES

La importancia de tener en cuenta las estaciones de servicio de combustible en los IEA de la ciudad, radica en el crecimiento acelerado del parque automotor que actualmente se presenta en Manizales, lo cual implica que deban abastecerse de combustible todos los vehículos y por ende la demanda de combustibles como ACPM y gasolina corriente crece cada año.

Las emisiones por distribución y almacenamiento de combustible aumentaron en un 20% entre los años 2014 y 2017, por lo cual es necesario actualizar las emisiones por este tipo de fuente, pues a pesar de que las emisiones de COV producto de fuentes móviles en ruta disminuyeron casi a la mitad, la demanda de combustible aumento de manera significativa teniendo en cuenta que el parque automotor de la ciudad pasó de tener 132,012 vehículos en el año 2014 a 169,142 en el año 2017. Estos resultados permiten evidenciar la importancia de incluir nuevas fuentes de emisión, como las de área, en los IEA de la ciudad de Manizales, las cuales están asociadas directamente con el crecimiento del parque automotor.

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La actualización e inclusión de nuevas fuentes de emisión en el IEA de la ciudad de Manizales se desarrolló a partir del análisis e implementación de diferentes metodologías las cuales permiten profundizar en el conocimiento de la calidad del aire de la ciudad y de las principales fuentes de emisión de los contaminantes.

La recopilación de información acerca del parque automotor de la ciudad, así como de las vías y estaciones de servicio de combustible, fue determinante para la construcción de las bases de datos a partir de las cuales se desarrolló de manera completa este trabajo, teniendo en cuenta que se requería determinar tanto los factores de emisión como las emisiones de las fuentes móviles en ruta, de las actividades vehiculares que generan resuspensión y de las actividades de distribución y almacenamiento de combustible. Lo anterior permitió finalmente comparar los resultados obtenidos con aquellos que habían sido determinados en el IEA de la ciudad para el año 2014, y de manera satisfactoria se evidenció que la dinámica de la ciudad es correspondiente a los resultados obtenidos. Las conclusiones y recomendaciones principales de este trabajo se describen a continuación:

- La implementación de IVE como modelo de emisiones atmosféricas para fuentes móviles en ruta permitió la determinación del aporte de los diferentes contaminantes en las emisiones de la ciudad para el año 2017, así mismo, permitió comparar con las emisiones obtenidas en el año 2014. Los resultados obtenidos sugieren que las categorías PC y 2w contribuyen de manera significativa en la emisión de la mayoría de los contaminantes evaluados, salvo para el PM_{10} y NO_x en donde las categorías buses y camiones emiten alrededor del 80% de este contaminante, a pesar de que conforman el 3.2% de la flota total de la ciudad.

- Categorías como las motocicletas, en donde la flota con motores 4 tiempos incremento de 46% a 71% mostró una reducción del 43%, 46% y 51% en las emisiones de CO, PM_{10} y COV. Otra de las categorías que mostró una reducción de sus emisiones fue la de vehículos particulares, la cual presentó un aumento en del 17% en la inyección multipunto, tecnología de control aire/combustible; para esta categoría, las emisiones de CO, NO_x y CH_4 se redujeron 33%, 18% y 40% respectivamente. Para los buses las emisiones de PM_{10} disminuyeron en un 7%, mientras que las de NO_x en un 1%. A pesar de que el crecimiento del parque automotor fue del 30% aproximadamente entre los años 2014 y 2017, especialmente para vehículos particulares y motos, el cambio en la tecnología vehicular favoreció notablemente en la disminución de las emisiones de la mayoría de los contaminantes, lo cual evidencia la importancia de la transición hacia tecnologías vehiculares más eficientes en el control de contaminantes atmosféricos.

- Las emisiones por resuspensión de acuerdo con la metodología Amato - Pachón y EPA corresponden al 11% y 4% del total de emisiones de PM_{10} por fuentes móviles en ruta y por resuspensión en la ciudad de Manizales para el año 2017. Las emisiones de este contaminantes

depende de diversos factores como la cantidad de vegetación en la vía, la cantidad, categoría y velocidad de vehículos sobre la vía, el estado de la vía y los eventos de precipitación; por lo cual los resultados obtenidos permiten concluir que ambas metodologías se ajustan de manera satisfactoria a la dinámica de la ciudad a lo presentar una diferencia porcentual de más de 7%. Sin embargo, al no contar con datos monitoreados en los puntos específicos de la ciudad, sino con datos tomados del monitoreo realizado en Bogotá por Espitia y Porras (2017), los cuales se ajustan bien a las características del entorno de la ciudad de Manizales, aún se presenta cierta incertidumbre y se recomienda para una próxima estimación, la realización de campañas de monitoreo en las diferentes zonas de la ciudad para determinar la carga de sedimento de esta y así comparar con los resultados obtenidos en el presente trabajo.

