

ClimaTIC



La revolución digital

frente a la contaminación
y el cambio climático.

Movilidad sostenible

Volumen 1 - Métodos de estimación de emisiones



Edición y coordinación:
Javier F. Urchueguía y José V. Oliver



edUPV

Universitat Politècnica de València

!ctcc

Information &
Communication
Technologies vs
Climate Change



**Observatorio de Emisiones
de Gases de Efecto Invernadero
de la Comunitat Valenciana**



ClimaTIC

La revolución digital frente a la contaminación y el Cambio Climático

monografias.editorial.upv.es/index.php/climatic/index

Dirección científica

Javier F. Urchueguía Schölzel, Universitat Politècnica de València

Jose Vicente Oliver Villanueva, Universitat Politècnica de València

Consejo editorial

Javier F. Urchueguía Schölzel, Universitat Politècnica de València

Edgar Lorenzo Saéz, Universitat Politècnica de València

Helen M. Gómez Gutiérrez, Universitat Politècnica de València

Copyright

© 2024 Observatorio de Cambio Climático de la Comunidad Valenciana

© De los textos: sus autores

© De las ilustraciones: sus autores

Comité de revisiones (Serie Movilidad Sostenible)

José Caprio Pinedo, Universidad Politecnica de Madrid

Marc Guevara Villardell, Barcelona Supercomputing Center - Centro Nacional de Supercomputación (BSC-CNS)

Edita

edUPV (Editorial Universitat Politècnica de València)

1ª edición, 2024

Ref. editorial_ 6789_01_01_01

ISBN (OC): 978-84-1396-303-7

ISBN:978-84-1396-265-8

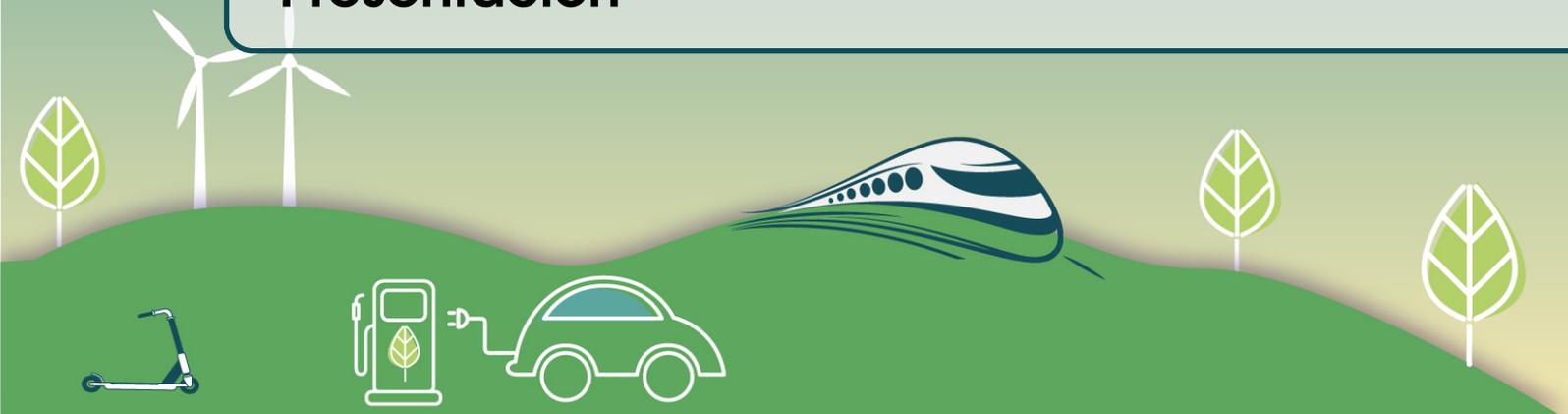
DOI: <https://doi.org/10.4995/CLI.2024.678901>



Esta guía es distribuida gratuitamente por el Observatorio de Gases de Efecto invernadero de la Comunidad Valenciana, sin garantías de ningún tipo, ya sean explícitas o implícitas. El Observatorio no asume responsabilidad alguna por el uso de esta guía ni por los resultados derivados de su aplicación.

Se permite la reutilización de sus contenidos, incluyendo la creación de obras derivadas, siempre que se reconozca la autoría y se cite con la información bibliográfica completa. Asimismo, incluye instrucciones para referenciar los trabajos presentados. Se prohíbe el uso comercial de los contenidos, y las obras derivadas deben mantener la misma licencia de la obra original.

Presentación



El tráfico rodado constituye una de las principales fuentes de contaminación y de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) tanto a nivel global como, de manera muy significativa, en las grandes urbes. Aproximadamente el 25 % del consumo de energía es atribuible al transporte y en ciudades como Valencia, más del 60 % de las emisiones de GEI son producidas por los vehículos a motor. Los vehículos son responsables de la mayor parte de las emisiones de contaminantes, con una incidencia directa en aspectos como la calidad del aire y la salud pública.

Es por ello que se están realizando numerosos esfuerzos para encontrar vías que puedan mitigar los efectos negativos del transporte, tratando a su vez de preservar una movilidad —percibida como valor positivo vinculado a nuestra autonomía y libertad como individuos— más respetuosa con el medio ambiente y la salud.

La transición energética hacia la electrificación del transporte a través del vehículo eléctrico tiene mucho que ver con esta aspiración, así como muchas de las medidas, más o menos estrictas o punitivas, que se quieren introducir fundamentalmente en entornos urbanos, con el fin de acercarnos al objetivo de una movilidad libre de carbono y contaminantes. Ejemplos destacados de políticas que pueden enmarcarse en esta movilidad sostenible son: las zonas de bajas emisiones, promovidas por la Unión Europea y el fomento de formas de transporte alternativas limpias, como la bicicleta, o públicas, como el bus o el tren.

Sin embargo, todas estas soluciones chocan en ocasiones con la escasa información de que dispone el gestor público o privado sobre el impacto real que puedan tener sobre el problema de la contaminación que origina el tráfico. Se asume, por ejemplo, que la electrificación de los vehículos supone automáticamente la descarbonización de la movilidad. Se obvia con ello que lo que realmente se elimina son las emisiones directas de gases de los motores de combustión pero que, sin embargo, debemos producir la energía eléctrica que se necesita a base de quemar combustibles, con frecuencia fósiles, en el lugar donde se ubican las centrales de generación eléctrica. La proporción de energía de origen fósil en el denominado mix eléctrico sería por ende un factor esencial a tener en cuenta cuando se evalúan estas políticas desde la perspectiva de la descarbonización. Otro caso destacable son las medidas locales de restricción de tráfico que suponen en muchos casos un mero desplazamiento de los focos de emisión a otras zonas de la ciudad, sin realmente modificar las emisiones totales o, aún peor, aumentándolas. Éstas, en general, son cuestiones que suelen ignorarse, en parte por la dificultad de integrar la necesaria información.

El grupo de Tráfico y Emisiones del Observatorio de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero de la Comunitat Valenciana (OEGEI) viene trabajando desde hace años en diversos proyectos

de investigación que pretenden contribuir a una comprensión más holística del problema de la contaminación del tráfico mediante la creación de métodos para la cuantificación de contaminantes y emisiones al nivel más granular posible, tanto temporal como espacialmente, generando flujos de datos continuos y en tiempo real que permitan calibrar el impacto de cualquier medida que quisiera implantarse. Partimos del hecho de que los actuales sistemas de cuantificación de emisiones, tanto de GEI como de concentración de contaminantes mediante estaciones de control, resultan insuficientes, por estar pensados para fines diferentes.

La principal dificultad para avanzar en el territorio de la cuantificación es conseguir datos que sean a la vez relevantes, tengan validez referencial y abarquen todos los territorios, así como el mayor periodo de tiempo posible. A este fin son de enorme valor los datos de los inventarios municipales de vehículos (IMV), disponibles desde 2010, que permiten enfoques que pudiéramos denominar *top-down* para desagregar emisiones y establecer métricas comparativas a nivel territorial. Estos datos, correctamente tratados, pueden mejorar de manera sustancial nuestra perspectiva sobre algunos aspectos clave de la movilidad sostenible ligados a la composición, dinámica y edad del parque móvil y su relación con la contaminación y los GEI. Con este informe, queremos también abrir una perspectiva territorialmente homogénea y evolutiva sobre la problemática del tráfico y la contaminación con un nivel de granularidad espacial inédito como son las comarcas y principales ciudades de la Comunitat Valenciana.

El presente estudio, dividido en dos volúmenes, ofrece una doble aproximación al problema: metodológica e informativa. El primer volumen detalla las diferentes metodologías de cálculo que permiten aproximarnos a la realidad de las emisiones de manera sistemática y con la aspiración de ofrecer a otros actores de la movilidad sostenible la posibilidad de reproducir o adaptar a sus respectivos territorios este estudio.

En el segundo volumen aplicamos una de las metodologías expuestas —el método RACe de estimación de emisiones debidas al parque móvil— para ofrecer un análisis completo entre los años 2012 y 2022 de la evolución estimada de sus emisiones de tres de los principales contaminantes de interés (CO₂, NO_x y PM_{2.5}) para diversos conjuntos de municipios: las principales ciudades, las tres provincias de la Comunitat Valenciana y todas las comarcas.

Más allá de los resultados que pueden ofrecer métodos como los anteriormente expuestos, en el OEGEI se trabaja en proyectos para, mediante información de sistemas como las espiras de tráfico, estaciones de medición de contaminación y plataformas de observación satelital, obtener métodos que, desde una perspectiva *bottom-up*, pudieran aproximarnos aún más a la realidad del tráfico y sus emisiones en un tiempo cercano al real y en un entorno urbano concreto. El primer volumen de este estudio explica también algunas de las líneas maestras y resultados de estos enfoques, derivados de los resultados de diferentes proyectos de investigación valencianos, nacionales y europeos.

Con este trabajo aspiramos a contribuir a mejorar y dotar de credibilidad a futuras políticas de transporte sostenible mediante la mejora del grado de información y transparencia sobre el impacto real de éstas. Queremos con ello aportar nuestro grano de arena para reducir emisiones nocivas, mejorar la calidad del aire en nuestras ciudades con incidencia en la salud de nuestros ciudadanos y luchar contra la amenaza del cambio climático.

Valencia, noviembre de 2024

Índice general



1.	Métodos básicos de estimación de emisiones en el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero	7
1.1.	Indicadores del IPCC del inventario nacional de referencia (INR) de gases de efecto invernadero	@ 8
1.2.	Metodología IPCC basada en la guía EMEP/EEA	@ 8
1.2.1.	Metodología de nivel 1 (balance de venta de combustibles)	10
1.2.2.	Metodología de nivel 2	12
1.2.3.	Metodología de nivel 3	15
1.3.	Resumen y consideraciones finales	@ 18
2.	Estimación de emisiones por medio de los Inventarios Municipales de Vehículos	19
2.1.	Estimación <i>top-down</i> de emisiones mediante SITE	@ 19
2.1.1.	Problemática de la estimación de emisiones a nivel regional y municipal ...	19
2.1.2.	Sistema de Información Territorial de Emisiones	21
2.1.3.	Distribución de emisiones de GEI basadas en variables de atribución	22
2.2.	Método RACe	@ 28
2.2.1.	Aplicación de SITE a las emisiones del tráfico rodado	28
2.2.2.	Concepto y variables de atribución	28
2.2.3.	Descripción del algoritmo de RACe	30
2.3.	Resumen final y conclusiones	@ 35

3.	Estimación zonal de emisiones basada en espiras de tráfico	37
3.1.	Consideraciones generales	@ 37
3.2.	Cálculo del nivel 3 de las emisiones basado en lectura de espiras . . .	@ 38
3.2.1.	Clasificación del parque vehicular y cálculo de factores de emisión	38
3.2.2.	Asignación de emisiones a las detecciones por espiras de inducción	40
3.2.3.	Descripción de la red de carreteras y estimación de las distancias recorridas	41
3.3.	Resultados escogidos	@ 43
3.4.	Resumen y consideraciones finales	@ 45

1. Métodos básicos de estimación de emisiones en el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero



Javier F. Urchueguía Schölzel

catedrático UPV—coordinador del observatorio de GEI de la Comunidad Valenciana

Consideraciones generales

En el presente volumen se describen diferentes métodos para el cálculo de los factores de emisión de gases de efecto invernadero y contaminantes con referencia a los estándares internacionales y nacionales del sector de la movilidad y el transporte. En base a estas metodologías, se exponen, en el volumen segundo de este estudio, datos de evolución en el tiempo de la composición del parque móvil (para el período 2012 a 2020), y de las emisiones de los principales contaminantes proyectados al conjunto de los municipios de la Comunitat Valenciana, ya sea individualmente, en el caso de las tres capitales, a nivel provincial o a nivel comarcal.

Este primer volumen se compone de tres capítulos. En el primero se exponen de manera detallada los diferentes enfoques que utiliza el Inventario Nacional de Referencia (en adelante INR) Inventario Nacional de Emisiones, 2024, para cuantificar las emisiones del tráfico rodado. Analizaremos por qué dichos métodos de estimación no son extrapolables de manera directa a la estimación de los inventarios de gases al nivel de granularidad, municipal o comarcal, que se propone en esta guía, debido a la imposibilidad de contar con los datos de actividad que serían homologables a los utilizados por el INR, como son la cantidad de combustible vendido en cada zona o los volúmenes de tráfico real en una determinada localidad.

Debido a esta limitación, en el segundo capítulo se detalla una alternativa basada en un enfoque *top-down*, es decir, de reparto de emisiones previamente determinadas a nivel nacional, mediante criterios de atribución rigurosamente fundamentados. Hemos bautizado el método, en consonancia con su finalidad, como Reparto Auto-Consistente de Emisiones o RACe. Dicho método está basado en los Inventarios Municipales de Vehículos (en adelante IMV) y, dado que los IMV están segmentados por edades, nuestro enfoque permite también una perspectiva desagregada sobre la influencia de la antigüedad y tecnología del parque móvil en lo que respecta a sus emisiones.

Finalmente, en el tercer capítulo abordaremos métodos basados en la integración de datos obtenidos *in situ* (tomando como caso relevante las lecturas de las espiras de inducción en la ciudad de Valencia) para obtener información con mucha mayor granularidad espacial y temporal sobre las emisiones derivadas del transporte en un entorno urbano.

1.1. Indicadores del IPCC del inventario nacional de referencia (INR) de gases de efecto invernadero

En el caso concreto del tráfico rodado, en el INR se contemplan las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) debidas al tráfico de vehículos automóviles cuya finalidad principal es el transporte por carretera de viajeros o mercancías. El INR no incluye en esta categoría los vehículos que, aunque pueden realizar un servicio de transporte, se clasifican como maquinaria de uso industrial o agroforestal (que son objeto de tratamiento en las categorías 1A2gvii y 1A4cii del INR respectivamente). En el inventario nacional estas emisiones se sitúan dentro de la categoría 1A3b *Emisiones del transporte por carretera* siguiendo la nomenclatura NRF/CRF, que regula la clasificación en que han de basarse todos los reportes internacionales de inventarios de gases, incluidos los GEI.

El INR clasifica la categoría 1A3b como clave debido al peso de sus emisiones en el total nacional del emisiones de CO₂. Las fuentes de emisión de GEI provienen en este caso del consumo de combustibles: gasolina, gasóleo (incluyendo para ambos sus correspondientes biocarburantes), gas natural y gases licuados del petróleo.

En la evolución histórica de las emisiones por tráfico rodado en España se observa un crecimiento sostenido de las emisiones de GEI en la categoría 1A3b hasta 2007. A partir de ese momento las emisiones disminuyen hasta 2012, debido a la crisis económica. Desde 2013 en adelante se da un aumento sostenido de las emisiones hasta 2019 y en 2020 las emisiones de GEI descienden un 17 % con respecto a 2019, a causa de la pandemia del COVID-19.

Podemos observar en la Figura 1.1. como se distribuyen las emisiones por tipo de gas de efecto invernadero, destacando los tres más relevantes, como son el CO₂ fósil, metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O). Destaca como la evolución de estos tres GEI han seguido pautas ligeramente diferentes como consecuencia de la redistribución del tipo de combustibles y vehículos que ha tenido lugar en este período, con diferentes patrones emisivos. Así, las emisiones de CO₂ asociadas al consumo de gasolina muestran una pauta de decrecimiento constante desde 1998 hasta 2014 a partir del cual se aprecia una ligera recuperación. Por el contrario, las del gasóleo han crecido ininterrumpidamente entre 1990 y 2007, año a partir del cual se produce un descenso del consumo hasta que comienza a repuntar de nuevo a partir de 2013 manteniéndose en valores muy similares durante los últimos años, salvo en 2020.

1.2. Metodología IPCC basada en la guía EMEP/EEA

En la mayoría de las categorías de los inventarios de GEI, las emisiones se obtienen como producto o suma de productos de dos variables fundamentales: las variables de actividad, características de cada categoría, y los factores de emisión asociados a dichas variables.

Uno de los ingredientes fundamentales para la obtención de cualquier indicador de emisiones consiste, por consiguiente, en el cálculo u obtención mediante tablas de los factores de emisión. En general, un factor de emisión se define como la cantidad de gases contaminantes que se emiten por cantidad unitaria de aquello que se haya escogido como variable de actividad.

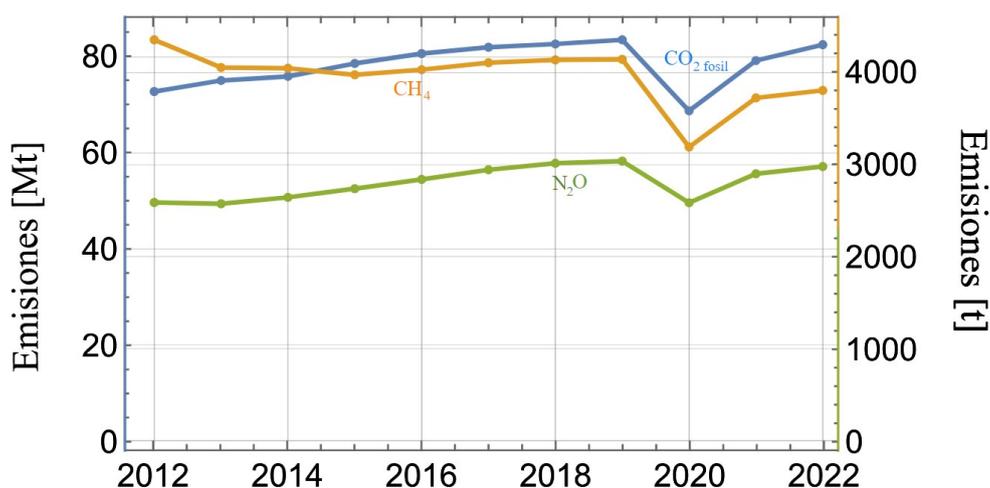


Figura 1.1. Evolución de las emisiones reportadas en el Inventario Nacional de CO₂ fósil, metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) que tienen su origen en el tráfico por carretera, sector de emisiones 1A3b, entre 2012 y 2022. Los valores de las emisiones de CO₂ fósil está dado en megatoneladas (Mt), y se refieren al eje izquierdo, mientras que metano y óxido nitroso se expresan en toneladas y deben compararse con el eje derecho. Esta representación permite entender la evolución relativa entre estos tres tipos de emisiones de GEI a pesar de los diferentes órdenes de magnitud de las mismas.

