

GUÍA PARA MEDIDAS DE CALIDAD DEL AIRE SOBRE EL TRÁFICO RODADO



2025



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

GUÍA PARA
MEDIDAS DE CALIDAD DEL AIRE SOBRE EL
TRÁFICO RODADO

Catálogo de publicaciones del Ministerio:

<https://www.MITERD.gob.es/es/ministerio/servicios/publicaciones/>

Catálogo general de publicaciones oficiales: <https://cpage.mpr.gob.es/>

Título: Guía para medidas de calidad del aire sobre el tráfico rodado

Edición 2025

Autores/Coordinación:

Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA-CSIC)

Xavier Querol Carceller; Inés González de Castro; Cristina Reche Andúgar; Andrés Alastuey Uros

Fotografía de cubierta: Imagen creada mediante inteligencia artificial (*IA Recraft*®)



VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edita:
© SUBSECRETARÍA
Gabinete Técnico

NIPO (en línea): 665-25-070-6

ISBN (en línea): 978-84-18778-89-6

DOI: <https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/17731>

AVISO LEGAL: Los comentarios, recomendaciones y opiniones expresadas en esta obra no recoge necesariamente el punto de vista del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

RESUMEN EJECUTIVO

La presente guía técnica es un documento que permitirá identificar, evaluar y aplicar medidas de reducción de la contaminación atmosférica derivada del tráfico rodado, con especial énfasis en su integración en los Planes de Mejora de la Calidad del Aire (PMCA) y en el diseño de Zonas de Bajas Emisiones (ZBE).

El texto contextualiza la evolución histórica y tecnológica del transporte, las principales fuentes de emisión (motores, frenos, neumáticos, desgaste del pavimento), y revisa el marco normativo vigente, destacando las nuevas exigencias europeas de la Directiva de Calidad del Aire Ambiente (UE) 2024/2881, que fija límites más estrictos para 2030, y las guías de la OMS (2021), ambas orientadas a proteger la salud humana. Se subraya que el tráfico rodado sigue siendo el principal responsable de los niveles de NO₂ y PM_x en entornos urbanos, y que los avances logrados mediante políticas previas (Plan MOVES, PNCCA, Ley 7/2021) pueden ser insuficientes para alcanzar los nuevos objetivos. La guía también analiza la coherencia entre las políticas de movilidad y planificación urbana —incluyendo el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático, la Agenda Urbana Española o la Estrategia Estatal por la Bicicleta—, y enfatiza la necesidad de un **enfoque metropolitano**, dado que la contaminación urbana está fuertemente influida por los desplazamientos intermunicipales.

Tras unos capítulos iniciales donde se ofrece el diagnóstico de un problema complejo, que requiere **acciones, tanto estructurales y a corto plazo, coordinadas** entre niveles de **administración**, con **base científica** y **participación ciudadana**, para garantizar su eficacia y aceptación social, a continuación, se presenta un conjunto integrado de **estrategias para reducir las emisiones del tráfico rodado**, estructuradas en cinco grandes bloques que deben aplicarse de forma sinérgica y adaptada al contexto local:

- **Mejora del transporte público.** Constituye la piedra angular de todas las políticas de movilidad sostenible. Se propone:
 - Optimizar y ampliar las **redes metropolitanas** (tren, metro, bus), priorizando la intermodalidad y los corredores de alta capacidad.
 - Fomentar el uso del **transporte público** mediante incentivos, tarifas reducidas, prioridad semafórica y flotas de emisiones cero.
 - Implantar **aparcamientos disuasorios** en origen, gratuitos o vinculados al uso de modos sostenibles, con recarga eléctrica y accesibilidad universal.

Estas actuaciones son esenciales para el éxito de otras medidas como los peajes urbanos, las ZBE o las restricciones de aparcamiento.

- **Regulación y gestión del tráfico rodado.** Se identifican tres ámbitos prioritarios:
 - **Tasas de acceso urbano**, herramienta eficaz para reducir tráfico y emisiones, especialmente si se acompaña de mejoras en el transporte público. Se recomienda un diseño flexible y equitativo, con tarifas dinámicas según hora, nivel de congestión o emisiones del vehículo, y exenciones para colectivos vulnerables.

- **Restricciones de aparcamiento**, mediante tarifas diferenciadas y control digital, para desincentivar el acceso al centro urbano y liberar espacio público.
- **Teletrabajo**, que puede reducir la movilidad obligada y reforzar los efectos de las medidas anteriores.