- Las emisiones de COV producto de almacenamiento y distribución de combustible presentaron un aumento entre los años 2014 y 2017, comportamiento que está asociado directamente con el aumento en la demanda de combustible en la ciudad, debido al crecimiento del 22% del parque automotor. Incluir fuentes de emisión como estas, por ejemplo, fuentes de área como relleno sanitario, uso y fabricación de pinturas y solventes, recubrimiento de superficies industriales, entre otros, permite ampliar el conocimiento de la participación de los diferentes contaminantes en el IEA de la ciudad de Manizales.

ANEXOS

ANEXO A - ACTUALIZACIÓN DE EMISIONES POR FUENTES MÓVILES EN RUTA PARA LA CIUDAD DE MANIZALES, AÑO BASE 2017

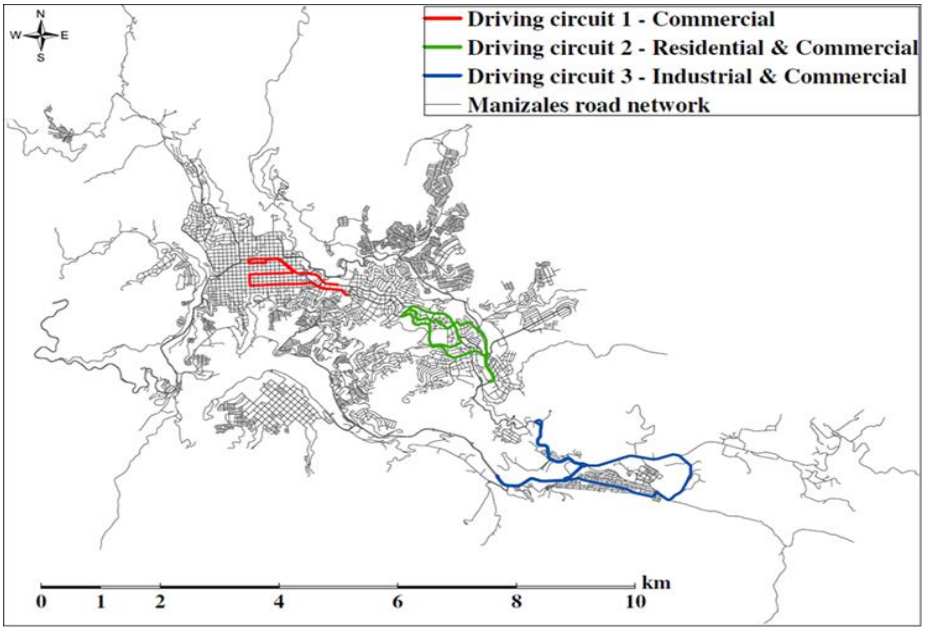


Figura A.1. Monitoreo de circuitos de conducción durante campañas de campo de IVE en Manizales en el año 2014.