En el caso del tráfico, hay fundamentalmente dos familias diferentes de factores de emisión y variables de actividad según la metodología de estimación de emisiones por la que se opte. En primer lugar, las referidas a la masa de combustible consumido por los vehículos en un período de tiempo y zona y, alternativamente, las variables de actividad asociadas al total de kilómetros recorridos por un determinado vehículo, categoría de vehículos o agregado de categorías. En el primer caso, los factores de emisión se refieren a la cantidad de un determinado gas emitido por unidad de combustible utilizado, en el segundo caso cuantifican la emisión de un determinado gas por cada kilómetro recorrido.

El valor de los factores varía ampliamente según una serie de parámetros tanto intrínsecos del vehículo, como climáticos e incluso dependientes del contexto del tráfico o tipo de recorridos que suele efectuar. Su obtención es por ello un ejercicio complejo al que se han enfocado numerosos esfuerzos cuyo resultado son, para el caso europeo, las tablas y orientaciones contenidas en las guías EMEP/EEA elaboradas por la Agencia Europea del Medioambiente (ver European Environment Agency, 2012, 2015, 2018 y muy en especial la versión del mismo documento de 2019 - European Environment Agency, 2021).

La guía 2019 EMEP/EEA referida a los NFR 1A3b expone de manera detallada, en más de 144 páginas de desarrollo, las metodologías para el cálculo de emisiones del transporte por carretera. Metodológicamente se refieren tres niveles (denominados *tier* en inglés), dependiendo de la disponibilidad de datos, siendo el nivel 1 el más básico y aproximado y el nivel 3 el más preciso de acuerdo a la selección y desagregación del parque de vehículos y de los coeficientes de emisión. En general, la Figura 1.2. expone cuáles son los criterios de decisión que hay que seguir para optar por una u otra metodología. Como se evidencia, la disponibilidad de datos es el criterio esencial y limitante en todos los casos. La guía desaconseja el método simplificado al considerar que, en la mayoría de los casos, la categoría 1A3b es categoría principal, en cuyo caso siempre se recomiendan métodos de la mayor precisión posible dado su peso en las emisiones totales.

Como veremos, los indicadores que publica el INR se basan en una aproximación del nivel 1 y nivel 2 en algunos casos. No obstante, los métodos de nivel 3 son muy importantes en situaciones

donde los inventarios deban tomarse de base a un análisis profundo en cuanto a políticas de descarbonización y movilidad sostenible, por lo que también dedicaremos un epígrafe a estos.

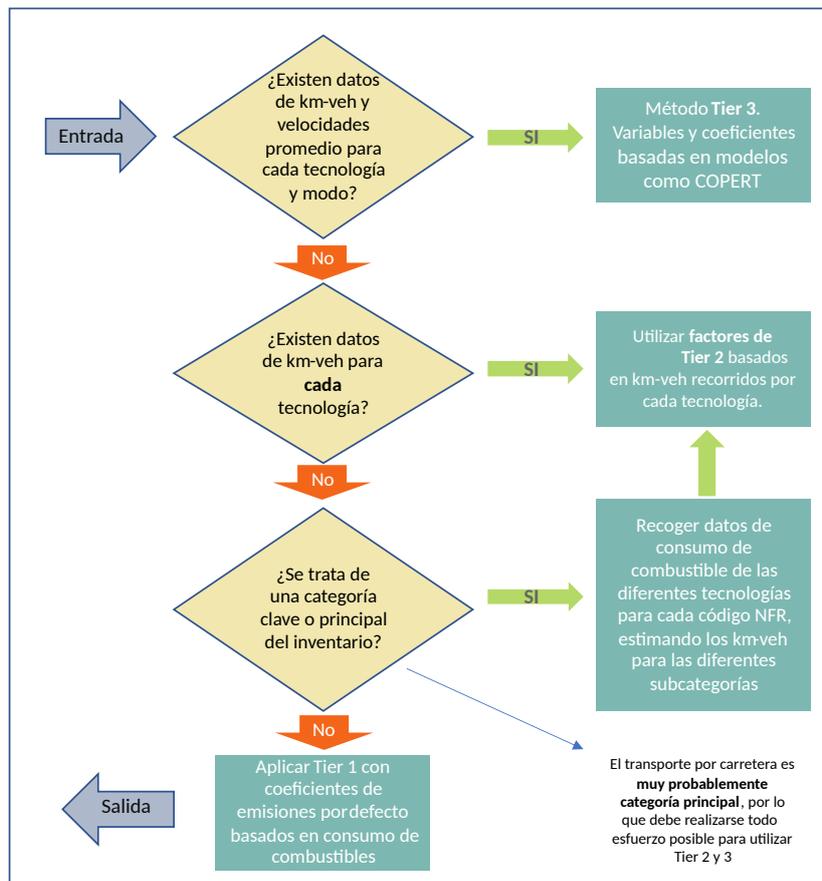


Figura 1.2. Imagen traducida y adaptada de la guía 2019 del EMEP/EEA y que representa el árbol de decisión para escoger entre los diferentes Niveles de precisión para el cálculo de las emisiones de GEI por tráfico rodado.

1.2.1. Metodología de nivel 1 (balance de venta de combustibles)

Formulación del nivel 1

Esta metodología se recomienda sólo en caso de que no se disponga de información sobre los kilómetros recorridos por categoría/tecnología de vehículo (ver Figura 1.2.).

Las emisiones totales de un determinado contaminante o GEI se obtienen mediante la fórmula general:

$$E_i = \sum_m \sum_j (C_{j,m} \times fe_{1,i,j,m}) \tag{1.1.}$$

donde:

E_i	[g/año]	emisiones del contaminante i . Las tipologías de contaminantes contempladas son en principio todas las listadas en la guía 2019 EMEP/EEA y cuyas estadísticas globales publica el Ministerio, como se comenta en el capítulo 3 de este volumen.
i		índice que se refiere a la tipología de gas contaminante o de efecto invernadero.
j		índice que se refiere a la tipología de vehículos establecidas en la metodología de nivel 1.
m		índice que se refiere a los diferentes tipos de combustible que pueden alimentar a los vehículos y para los que existan factores de emisión diferenciados.
$C_{j,m}$	[kg/año]	consumo total de combustible de la categoría de vehículo j utilizando el combustible m a lo largo de un año.
$fe_{1,i,j,m}$	[g/kg]	factor de emisión de nivel 1, igual a los [g] de emisión del contaminante i , emitido por la categoría de vehículo j , propulsado por el combustible m . Hemos de señalar que los factores de emisión varían en el tiempo, debido fundamentalmente a las diferencias de composición de los combustibles.

Las variables de actividad y los factores de emisión dependen del año considerado. En el caso de los factores es debido a las diferencias de composición de los combustibles.

Respecto a las tipologías de vehículos, se contemplan únicamente cuatro: vehículos de pasajeros, vehículos de carga ligeros, vehículos de transporte pesados y motocicletas (clase L), que corresponden a las subcategorías 1A3bi, 1A3bii, 1A3biii y 1A3biv, del INR respectivamente.

Es importante destacar que en la propia guía EMEP/EEA se dan indicaciones de cómo desagregar los consumos de combustibles en estas subcategorías en caso de no disponerse de datos directos.

Variables de actividad del nivel 1

El enfoque del nivel 1 requiere estadísticas pertinentes sobre los volúmenes (o masas) de combustible vendido para uso en el transporte por carretera, y para cada tipo de combustible utilizado¹. La metodología del nivel 1 requiere que las ventas de combustible se desglosen según las cuatro categorías de vehículos.

Por lo tanto, al utilizar el algoritmo del nivel 1 es importante asegurarse de que la cantidad total de cada tipo de combustible vendido sea igual a la suma del combustible consumido por las diferentes categorías de vehículos, es decir:

$$C_j = \sum_m C_{j,m} \quad (1.2.)$$

La base de este desglose pueden ser las estadísticas de vehículos del país combinadas con estimaciones de uso anual, como los kilómetros recorridos, y el consumo de combustible en $\left[\frac{kg}{km}\right]$ para las diferentes categorías de vehículos.

Las tablas para todos los factores de emisión de todos los tipos de vehículos pertinentes para esta metodología pueden encontrarse tanto en la guía 2019 EMEP/EEA (Tablas 3-5 a 3-12, páginas 17 a 22) como en el INR. En el caso del CO₂ se tiene en cuenta también la emisión por la combustión del aceite del motor.

¹Para la mayoría de los combustibles (gasolina, gasóleo, GLP), estas estadísticas suelen estar disponibles a nivel nacional. Sin embargo, en el caso de los vehículos de GNC de llenado lento (que suelen abastecerse de la red de gas natural), los datos pueden ser más difíciles de obtener y puede ser necesario hacer estimaciones.

La aplicación de este enfoque a nivel regional o incluso local es imposible dada la falta de datos públicos de ventas de combustible a nivel desagregado. Es por ello que en general resulta más factible aplicar la metodología de nivel 2 que se expondrá a continuación. Como veremos, dicha metodología adolece de importantes limitaciones y resulta interesante que, si están disponibles los datos, puedan contrastarse los resultados de su aplicación con los cálculos de nivel 1 en lo que se conoce como *balance de combustible*.

1.2.2. Metodología de nivel 2

Formulación del nivel 2

El enfoque de nivel 2 considera el combustible utilizado por las diferentes categorías de vehículos y sus normas de emisión específicas para recorrer una unidad de distancia. Las cuatro amplias categorías de vehículos utilizadas en el enfoque de nivel 1 para los cuatro NFR, se subdividen a su vez en diferentes tecnologías (índice k) según la legislación de control de emisiones (véase la Tabla (1.1.), que coincide con el contenido con la Tabla 3-16 de la guía 2019 EMEP/EEA).

La expresión que se emplea consiste en sumar sobre todas las tecnologías k , las emisiones $E_{i,j}$ en [g] de cada contaminante i producido por cada subcategoría de vehículos j :

$$E_{i,j} = \sum_k (D_{j,k} \times fe_{2,i,j,k}) \quad (1.3.)$$

Donde es muy importante la matriz de kilómetros totales recorridos $D_{j,k}$ en un año por las diferentes categorías. Ésta puede expresarse como:

$$D_{j,k} = N_{j,k} \times \langle D_{j,k} \rangle \quad (1.4.)$$

Además de las variables e índices comentados en el epígrafe anterior, aparecen los siguientes símbolos:

j		índice que se refiere a la tipología de vehículos establecidas en la metodología de nivel 1.
k		índice que se refiere a las diferentes tecnologías, normas de emisiones u opciones que afectan a las emisiones de los vehículos.
$N_{j,k}$	[veh]	número de vehículos matriculados en una determinada localidad, zona o región pertenecientes a la tipología j y tecnología k . En concreto, la combinación de (j, k) produce 122 tipologías diferentes de vehículos, conforme a sus características emisivas.
$\langle D_{j,k} \rangle$	[km/año]	es la distancia anual total que en promedio recorre un vehículo que pertenece a la subcategoría con subíndice j y combustible/tecnología k .
$D_{j,k}$	[veh-km/año]	es la distancia anual total recorrida por todos los vehículos pertenecientes a la subcategoría con subíndice j y combustible/tecnología k .
$fe_{2,i,j,m}$	[g/veh-km]	son los factores de emisión específicos que cuantifican los [g] emitidos del contaminante i por cada [km] recorrido por un vehículo perteneciente a la categoría de vehículo j , y a la subcategoría k . Estos factores son diferentes a los que se emplean en el nivel 1.

Por su interés, la Tabla 1.1. es una adaptación de la Tabla 3-16 de la guía EMEP/EEA que de manera completa muestra las subcategorías *k*. Los factores de emisión para todas las categorías y subcategorías que aparecen en ella se encuentran en una extensa colección de Tablas en la propia guía EMEP/EEA, European Environment Agency, 2021.

Tabla 1.1. Resumen de todas las tipologías de vehículos cubiertas por la metodología de Nivel 2.

Categoría de Vehículo (<i>j</i>)	Tipo/Denominación	Tecnología/Norma (<i>k</i>)
Turismos	Gasolina Mini	Euro 4, Euro 5, Euro 6
	Gasolina Small, Medium, Large-SUV-Executive	PRE ECE, ECE 15/00-01-02-03-04, Improved Conventional, Open-Loop, Euro 1 –6
	Diesel Mini	Euro 4 – 6
	Diesel Small, Medium, Large-SUV-Executive	Euro 1 –6
	LPG Mini	Euro 4 – 6
	LPG Small, Medium, Large-SUV-Executive	Conventional, Euro 1 –6
	2-tiempos	Conventional
	Gasolina Híbridos	Euro 4 – 6
	Gasolina PHEV	Euro 6 hasta 2016 - Euro 6
	Diesel PHEV	Euro 5 – 6
Comerciales ligeros	CNG	Euro 4– 6
	Gasolina	Convencional, Euro 1 – 6
Comerciales pesados	Diesel	Convencional, Euro 1 – 6
	Gasolina y Diesel	Convencional, Euro I – VI
Autobuses	Urbanos CNG	Euro I - III, EEV
	Urbanos, Coaches	Convencional, Euro I - VI
	Urbanos, Híbridos Diesel	Euro VI
	Urbanos, Biodiesel	Convencional, Euro VI
Motocicletas	2 tiempos <50 cm ³	Convencional, Euro 1 – 5
	4 tiempos <50 cm ³	Convencional, Euro 1 – 5
Motos	2 tiempos >50 cm ³	Convencional, Euro 1 – 5
	4 tiempos 50 – 250 cm ³	Convencional, Euro 1 – 5
	4 tiempos 250–750 cm ³	Convencional, Euro 1 – 5
	4 tiempos >750 cm ³	Convencional, Euro 1 – 5
Mini-cars	Diesel	Convencional, Euro 1 – 5
ATVs	Gasolina	Convencional, Euro 1–5

Variables de actividad del nivel 2

En principio, los datos de la actividad de tráfico están disponibles en las oficinas nacionales de estadística de todos los países, y de organizaciones e institutos estadísticos internacionales (por ejemplo, Eurostat y Federación Internacional de Carreteras (IRF)). Estas estadísticas suelen estar orientadas a los vehículos y proporcionan detalles sobre la composición de la flota.

Los datos detallados sobre las existencias de vehículos para todos los países de la UE-28 y CH, NO, TR también se pueden encontrar en el sitio web de COPERT (COPERT)² En España los registros municipales de matriculaciones son una fuente de datos extraordinariamente importante, ya que permiten identificar con suficiente precisión la composición del parque móvil, permitiendo la obtención de la matriz $N_{j,k}$.

Balance de venta de combustibles

Hemos visto que un ingrediente especialmente crítico para aplicar el nivel 2 es el dato sobre la distancia anual recorrida por la flota de vehículos. Existen diversos enfoques para estimar $D_{j,k}$ y es importante señalar que cualquiera que sea la elección, condiciona la manera de interpretar y utilizar los resultados.

Existen por una parte valores típicos tabulados para la distancia promedio anual recorrida por cada tecnología vehicular (por ejemplo, en el sitio web de COPERT) basados en estadísticas europeas y que permiten obtener una primera estimación de tales distancias.

Por otro lado, el consumo de energía calculado sobre la base de hipótesis adecuadas sobre consumo de combustible de las diferentes categorías de vehículos puede utilizarse también para obtener una aproximación alternativa a las distancias, en este caso $D_{j,k}^{bc}$, y que no tienen por qué coincidir con la estimación de referencia, al calcularse bajo hipótesis muy diferentes. Así, un vehículo de la categoría j utilizando el combustible m recorre por unidad de masa de combustible una distancia determinada por factores de eficiencia energética $fd_{j,k}$ cuyas unidades son [km/kg]. Dichos factores están tabulados, de modo que, conocida la cantidad total de combustible vendido a dicha categoría en la zona, podemos atribuir a esta cantidad una distancia total recorrida por la misma categoría, dado por:

$$D_{j,k}^{bc} = C_{j,k} \times fd_{j,k}. \quad (1.5.)$$

Como demuestra su aplicación en el INR, a nivel nacional, es posible alcanzar una buena coincidencia entre ambos métodos. Esto es un buen indicio de que los datos de actividad que se han utilizado para estimar las emisiones son coherentes entre las diferentes estimaciones.

La limitación fundamental para aplicar el balance de combustible a nivel zonal, al igual que el esquema de nivel 1, es, como se ha señalado, la falta de datos desagregados sobre consumos de combustible. Aun si se pudiera aplicar estas estimaciones a localidades pequeñas, ambos métodos podrían mostrar divergencias importantes siendo difícil decidir *a priori* cuál puede ofrecer un resultado más preciso. Al aplicar el método de balance de combustible estaríamos asumiendo de forma implícita que existe una correspondencia entre el combustible que se vende en una determinada zona y la distancia recorrida por los vehículos pertenecientes a ella, considerando como cierto que se cancelan o son pequeños los efectos de frontera. En esta aproximación, los vehículos que repostan en la zona, pero recorren los kilómetros fuera de sus fronteras son compensados por los vehículos cuyo repostaje se ha producido fuera de la zona pero que circulan en su interior. Esta compensación puede ser asumible en zonas de cierto tamaño, pero podemos imaginar fácilmente numerosos contraejemplos a la misma.

En síntesis, los resultados de un análisis de nivel 2 basados en valores de referencia reflejan en realidad, más que las emisiones reales que producen en un año los vehículos que circulan por una zona, estimaciones teóricas a partir de la composición de su flota y de los kilómetros recorridos que se les pueden atribuir de manera aproximativa.

²Estos datos no tienen carácter oficial, sino que son el resultado de un proyecto de investigación (TRACCS, Ntziachristos et al., 2013). No obstante, pueden utilizarse como una buena guía a falta de información más detallada.

Finalmente, quisiera recalcar que si queremos orientar políticas de movilidad sostenible a nivel local de manera precisa, disponer de una adecuada estimación de las distancias recorridas y su evolución resulta primordial y ello sólo es posible mediante metodologías (como las matrices origen-destino) o tecnologías que tengan en cuenta dónde y cómo realizan sus recorridos los diferentes tipos vehiculares en el área de interés.