Asimismo, se propone **reforzar** las **ZBE** con perímetros amplios, controles automáticos, señalización clara y gradualidad por etiquetas ambientales, en coherencia con los Planes de Movilidad Urbana y Sostenible (PMUS) y PMCA.

- **Optimización de la Distribución Urbana de Mercancías (DUM) y servicios bajo demanda:** Se plantean acciones para la última milla logística, esenciales para reducir emisiones difusas y mejorar la eficiencia energética de los servicios urbanos, como:
 - Creación de **microhubs** urbanos de reparto.
 - **Fomento** del uso de **vehículos eléctricos** y **regulación de horarios** de carga y descarga.
 - Priorización de taxis y VTC de bajas emisiones, coordinación metropolitana y promoción del transporte compartido.
- **Otras medidas** sobre el tráfico rodado. Incluyen:
 - **Electrificación** progresiva del parque móvil público y privado.
 - **Incentivos fiscales** verdes para la renovación de flotas y penalizaciones al uso intensivo de vehículos contaminantes.
 - Programas de **limpieza viaria** y mantenimiento del pavimento, capaces de reducir hasta un 10 % el polvo de rodadura.
 - Campañas de **sensibilización y educación ambiental** continuas, orientadas a promover hábitos sostenibles y participación ciudadana.
- **Rediseño urbano.** El rediseño del espacio urbano se considera clave para disminuir la exposición a contaminantes. Requieren procesos participativos y coordinación intersectorial para maximizar beneficios ambientales y sociales, y entre las propuestas encontramos:
 - Aumentar la **distancia entre vías de tráfico y zonas sensibles** (escuelas, hospitales).
 - Promover **barrios densos y de usos mixtos**, inspirados en el modelo de la ciudad de 15 minutos, donde los servicios esenciales estén accesibles a pie o en bicicleta.
 - **Ecologizar el espacio público** mediante corredores verdes, supermanzanas y jardines pluviales.
 - Fomentar el **transporte activo**, con redes ciclistas protegidas, calles peatonales y mobiliario urbano adecuado.

Esta guía propone un conjunto de medidas complementarias que deben implementarse de manera coherente y evaluable, ya que no existe una solución única, sino que ha de adaptarse a las necesidades y casuísticas de cada ciudad. Las actuaciones más eficaces son las que combinan la mejora del transporte público y el rediseño urbano con medidas de regulación directa (ZBE, tasas, fiscalidad). Los principales desafíos identificados incluyen: i) **cumplimiento de los nuevos límites**

europeos y guías OMS, ii) **coordinación** institucional y coherencia entre planes, iii) **control integrado** de NOx y COVs para evitar aumentos de O₃, y iv) **evaluación** sistemática del impacto y participación ciudadana. Finalmente, se insta a fortalecer la **movilidad inclusiva y sostenible**, garantizando accesibilidad universal, transparencia en la gestión y una comunicación efectiva con la ciudadanía.

AUTORES

La presente Guía ha sido realizado realizada para:

La Subdirección General de Prevención de la Contaminación, Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, por:

Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua, Consejo Superior de Investigaciones Científicas

Xavier Querol

Inés González de Castro

Cristina Reche

Andrés Alastuey

Coautores:

Trescientosmil

Pablo Martínez-Diez

Gonzalo Diaz-Correas

Mar Santamaria-Varas

TMB

Josep Maria Armengol Villà

Generalitat de Catalunya

Eva Pérez-Gabucio

Universitat Politècnica de Catalunya

Francesc Robusté

Todos los comentarios y observaciones que quieran hacerse a la misma pueden enviarse a la dirección de correo electrónico: bnz-sgpc@miteco.es