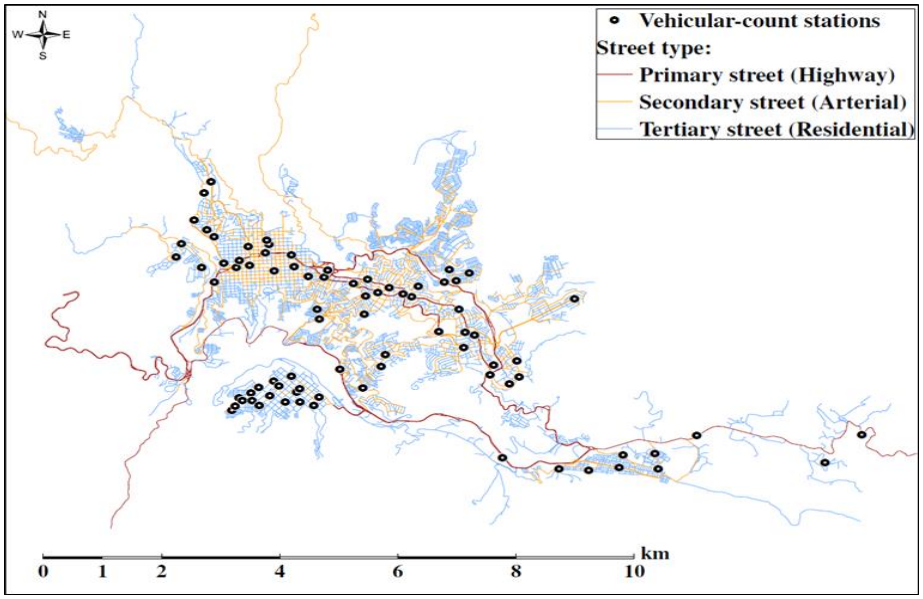


Figura A.2. Distribución espacial de puntos de recuento de tráfico en Manizales para el análisis de la composición dinámica de la flota, año 2014.

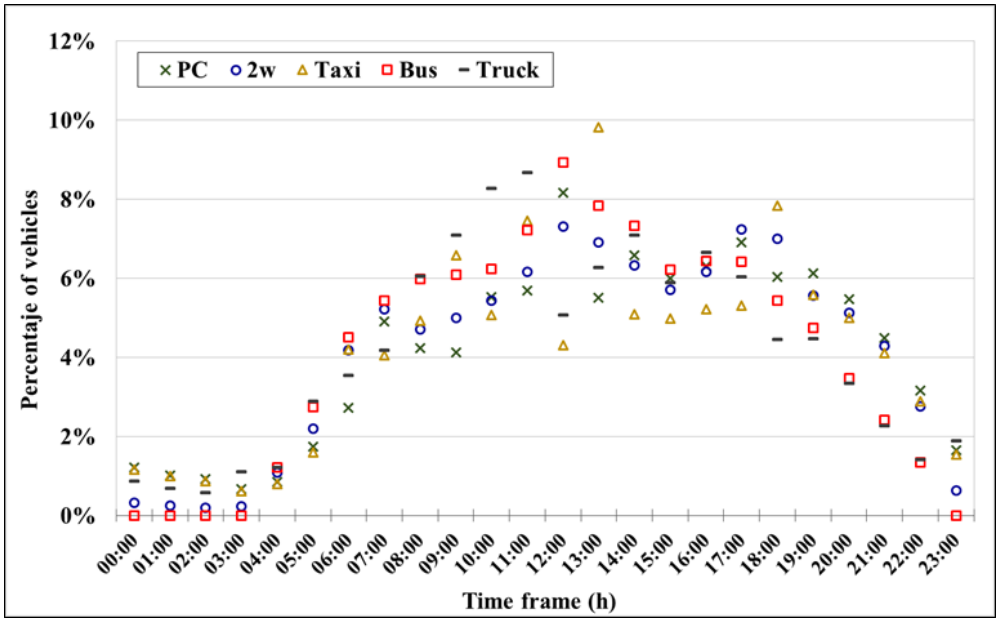


Figura A.3. Composición dinámica de la flota vehicular por hora para un día típico de trabajo en Manizales, año 2014.