Mejoras metodológicas a las variables de actividad del nivel 2

La aplicación masiva de tecnologías como la identificación de matrículas en tiempo real mediante cámaras, las espiras de control de tráfico y los sistemas GPS de seguimiento, aforo y control permiten un acercamiento a la realidad del tráfico y sus emisiones al posibilitar acercarse al valor de las distancias recorridas reales en una determinada zona o municipio. Tales sistemas no sólo permiten identificar los vehículos y sus recorridos, sino que aportan información sobre aspectos clave como la velocidad y la distancia media por desplazamiento que permiten el afinamiento con máxima precisión, es decir, teniendo en cuenta los arranques en frío, tanto de los factores de emisión como de la variable de actividad, conllevando una contribución importante a las políticas de movilidad sostenible.

Parte de estas metodologías se conceptúan bajo el protocolo de nivel 3, que hoy día, pocos agentes aplican debido al volumen de información que su aplicación requiere.

Nuestro grupo de investigación está llevando a cabo experiencias en este sentido en la ciudad de Valencia y los resultados se expondrán como aportes metodológicos en el tercer capítulo de este volumen.

1.2.3. Metodología de nivel 3

Formulación del nivel 3

El enfoque de nivel 3 representa un conjunto de modelos que permiten describir de manera precisa, mediante factores de emisión que tienen en cuenta muchas variables, las emisiones que produce un vehículo en un determinado recorrido. Sería por tanto el método de elección si se quieren estimar emisiones localizadas en una determinada zona y período de tiempo, en el espíritu que se comentó en la presentación de este estudio. Por otro lado la aplicación del nivel 3 requiere disponer de más información que los enfoques vistos anteriormente y en particular de la velocidad y estado del motor del vehículo.

Con respecto al estado del motor el nivel 3 representa las emisiones totales de un vehículo como la suma de las emisiones en caliente (cuando el motor está funcionando a la temperatura normal de régimen) y las que se producen durante la etapa transitoria del arranque en frío, distinción que resulta pertinente debido a las diferencias significativas entre ambas. Cabe señalar que, en este caso, el concepto motor incluye cualquier dispositivo catalizador de tratamiento posterior de los gases de escape.

Para estimar las emisiones adicionales durante este período de arranques en frío, es fundamental entender las distancias medias que recorren los vehículos en lo que se conoce como tránsito o viaje (siendo el concepto de viaje o *trip* asociado al arranque y parada del motor, *key-on/key-off*). Así, en el ámbito urbano, los arranques en frío suponen una parte importante del kilometraje debido a las menores distancias medias recorridas (caracterizadas por el parámetro l_d), siendo menos relevante en los ámbitos de movilidad rural y en carretera.

En definitiva, por lo general las emisiones de arranque en frío se asocian principalmente con la conducción urbana (y en menor medida con la conducción rural).

En el nivel 3 las emisiones totales se calculan como la suma de dos términos con arreglo a la siguiente ecuación

$$E_{tot} = E_{hot} + E_{cold}, \quad (1.6.)$$

siendo:

E_{tot}	[g]	emisiones totales de cualquier contaminante referidos al ámbito espacial y grado de resolución temporal con que se quieran tratar.
E_{hot}	[g]	emisiones durante el funcionamiento estabilizado (en caliente) del motor.
E_{cold}	[g]	emisiones durante el funcionamiento térmico transitorio del motor (arranque en frío).

Modelo para las emisiones en caliente

Las emisiones en caliente dependen de múltiples factores, como la distancia que recorre cada vehículo, su velocidad, el tipo de vía, su edad, el tamaño del motor y su peso. Muchos países no cuentan con datos directos acerca de éstos, por lo que se han propuesto alternativas para estimar las emisiones basándose en los datos disponibles. Para ello se deben utilizar diferentes factores de emisión, número de vehículos y kilometraje por vehículo para cada categoría y clase de vehículo. El período de tiempo (mes y año) es otro parámetro de influencia y se obtiene una expresión final para el cálculo de las emisiones en caliente de los contaminantes (únicamente para contaminantes de los grupos 1 y 3), que es la siguiente:

$$E_{hot;i,k,r} = N_k \times D_{k,r} \times fe^3_{hot;i,k,r} \quad (1.7.)$$

donde:

$E_{hot;i,k,r}$	[g]	emisiones de gases de escape en caliente del contaminante i , producidas en el período en cuestión por vehículos de tecnología k que circulan por carreteras de tipo r ,
N_k	[veh]	número de vehículos [veh] de tecnología k en funcionamiento en el período en cuestión
$D_{k,r}$	[km/veh]	kilometraje por vehículo [km/veh] conducido en carreteras del tipo r por vehículos de tecnología k ,
$fe^3_{hot;i,k,r}$	[g/km]	factor de emisión para el contaminante i , pertinente para la tecnología de vehículos k , operado en carreteras del tipo r en un mes y año concreto.

Ámbito de aplicación. El método de estimación de emisiones en caliente del nivel 3 puede aplicarse únicamente a un número restringido de contaminantes (los pertenecientes a los grupos 1 y 3), tecnologías de vehículos (los incluidos en la tabla EMEP/EEA 2-3), y r o clases de vía (urbana, rural y carretera)³.

Por último, la velocidad del vehículo, que se introduce en el cálculo a través de los diferentes modos de conducción, tiene una gran influencia en las emisiones de gases de escape, y se han desarrollado

³La misma fórmula se aplica también para el cálculo de la energía total consumida por los vehículos de la clase específica. Sin embargo, en el caso del consumo de energía, hay que hacer una distinción adicional para los diferentes tipos de combustible.

diferentes enfoques para tener en cuenta este factor⁴, aunque en general se toma como criterio una única velocidad media que sea representativa de cada uno de los tipos de carretera urbana, rural y carretera (por ejemplo, 20 km/h, 60 km/h y 100 km/h, respectivamente), aplicándose el factor de emisión presentados en la subsección 3.4.3. de la guía EMEP/EEA.

Modelos para las emisiones en arranques en frío

Los arranques en frío provocan emisiones de escape adicionales y se dan en todas las condiciones de conducción, aunque son más probables en la conducción urbana y rural, ya que el número de arranques en condiciones de carretera es relativamente limitado. Se producen para todas las categorías de vehículos, pero los factores de emisión sólo están disponibles, o pueden estimarse razonablemente, para los vehículos de gasolina, diésel y GLP. Otras categorías como vehículos comerciales ligeros (furgonetas) o camiones pueden incluirse también en la medida en que se comporten como los turismos.

Las emisiones del arranque en frío se calculan como una emisión añadida o diferencial sobre las emisiones en caliente calculadas anteriormente mediante la siguiente fórmula:

$$E_{cold;i,k} = \beta_{i,k} \times fe_{hot;i,k} \times \left(\frac{fe_{cold}}{fe_{hot}} \Big|_{i,k} - 1 \right), \quad (1.8.)$$

siendo:

$E_{cold;i,k}$	[g]	las emisiones adicionales del contaminante i , producidas durante la fase de arranque en frío de los vehículos de tecnología k .
$\frac{fe_{cold}}{fe_{hot}} \Big _{i,k}$		el cociente entre emisiones en frío y caliente para la tecnología k y contaminante i . Estos cocientes de factores de emisión se basan en tablas específicas producidos por el proyecto <i>Methodologies to Estimate Emissions from Transport (MEET)</i> , MEET Consortium, 1998
$\beta_{i,k}$		parámetro de ajuste que depende de la temperatura ambiente T_a que generalmente viene representada por la temperatura media mensual, y del patrón de uso del vehículo, en particular de la distancia media de recorrido l_d .

Debido a que la información sobre l_d no está disponible en muchos países para todas las clases de vehículos, se han introducido simplificaciones para algunas categorías de vehículos. Según los datos estadísticos disponibles André y Hammarström, 2000, se ha establecido un valor europeo de $l_d = 12,4$ km (en general se considera que tal valor debe estar entre 8 km y 15 km). A modo de referencia, la tabla EMEP/EEA 3-35, European Environment Agency, 2021, presenta los valores de l_d que se utilizaron para los inventarios COPERT 1990 por parte de diferentes Estados miembros.

La introducción de normas de emisión más estrictas para los vehículos de gasolina con catalizador ha impuesto períodos más cortos para que el catalizador alcance la temperatura óptima, que tienen su reflejo en el menor kilometraje recorrido en condiciones de arranque en frío. Por lo tanto, el parámetro es también una función del nivel de la legislación de control de emisiones para los vehículos de gasolina con catalizador.

Los cocientes de emisiones en frío/caliente $\frac{fe_{hot}}{fe_{cold}} \Big|_{i,k}$ también dependen de la temperatura ambiente y del contaminante que se considere. Aunque el modelo introducido en la versión inicial de esta metodología se siguió utilizando, se introdujeron cocientes actualizados para los vehículos de gasolina equipados con catalizador en posteriores actualizaciones a lo que hay que añadir que el

⁴Se remite al lector a una lectura atenta de la guía EMEP/EEA 2019, European Environment Agency, 2021, para una explicación más detallada de estos métodos

enfoque propuesto todavía no puede describir completamente el comportamiento de las emisiones en frío de las tecnologías de vehículos recientes, estando prevista una nueva revisión para la próxima actualizaciones de la guía EEA/EMEP.

Aunque, como ya se ha comentado, las emisiones de arranque en frío normalmente sólo se atribuyen a la conducción urbana, también se dan en la conducción rural en los casos en que la fracción de kilometraje conducido en condiciones de motor no estabilizado térmicamente (parámetro β) supere la fracción de kilometraje atribuida a las condiciones urbanas (β_{urb}). No obstante, esta situación es bastante inusual y sólo puede darse en casos en los que se ha proporcionado un valor muy pequeño para l_d . Para finalizar, es importante tener presente que la metodología de nivel 3 tiene consideraciones específicas acerca de los cálculos para CH_4 y NO_2 en relación a los arranques en frío. No profundizaremos más en este aspecto, dado su especificidad.

1.3. Resumen y consideraciones finales

En el INR, el cálculo de las emisiones de CO_2 sigue el enfoque de nivel 1 al asumirse que todo el contenido de carbono en el combustible se oxida y se libera como dióxido de carbono en la combustión. Para CH_4 y N_2O , se aplica un enfoque de nivel 3 de acuerdo con las Directrices EMEP/EEA de 2019, ya que éstas dependen de la distancia recorrida y tecnologías de emisiones.

Se ha señalado con anterioridad que los sistemas *bottom-up* basados en la agregación estadística de variables de actividad, como son el consumo de gasolinas o los kilómetros recorridos por determinadas tipologías de vehículos, son inaplicables hoy día para el cálculo de emisiones desagregadas por zonas. Aunque existen las metodologías y los datos, éstos no se encuentran disponibles al nivel de desglose necesario, ni se dispone de series históricas que permitiesen una construcción de la evolución de las emisiones a nivel municipal o zonal.

Como para cualquier otro indicador del INR, el equipo del OEGEI sigue en este caso una doble estrategia. A nivel de estimación de emisiones, la formulación de métodos de estimación basados en enfoques *top-down* que permiten disponer de una visión sintética de la realidad emisiva desagregada sin un coste excesivo y con alta fiabilidad en cuanto al origen de la información.

En paralelo, la formulación de métodos nuevos basados en las nuevas tecnologías de información y comunicaciones (TICs) que hagan posible formulaciones *bottom-up* mucho más rápidas, precisas y omnicomprensivas.

El siguiente capítulo trata sobre la metodología RACe, un sistema basado en un enfoque *top-down* de desglose de las emisiones y que persigue esencialmente obtener una visión de conjunto sobre cómo se distribuyen en el territorio Nacional y en la Comunidad Valenciana algunos de los parámetros esenciales que afectan al parque móvil y sus emisiones.

2. Estimación de emisiones por medio de los Inventarios Municipales de Vehículos



Javier F. Urchueguía Schölzel

Universitat Politècnica de València-Observatorio de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero de la Comunidad Valenciana

2.1. Estimación *top-down* de emisiones mediante SITE

2.1.1. Problemática de la estimación de emisiones a nivel regional y municipal

La planificación y ejecución de los planes municipales y regionales para lograr objetivos de reducción de emisiones debe basarse en el Inventario de Emisiones de Línea Base (en adelante BEI), Bertoldi, 2018. Sin embargo, hoy día, quienes toman decisiones públicas carecen con frecuencia de las herramientas para elaborar tales inventarios con precisión e inclusividad.

Un problema radica en los dos métodos existentes actualmente para cuantificar las emisiones de gases de efecto invernadero: el enfoque de arriba hacia abajo (o *top-down*) y el enfoque de abajo hacia arriba (o *bottom-up*). Ambos pueden presentar problemas, dependiendo del volumen y granularidad de los datos disponibles Colville et al., 2001.

El enfoque de arriba hacia abajo consiste en estimar las emisiones de una zona (por ejemplo, un municipio) a partir de un valor de emisiones global (es decir, referido a una unidad administrativa mucho mayor, como la nación) utilizando variables de atribución específicas, disponibles para la zona, con objeto de obtener las emisiones desagregadas Fiorillo et al., 2020. Como ejemplo, podríamos calcular las emisiones totales de la industria pesquera en un municipio concreto en base a una variable atributiva como el número de barcos de pesca matriculados en este. El principal beneficio de este enfoque radica en que requiere pocos datos y es, por ende, poco costoso. Sin embargo, la calidad del estimado depende tanto de la precisión del valor global utilizado como de la adecuación de los atributos elegidos. En el ejemplo, se puede suponer que el número de barcos es importante, pero las emisiones asociadas a la actividad pesquera están en realidad determinadas por el volumen de combustible utilizado por la flota. Así, por lo general, la precisión del enfoque de arriba hacia abajo suele ser menor que la del enfoque de abajo hacia arriba (Jing et al., 2016; Mateo Pla et al., 2021). Aún así, la limitación realmente crítica de este tipo de estrategia es que no permite hacer una planificación y seguimiento apropiados de las acciones de mitigación, ya que, al basarse en datos nacionales, la implementación de éstas no se reflejará de manera proporcionada en

las emisiones ni en los futuros BEI. Por consiguiente, con un enfoque de este tipo, un municipio vería poco incentivo en emprender acciones cuyos beneficios no va a poder visibilizar.

El enfoque ascendente consiste en agregar las emisiones calculadas para la totalidad o una muestra de agentes emisores para obtener el resultado general a mayor escala (Fiorillo et al., 2020). Por ejemplo, sumando las emisiones de todas las empresas cementeras del municipio para obtener las emisiones totales de la industria cementera en esa ciudad. La principal ventaja de este enfoque es que la precisión obtenida es mayor y que además es posible hacer un seguimiento de las acciones de mitigación tomadas por cada agente individual. Se requieren a cambio muchos más datos y una muy superior capacidad de gestión y procesamiento de la información a todos los niveles, amén de una capacitación alta de todo el personal implicado en la gestión de dicho flujo de información.

Ante esta dicotomía, es importante destacar que los BEI y su elaboración forman la base de las acciones que promueve *Covenant of Majors*, organización que encuadra a la mayoría de municipios europeos, para sus *Strategic Energy and Climate Action Plans (SECAP)* o PACE, por sus siglas en castellano. La guía más autorizada para la elaboración de dichos inventarios base, BEI, ver Bertoldi, 2018, establece, mediante tablas y organigramas, los enfoques y metodologías de cálculo de emisiones, así como la elección de las fórmulas y factores de emisión y de manera muy sucinta, cabría destacar importantes diferencias con respecto a los inventarios nacionales.

Como primer elemento a destacar, los BEI asociados a los PACE no persiguen una descripción completa y holística de las emisiones en un territorio, si no destacar aquellas cuya mitigación pueda ser acometida en el ámbito jurisdiccional de las competencias municipales. Fundamentalmente se orientan a tres grandes sectores de emisiones: la energía consumida en los edificios y en el sector transporte de titularidad pública y otros focos de emisión no energéticos de especial relevancia como incineradoras o depuradoras entre otros.

Una segunda gran diferencia se refiere al tratamiento del sector energético. En el ámbito del INR, la energía eléctrica consumida no computa emisiones, si no únicamente la producción de la misma por las centrales en que se producen las emisiones primarias por quema de combustibles fósiles. De no hacerse así se daría la temida doble contabilidad de emisiones. El ámbito de los PACE sigue en este caso un enfoque más ligado a los análisis de ciclo de vida, computando lo que se conoce como alcance 2 de los consumos energéticos municipales, que consiste en incorporar al inventario las emisiones indirectas por consumo de electricidad que producen sus edificios, instalaciones o sistemas de transporte. En este sentido sería fundamental tener herramientas de cálculo precisas para estimar el mix de carbono de la energía eléctrica que se consume en el municipio, teniendo en cuenta las fuentes de producción renovables propias, por ejemplo. Ello supone una gran dificultad técnica y de acopio de información en muchos casos, dada la heterogeneidad y variedad de las fuentes de información que serían precisas.

En el sector del transporte, se contabilizan únicamente las emisiones de la flota pública o de titularidad municipal, al considerar que el ámbito público de decisión para las estrategias de mitigación se circunscribe a estos vehículos.

Respecto a los sectores a incorporar o no al BEI, los PACE adoptan un criterio poco restrictivo, habiendo muchos en los que su inclusión se recomienda, pero no se exige. Como resultado, es importante entender que este tipo de BEI no deberían utilizarse como herramientas para comparar las emisiones en diferentes zonas, ya que podrían partir de criterios diferentes en cuanto a la inclusión o no de fuentes de emisión. Para una comprensión más amplia de este tema, se recomienda al lector la revisión atenta de la referencia Bertoldi, 2018, especialmente de las Tablas 2, 3 y 4, que resumen de manera concisa todos estos aspectos.

Dada la complejidad de la elaboración de los BEI y la amplitud y vaguedad en cuanto a su elaboración implícita en las guías de referencia internacionales, muchas organizaciones supramunicipales, como algunas diputaciones, han elaborado guías propias, ofrecido recursos y dado apoyo técnico

a los ayuntamientos de su competencia. Ello ha permitido multiplicar el número de ayuntamientos adscritos al sistema (en la actualidad más de 14 000 en toda Europa, aunque con un reparto muy heterogéneo y con una sobrerrepresentación de países del Sur), a la par que ha aumentado la heterogeneidad y dispersión en cuanto a enfoques, cuantificaciones y medidas.

El uso del enfoque *bottom-up* que se propone en estos BEI, limitado por lo general a una muestra pequeña de fuentes de emisiones para las cuales los municipios tienen datos fácilmente disponibles, deja un gran número de indicadores sin cuantificar debido a la dificultad para acceder a los datos requeridos y por la complejidad de su gestión. Con ello se pierde necesariamente un elemento imprescindible en la evaluación de las medidas de mitigación que es la medida de su peso e impacto frente a todas las demás emisiones. Otra crítica que se puede dar a este enfoque es la de limitarse a las instalaciones de titularidad municipal cuando en el fondo la gestión pública tiene una gran influencia en el comportamiento, hábitos y contaminación que producen los sectores privados. Esto es especialmente cierto cuando hablamos de transporte y de hecho, el propio concepto de los Planes de Movilidad Sostenible, lleva implícita la idea de que la gestión pública afecta y condiciona la movilidad privada y, por tanto, debería tener en cuenta sus emisiones.