ÍNDICE

RESUMEN EJECUTIVO	i
PREÁMBULO	v
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. EVOLUCIÓN DEL TRANSPORTE.....	1
1.2. TRANSPORTE URBANO Y METROPOLITANO	3
1.2.1. Transporte urbano	3
1.2.2. Transporte interurbano: metropolitano y de media distancia	12
1.3. TRANSPORTE A LARGA DISTANCIA (TLD)	19
1.4. TIPOS DE VEHÍCULOS DE TRANSPORTE RODADO.....	23
1.5. DISTRIBUCIÓN URBANA DE MERCANCÍAS Y SERVICIOS BAJO DEMANDA DE VEHÍCULOS DE TURISMO CON CONDUCTOR	25
1.5.1. DUM	25
1.5.2. Servicios bajo demanda de vehículos de turismo con conductor (taxi – VTC).....	30
2. EMISIONES DEL TRÁFICO RODADO	34
2.1. NO _x (ÓXIDOS DE NITRÓGENO).....	36
2.2. CO (MONÓXIDO DE CARBONO):	46
2.3. COVs (COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES).....	51
2.4. PM (MATERIAL PARTICULADO).....	58
2.5. UFP (PARTÍCULAS ULTRA FINAS).....	66
2.6. BC (BLACK CARBON O CARBONO NEGRO).....	71
2.7. METALES	74
2.8. NH ₃ (AMONÍACO)	84
2.9. MICROPLÁSTICOS	87
2.10. GASES DE EFECTO INVERNADERO	89
2.11. CONTRIBUCIONES RELATIVAS DEL TRÁFICO RODADO A LAS EMISIONES DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS	94
3. NORMATIVA SOBRE EMISIONES DEL TRÁFICO RODADO	99
3.1. NORMAS EURO PARA TRANSPORTE RODADO	99
3.1.1. Norma EURO 1/I.....	99
3.1.2. Norma EURO 2/II.....	99
3.1.3. Norma EURO 3/III.....	100
3.1.4. Norma EURO 4/IV	100
3.1.5. Norma EURO 5/V	100
3.1.6. Norma EURO 6/VI	100
3.1.7. Norma EURO 7	101
3.2. OTRAS NORMAS	106
3.2.1. Reglamento (UE) 2019/631 sobre Emisiones de CO ₂ para Vehículos Nuevos	106
3.2.2. Reglamento (UE) 2018/858 sobre Homologación y Vigilancia del Mercado de Vehículos	106
4. LEGISLACIÓN Y MEDIDAS VIGENTES PARA REDUCIR LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR EL TRÁFICO RODADO	107
4.1. DIRECTIVA (UE) 2019/1161 SOBRE VEHÍCULOS LIMPIOS EN LA CONTRATACIÓN PÚBLICA	107
4.2. LEY 7/2021 DE CAMBIO CLIMÁTICO Y TRANSICIÓN ENERGÉTICA (ESPAÑA)	107
4.3. DIRECTIVA (UE) 2014/94 SOBRE LA INFRAESTRUCTURA PARA COMBUSTIBLES ALTERNATIVOS (AFID)	107
4.4. PLAN MOVES III (ESPAÑA)	108
4.5. IMPUESTO DE MATRICULACIÓN Y CIRCULACIÓN BASADO EN EMISIONES (ESPAÑA)	108
4.6. REAL DECRETO 102/2011, RELATIVO A LA MEJORA DE LA CALIDAD DEL AIRE	108
4.7. REAL DECRETO 34/2023, RELATIVO A LA MEJORA DE LA CALIDAD DEL AIRE	108
4.8. LEY 34/2007, DE CALIDAD DEL AIRE Y PROTECCIÓN DE LA ATMÓSFERA	109