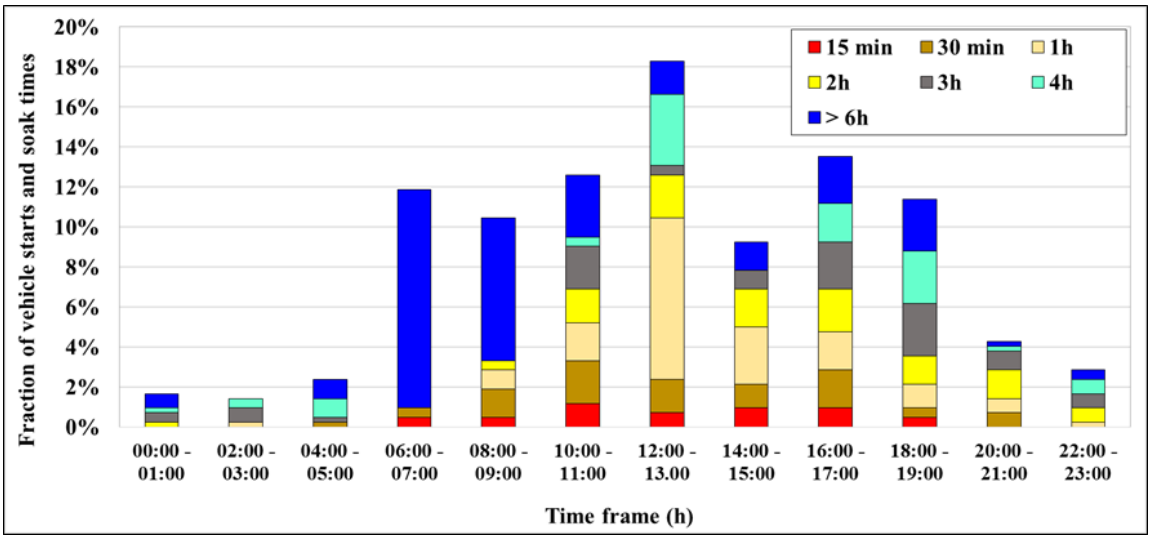


Figura A.4. Distribución porcentual del tiempo soak para cada hora del día en Manizales, año 2014.

Tabla A.1. Resumen del estudio vehicular en Manizales para modelo de emisiones vehiculares IVE – Años 2014 y 2017.

Grupo de datos	Categoría Vehicular	Método / Zona	Datos registrados	Instrumentos de campaña de campo	Periodicidad – Tamaño de la muestra
Patrones de Conducción (Año 2014)	Vehículo particular (PC)	GPS / 3 circuitos definidos: zona comercial (C1), residencial (C2) e industrial (C3)	Velocidad instantánea, altitud, tiempo y ubicación (latitud, longitud)	Vehículo particular conducido por un miembro del equipo. 9 en total	3 días / circuito 28 rutas / circuito / día 2 rutas / hora 14 horas / circuito
	Motocicleta (2w)			Motocicleta conducida por 1 miembro del equipo	
	Taxi	GPS / Manizales – Zona Urbana		2 Taxis en operación normal	2 campañas de 24 horas
	Bus	GPS / alrededor de zona C1		Bus urbano - Ruta habitual 468 rutas de autobuses en total.	3 días 52 rutas / zona C1 / día
		GPS / alrededor de zona C2			3 días 52 rutas / zona C2 / día
		GPS / alrededor de zona C3			3 días 28 rutas / zona C3 / día
	Camión	GPS / Manizales – Zona urbana, principalmente zona industrial		3 camiones en operación normal	3 campañas completas de tiempo de trabajo.
Composición dinámica de la flota vehicular (Año 2014)	PC, 2w, Taxi, Bus, Camión	Cámara de video Información secundaria	Número de vehículos por categoría por hora		Alrededor de 80 conteos vehiculares para todas las categorías.
Patrones de encendido vehicular (Año 2014)	PC y 2w	Encuestas en Manizales – Zona urbana.	Número de encendidos e intervalo de tiempo entre encendidos		50 vehículos / 7 días
Distribución tecnológica de la flota vehicular (Actualización Año 2017)	PC	Información de CDA's y Asociación Colombiana de Vehículos Automotores	Tipo de vehículo, año del modelo, tipo de combustible, tamaño del motor, lectura del odómetro, tecnología del motor		3,777
	2w				4,235
	Taxi				355
	Bus				928
	Camión				705

Tabla A.2. Calendario de introducción de tecnologías vehiculares en Colombia. Adaptado de Toro et al. (2013) y Rojas (2015).

Tecnología vehicular según tipo de combustible		Año																												
		< 1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Gasolina	Distribución Aire/Combustible	Carburador							SPFI		MPFI (indirecto)													MPFI (directo)					
	Control de emisiones evaporativas	Ninguno								Canister	PCV/Canister																		
	Control de emisiones por tubo de escape	Ninguno								2 vías					3 vías									EURO II			EURO III		
Gasolina (motos)	Tipo de motor	2 tiempos																						4 tiempos					
	Distribución Aire/Combustible	Ninguno																						Carburador					
	Control de emisiones evaporativas	Ninguno															PCV												
	Control de emisiones por tubo de escape	Ninguno															1 vía												
Diésel	Distribución Aire/Combustible	Inyección pre cámara	Inyección directa (bombas lineales y rotatorias)																					Common Rail (FI)					
	Control de emisiones por tubo de escape	Pre EURO – EPA 1998 (1990-2000)													EURO I									EURO II / EURO III		EURO IV			