En base a ello podemos afirmar que muchas estrategias de mitigación planteadas a partir de estos inventarios BEI son en muchos casos ineficientes y dan lugar a que los recursos disponibles se inviertan de manera improductiva o al menos sin una relación coste/beneficio clara. Como ilustración de esta realidad, en la ciudad de Palermo, dentro de las medidas estipuladas en su SECAP, compartir coches y bicicletas reporta unos costes de implementación por tonelada de tCO₂ ahorrada de 2587 €/tCO₂, mientras que en la ciudad de Valencia se implementó una medida similar con un ratio de ahorro reportada de 34 €/tCO₂, según EnergyCities, 2020.

Frente a estas limitaciones, el grupo de investigación ICTvsCC, promotor del Observatorio de Emisiones de GEI de la Comunitat Valenciana, lleva tiempo desarrollando el Sistema de Información Territorial de Emisiones (en adelante SITE), ver Lorenzo-Sáez et al., 2022, cuyo planteamiento y filosofía persigue la elaboración de BEIs de mayor calidad en base a una confluencia coherente y factible de las estrategias *top-down* y *bottom-up*.

2.1.2. Sistema de Información Territorial de Emisiones

SITE es un sistema para cuantificar emisiones de gases de efecto invernadero, gestionar las medidas de mitigación para reducirlas y realizar el seguimiento de tales medidas, con el objetivo de servir de apoyo a las políticas climáticas locales y regionales. Se basa en una metodología híbrida innovadora que combina los enfoques ascendente y descendente. La gestión de datos en SITE se basa en una plataforma digital homónima que gestiona una empresa a través de un acuerdo de licencia.

SITE se basa en la estructura y estándares de los documentos técnicos del Panel Internacional sobre Cambio Climático (IPCC), adaptados para su implementación a nivel local. En concreto, SITE utiliza las metodologías *top-down* de Nivel 1 y *bottom-up* de Nivel 2.

El Nivel 1 permite cuantificar las emisiones de todas las fuentes de emisión a nivel local que se corresponden con alguno de los indicadores del IPCC y la metodología de Nivel 2 consiste en aplicar la metodología del IPCC a los indicadores identificados como importantes, mediante la obtención de los correspondientes datos de actividad *bottom up*. La aplicación de esta metodología a todos los ayuntamientos de la Comunidad Valenciana demuestra que, por lo general, menos de diez indicadores suelen contribuir a más del 80% de las emisiones de GEI en cualquier municipio¹. El Nivel 2 tiene mayor precisión en la cuantificación y un coste superior, pero, restringido a un número limitado de indicadores, su implementación es factible económicamente, lo que permite el

¹Véase los Informe Municipales de Emisiones de GEI en la CV, basados en SITE, en la misma página web del Observatorio.

seguimiento integral de las acciones correctivas implementadas ya sea en los PACE o en cualquier programa de mitigación que se quisiera introducir, así mismo el Nivel 2 de SITE identifica y correlaciona las medidas de las PACE de cualquier programa con los BEI y permite, por tanto, una adecuada medida del impacto de las medidas. Al concentrar éstas en los indicadores de mayor impacto a nivel local, permite también establecer estrategias viables de seguimiento de las mismas una vez implementadas.

Por último, la retroalimentación entre los Niveles 1 y 2 de SITE permite la mejora la cuantificación del Nivel 1 de cada indicador a través de un enfoque de aprendizaje profundo o *machine learning* basado en patrones generados por la implementación del Nivel 2. Así, esta técnica de procesamiento de la información, apoyada en *big data*, permite generar coeficientes que ofrecen la posibilidad de explotar nuevas variables atributivas para mejorar el cálculo.

La siguiente sección describe el fundamento matemático de la desagregación del Nivel 1 de SITE y su conexión con el algoritmo RACe, que consiste en una implementación particular de SITE en el entorno del tráfico rodado.

2.1.3. Distribución de emisiones de GEI basadas en variables de atribución

Relación entre indicadores de SITE e IPCC

El IPCC agrupa las emisiones por niveles de anidamiento que van desagregando los valores de emisiones en capas progresivamente más granulares en cuanto al tipo de actividad que se analiza. No todas las emisiones se reportan con el mismo nivel de anidamiento, lo cual produce cierta confusión en ocasiones.

Según el Formato Común de Reporte (en adelante CRF) en el Inventario Nacional de Referencia (INR), las emisiones se agrupan en general en categorías, denominándose así todos los grupos de emisiones hasta el tercer nivel de anidamiento (por ejemplo, *IAI* para las emisiones de las industrias de producción de energía). En el propio INR se utiliza el nombre subcategorías para todas aquellas emisiones que se anidan en niveles más altos (p. ej.: *IAIa* según la nomenclatura del CRF).

A efectos de SITE, y para evitar ambigüedades, se utiliza la denominación sector, criterio e indicador para designar las categorías de emisiones agrupadas en los niveles de anidamiento primero, segundo y tercero respectivamente. La suma de todas las emisiones agrupadas al mismo nivel de anidamiento suman la totalidad de las emisiones que reporta el Estado Español conforme a la metodología del IPCC. Denominamos como subcategorías a las emisiones agregadas al 4° o mayor nivel de anidamiento. Un ejemplo de subcategoría es la que agrupa las emisiones del tráfico rodado, que en la nomenclatura CRF vendría denotada como *IA3b* (donde 1 corresponde al sector de la energía, A corresponde al criterio de Actividades de combustión, 3 corresponde al indicador de Transporte y *b* señala a la subcategoría de Transporte rodado). El gráfico en la Figura 2.1. permite hacerse una idea de la estructura general de las categorías en el CRF 1 del INR y destaca aquellas subcategorías hasta nivel de anidamiento 5° en que se subdividen las emisiones del transporte rodado.

Dado que indicador es el nivel mínimo de anidamiento en todos los sectores de emisiones, inferimos que la suma de las emisiones de todos los indicadores equivale a las emisiones totales del Estado. Hemos de señalar que el INR trata las emisiones de todos los GEI de origen antropogénico, hasta un total de 12. En particular destacan las emisiones de CO₂eq que, sin ser en si un gas, cuantifican el equivalente en potencial de calentamiento global (en adelante GWP) que produce el conjunto de emisiones de un determinado foco o sector.

Adicionalmente, el formato y nomenclatura CRF abarca igualmente aquellas emisiones que, sin ser causa de calentamiento global, se consideran gases o emisiones contaminantes a efectos de reportes internacionales. Es por ello que los documentos de reporte asociados a las emisiones

del tráfico abarcan en total 32 gases, ya sean de efecto invernadero o meramente contaminantes. Para individualizar las emisiones de un gas en particular utilizaremos en las próximas secciones el subíndice i . De momento y para facilitar la legibilidad de la formulación matemática, omitiremos dicho índice y designaremos como E al valor total de emisiones de un gas (GEI o contaminante) reportado por el Estado, conforme al sistema IPCC. Para el mismo gas $I_{k'}$ cuantifica las emisiones de GEI de un indicador con subíndice k' del conjunto de indicadores (nivel de anidamiento 3 del sistema IPCC), donde $k' = 1, \dots, N_{ipcc}$, y donde N_{ipcc} es el número total de indicadores del IPCC. Se cumple que:

$$E = \sum_{k'=1}^{N_{ipcc}} I_{k'} \quad (2.1.)$$

SITE se fundamenta en un sistema de agrupamiento de indicadores de emisiones propio que, conforme a nuestra experiencia en diversos proyectos de investigación, entre otros SIMBIOTIC, 2017; TRUST, 2018; AIRLUISA, 2021; UPPER, 2022, se correlaciona de manera apropiada con las posibilidades de captación de información y estrategias de mitigación existentes a nivel local en el entorno jurisdiccional típico de un municipio en España. Dicho sistema, que se denomina internamente BSC (acrónimo de *Balance Score Board*), es un conjunto de agregados de indicadores del IPCC, B_k , en los que se subdividen las emisiones de GEI. Utilizaremos en este caso el subíndice k , donde $k = 1, \dots, N_{bsc}$, siendo N_{bsc} el número de indicadores del BSC.

Determinados indicadores del IPCC participan en más de un indicador del BSC o, viceversa, sucede también que un mismo indicador del BSC esté compuesto por más de un indicador del IPCC. Esta relación viene determinada por la matriz de coeficientes de correlación BSC—IPCC, o $C_{k,k'}$, definida por medio de la expresión:

$$B_k = \sum_{k'=1}^{N_{ipcc}} C_{k,k'} I_{k'}, \quad (2.2.)$$

donde, $C_{k,k'} \leq 1$ para todo k, k' . En particular tendremos en cuenta que:

$$C_{k,k'} = \begin{cases} = 0 & \text{si } I_{k'} \text{ no aporta emisiones al indicador } B_k \\ < 1 & \text{si } I_{k'} \text{ aporta parcialmente al indicador } B_k \\ = 1 & \text{si } I_{k'} \text{ aporta todas sus emisiones al indicador } B_k \end{cases}$$

El sistema BSC o cualquier otro agregado de indicadores del IPCC debe cumplir la condición de integridad por la cual la suma de emisiones de todos los agregados ha de coincidir con la totalidad de las emisiones nacionales, E . Esto se verifica si:

$$\sum_{k=1}^{N_{bsc}} B_k = E, \quad (2.3.)$$

donde aplicando la Ecuación 2.2. se demuestra con facilidad que esta relación se cumplirá de manera suficiente si, para todo k' :

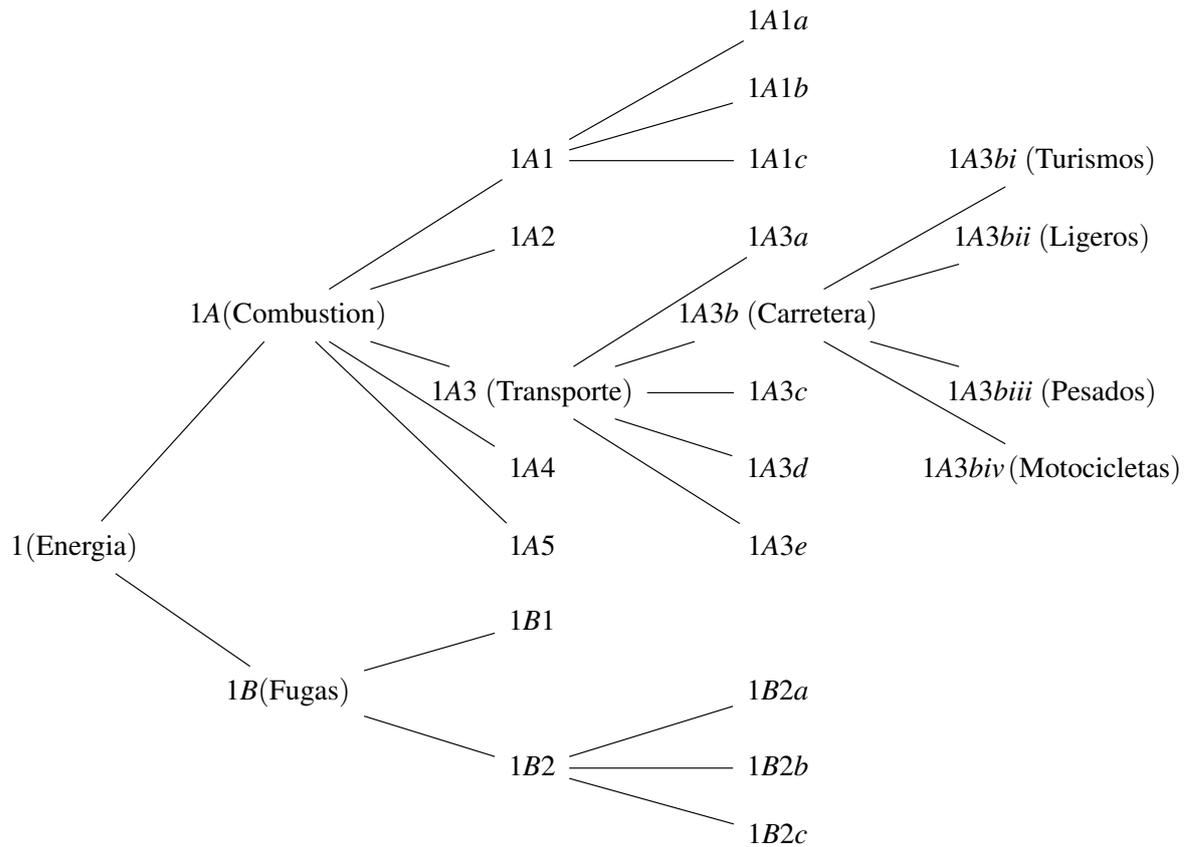


Figura 2.1. Grafo que muestra la estructura y relación entre las categorías del IPCC del sector CRF (*Common Reporting Format*) 1, Energía. En la parte de transporte se muestran las subcategorías (nivel de anidamiento 4) que se desglosan en el INR para el indicador *1A3b*.

$$1 = \sum_{k=1}^{N_{bsc}} C_{k,k'} \quad \forall k' = 1, \dots, N_{ipcc} \quad (2.4.)$$

En otros términos, si concebimos C como una matriz, no necesariamente cuadrada, donde los índices correspondientes a los indicadores del IPCC serían las columnas y los del BSC las filas, la condición antedicha implica que la suma de los coeficientes de todas las columnas ha de valer la unidad.

2.1.3.1. Indicadores IPCC y variables (locales) de atribución

Todas las emisiones relacionadas con los indicadores del IPCC pueden ser desagregadas espacialmente (por municipios, entidades autonómicas, provincias, o algún agregado regional de cualquier otra índole) a los que llamaremos genéricamente regiones. Para cada indicador hemos de establecer una o varias variables locales de atribución mediante las cuales poder calcular las emisiones que corresponden a las regiones. En esta sección analizamos las propiedades formales y condiciones que deben cumplir las variables de atribución.

Para desagregar por regiones un determinado indicador en base a una atribución *top-down*, es condición necesaria que los datos de atribución estén disponibles de manera homogénea para el total de las regiones del territorio al que se refieren las emisiones del INR. Si denotamos:

$I_{k'}^s$	[Mt]	valor de las emisiones atribuidas al indicador k' del IPCC para la región con subíndice s , donde $s = 1, \dots, N_{reg}$ y N_{reg} es el número de agregados regionales que se quiera analizar.
$L_{k'}^s$		valor de la variable local atributiva para el indicador de emisiones $I_{k'}$ en la región s .
$N_{k'}$		valor del total nacional asociado a la variable atributiva escogida para el indicador de emisiones $I_{k'}$.

El sistema de variable locales atributivas regionales $\{L_{k'}^s\}$ constituye una partición para $\{N_{k'}\}$ si para todo índice k' se cumple la condición:

$$N_{k'} = \sum_{s=1}^{N_{reg}} L_{k'}^s \quad (2.5.)$$

Bajo estas premisas puede definirse la atribución de la región s las emisiones del indicador (ya sea del IPCC o del BSC) k' como:

$$I_{k'}^s = \frac{L_{k'}^s}{N_{k'}} I_{k'}, \quad (2.6.)$$

y la integridad del indicador se verifica de manera sencilla determinándose que para todo k' :

$$\sum_{s=1}^{N_{reg}} I_{k'}^s = I_{k'}. \quad (2.7.)$$

Es claro que puede haber muchas maneras de repartir emisiones mediante un sistema de variables de atribución, pero, para que la partición tenga sentido, ha de poseer dos características:

- ★ *Compleitud*: el valor de las variables de atribución ha de ser conocido, o al menos computable, en todas las regiones.
- ★ *Relevancia*: el nivel de emisiones en cada indicador deber guardar proporción con el valor de la variable atributiva, de manera que la Ecuación 2.6. tenga sentido.

2.1.3.2. Distribución espacial de los indicadores BSC y SITE de Nivel 1

Finalmente podemos combinar la desagregación espacial y la proyección SITE, definiendo indicadores BSC con desagregación espacial mediante la siguiente definición:

B_k^s el valor de las emisiones atribuidas al indicador k del BSC para la región con subíndice s , donde $s = 1, \dots, N_{reg}$ y N_{reg} es el número de agregados regionales que se quiera analizar.

Mediante combinación de las Ecuaciones 2.2. y 2.6., se obtiene la siguiente formulación:

$$B_k^s = \sum_{k'=1}^{N_{ipcc}} \mathbf{C}_{k,k'} I_{k'}^s = \sum_{k'=1}^{N_{ipcc}} \mathbf{C}_{k,k'} \frac{L_{k'}^s}{N_{k'}} I_{k'} \quad (2.8.)$$

Desagregación por número de habitantes. Como ejemplo, una opción sencilla y extendida para distribuir emisiones entre territorios es considerar como variable local atributiva para todos los indicadores el número de habitantes (dato de población). Está claro que dicha variable cumple el

criterio de completitud, pero no es evidente que sea relevante para muchos de los indicadores del IPCC. En cualquier caso, es sencillo establecer una atribución en base a esta variable.

Aplicando la Ecuación 2.8. tenemos para los indicadores del BSC de una determinada región con índice s y número de habitantes H_s , siendo H la población del país (y siendo el coeficiente atributivo a la región s igual en este caso a $h_s = H_s/H$):

$$B_k^s = \sum_{k'=1}^{N_{ipcc}} C_{k,k'} h_s I_{k'}, \quad (2.9.)$$

Nótese que si tomásemos la población como único criterio atributivo para el conjunto de indicadores del INR, la relación para la Ecuación 2.9. sería válida para todos los indicadores y podría reducirse a una sencilla operación de matrices dada por:

$$B^s = C^s \circ I, \quad (2.10.)$$

donde B y I representan los vectores columna de valores de las emisiones del BSC e IPCC, respectivamente y todos los elementos de la matriz de correlación C^s , en este caso de ámbito local, vendrían determinados por: $C_{k,k'}^s = C_{k,k'} h_s$.

Desagregación espacial y por categorías con más de una variable de asignación. Se debe tener cuidado con este tipo de atribución, puesto que puede dar lugar a estimaciones que no cumplan la condición de integridad 2.3..