4.9. DIRECTIVA (UE) 2024/2881 SOBRE LA CALIDAD DEL AIRE AMBIENTE Y A UNA ATMÓSFERA MÁS LIMPIA EN EUROPA	109
4.10. ACTUALIZACIÓN DEL PROGRAMA NACIONAL DE CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA (PNCCA) 2023-2030.....	111
4.11. ETIQUETAS MEDIOAMBIENTALES DE LA DGT (ESPAÑA).....	112
4.12. REGULACIONES DE ACCESO DE VEHÍCULOS EN ÁREAS URBANAS.....	114
<i>El caso específico de las Zonas de Bajas Emisiones</i>	126
4.13. MEDIDAS DE ACTUACIÓN Y MEJORA SOBRE EL TRANSPORTE PÚBLICO Y APARCAMIENTOS ASOCIADOS	135
5. PROPUESTA DE MEDIDAS PARA REDUCIR LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR EL TRÁFICO RODADO	139
5.1. MEJORA DEL TRANSPORTE PÚBLICO.....	146
5.1.1. <i>Optimización y expansión del transporte público</i>	148
5.1.2. <i>Aparcamientos disuasorios</i>	154
5.2. REGULACIÓN Y GESTIÓN DEL TRÁFICO RODADO	161
5.2.1. <i>Reducción del tráfico</i>	162
5.2.1.1. Tasas de acceso	162
5.2.1.2. Restricciones de aparcamiento	169
5.2.1.3. Teletrabajo	174
5.2.2. <i>Zonas de Bajas Emisiones</i>	176
5.2.3. <i>Medidas complementarias</i>	187
5.3. OPTIMIZACIÓN DE LA DUM Y DE LOS SERVICIOS BAJO DEMANDA	189
5.3.1. <i>Gestión logística</i>	190
5.3.2. <i>Taxis y VTC</i>	199
5.4. OTRAS MEDIDAS SOBRE EL TRÁFICO RODADO.....	202
5.4.1. <i>Electrificación y mantenimiento de los vehículos</i>	202
5.4.2. <i>Incentivos fiscales</i>	210
5.4.4. <i>Recogida de residuos</i>	212
5.4.5. <i>Limpieza y mantenimiento viario</i>	213
5.4.6. <i>Sensibilización</i>	214
5.5. REDISEÑO URBANO	218
5.5.1. <i>Distancia ciudadano - vía de tráfico</i>	220
5.5.2. <i>Planificar barrios densos y de usos mixtos</i>	225
5.5.3. <i>Ecologización de espacios</i>	230
5.5.4. <i>Transporte activo</i>	235
5.5.5. <i>Casos de estudio de rediseño urbano</i>	239
5.6. RESUMEN DE MEDIDAS PROPUESTAS	242
5.6.1. <i>Mejora del transporte público</i>	245
5.6.2. <i>Regulación y gestión del tráfico rodado</i>	247
5.6.2.1. Reducción del tráfico.....	247
5.6.2.2. Zonas de Bajas Emisiones y renovación del parque circulante urbano	249
5.6.3. <i>Optimización de la DUM y de los servicios bajo demanda</i>	251
5.6.4. <i>Otras medidas sobre el tráfico rodado</i>	252
5.6.5. <i>Rediseño urbano</i>	254
6. CONSIDERACIONES FINALES	257
7. REFERENCIAS	260

1. INTRODUCCIÓN

El presente documento tiene como objeto elaborar una guía para identificar medidas sobre la movilidad (especialmente urbana) para su aplicación en Planes de Mejora de la Calidad del Aire (PMCA). Se hace especial hincapié en el diseño y aplicación de Zonas de Bajas Emisiones (ZBEs).

1.1. Evolución del transporte

Los avances y la mejora en el transporte han supuesto un avance continuo en la historia de la humanidad. Las comunicaciones por tierra, agua y, aire han mejorado la capacidad del ser humano para conectar poblaciones y comerciar.

Durante siglos (Figura 1.1), la movilidad se basó en la fuerza humana (caminar, remar), animal (caballos, mulas, camellos, carros) o eólica (veleros) (*Institute for Transportation*, 2016; Parra, 2024). Con la **Revolución Industrial** del siglo XVIII se produce un cambio en la movilidad tras la invención de la máquina de vapor por James Watt (1765) y los motores de combustión interna de 4 tiempos (ideado en 1876 por Nicolaus Otto). Estos inventos propiciaron la disponibilidad de **barcos de vapor**, de “**vehículos motorizados** con motor de gasolina” y de **locomotoras a vapor** de adherencia que se desplazaba sobre rieles. Gracias a estos cambios, la humanidad pudo mejorar la velocidad para desplazarse, no sólo reduciendo significativamente el tiempo de viaje, sino también ayudando a que comunidades aisladas pudieran estar conectadas. Ya en el siglo XX, con la patente de la primera máquina voladora de los hermanos Wright (1906), se inició una nueva revolución en el transporte aéreo, que permitió acortar aún más las distancias, especialmente tras la realización del primer vuelo comercial transoceánico en 1939.

Todos estos métodos de locomoción (acuáticos, terrestres y aéreos), han estado sometidos a un ciclo de **mejora continua**, no sólo en cuanto a seguridad, velocidad y eficiencia de fabricación, sino también en cuanto a su consumo energético.

La implementación de **líneas de montaje** para la producción industrial en serie de automóviles permitió abaratar el coste de producción de los coches, y reducir así su precio de venta, lo que supuso que más personas pudieran acceder a comprar un vehículo y conllevó un incremento del parque móvil en las ciudades. Estas mejoras en la industria del transporte han venido acompañadas a su vez de una mejora en las redes viarias, como el asfaltado de carreteras, que comenzó en EEUU a principios del s. XX y se ha ido extendiendo y mejorando a lo largo de todo el mundo.