ANEXOS DIGITALES

ANEXO B – DIGITAL

BASE DE DATOS FLOTA VEHICULAR PARA ANÁLISIS DE DISTRIBUCIÓN TECNOLÓGICA

ANEXO C – DIGITAL

“LOCATION FILE” Y “FLEET FILE” CON CARACTERIZACIÓN TECNOLÓGICA CORRESPONDIENTE A FLOTA VEHICULAR DE MANIZALES, AÑO 2017 PARA IMPLEMENTACIÓN DE MODELO DE EMISIONES IVE

ANEXO D – DIGITAL

ESTIMACIÓN DE FACTORES DE EMISIÓN Y EMISIONES DE MATERIAL PARTICULADO RESUSPENDIDO PRODUCTO DE ACTIVIDAD VEHICULAR

ANEXO E – DIGITAL

ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES PRODUCTO DE ACTIVIDADES DE DISTRIBUCIÓN Y ALMACENAMIENTO DE COMBUSTIBLE

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahmed, K., Awe, Y., & Sánchez, E. (2007). *Prioridades ambientales para la reducción de la pobreza en Colombia Un análisis ambiental del país para Colombia*. *Banco Mundial*. Retrieved from http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2007/02/16/000310607_20070216155513/Rendered/PDF/386100SPANISH0101OFFICIAL0USE0ONLY1.pdf

Alcántara, S. &. (2007). IX. Compuestos orgánicos volátiles en el medio ambiente. *Departamento de Química Orgánica y Farmacéutica de La Universidad Complutense.*, 27. https://doi.org/es/monoranf.v0i0.605

Alfonso, D., & Cuellar, F. (2014). *Caracterización fisica de agregados petreos para concretos.* Universidad Católica de Colombia.

Amato, F., Pandolfi, M., Moreno, T., Furger, M., Pey, J., Alastuey, A., … Querol, X. (2011). Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities. *Atmospheric Environment*, *45*(37), 6777–6787. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.06.003

AMVA. (2015). Inventario de Emisiones Atmosféricas del Valle de Aburrá, año base 2013, (543), 124. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.17665.66405

AMVA. (2017). Inventario de Emisiones Atmosféricas del Valle de Aburrá, (C). Retrieved from http://www.metropol.gov.co/CalidadAire/isdocConvenio243/Informe_Inventario_emisiones_2015.pdf

Asturias, G. del P. de. (2014). Compuestos Orgánicos Volátiles. Retrieved from https://www.asturias.es/portal/site/medioambiente/menuitem.1340904a2df84e62fe47421ca6108a0c/?vgnextoid=00e8e54f41639210VgnVCM10000097030a0aRCRD#

Bari, M. A., & Kindzierski, W. B. (2018). Ambient volatile organic compounds (VOCs) in Calgary, Alberta: Sources and screening health risk assessment. *Science of the Total Environment*, *631–632*, 627–640. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.023

Cámara de Comercio de Bogota. (2006). Guía para el manejo de llantas usadas. *Guía Para El Manejo de Llantas Usadas*, *I*, 56. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004

CONPES 3943. (2018). Política para el mejoramiento de la calidad del aire, 1–86. Retrieved from http://www.andi.com.co/Uploads/CONPES 3943 Calidad del Aire.pdf

DAGMA. (2012). Fortalecimiento Tecnológico De La Red De Monitoreo De Calidad Del Aire Y Evaluación De La Contaminación Atmosférica De La Ciudad De Santiago De Cali. *Informe Final*.

Dávila Pinzón, C. (2015). *DESAGREGACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DEL INVENTARIO DE EMISIONES DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS POR FUENTES FIJAS Y MÓVILES EN CUNDINAMARCA*. Universidad Nacional de Colombia.

DICTUC. (2007). Actualización del inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos en la región metropolitana de Chile 2005. Informe final.

EEA. (2016a). Distribution of oil products. *EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2016*, 2016.

EEA. (2016b). Road transport: automobile tyre and brake wear and road abrasion. *EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2016: Technical Guidance to Prepare National Emission Inventories*, 1–32. Retrieved from https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-vi

Environment and Climate Change Canada. (2015). Air Pollutant Emission Inventory Report - CANADA 2015.PDF. *Public Inquiries Centre*.