Una posibilidad es que un indicador $I_{k'}$ del IPCC pudiese desagregarse en $N_{sc_{k'}}$ subcategorías para cada una de las cuales existan variables de atribución robustas. Por ejemplo, en el indicador $IA3b$ correspondiente a las emisiones del tráfico por carretera, las estadísticas del INR desglosan las variables de actividad por tipo de vehículo con las subcategorías turismos, vehículos comerciales ligeros, ciclomotores y motocicletas y vehículos pesados (ver **INR**, Tabla 3.8.5. pág. 215). Diremos que el indicador de nivel 3, en este caso $IA3b$, puede estar compuesto por $N_{sc_{IA3b}} = 4$ subcategorías, para las cuales haya diferentes criterios de atribución.

En general podemos escribir, para las emisiones totales:

$$I_{k'} = \sum_{i=1}^{N_{sc_{k'}}} I_{k';i}, \quad (2.11.)$$

siendo $I_{k';i}$ el valor de las emisiones atribuidas al indicador k' , subcategoría i , donde $k' = 1, \dots, N_{ipcc}$ e $i = 1, \dots, N_{sc_{k'}}$ y siendo $N_{sc_{k'}}$ el número de subindicadores de $I_{k'}$. Cada uno de los subindicadores deberá poseer su propio conjunto de variables locales atributivas, $L_{k';i}^s$, cuya suma sobre todas las regiones deberá coincidir por separado con el total nacional calculado para cada subcategoría, $N_{k';i}$.

Bajo esta premisas podemos atribuir a cada región s del subindicador $(k';i)$ las emisiones dadas por:

$$I_{k';i}^s = \frac{L_{k';i}^s}{N_{k';i}} I_{k';i}, \quad (2.12.)$$

Verificándose la integridad del indicador, es decir:

$$\sum_{s=1}^{N_{\text{reg}}} \sum_{i=1}^{N_{\text{sc}_{k'}}} \frac{L_{k',i}^s}{N_{k',i}} I_{k',i} = \sum_{i=1}^{N_{\text{sc}_{k'}}} I_{k',i} \left(\sum_{s=1}^{N_{\text{reg}}} \frac{L_{k',i}^s}{N_{k',i}} \right) = \sum_{i=1}^{N_{\text{sc}_{k'}}} I_{k',i} = I_{k'}, \quad (2.13.)$$

dado que el valor entre paréntesis vale la unidad.

2.1.3.3. Distribución por subcategorías no referenciadas en el IPCC

En determinados supuestos puede interesar una distribución de las emisiones basada en otro tipo de subcategorizaciones que puedan considerarse de interés. La condición esencial es que exista información de referencia, fiable y completa, sobre cómo se distribuyen las variables de atribución en el territorio. Tales categorías de emisiones SITE pueden complementar y ser una opción válida cuando se quiera pasar a analizar medidas contra el cambio climático que deban respaldarse por modelos más granulares de los que admitan los agregados del IPCC.

En RACe se aplica esta idea para distribuir emisiones en función de las normas de emisiones que afectaban a los vehículos del parque móvil (en adelante PM). Tal subcategorización no está referenciada en el INR, sin embargo, los IMV incluyen la información desglosada por edad del parque, tipo de combustible, o categoría de vehículos. Consideramos que el criterio señalado puede ser interesante a nivel de análisis para determinar, por ejemplo, la posible influencia que la antigüedad de los vehículos tiene sobre las emisiones de GEI, ya que se conoce de sobra como determinados cambios en las tecnologías de vehículos y mezclas de combustible afectan a determinados contaminantes.

La estrategia para el cálculo de la distribución de las emisiones es, en este caso, diferente y consiste en resolver un problema de asignación de coeficientes sobre las emisiones de un número suficiente de años.

Supongamos que $I_{k'}[a]$ son las emisiones atribuidas al indicador k' en el año a . El problema a resolver consiste en hallar un conjunto de factores, $f_{k',i}^*$ relacionados con los coeficientes de atribución $L_{k',i}$, de manera que iguale las emisiones de manera aproximadas durante un conjunto de años en un período dado (en este caso para un período comprendido entre a_1 y a_m):

$$I_{k'}[a] \approx \sum_{i=1}^{N_{k'}^{\text{sc}}} L_{k',i} f_{k',i}^* \quad \forall a = a_1, \dots, a_m. \quad (2.14.)$$

En este caso, si el número de anualidades, m , que se considera es mayor o igual que el número de subcategorías $N_{k'}^{\text{sc}}$ el problema es resoluble como un problema de optimización lineal por ajuste de mínimos cuadrados.

Si por otra parte las variables de atribución que se utilizan son homogéneas con las que utiliza el IPCC, los factores $f_{k',i}^*$ que explican las emisiones tienen las mismas unidades que los factores de emisión correspondientes a las variables de actividad. Sin embargo los valores $f_{k',i}^*$ no deben confundirse con factores de emisión genuinos, ya que se obtienen como solución de un algoritmo matemático y no mediante la medición de gases de un agente o conjunto de agentes.

Por ejemplo, veremos que RACe utiliza como variable de atribución los *km-veh* que recorre una determinada categoría de vehículos con cierta edad. Los factores que se deducen del problema de optimización tienen las mismas unidades que los establecidos por el nivel 2, sin embargo, sólo pueden considerarse como un promedio atributivo, con valor informativo, que no se refiere a ningún vehículo en concreto.

2.2. Método RACe

2.2.1. Aplicación de SITE a las emisiones del tráfico rodado

La aplicación de la filosofía y principios de SITE a las emisiones debidas al tráfico rodado se conceptualiza en este documento como RACe, acrónimo de Reparto Atributivo Consistente de emisiones. RACe desagrega las emisiones de GEI y de un total de hasta 32 contaminantes asociados al indicador *1A3b* del IPPC, bajo tres criterios: por tipo de vehículo/combustible, por norma emisiva y por municipio u otras entidades locales territoriales como comarcas, provincias, etc.

La desagregación por tipo de vehículo/combustible y por municipio sigue estrictamente las directrices SITE señaladas en los epígrafes que anteceden, ya que existen datos municipales desglosados por estos criterios que sirven de base para ello. En cuanto a la desagregación por norma emisiva, hemos seguido el método descrito en el epígrafe 2.1.3.3., puesto que este tipo de distribución no se contempla de manera oficial, pero sí existe un soporte de datos para ello en los IMV.

2.2.2. Concepto y variables de atribución

La variable atributiva para el cálculo de emisiones en RACe es el número total anual de kilómetros recorridos que puede asociarse a una determinada tipología y franja de edad de vehículos registrada en el IMV de una población concreta. Por esta razón, la metodología y naturaleza de los factores de emisión guardan una estrecha relación con la metodología de nivel 2 y por ello podría conceptuarse al método RACe como de nivel 2 aplicado a las zonas, basado en una distribución *top-down* de vehículos a nivel municipal.

Siguiendo la nomenclatura matemática de las secciones anteriores, podríamos caracterizar con el símbolo $L_{k,i,j}^s$ las variables de atribución que hemos de calcular para poder distribuir las emisiones de una localidad s ; tipología de vehículo/combustible i ; y norma emisiva j . Como el subíndice k , que en SITE se refiere a los indicadores del IPCC es en este caso único ($k=1A3b$), está a la mano omitirlo para simplificar la notación en la forma:

$$L_{1A3b;i,j}^s \equiv R_{i,j}^s = Nveh_{i,j}^s \times km-veh_{i,j}^s \quad (2.15.)$$

El número de vehículos, $Nveh_{i,j}^s$, pertenece a una población, tipología motor/combustible y franja de edad puede obtenerse directamente de los IMV, aunque es importante tener en cuenta algunos detalles metodológicos en cuanto a la clasificación de vehículos a los que aludiremos más adelante.

La cantidad de kilómetros anuales recorridos en promedio por un vehículo perteneciente a una determinada tipología y franja de edad, $km-veh_{i,j}^s$ requiere un análisis más cuidadoso ya que encierra la complejidad y, a la vez, potencialidad de RACe.

Por un lado, al no haber un soporte de datos para disponer de la variable atributiva $km-veh_{i,j}^s$ a nivel local (lo cual correspondería a una genuina aproximación de nivel 3), hemos de partir de la aproximación:

$$km-veh_{i,j}^s = km-veh_{i,j} \quad (2.16.)$$

representando esta última el promedio nacional de kilómetros recorridos anualmente por cada categoría de vehículos, siendo un indicador fundamental en el análisis de la movilidad en España. Los $km-veh_{i,j}$ representan datos de gran relevancia, pero su obtención es compleja y exige el uso de metodologías precisas y detalladas. Diversos estudios han intentado estimar los $km-veh_{i,j}$ en el país

mediante diferentes enfoques. Por ejemplo, Paúl et al., 2021 emplearon los datos de la Inspección Técnica de Vehículos (en adelante ITV) para analizar específicamente los kilómetros recorridos por la categoría de turismos. Sus resultados mostraron que los $\text{km-veh}_{i,j}$ están estrechamente relacionados con la antigüedad del vehículo, lo que significa que varían de manera significativa en función del índice j , el otro estudio de gran relevancia para RACe es el que realizó la Dirección General de Tráfico (en adelante DGT) que utiliza los modelos predictivos a través de la lectura de los odómetros para estimar los kilómetros recorridos anualizados del parque móvil español. En este contexto, escribiremos:

$$\text{km-veh}_{i,j} = g_j \text{km-veh}_i, \quad (2.17.)$$

donde g_j es un coeficiente de corrección edad/kilometraje anual que podrá aplicarse en aquellas tipologías en que se disponga de datos, en este caso tenemos datos para 12 tipologías y para los que no, se utiliza la unidad. La edad del PM está ligado a las normas euro explicadas anteriormente en la Tabla 1.1. donde están expresadas las categorías de vehículos, tipo/denominación y tecnología/norma. En síntesis, existen seis normas vigentes, las cuales se categorizan en subgrupos a medida que evolucionan con el tiempo. Por ejemplo, la norma euro 6 incluye la euro 6d-TEMP (2019) y la euro 6d (2021), que incorporaron pruebas más rigurosas y precisas para medir las emisiones en condiciones reales de conducción.

Criterio de integridad para los coeficientes de corrección g_j . Dado que el número total de kilómetros anuales recorridos por el PM para cada tipología es conocido, Km-t_i , al igual que el total nacional por categoría y de edad, $N_{i,j}$, que es afectado por las 6 normas, es posible escribir:

$$\text{Km-t}_i = \sum_{j=1}^6 g_j N_{i,j} \text{km-veh}_i, \quad (2.18.)$$

Al provenir de distintas fuentes de datos, las estimaciones de Narváez Paúl et al., 2021 y el estudio de la Dirección General de Tráfico-ITV, 2023, no tienen por qué ser consistentes con la condición de integridad 2.18., aunque sí es posible considerarlas como un valor de entrada aproximado. En particular, si tenemos en cuenta que los datos de la ITV son más representativos para los vehículos de más de cuatro años, podemos considerar los factores de corrección g_2, g_3, \dots, g_6 estimados a partir de dicha fuente como de mayor fiabilidad. El factor $g_1 = g_1^*$ puede utilizarse como constante de ajuste que permita garantizar que se cumple la igualdad 2.18. Así, es sencillo ver que, si aplicamos los factores de corrección edad/kilometraje $g_1, g_2, g_3, \dots, g_6$, siendo:

$$g_1 = g_1^* = \frac{N_i - \sum_{j=2}^6 g_j N_{i,j}}{N_{i,1}}, \quad (2.19.)$$

el total nacional de kilómetros recorridos resulta coherente con la distribución de kilómetros por edad calculados a partir de los datos de las ITV.

Ecuaciones RACe para los coeficientes de emisiones de gases contaminantes. En el caso de los contaminantes por tráfico, las estadísticas ministeriales reportan estimaciones anuales sobre un total de 32 gases tanto de efecto invernadero como de otro tipo de contaminantes. Dichas emisiones anuales están desagregadas por tipología de vehículo/combustible y edad.

El método que aquí se describe permite obtener los factores $f_{k,i,j}^*(g)$ en principio para todos los gases de los que dispone de datos, sin embargo, en muchos casos las cantidades que se reportan

son realmente bajas y, por consiguiente, el método de cálculo implica matrices de coeficientes con valores minúsculos, provocando inestabilidad numérica en el cálculo. Además, el interés de una estimación desagregada para tales contaminantes es cuestionable.

Este motivo nos ha conducido a limitar el cálculo a un conjunto de gases que, por su peso en las emisiones o por su importancia, como en el caso del plomo, permiten un cálculo fiable y resultan de interés. La lista de gases concreta se describe en el siguiente epígrafe.

Si $E_{k';i}[g, a]$ son las emisiones atribuidas en el año a al indicador k' para la tipología de vehículo/combustible i y para el gas g , el problema a resolver consiste en hallar el conjunto de factores, $f_{k';i,j}^*(g)$ relacionados con los coeficientes de atribución $R_{i,j}$, Ecuación 2.15., que igualan dichas emisiones de manera aproximada durante un conjunto de años en un período dado (en nuestro caso para un período comprendido entre 2012 y 2022), minimizando las cantidades:

$$\|E_i[g, a] - \sum_{j=1}^6 R_{i,j}[a] f_{i,j}^*(g)\| \quad \forall a = 2012, \dots, 2022. \quad (2.20.)$$

El símbolo $\|\cdot\|$ alude a la distancia - calculada como la norma euclídea - entre ambos vectores que representan, sucesivamente, las emisiones reportadas y las que se deducen del método RACe.

Formalmente el problema puede plantearse como un problema de ajuste por mínimos cuadrados con tres matrices, la matriz columna (11×1) o vector de emisiones $\mathbf{E}_i(\mathbf{g})$ para los 11 años que comprende el período de estudio, la matriz de coeficientes \mathbf{R}_i de (11×6) y finalmente la matriz de (6×1) que contiene los coeficientes $\mathbf{f}_i^*(\mathbf{g})$ de emisiones por km-veh que caracterizarían las *normas*₁₋₆. Es de señalar que la matriz \mathbf{R}_i no depende del gas y sólo se calcula una vez. Se busca la solución que minimiza la norma euclídea entre el vector que representa los datos de emisiones y el calculado, dada por:

$$\varepsilon = \|\mathbf{E}_i(\mathbf{g}) - \mathbf{R}_i \circ \mathbf{f}_i^*(\mathbf{g})\|, \quad (2.21.)$$

y donde ε es el residuo o error de ajuste que nos indica la calidad del mismo, cuantificando la variabilidad en las emisiones de los años considerados que no estaría explicada por los coeficientes $f_i^*(g)$.

El número de anualidades, 11 en este caso, que se considera es mayor que el número de normas emisivas (6), por lo que el problema es resoluble como un problema de optimización lineal, pudiéndose utilizarse las filas sobrantes para evaluar la calidad del ajuste. Para calcular la solución (y dado que el problema es lineal en este caso) se puede acudir a una amplia variedad de algoritmos muy eficientes para tal fin. Un ejemplo es el método *Simplex*, que incluye la posibilidad de imponer condiciones adicionales a los coeficientes-problema, $f_i^*(g)$, como por ejemplo que sean positivos y crecientes.

2.2.3. Descripción del algoritmo de RACe

La aplicación de RACe consiste en dos sencillas etapas. En la primera etapa se organiza la información para calcular los coeficientes de emisiones para cada categoría vehículo/combustible y gas. La segunda consiste en el empleo de tales coeficientes para el cálculo de las emisiones de un determinado municipio o conjunto de municipios. En el capítulo que sigue se explican las fuentes de datos de los que se parte para su implementación.

Cálculo de f^*

Categorización del PM. Se ha dividido el PM en 11 categorías o tipologías vehículo/combustible con arreglo a su denominación oficial. Son las enumeradas a continuación:

Tabla 2.1. Categorías que se consideran en la metodología RACe

Categoría	Tipología vehículo	Combustible
1	Turismo	Diésel
2	Turismo	Gasolina
3	Turismo	Otros combustibles ²
4	Ligeros	Diésel
5	Ligeros	Gasolina
6	Camiones	Diésel
7	Camiones	Gasolina
8	Autobuses	Diésel
9	Autobuses	GNC
10	Motocicletas	Gasolina
11	Ciclomotores	Gasolina

Las categorías contempladas en la metodología RACe coinciden con las incluidas en las estadísticas de emisiones del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico (MITECORD). Además, sus cifras forman parte de los IMV, lo que permite una atribución precisa y detallada por regiones.

Cálculo de las matrices R . A partir de los datos de los IMV desde 2012 hasta 2022, se construye para cada categoría i la matriz R_i , cuyos coeficientes representan el número de kilómetros recorridos anualmente por los vehículos de la tipología i , ajustados por normas emisivas hasta llegar al año de referencia (en este caso, 2022). Con este cálculo, se elabora la clasificación de emisiones según las normativas, donde los datos de kilómetros recorridos en cualquier municipio o agrupación utilizan los coeficientes g descritos en el apartado Criterio de integridad para los coeficientes de corrección g_j , teniendo en cuenta la antigüedad del PM.

Vector de emisiones y cálculo de los factores de emisión f^* . A partir de las estadísticas de emisiones, y para cada gas en la lista de contaminantes de interés, se construyen los vectores columna $E_i(g)$ cuyos elementos son las emisiones de dicho gas en cada uno de los años del período considerado. A continuación, para cada gas y tipología vehicular se resuelve la Ecuación 2.21. para hallar los coeficientes de emisiones que les corresponden. En RACe, para un total de 11 categorías y 13 gases de interés, que pueden examinarse en la Tabla 2.2, se calculan alrededor de 130 conjuntos de coeficientes (no todos los gases son relevantes para todas las categorías). Después se evalúa el error ε en cada una de las soluciones para descartar posibles anomalías o discrepancias que hagan aconsejable descartar alguno de los supuestos.

Para valorar la precisión global del algoritmo es necesario tener en cuenta el valor del residuo o error de ajuste ε (expresión 2.21.) que se obtiene para cada una de las categorías de vehículos como indicador de la desviación entre las emisiones de un determinado gas reportadas por el Ministerio y el resultado que se obtiene del producto de los coeficientes de emisiones y kilómetros anuales recorridos.

El promedio de dichos residuos nos puede dar una indicación global de la coherencia de las emisiones obtenidas mediante nuestro método obteniéndose un excelente ajuste en la mayoría de los contaminantes. En todos los contaminantes exceptuando SO_2 la mediana de las emisiones calculadas mediante los coeficientes de emisiones se desvía en menos de un 0,4% de las emisiones reportadas por el Ministerio. El caso de SO_2 es el globalmente menos favorable con una mediana de

Tabla 2.2. Contaminantes que se calculan en la metodología RACe

Índice gas	Descripción	Fórmula química o abreviatura MITECORD
1	CO ₂ equivalente	CO ₂ total
2	CO ₂ de la combustión fósil	CO ₂ fósil
3	Metano	CH ₄
4	Óxido nitroso	NO ₂
5	Óxidos de nitrógeno	NO _x
6	Compuestos orgánicos volátiles (excepto metano)	COVNM
7	Óxidos de azufre	SO ₂
8	Amoníaco	NH ₃
9	Monóxido de carbono	CO
10	Partículas en suspensión ≤ 50 micras	TSP
11	Partículas en suspensión ≤ 10 micras	PM ₁₀
12	Partículas en suspensión ≤ 2.5 micras	PM _{2,5}
13	Plomo	Pb

desviaciones del -2,15 % debido fundamentalmente a discrepancias importantes en determinadas categorías de emisiones como los autobuses diésel. Cabría investigar cuál puede ser la razón de dicho desajuste, que podría muy bien estar en el origen de datos.