Por otro lado, la creación de compañías de aviación de bajo coste (*low cost*) hacia finales del s. XX y principios del s. XXI propició el **abaratamiento** de los billetes de avión, facilitando el acceso a los viajes en avión e incrementando la cantidad y frecuencia de los vuelos, estando el tráfico aéreo en máximos históricos (solo se ha visto disminuido durante la pandemia por COVID-19, ver Figura 1.2).



Figura 1.1. Línea temporal del avance histórico del transporte en la Humanidad (Imagen elaborada con Inteligencia Artificial, Canvas Magic Media™ y ChatGPT™).

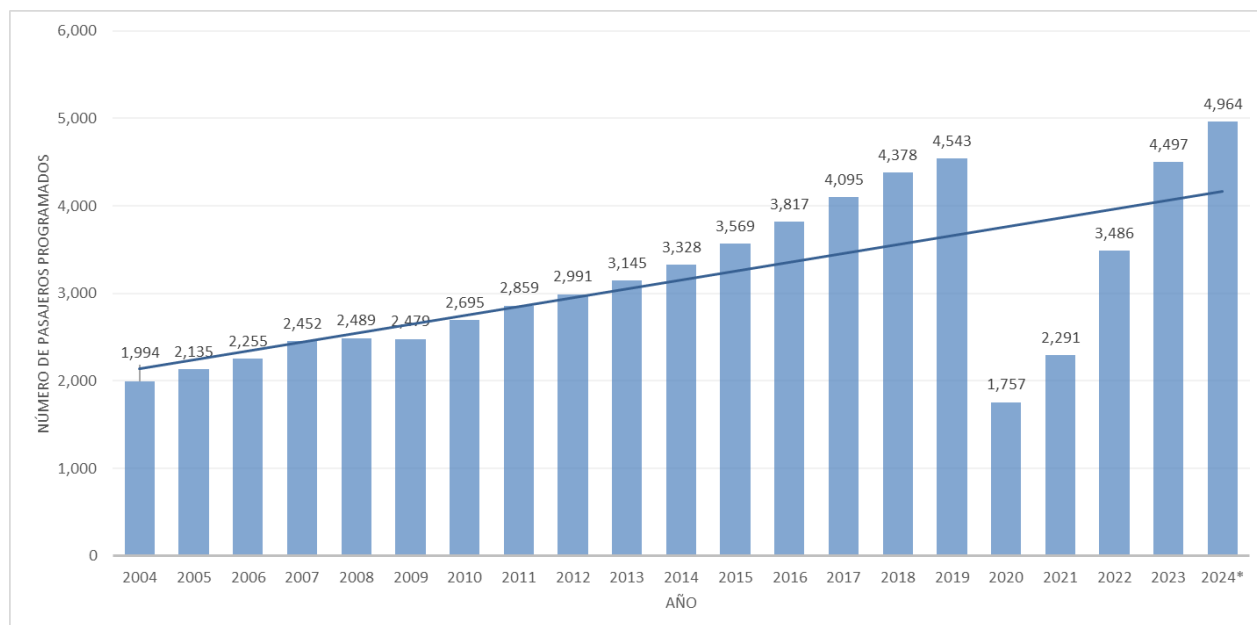


Figura 1.2. Número de millones de pasajeros programados del transporte aéreo a nivel mundial entre 2004 y 2024 (*previsión). Adaptado de International Air Transport Association (IATA, 2024).

Así mismo, la implementación en ciudades de **medios de transporte públicos** (autobuses, metro, tranvías o trenes de cercanías y barcos), han supuesto una mejora en la calidad de vida, descongestionando las ciudades de un gran volumen de vehículos en circulación. Por ejemplo, en 2024 el número de usuarios del transporte público aumentó un 20,9 % en abril respecto al mismo mes de 2023, y el transporte urbano subió un 20,6 % en tasa anual, y el interurbano un 20,5 % (INE, 2024a).

En el siguiente apartado se describe en detalle el transporte a nivel urbano, metropolitano y de larga distancia, los diferentes tipos de vehículos de tráfico rodado que hay, la distribución urbana de mercancías y la influencia del transporte en la calidad del aire. A continuación, se explican las principales fuentes y emisiones del tráfico rodado, y las principales normativas sobre emisiones para el transporte rodado. Finalmente, se proponen posibles medidas para poder reducir la contaminación del aire en base a actuaciones sobre el tráfico rodado.