EPA. (2006). 13.2.2 Unpaved Roads. *Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume I: Stationary Point and Area Sources, AP-42*, 1–20.

EPA. (2008). *Transportation And Marketing Of Petroleum Liquids*. *Volume II: Mobile Sources. 5.2.2.1*.

EPA. (2011). 13.2.1 Paved Roads. *Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume I: Stationary Point and Area Sources, AP-42*. Retrieved from https://www3.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/index.html

Escobar, Jaime; Bordones, Juan; Norambuena, Lincoln; Reinoso, A. (2011). Guía Metodológica Inventario de Emisiones Atmosféricas Metodología SINCA 2011, 1–377. Retrieved from http://www.sinia.cl/1292/articles-52667_GuiaMInventarioEmisionesAtmosfericas2011.pdf

Espitia y Porras. (2017). *IDENTIFICACIÓN PRELIMINAR DEL APORTE DE FUENTES DEL MATERIAL PARTICULADO SUSCEPTIBLE DE RESUSPENSIÓN EN VÍAS DE BOGOTÁ.* UNIVERSIDAD DE LA SALLE.

Findeter. (2017). Plan Maestro de Movilidad de Manizales.

García, J. A. (2006). Prevención y control de emisiones contaminantes generadas por motocicletas matriculadas en municipios de la jurisdicción del Área Metropolitana del Valle de Aburrá. *Revista Producción + Limpia (P + L).*, *1*(1), 63–74. Retrieved from http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=fua&AN=31872344&lang=es&site=ehost-live

Gómez, C. D. (2017). Desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes antropogénicas para la ciudad de Manizales, Caldas.

González, C. M. (2017). *Dinámica e impacto de emisiones antrópicas y naturales en una ciudad andina empleando un modelo euleriano de transporte químico on-line. caso de estudio: Manizales, Colombia*. Retrieved from www.bdigital.unal.edu.co/61095/

Goodwin, J., Pulles, T., Ardenne, J. Van, Tooly, L., & Rypdal, K. (2013). 1.A.3.b.vi Road vehicle tyre and brake wear. *EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook 2013*, 1–27.

Grigoratos, T., & Martini, G. (2015). Brake wear particle emissions: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, *22*(4), 2491–2504. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3696-8

GTZ. (n.d.). Combustibles y tecnologías vehiculares más limpios. Módulo 4a Transporte Sostenible desarrollo.

Gustafsson, M. (2018). *Review of Tire Wear Emissions*. *Non-Exhaust Emissions*. Elsevier Inc. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811770-5.00007-8

IDEA. (2018). Sistema de Vigilancia de Calidad del Aire en Manizales. *Grupo de Calidad Del Aire Del DAGMA*, 1–18. Retrieved from http://www.cali.gov.co/dagma/publicaciones/38365/sistema_de_vigilancia_de_calidad_del_aire_de_cali_svcac/

IDEAM. (2012). *Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2007-2010*. *Ideam*. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004

IDEAM. (2016a). Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2011 – 2015.

IDEAM. (2016b). Primer boletín sobre contaminación atmosférica, 12. Retrieved from http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023554/contaminacion.pdf

INECC-SEMARNAT. (2013). Guía metodológica para la estimación de emisiones de fuentes fijas, 1–146. https://doi.org/10.1063/1.3033202

INVIAS. (2013). Sección 100 - Suelos. *Especificaciones Generales de Construcción de Carreteras y Normas de Ensayo Para Materiales de Carreteras*, *100*(E-172), 185–206.

ISSRC. (2008a). IVE Model Users Manual, 54. https://doi.org/10.1021/ie970171l

ISSRC. (2008b). Manual del Usuario del Modelo IVE.

Liu, B., Liang, D., Yang, J., Dai, Q., Bi, X., Feng, Y., … Xu, H. (2016). Characterization and source apportionment of volatile organic compounds based on 1-year of observational data in Tianjin, China. *Environmental Pollution*, *218*(x), 757–769. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.072

MADS. (2017). *Guía para la elaboración de Inventarios De Emisiones Atmosféricas*. Retrieved from http://www.minambiente.gov.co/images/AsuntosambientalesySectorialyUrbana/pdf/emisiones_atmosfericas_contaminantes/documentos_relacionados/GUIA_PARA_LA_ELABORACION_DE_INVENTARIOS_DE_EMISIONES_ATMOSFERICAS.pdf

Manizales Cómo Vamos. (2017). Informe calidad de vida 2017.pdf.