Cálculo de emisiones municipales o zonales

El cálculo principal consiste en clasificar, por norma, los kilómetros anuales recorridos en cualquier municipio o agrupación. Estos kilómetros se multiplican por los coeficientes de emisiones $f_{i,j}^*(g)$. Una vez obtenidas las emisiones correspondientes al año [a] y totalizadas por grupo de vehículos y contaminantes, se utilizan las matrices R^s para representar la localidad o municipio que se está estudiando, por ejemplo la ciudad de Zamora, Figura 2.2..

Emisiones de CO₂eq[kt]

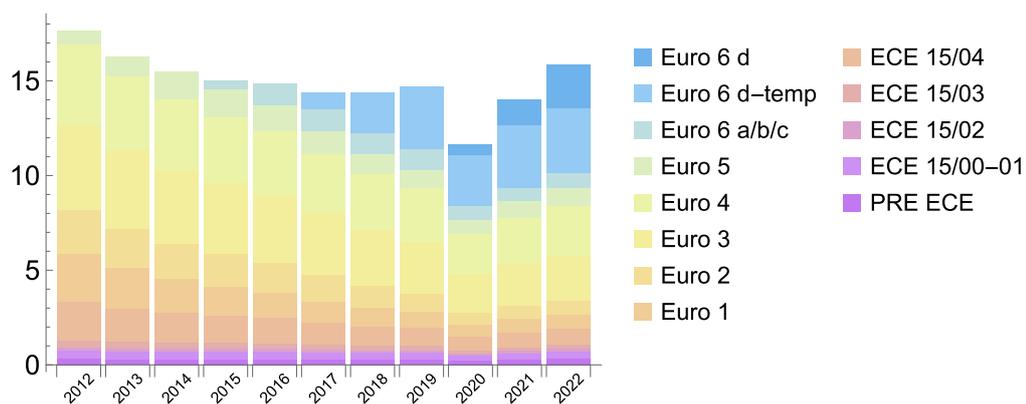


Figura 2.2. Evolución del total de las emisiones de CO₂ eq para los turismos gasolina y su distribución por normas euro en la ciudad de Zamora a lo largo del periodo 2012-2022.

Al obtener las emisiones por norma, el sumatorio de los kilómetros recorridos por vehículo nos dará las emisiones asociadas a cada tipología de vehículo/combustible, correspondientes a las 11 categorías de la lista, con la información de los IMV de esa localidad, se puede calcular y totalizar las emisiones correspondientes a cada grupo de vehículos y municipio, para ilustrar la ciudad de Zamora, Figura 2.3..

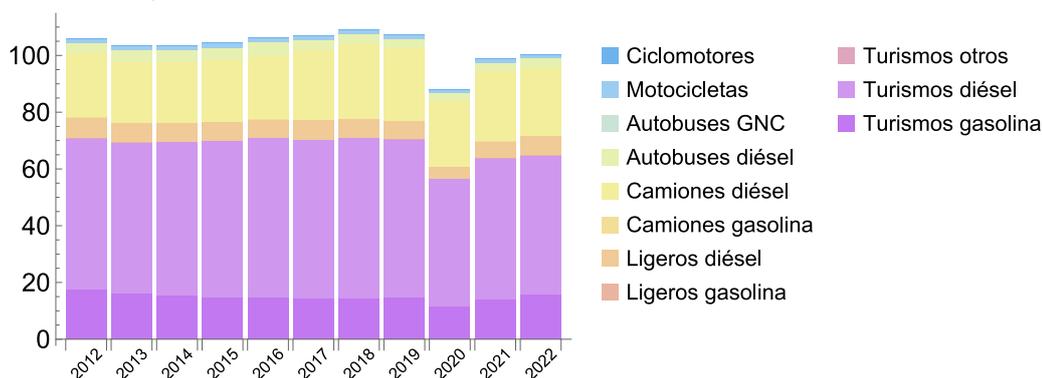
Emisiones de CO₂eq [kt]

Figura 2.3. Evolución del total y su distribución por categorías de vehículos de las emisiones de CO₂ eq en la ciudad de Zamora a lo largo del periodo 2012-2022

Es interesante señalar también que mucha de la información generada con los cálculos auxiliares para la implementación del método RACe tienen interés *per se*. Por ejemplo, la edad media del PM o la distribución de vehículos por edad son indicadores que, al fin y a la postre, condicionan todas las métricas de emisiones desde la perspectiva de RACe.

Por ello, y a nivel comparativo, es interesante extraer, además de las emisiones, otra serie de indicadores que tienen una relación directa con esta y nos dan información útil sobre la estructura del PM.

2.2.3.1. Otros indicadores zonales

Para estudiar algunas tendencias que se dan respecto a las emisiones debidas a la composición del parque móvil en zonas o municipios se propone el uso de una serie de indicadores cuyo valor permite obtener conclusiones comparativas de cierto valor.

La evolución del PM en términos de norma euro en una localidad nos permite conocer cómo las tecnologías de carburante/motor son cada vez menos emisivas, por ejemplo, el gráfico 2.3 que muestra como han evolucionado las emisiones de CO₂ para la localidad de Zamora a medida que se implementan las actualizaciones de las normas euro.

Edad media del PM. La edad media del PM puede calcularse sencillamente como un promedio ponderado con el número de vehículos de la mediana de años que corresponde a cada norma. Es un indicador sintético que puede aportar información visual y que permite visibilizar ciertas tendencias, como se ve en la Figura 2.4. en la que se muestra la evolución de dicho indicador para Zamora en comparación con la tendencia nacional. Se muestra como, a partir de 2012, la evolución de la edad del PM en Zamora se aleja del promedio de España, sobre todo en la categoría 1 (turismos a gasolina). Esta tendencia tiene una traslación directa a las emisiones.

Emisiones teóricas por habitante. En algunos casos es interesante calcular la relación entre dichas emisiones y el número de habitantes de la localidad, H . Este indicador permite visibilizar posibles distorsiones entre el tamaño de la población y la estructura del PM, sobre todo para poder descartar en algunos casos los resultados del análisis de RACe por ser producto de este tipo de anomalías.

$$e_i = \frac{E_i}{H}$$

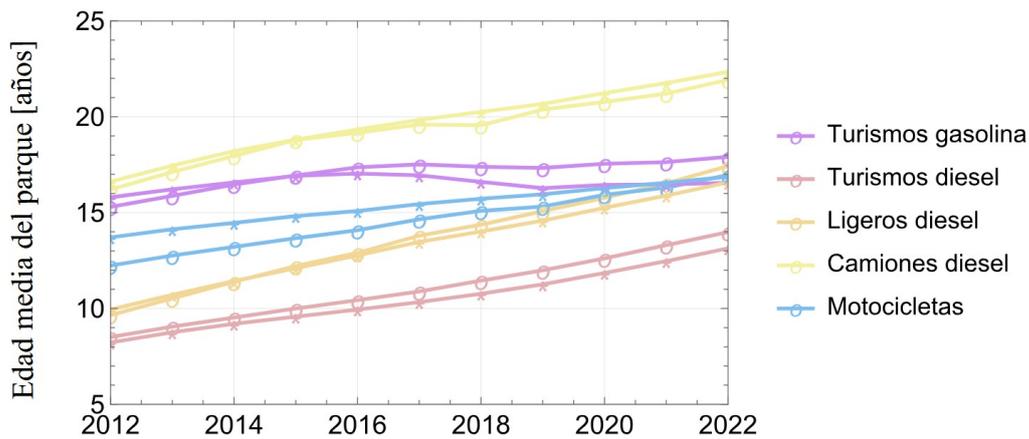


Figura 2.4. Distribución comparada y su evolución en el tiempo de la antigüedad media de los vehículos de las cinco categorías más representativas del PM en España y en Zamora. Las líneas marcadas con círculos representan el PM de Zamora y las líneas marcadas con asteriscos los datos globales de España.

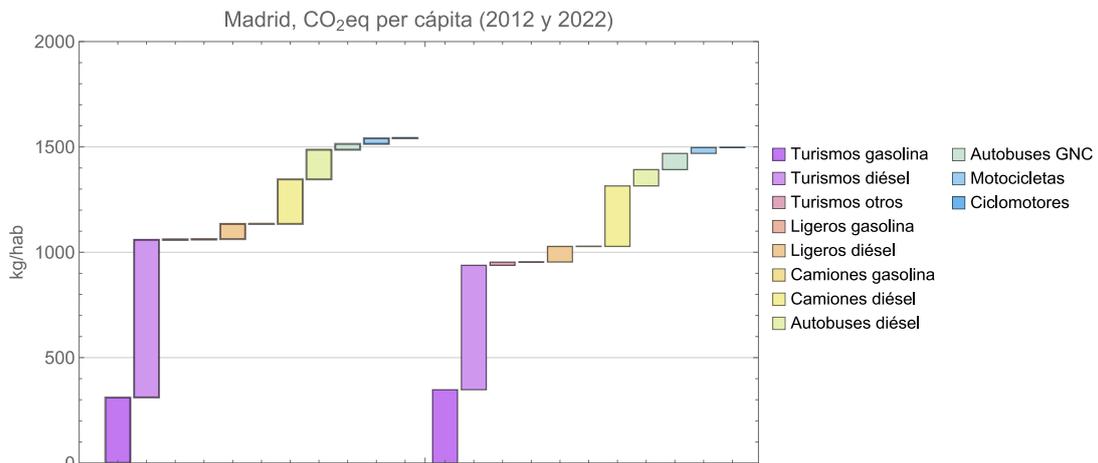


Figura 2.5. Emisiones de CO₂eq per cápita de la ciudad de Madrid entre 2012 y 2022 atribuidas de por RACE de acuerdo con la composición oficial de su parque móvil. A la izquierda se muestran las emisiones de 2012 y a la derecha las de 2022.

Como se observa de la Figura 2.5., que representa la agregación de emisiones por categorías de vehículos en la ciudad de Madrid dividida por su población y la Figura 2.6., que representa la misma información para la ciudad de Valencia, existen notables diferencias en cuanto a emisiones atribuibles per cápita en ambos casos. Este tipo de diferencias se pueden observar en muchos otros casos de emisiones atribuibles a municipios y reflejan diferencias importantes en la estructura y tamaño relativo de los respectivos parques móviles si se comparan con el tamaño de la población.

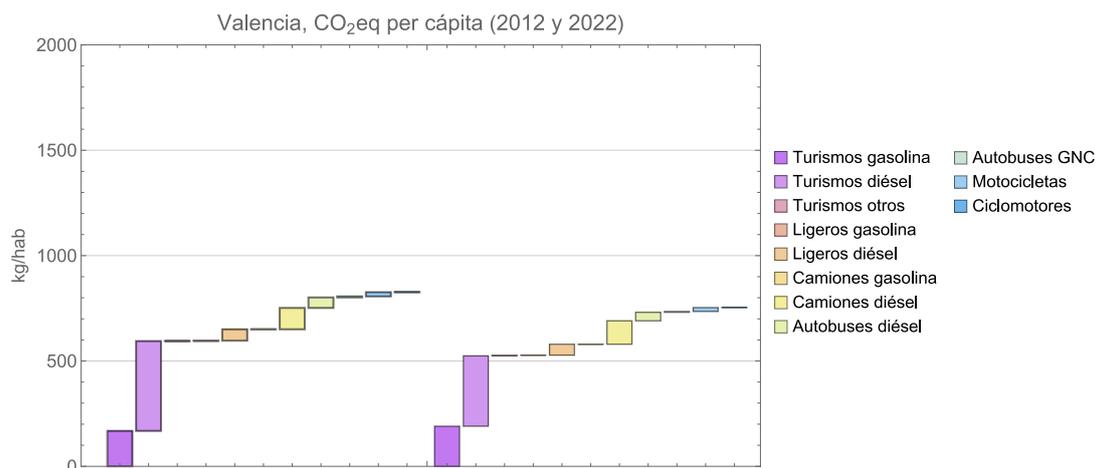


Figura 2.6. Emisiones de CO₂eq per cápita de la ciudad de Valencia entre 2012 y 2022 atribuidas de por RACe de acuerdo con la composición oficial de su parque móvil. A la izquierda se muestran las emisiones de 2012 y a la derecha las de 2022.

2.3. Resumen final y conclusiones

En este capítulo se han descrito las bases, principios y limitaciones de RACe como sistema de estimación *top-down* de emisiones de GEI y otros gases contaminantes en zonas y municipios de España. El uso que se pueda dar a los resultados que se obtienen debe tener muy en cuenta estos aspectos, ya que, de lo contrario, podría darse lugar a interpretaciones erróneas.

Como sistema de atribución *top-down*, RACe ofrece una desagregación completa, coherente y precisa de las emisiones de todas las categorías de vehículos a nivel nacional, permitiendo aproximar las grandes tendencias en las emisiones de los contaminantes atmosféricos debidos al tráfico más relevantes e incluso observar el efecto general producido por los cambios tecnológicos del PM.

Las emisiones reportadas atribuibles al parque móvil tienen únicamente en cuenta la composición de vehículos matriculados en una determinada localidad. Su evolución temporal refleja las mejoras de las tecnologías de motorización, pero no tiene en cuenta las diferencias en el tiempo o entre municipios que pudieran darse debidas a los kilómetros recorridos por dichos vehículos. Por ello, en su formulación actual, no puede utilizarse RACe para examinar el efecto de políticas de movilidad, por ejemplo. Para ello hemos de pasar al siguiente nivel, nivel 3, como refleja el capítulo que sigue en este volumen.

En general, conviene aplicar las formulaciones anteriores a poblaciones medianas o grandes o agrupaciones de cierto tamaño, como comarcas, ya que en municipios pequeños pueden darse fluctuaciones estadísticas poco representativas de la realidad (p. ej.: poblaciones pequeñas donde estén radicadas empresas de alquiler de vehículos o logística cuyos recorridos se hacen fundamentalmente fuera de dicha localidad).

El estudio, basado en RACe, sobre la evolución de las emisiones en las provincias, comarcas y capitales de la Comunitat Valenciana, que se presenta en el segundo volumen de esta monografía, abarca el período de 2012 a 2022.

3. Estimación zonal de emisiones basada en espiras de tráfico



Edgar Lorenzo Sáez, doctor en ingeniería forestal y coordinador técnico del Observatorio de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero de la Comunidad Valenciana.

Helen Gómez-Gutierrez, ingeniera industrial e investigadora del Observatorio de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero de la Comunidad Valenciana.

3.1. Consideraciones generales

En el primer capítulo de este volumen se explica con detalle en qué consisten cada uno de los niveles de precisión que pueden aplicarse al cálculo de emisiones por tráfico (la Figura 1.2. explica el árbol de decisiones entre los diferentes niveles). En este capítulo abordaremos un estudio que logra el cálculo de las emisiones de GEI por tráfico rodado con el modelo de estimación zonal de emisiones basadas en espiras de tráfico, empleando un conjunto de variables para estimar de manera más precisa las emisiones.

Como se ha comentado previamente en el Capítulo 1., la fórmula general de cuantificación de emisiones (ver *Inventario Nacional de Emisiones, 2024.*) es una suma de productos que se componen de dos términos: las cantidades que determinan el volumen de una actividad y el factor de emisión asociado a la unidad de actividad.

En el sector emisor del transporte rodado por carretera, existen dos tipos de datos de actividad que son ampliamente utilizados y aceptados. El primero de ellos es el combustible vendido, cuyo factor de emisión viene dado por la cantidad de emisiones de los diferentes contaminantes que cada unidad de combustible emite en su oxidación completa. Para poder emplear este procedimiento se han de tener en cuenta todos los tipos de combustibles, puesto que cada uno presenta un espectro de emisiones característico. Este es un buen enfoque cuando se trata de calcular las emisiones del transporte rodado por carretera a grandes escalas (por ejemplo, nacional o regional) donde generalmente hay una buena correspondencia entre el combustible vendido y el combustible consumido dentro del territorio en que se desea cuantificar sus emisiones.

El segundo enfoque se basa en la cantidad de emisiones del vehículo por cada kilómetro que recorre según la tipología de vehículo y su combustible, tomando en cuenta el tipo de normativa emisiva

asociada al motor (Euro 1... Euro 6) y las condiciones de conducción (velocidad, aceleración, entre otros factores). Este segundo enfoque es más preciso a escalas más pequeñas (escala urbana o suburbana) pero es mucho más exigente en cuanto a los datos necesarios para su implementación. Se clasificaría como nivel 3 y *bottom-up*, en el sentido explicado en secciones anteriores, dado que utiliza datos desagregados de las distancias recorridas del parque móvil circulante de un territorio para estimar las emisiones asociadas a sus desplazamientos en el propio territorio a analizar.

Esta estrategia se ha aplicado con notable éxito a la ciudad de Valencia y es generalizable a cualquier territorio en el que pudiera obtenerse datos equivalentes.

En este contexto es importante explicar qué son las normas Euro, ya que su cumplimiento es obligatorio y se implementan con el objetivo de reducir las emisiones y la contaminación del aire con origen en el tráfico.

La primera normativa Euro fue establecida en 1988 bajo el nombre de Convencional, y se centraba principalmente en el uso de filtros de partículas y catalizadores. Desde entonces, las sucesivas normativas han ido evolucionando hacia niveles cada vez mayores de exigencia, hasta alcanzar la normativa actual, la Euro 6. Esta última, en vigor desde 2015, tiene como objetivo principal la reducción de emisiones en general, con especial énfasis en el NO_x. También incluye la obligatoriedad de aplicar filtros de partículas en los motores diésel, así como el uso de deflectores de aire y bombas de aceite y agua controladas en los motores de gasolina. Actualmente, se encuentra en desarrollo la polémica normativa Euro 7, que aún no ha entrado en vigor.

La Tabla 1.1. ofrece un resumen de todas las tipologías de vehículos cubiertas por la metodología de nivel 2, en ella se describen las categorías de vehículo, tipo/denominación, y tecnología/norma (Euro).

3.2. Cálculo del nivel 3 de las emisiones basado en lectura de espiras

La transformación de datos de tráfico en emisiones descrita por Mateo Pla et al., 2021. se efectúa en tres pasos.

3.2.1. Clasificación del parque vehicular y cálculo de factores de emisión

3.2.1.1. Análisis y categorización del parque vehicular

Para relacionar un determinado vehículo con su normativa, se utilizan las tablas de la Dirección General de Tráfico (DGT), concretamente los datos de: tipo de vehículo y carburante por año, se obtienen del portal estadístico, no obstante, la variable sobre norma tecnológica emisiva se obtiene en función del año de fabricación del vehículo (antigüedad del vehículo), la Tabla 3.1. muestra las principales características consideradas para categorizar el parque móvil. La combinación de estas tres variables produce, para el caso de Valencia, un total de 136 categorías diferentes con sus correspondientes factores de emisión.

3.2.1.2. Factores de emisión primarios

Los factores de emisión de cada uno de los contaminantes por categoría se obtienen de la herramienta COPERT, es decir, la metodología de nivel 3 de la guía de inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos EMEP/EEA 2019 European Environment Agency, 2018. Así como también, los factores de emisión de contaminantes para los principales GEI: CO₂, CH₄, y N₂O y para otros contaminantes que afectan a la calidad del aire: material particulado (PM), compuestos orgánicos

Tabla 3.1. Variables consideradas para categorizar el parque móvil.

Tipo de Vehículo	Regulación tecnológica	Tipo de combustible
Coches de pasajeros, vehículos comerciales ligeros, camiones ligeros, camiones pesados, autobuses, motocicletas, ciclomotores.	Convencional ECE-15.14 y anteriores Euro 1, 2, 3, 4, 5, 6-2016, 7-2017 y posteriores Euro I, II, III, IV, V, VI-2016, VI-2017 y posteriores	Diésel, gasolina, biometano, butano, etanol, gas natural licuado (GNL), gas natural licuado (GNL), eléctrico e híbrido, hidrógeno.

Tabla 3.2. Valores caloríficos y de densidad predeterminados de los combustibles primarios. Fuente: *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016*—actualización jul. 2018.

Combustible	Densidad [kg/m ³]	CV [MJ/kg]
Petrol/Gasolina	750	43 774
Diésel	840	42 695
GLP	520	46 564
GNC	175	48
Biodiésel	890	37.3
Bioetanol	794	28.8
EMTB	740	35.1
ETBE	736	36.2

volátiles (COV), monóxido de carbono (CO) y óxidos de nitrógeno (NO_x).

3.2.1.3. Conversión a emisiones referidas a la distancia recorrida

Los procedimientos que se describen en esta sección se han enfocado hacia las emisiones del transporte rodado por carretera dentro del entorno urbano, producidas por la quema de carburantes en motores de combustión y procedentes de los conversores catalíticos. Como se ha comentado anteriormente, es más apropiado trabajar con balances de energía, en lugar de balances de combustible, que podremos relacionar con las distancias recorridas por los vehículos en cada entorno.

Para facilitar el balance energético, se introducen factores de consumo de energía que reemplacen los factores de consumo de combustible utilizados anteriormente (en unidades de masa). La conversión se realiza utilizando valores caloríficos (CV) predeterminados para los tipos de combustible presentados en la Tabla 3.2..

Para el cálculo de los factores de emisión, según lo dicho y tomando como ejemplo el CO₂, aplicamos la siguiente relación, a la que, para más claridad, hemos agregado las unidades que suelen utilizarse en las tablas:

$$EF [\text{kg CO}_2/\text{km}] = \frac{EC [\text{MJ}/\text{km}]}{CV [\text{MJ}/\text{kg fuel}]} \times \text{RATIO} [\text{kg CO}_2]/[\text{kg fuel}]$$

Se utiliza la siguiente relación que permite la comprobación de la validez de los valores obtenidos:

$$FC [\text{kg fuel}]/[\text{km}] = \frac{EC [\text{MJ}/\text{km}]}{CV [\text{MJ}/\text{kg fuel}]}$$

En Figura 3.1. se puede observar un ejemplo de los factores de emisión calculados para algunas de las categorías vehiculares presentes en la ciudad de Valencia. Se pueden apreciar los factores de emisión de los tres GEI principales (CH₄, N₂O y CO₂) así como otros contaminantes que afectan a la calidad del aire (CO, VOC, NO_x, NMVOC, SO₂, NH₃ y Pb).

Tipología de Vehículo	Combustible	Normativa	CO	VOC	NO _x	PM	NMVOC	EC (MJ/km)	SO ₂	NH ₃	Pb	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	CO ₂ eq
AUTOBUSES	Diésel	Conventional	5,710	2,165	10,100	0,909	1,990	15,630	1,568	0,003	1,90E-05	0,175	0,03	1032,79	1045,64
AUTOBUSES	Diésel	Euro I	2,710	0,881	10,100	0,479	0,706	12,850	1,570	0,003	1,61E-05	0,175	0,011	1041,69	1049,505
CAMIONES HASTA 3500 kg	Diésel	Euro 3	0,273	0,097	0,871	0,041	0,094	1,960	0,047	0,001	4,17E-06	0,003	0,009	264,844	267,313
CAMIONES HASTA 3500 kg	Diésel	Euro 4	0,217	0,036	0,705	0,022	0,035	1,960	0,007	0,001	4,17E-06	0,0011	0,009	266,428	268,8438
CAMIONES MÁS DE 3500 kg	Diésel	Euro III	0,489	0,163	2,133	0,153	0,115	3,738	0,111	0,003	5,47E-06	0,0476	0,003	626,026	628,1538
CAMIONES MÁS DE 3500 kg	Diésel	Euro IV	0,281	0,008	1,487	0,032	0,005	3,557	0,020	0,003	5,17E-06	0,0026	0,006	782,426	784,0888
CICLOMOTORES	Gasolina	Euro 1	4,600	3,224	0,180	0,045	3,180	0,875	0,052	0,001	0,000	0,044	0,001	97,960	99,451
FURGONETAS	Diésel	Euro 5	0,075	0,035	1,150	0,001	0,035	1,960	0,007	0,002	4,17E-06	0,0000075	0,004	260,498	261,55821
FURGONETAS	Diésel	Euro 6	0,075	0,035	0,960	0,001	0,035	1,960	0,001	0,002	4,17E-06	0,0000075	0,004	239,398	240,45821
FURGONETAS	Gasolina	Conventional	25,500	3,571	3,090	0,002	3,440	2,599	0,165	0,003	2,82E-06	0,131	0,01	257,263	263,581
MOTOCICLETAS	Gasolina	Conventional	24,300	9,751	0,067	0,160	9,970	1,440	0,077	0,002	1,10E-06	0,219	0,002	123,29	129,952
TURISMOS	Butano	Euro 3	1,790	0,063	0,090	0,001	0,120	2,458		0,034	1,82E-05	0,0573	0,004	156,197	158,8614
TURISMOS	Butano	Euro 5	0,620	0,043	0,056	0,001	0,100	2,458		0,034	1,82E-05	0,0573	0,004	156,197	158,8614
TURISMOS	Diésel	Euro 3	0,076	0,023	0,682	0,028	0,020	1,960	0,032	0,001	1,82E-05	0,003	0,007	181,064	183,003
TURISMOS	Diésel	Euro 4	0,060	0,015	0,471	0,027	0,014	1,960	0,005	0,001	1,82E-05	0,0011	0,01	177,378	180,0588
TURISMOS	Gasolina	Euro 1	3,920	0,556	0,359	0,001	0,530	2,306	0,134	0,092	1,82E-05	0,026	0,01	208,6	211,978

Figura 3.1. Ejemplo de los factores de emisión por categoría y tipo de contaminante.

3.2.2. Asignación de emisiones a las detecciones por espiras de inducción

El método que se describe a continuación está basado en nuestra referencia previa Mateo Pla et al., 2021, para las emisiones de CO₂eq, aunque se ha logrado ampliar a otros contaminantes que afectan a la calidad del aire y no solo a los GEI.

La idea básica consiste en hacer uso de la infraestructura de gestión del tráfico de la ciudad (en Valencia dicha red está compuesta por más de 3 500 sensores o espiras electromagnéticas) para obtener el dato de cantidad de vehículos que han circulado por un punto determinado durante un intervalo de tiempo concreto y lograr así una estimación de las distancias recorridas por los vehículos detectados en ese punto monitoreado.

Básicamente se dan dos escenarios potenciales de aplicación de los factores de emisión de cada contaminante para cada categoría de vehículos identificados:

Si se conoce o se puede determinar la tipología de vehículos asociados a cada detección de una espira (bien sea mediante información estadística disponible, lectura de matrículas, tecnologías de información vehículo-carretera, etc.). Esta información podría incluir datos como características y tipología del vehículo, combustible y año de matriculación. En este escenario se aplicaría específicamente el factor de emisión de cada contaminante que corresponde a la composición media de la tipología de vehículo detectada o el factor de emisión específico definido por el tipo de vehículo, tipo de combustible y año de matriculación/normativa emisiva asociada.

Si no se cuenta con la infraestructura de *hardware* necesaria para identificar la tipología de vehículo detectado. En este escenario se aplicará un factor de emisión tipo o promedio que sea representativo del parque móvil circulante y donde se tiene en cuenta la probabilidad o influencia de cada categoría de vehículo a la detección. Para ello se obtienen los pesos relativos (RW) de cada categoría en función de su porcentaje respecto al total de vehículos, afectado por la distancia promedio recorrida

por vehículo de categoría en la ciudad. Así, se obtiene un factor de emisión (FE) tipo del parque móvil para cada contaminante, que se aplicará linealmente a cada detección de las espiras.

Para obtener los FE representativos, los FE individuales de cada categoría se multiplicaron por sus pesos relativos (RW) (Tabla 3.3.).

El factor de emisión representativo (EF) por contaminante permite calcular la emisión por cada vehículo detectado por los bucles de inducción de la ciudad cuando se conoce la distancia del segmento de carretera monitoreado por el bucle de inducción.

Tabla 3.3. Factor de emisión tipo del parque móvil según la composición del parque móvil de 2016.

CO	VOC	NO _x	PM	NMVOC
1,352	0,31	0,708	0,037	0,302
EC (MJ/km)	SO ₂	NH ₃	Pb	
2,109	0,067	0,006	0	
CH ₄	N ₂ O	CO ₂	CO ₂ eq	
0,014	0,006	211,526	213,62	

3.2.3. Descripción de la red de carreteras y estimación de las distancias recorridas

En el paso previo hemos considerado únicamente tramos que cuentan con monitorización, por lo que es necesario efectuar una estimación considerando aquellos tramos viales que no cuentan con un sensor. De este modo se obtiene una cuantificación precisa y continua de los km recorridos a través de toda la infraestructura vial del territorio analizado.

Las espiras proporcionan datos del flujo de tráfico (número de vehículos) durante un período de tiempo determinado y permiten cuantificar la intensidad del tráfico de 1 282 tramos de carreteras monitoreados a lo largo de la ciudad (Figura 3.2.), representando el 14 % del total de los tramos viales de Valencia. La intensidad del tráfico de los segmentos de carretera monitoreados se define como ITA por Mateo Pla et al., 2021 En este capítulo de libro se han utilizado datos históricos de 2016 a 2021.



Figura 3.2. Mapa de distribución de los tramos viarios sensorizados de los que disponemos de datos de flujo de tráfico en la red de carreteras de la ciudad de Valencia.

3.2.3.1. Cálculo de emisiones en tramos sensorizados

El modelo de cálculo de emisiones está basado en la Ecuación 3.1. y se aplica a cada segmento de carretera monitoreado para obtener las emisiones contaminantes de los diferentes gases considerados (CO_2 , CH_4 , N_2O , VOC, PM, CO y NO_x).

$$E_g = \left(\sum_{s=1}^N ITA_s \times l_s \right) \times EF_g \quad (3.1.)$$

Donde:

s	Índice de tramo de vía monitorizado.
g	Tipo de gas contaminante (CO_2 , CH_4 , N_2O , VOC, PM, CO y NO_x).
N	Número total de tramos monitorizados.
I_s : [veh/h]	Intensidad de vehículos del tramo de carretera monitorizado a lo largo del intervalo de tiempo de 1 h.
l_s [km]	Longitud del tramo monitorizado s .
EF_g [g/km]	Factor de emisión representativo del gas contaminante g .

3.2.3.2. Extrapolación de las emisiones a tramos viales no sensorizados

El segundo paso consiste en cuantificar las emisiones de todos los tramos de la ciudad. Para lograrlo es necesario estimar el flujo de tránsito de los tramos viales que no son monitoreados.

En primer lugar, las características de la red vial han permitido calcular algunos tramos no monitoreados a partir del flujo de tráfico de los tramos monitoreados colindantes (Figura 3.3.). Hemos denominado estos tramos de carretera como tramos de carretera monitorizados virtualmente. Así, con este método se ha estimado aproximadamente 350 tramos de carretera monitorizados virtualmente. Esto significa que entre los tramos de carretera monitoreados y los tramos de carretera monitorizados virtualmente, se monitorea el 20% del total de los segmentos de carretera de la ciudad.

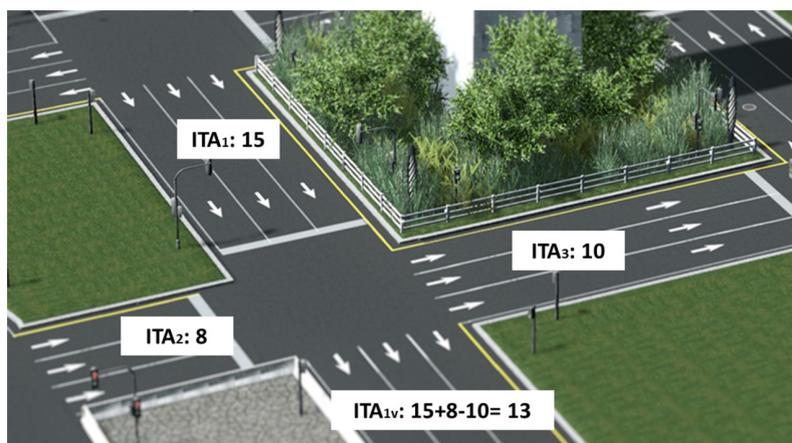


Figura 3.3. Ejemplo de estimación de un tramo monitorizado virtualmente (ITA1v) basado en las características de la red vial y el flujo de tránsito de los tramos monitorizados colindantes (ITA1, ITA2 e ITA3).

Finalmente, para estimar los tramos no monitoreados, se ha segmentado la ciudad en 80 polígonos rectangulares de 1 km x 1.2 km (Figura 3.4.). Posteriormente, se ha categorizado cada uno de los

tramos monitoreados y no monitoreados en función del número de carriles de circulación que posee y se ha calculado la intensidad de tráfico de los tramos de vía no monitoreados para cada ventana horaria en base a la intensidad de tráfico media cuantificada en ese mismo período de tiempo por los tramos monitoreados de la misma categoría (en función del número de carriles de circulación que tiene) que están dentro de su mismo polígono (polígono sombreado en rojo en la Figura 3.4. y dentro de los rectángulos vecinos (polígonos sombreados en amarillo en la Figura 3.4.). Esto se debe a que el flujo de tráfico es continuo y el flujo en un polígono influye en los polígonos vecinos.

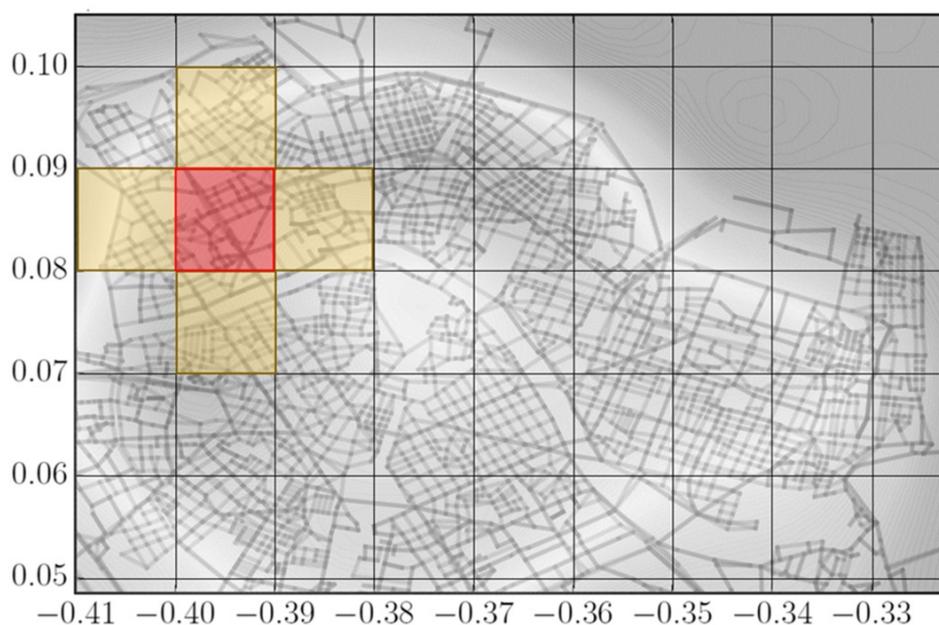


Figura 3.4. Segmentación de la ciudad en polígonos rectangulares de 1 km por 1.2 km.

3.3. Resultados escogidos

La metodología presentada en este capítulo permite cuantificar las emisiones de todos los gases de efecto invernadero (GEI) y otros contaminantes que afectan a la calidad del aire en cualquier calle de la ciudad con una resolución temporal horaria.

Bajo la hipótesis de no poder identificar la tipología de vehículo que circula por cada espira, se ha utilizado el factor de emisión tipo del parque móvil. Los resultados permiten realizar análisis de considerable valor empleando únicamente los tramos monitoreados de la ciudad, siendo estos los que ofrecen las mediciones reales de tráfico en dichos tramos. En primer lugar, se pueden obtener los valores promedios diarios de emisiones según el mes analizado como se puede ver en la Figura 3.5. para las anualidades comprendidas entre 2016 y 2019. Esto permite evaluar la tendencia en el total de las emisiones de los tramos monitoreados. En la antedicha figura se puede verificar un importante descenso de las emisiones en el mes de agosto que se repite en todas las anualidades debido al parón vacacional. También, se observa una ligera reducción entre las anualidades 2016 y 2019, donde todavía no se ha producido el impacto de la pandemia del COVID 19.

En la Figura 3.6. se puede observar un ejemplo de aplicación de la metodología con factores de emisión específicos para cada tipología de vehículo. En ella se muestra que los coches de pasajeros generan la mayor cantidad de emisiones, seguidos por los vehículos medianos y ligeros, luego los buses y camiones pesados, y finalmente, las motocicletas y ciclomotores, que representan una parte muy pequeña de las emisiones.