MAVDT. (2006). Manual para la elaboración de planes de gestión de la calidad del aire. *Protocolo Para El Monitoreo y Seguimiento de La Calidad Del Aire*.

MAVDT. (2008). MANUAL DE FUNDAMENTOS Y PLANEACION DE INVENTARIO DE EMISIONES.

MAVDT. (2010). Manual de Diseño de sistemas de vigilancia de la calidad del aire. *Protocolo Para El Monitoreo y Seguimiento de La Calidad Del Aire*, 137.

Mendez Espinosa, J. F., Pinto Herrera, L. C., & Galvis Remolina, B. R. (2016). Estimation of Resuspended Dust Emission Factors Before, During and After Road Paving Process in Bogota. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, *27*(1), 43–60. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.18359/rcin.1797 RESUMEN

Metelli, G. (n.d.). Piezas del freno: fricción. Retrieved from http://files.metelligroup.it/manuali/manuale_tecnico_ATTRITO_SPA.pdf

Mohan, M., Bhati, S., Sreenivas, A., & Marrapu, P. (2011). Performance evaluation of AERMOD and ADMS-Urban for total suspended particulate matter concentrations in Megacity Delhi. *Aerosol and Air Quality Research*, *11*(7), 883–894. https://doi.org/10.4209/aaqr.2011.05.0065

Nedbor-Gross, R., Henderson, B. H., Pérez-Peña, M. P., & Pachón, J. E. (2017). Air quality modeling in Bogotá Colombia using local emissions and natural mitigation factor adjustment for re-suspended particulate matter. *Atmospheric Pollution Research*, *9*(1), 95–104. https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.07.004

OMS. (2018a). *INDICADORES BÁSICOS, Situación de la Salud en las Américas, 2018*. *Animal Genetics* (Vol. 39).

OMS. (2018b). Status of the health-related SDGs. *World Health Organization (WHO)*. https://doi.org/ISBN 978-92-4-156548-6

Pachón, J. E., Galvis, B., Lombana, O., Carmona, L. G., Fajardo, S., Rincón, A., … Henderson, B. (2018). Development and evaluation of a comprehensive atmospheric emission inventory for air quality modeling in the megacity of Bogotá. *Atmosphere*, *9*(2), 1–17. https://doi.org/10.3390/atmos9020049

Pérez-Peña, M. P., Henderson, B. H., Nedbor-Gross, R., & Pachón, J. E. (2016). Natural mitigation factor adjustment for re-suspended particulate matter emissions inventory for Bogotá, Colombia. *Atmospheric Pollution Research*, *8*(1), 29–37. https://doi.org/10.1016/j.apr.2016.07.006

Piura, U. de. (2006). Materiales Que Conforman Una Mezcla Asfáltica.

Pulles, T., & Heslinga, D. (2009). *The Art of Emission Inventorying*. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2082.8007

Secretaria de Transito y Transporte, A. de M. (2017). Parque Automotor Manizales 2017.

Secretaría Distrital de Ambiente. (2017). *DOCUMENTO TÉCNICO DE SOPORTE, MODIFICACIÓN DEL DECRETO 98 DE 2011*. Retrieved from www.ambientebogota.gov.co

SEDEMA. (2014). Inventario de emisiones de la CDMX. *Secretaria Del Medio Ambiente Del Gobierno de La Ciudad de México*, 11–130. Retrieved from http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/publicaciones/flippingbook/inventario-emisiones-cdmx2014-2/mobile/IE-CDMX-2014.pdf

Toledo, D. (2016). Estudio de contaminación de motocicletas de 4 tiempos en la ciudad de Cuenca.

Trozzi, C., & Klimont, Z. (2013). 1.B.2.a.v Distribution of oil products Category, 1–25.

Vamos, M. C. (2018). *Informe de Calidad de Vida, Manizales 2018* (Vol. 30).

Webb, J., Hutchings, N., & Amon, B. (2013). 1.A3.b.v Gasoline Evaporation. *EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook 2013*, 1–14.

Wei, W., Wang, S., Chatani, S., Klimont, Z., Cofala, J., & Hao, J. (2008). Emission and speciation

of non-methane volatile organic compounds from anthropogenic sources in China. *Atmospheric Environment*, *42*(20), 4976–4988. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.02.044