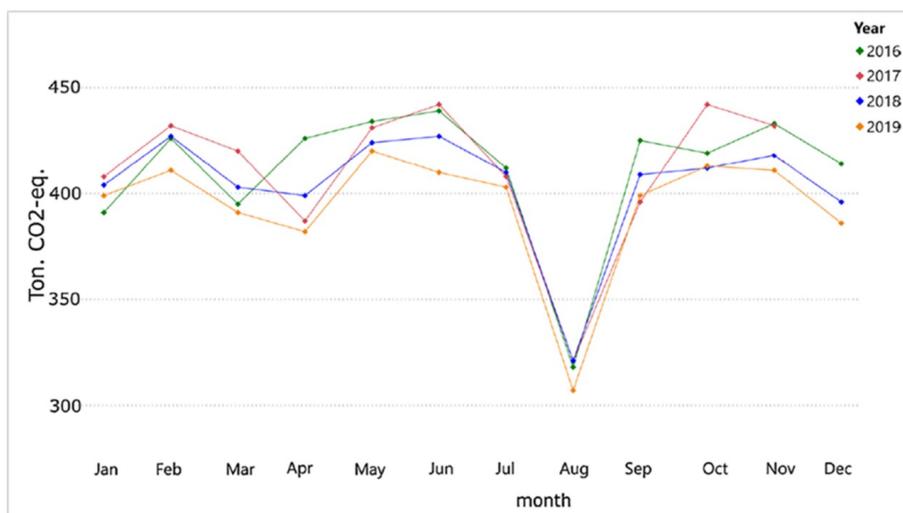


Figura 3.5. Promedio diario de emisiones de CO₂eq por mes para los años 2016–2019.

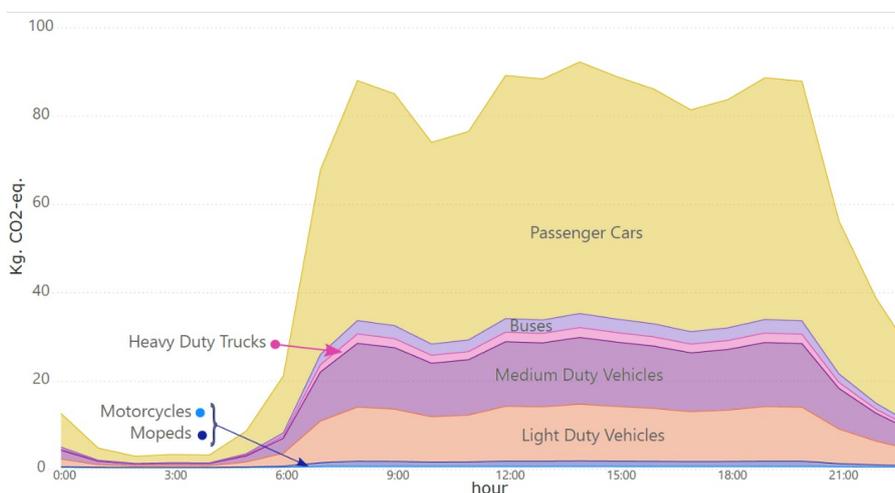


Figura 3.6. Emisiones por tipología de vehículo que circulan por un tramo o grupo de tramos monitoreados.

La metodología de nivel 3 descrita en este libro permite cuantificar las emisiones de todos los gases contaminantes con alta resolución temporal (horaria) y con alta resolución espacial (cada calle) en toda la ciudad, esta metodología tiene grandes potencialidades, siendo su dirección la mitigación del cambio climático, el enfoque *bottom-up* ayuda a identificar zonas de interés y planificar estrategias de mitigación, a diferencia de otras metodologías de nivel 1 y 2 que no son capaces de monitorear el impacto de una medida en una única zona de implantación debido a que su efecto se diluye en la cuantificación de toda la ciudad. Además, una medida puntual, implementada en una zona concreta, puede tener efecto negativo sobre otra zona de la ciudad produciendo un efecto global negativo, y la metodología presentada permite evaluar esto.

Como ejemplo ilustrativo, la Figura 3.7. revela las emisiones de CO₂eq por barrios en Valencia, a la par está el análisis del impacto de una medida concreta de movilidad sostenible, la implantación de un carril bici en la céntrica calle Colón de Valencia. El tramo donde se han analizado las emisiones comienza en el cruce de la calle Colón/calle de Pizarro y llega hasta la intersección Colón/Félix Pizcueta.

Durante el período de seguimiento que hemos podido realizar mediante las detecciones de espiras, la calle Colón sufrió dos grandes cambios:

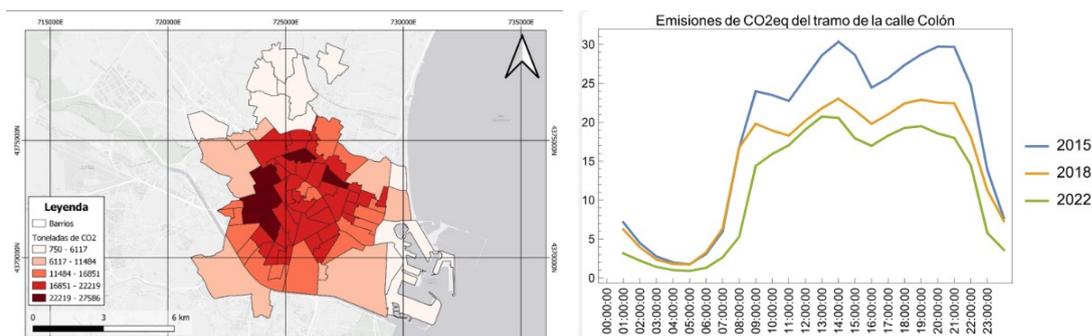


Figura 3.7. A la izquierda están las emisiones de CO₂eq por barrios en la ciudad de Valencia. Los más céntricos y del oeste de la ciudad presentan mayor cantidad de emisiones, anualidad 2021. A la derecha las emisiones medias diarias producidas en la calle Colón durante las anualidades 2015, 2018 y 2022.

1. Sustitución de un carril de tráfico por un carril bici (2016-2017), quedando un carril bus, dos carriles para vehículos privados y un carril bici.
2. Sustitución de un carril para vehículos privados por un carril bus (2020), quedando dos carriles bus, un carril para vehículos privados y un carril bici.

Como revelan los datos, el carril bici de la calle Colón se correlaciona con una reducción del 19% las emisiones anuales de CO₂eq. El cambio de un carril de tráfico privado por un carril bus se relaciona con un 36% adicional de reducción.

3.4. Resumen y consideraciones finales

En este capítulo se ha descrito el alcance del cálculo del nivel 3 de emisiones basado en lectura de espiras, con enfoque *bottom-up*. La metodología explica cómo la infraestructura de espiras electromagnéticas instalada en la ciudad de Valencia forma parte de un conjunto de variables que han ayudado a lograr un análisis con alta precisión de las emisiones gases de efecto invernadero (GEI) y otros contaminantes que afectan a la calidad del aire emitido por cada tipología de vehículo, el estudio permite cuantificar las emisiones con alta resolución temporal (horaria) y espacial (cada calle).

El principal aporte de esta metodología es que puede ser fácilmente escalable a otros municipios, ciudades, provincias o países, que cuente con una tecnología similar, con adaptaciones básicas que no requieran gran alteración a lo antes descrito.

Sin embargo, bajo este mismo enfoque y con mejoras metodológicas que incluyan datos recopilados por sensores más rigurosos e incorporando los avances de la inteligencia artificial (IA) se puede llegar a estimar de forma más detallada las emisiones gases de efecto invernadero (GEI) y otros contaminantes y con la ayuda del *machine learning* se pueden predecir los patrones temporales de tráfico en la ciudad utilizando datos históricos.

El grupo de investigación ICTvsCC, promotor del Observatorio de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero de la Comunidad Valenciana, continuará explorando la línea de investigación de movilidad sostenible para contribuir a la lucha contra el cambio climático, poniendo a disposición de la sociedad en general los resultados de sus investigaciones y proyectos más actualizados y contextualizados sobre las emisiones gases de efecto invernadero (GEI) y otros contaminantes emitidos por el tráfico rodado que afectan a la calidad del aire.

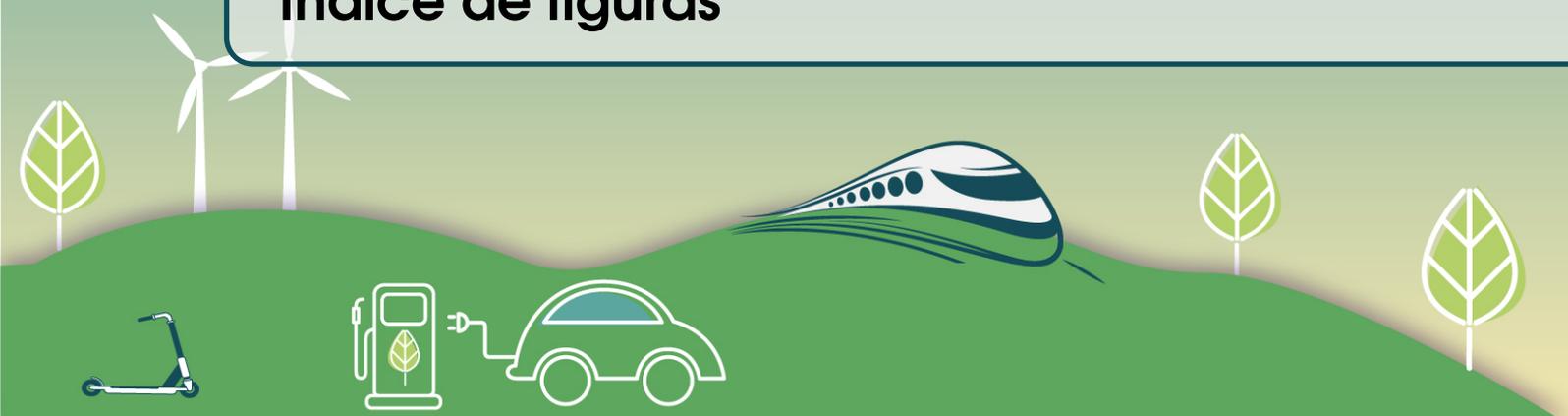
Bibliografía



- AIRLUISA. (2021). Monitorización de la Calidad del Aire [Financiación de la Agencia Valenciana de la Innovación, INNEST/2021/263].
- André, M., & Hammarström, U. (2000). Driving speeds in Europe for pollutant emissions estimation. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 5(5), 321-335. [https://doi.org/10.1016/S1361-9209\(00\)00002-X](https://doi.org/10.1016/S1361-9209(00)00002-X)
- Bertoldi. (2018). *Guidebook 'How to develop a Sustainable Energy and Climate Action Plan (SE-CAP) – Part 2 - Baseline Emission Inventory (BEI) and Risk and Vulnerability Assessment (RVA)*. Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/doi:10.2760/118857>
- Colvile, R., Hutchinson, E. J., Mindell, J., & Warren, R. (2001). The transport sector as a source of air pollution. *Atmospheric environment*, 35(9), 1537-1565. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00551-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00551-3)
- Dirección General de Tráfico-ITV. (2023). Kilómetros anualizados recorridos por el parque móvil 2022 - Portal estadístico-DGT. <https://www.dgt.es/menusecundario/dgt-en-cifras/dgt-en-cifras-resultados/dgt-en-cifras-detalle/Kilometros-anualizados-recorridos-por-el-parque-movil-2022/>
- Energy-Cities. (2020). Covenant of Mayors for Climate & Energy EUROPE. <https://circular-cities-and-regions.ec.europa.eu/associated-partners/covenant-mayors-climate-and-energy>
- European Environment Agency. (2012). *Technical report. European Environment Agency*. Consultado el 14 de julio de 2022, desde <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/total-greenhouse-gas-emissions-by-sector-in-eu-1>
- European Environment Agency. (2015). *Final energy consumption by sector and fuel*. Consultado el 14 de julio de 2022, desde <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/final-energy-consumption-by-sector-9/assessment>
- European Environment Agency. (2018). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016 - Update 2018*. Consultado el 14 de julio de 2022, desde <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/final-energy-consumption-by-sector-9/assessment>
- European Environment Agency. (2021). *EMEP/EEA guidebook 2019 - 1.A.3.b.i-iv Road transport 2021*. Consultado el 14 de julio de 2022, desde <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/primary-and-final-energy-consumption>

- Fiorillo, D., Creaco, E., De Paola, F., & Giugni, M. (2020). Comparison of Bottom-Up and Top-Down Procedures for Water Demand Reconstruction. *Water*, 12(3). <https://doi.org/10.3390/w12030922>
- Inventario Nacional de Emisiones, M. p. l. T. E. y. e. R. D. (2024). *Informe de Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero Ed. 2024*. <https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-es-nir-edicion-2024.pdf>
- Jing, B., Wu, L., Mao, H., Gong, S., He, J., Zou, C., Song, G., Li, X., & Wu, Z. (2016). Development of a vehicle emission inventory with high temporal–spatial resolution based on NRT traffic data and its impact on air pollution in Beijing – Part 1: Development and evaluation of vehicle emission inventory. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(5), 3161-3170. <https://doi.org/10.5194/acp-16-3161-2016>
- Lorenzo-Sáez, E., Oliver-Villanueva, J.-V., Lemus-Zúñiga, L.-G., Urchueguía, J. F., & Lerma-Arce, V. (2022). Development of sectorial and territorial information system to monitor GHG emissions as local and regional climate governance tool: Case study in Valencia (Spain). *Urban Climate*, 42, 101125. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101125>
- Mateo Pla, M. A., Lorenzo-Sáez, E., Luzuriaga, J. E., Mira Prats, S., Moreno-Pérez, J. A., Urchueguía, J. F., Oliver-Villanueva, J.-V., & Lemus, L. G. (2021). From traffic data to GHG emissions: A novel bottom-up methodology and its application to Valencia city. *Sustainable Cities and Society*, 66, 102643. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102643>
- MEET Consortium. (1998). *Methodology for Calculating Transport Emissions and Energy Consumption*. <https://trimis.ec.europa.eu/project/methodology-calculating-transport-emissions-and-energy-consumption>
- Paúl, N., Blanca, A.-R., José, M., & Francisco, A.-I. (2021). Analysis and Prediction of Vehicle Kilometers Traveled: A Case Study in Spain. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18, 8326-8347. <https://doi.org/10.3390/ijerph18168327>
- SIMBIOTIC. (2017). Infraestructura pública avanzada de comunicaciones para el fomento de las EERR en base a biomasa, el ahorro energético y la compra de electricidad en Llíria ["Financiado por el Ajuntament de Llíria"].
- TRUST. (2018). Transición Urbana Sostenible mediante métricas para la decisión pública basadas en Big Data [Financiación de la Agencia Valenciana de la Innovación INNEST/2018/005].
- UPPER. (2022). Unleashing the potential of public transport in Europe ["Financiación de la Comisión Europea, programa Horizon Europe, INNEST/2021/263"].

Índice de figuras



1.1 Evolución de las emisiones reportadas en el Inventario Nacional de CO ₂ fósil, metano (CH ₄) y óxido nitroso (N ₂ O) que tienen su origen en el tráfico por carretera, sector de emisiones 1A3b, entre 2012 y 2022. Los valores de las emisiones de CO ₂ fósil está dado en megatoneladas (Mt), y se refieren al eje izquierdo, mientras que metano y óxido nitroso se expresan en toneladas y deben compararse con el eje derecho. Esta representación permite entender la evolución relativa entre estos tres tipos de emisiones de GEI a pesar de los diferentes órdenes de magnitud de las mismas..	9
1.2 Imagen traducida y adaptada de la guía 2019 del EMEP/EEA y que representa el árbol de decisión para escoger entre los diferentes Niveles de precisión para el cálculo de las emisiones de GEI por tráfico rodado..	10
2.1 Grafo que muestra la estructura y relación entre las categorías del IPCC del sector CRF (<i>Common Reporting Format</i>) 1, Energía. En la parte de transporte se muestran las subcategorías (nivel de anidamiento 4) que se desglosan en el INR para el indicador 1A3b..	24
2.2 Evolución del total de las emisiones de CO ₂ eq para los turismos gasolina y su distribución por normas euro en la ciudad de Zamora a lo largo del periodo 2012-2022.. . . .	32
2.3 Evolución del total y su distribución por categorías de vehículos de las emisiones de CO ₂ eq en la ciudad de Zamora a lo largo del periodo 2012-2022.	33
2.4 Distribución comparada y su evolución en el tiempo de la antigüedad media de los vehículos de las cinco categorías más representativas del PM en España y en Zamora. Las líneas marcadas con círculos representan el PM de Zamora y las líneas marcadas con asteriscos los datos globales de España.	34
2.5 Emisiones de CO ₂ eq per cápita de la ciudad de Madrid entre 2012 y 2022 atribuidas de por RACe de acuerdo con la composición oficial de su parque móvil. A la izquierda se muestran las emisiones de 2012 y a la derecha las de 2022..	34
2.6 Emisiones de CO ₂ eq per cápita de la ciudad de Valencia entre 2012 y 2022 atribuidas de por RACe de acuerdo con la composición oficial de su parque móvil. A la izquierda se muestran las emisiones de 2012 y a la derecha las de 2022..	35
3.1 Ejemplo de los factores de emisión por categoría y tipo de contaminante.. . . .	40

3.2	Mapa de distribución de los tramos viarios sensorizados de los que disponemos de datos de flujo de tráfico en la red de carreteras de la ciudad de Valencia..	41
3.3	Ejemplo de estimación de un tramo monitoreado virtualmente (ITA1v) basado en las características de la red vial y el flujo de tránsito de los tramos monitoreados colindantes (ITA1, ITA2 e ITA3)..	42
3.4	Segmentación de la ciudad en polígonos rectangulares de 1 km por 1.2 km.. . . .	43
3.5	Promedio diario de emisiones de CO ₂ eq por mes para los años 2016–2019.. . . .	44
3.6	Emisiones por tipología de vehículo que circulan por un tramo o grupo de tramos monitoreados..	44
3.7	A la izquierda están las emisiones de CO ₂ eq por barrios en la ciudad de Valencia. Los más céntricos y del oeste de la ciudad presentan mayor cantidad de emisiones, anualidad 2021. A la derecha las emisiones medias diarias producidas en la calle Colón durante las anualidades 2015, 2018 y 2022.	45

Índice de cuadros



1.1	Resumen de todas las tipologías de vehículos cubiertas por la metodología de Nivel 2.	13
2.1	Categorías que se consideran en la metodología RACe	31
2.2	Contaminantes que se calculan en la metodología RACe	32
3.1	Variables consideradas para categorizar el parque móvil.	39
3.2	Valores caloríficos y de densidad predeterminados de los combustibles primarios. Fuente: <i>EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016</i> —actualización jul. 2018.	39
3.3	Factor de emisión tipo del parque móvil según la composición del parque móvil de 2016.	41