1.2. Transporte urbano y metropolitano

1.2.1. Transporte urbano

El informe "Calidad de Vida en las Ciudades Europeas, 2023" (CE, 2024a) reporta las tendencias de movilidad y transporte dentro de las ciudades europeas, resaltando la importancia de un **transporte urbano** eficiente y accesible (Euronews, 2024a). Por término medio, el **automóvil** privado es el modo de transporte más común en 83 ciudades europeas (Tabla 1.1 y Figura 1.3 y 1.4). El uso del coche tiende a ser menor en las grandes ciudades, con un promedio del 48 % de los residentes urbanos utilizándolo diariamente. En las capitales, el uso del coche es generalmente menor debido a la eficiencia del transporte público y a la aplicación de políticas urbanas que desincentivan su uso, como los altos costos de estacionamiento y la gestión del tráfico. En ciudades más pequeñas, especialmente aquellas con menos de 250.000 habitantes, el uso del coche es mayor, llegando hasta

el 70 % en ciudades como Braga. En España se observa que ciudades con redes de transporte público más asequibles y accesibles, tienen un menor uso del coche privado.

Tabla 1.1. Porcentaje de uso de los modos de transporte utilizados con mayor frecuencia en un día típico en ciudades europeas seleccionadas (Adaptado de Euronews, 2024a).

Ciudad	Coche privado	Transporte público urbano*	Bicicleta	Motocicleta	Tren	A pie
Aalborg	48	40	14	7	4	27
Ámsterdam	36	33	39	6	5	29
Antwerp	49	36	28	7	4	33
Atenas	42	42	8	11	5	35
Barcelona	40	43	12	10	8	33
Belfast	56	33	10	6	4	33
Belgrado	46	53	6	4	2	21
Londres	41	46	12	4	14	35
Luxemburgo	51	47	15	9	6	24
Madrid	44	50	7	8	4	33
Málaga	52	35	13	13	5	26
Oviedo	50	36	12	9	4	30
Palermo	63	20	11	11	3	28
París	31	58	14	8	6	41

*Bus, tranvía o metro.

El uso del **transporte público** (bus, metro, tranvía) aumenta con el tamaño de la ciudad, con un 43 % de los residentes en ciudades grandes que lo utilizan diariamente. En ciudades con más de un millón de habitantes, alrededor del 47 % de la población depende del transporte público. La satisfacción con el transporte público varía, siendo generalmente mayor en ciudades no capitales (73 %) en comparación con las capitales (69 %). Los residentes de los Estados Miembros del norte y oeste de Europa muestran mayor satisfacción en comparación con aquellos de los Estados del sur, los Balcanes occidentales y Turquía (Figura 1.5). Los índices de satisfacción con el transporte público reflejan los índices de satisfacción general en las ciudades, ya que la calidad del transporte está estrechamente ligada a la calidad de vida en general.

En España la red de transporte público está formada principalmente por líneas de **autobuses** urbanos (con más de 200 ciudades con al menos una línea urbana de bus), aunque en grandes ciudades también hay acceso al **metro** y **tranvía**. Así, España dispone de 5 redes de metro convencional (en Madrid, Barcelona, Valencia, Bilbao y Palma de Mallorca), y redes de metro ligero en Alicante, Sevilla, Málaga y Granada. Por otra parte, la red de tranvías de España agrupa un total de 12 redes de tranvía en diferentes ciudades (Alicante, Barcelona, Bilbao, Cádiz, Granada, Madrid, Murcia, Santa Cruz de Tenerife, Sevilla, Valencia, Vitoria, Zaragoza), y está en proyecto en otras, como Jaén o Tarragona.

Según el “Atlas Nacional de España” elaborado por el Instituto Geográfico Nacional (IGN) para el transporte urbano (IGN, 2024), el autobús es un medio de transporte que, en las ciudades con metro, se usa de forma alternativa y complementaria al transporte subterráneo, siendo viajes más cortos en distancia, pero no en tiempo, ya que para viajes más largos se utiliza el metro, pues es más veloz. Respecto a los viajes intermodales, es decir, los que usan más de un medio de transporte, están en torno al 10 %, lo que es un indicio de una red de transporte poco conectada entre sí diseñada de forma independiente y no como un sistema integrado.

El uso del transporte privado, público y activo (a pie, en bicicleta) de una ciudad, depende de la oferta de transporte, que a su vez depende de la disponibilidad de red viaria –especialmente la de alta capacidad– en relación con el uso del coche, y de la oferta de metro, trenes y autobuses con respecto a la utilización del transporte público. Cabe destacar el caso de París como una de las ciudades europeas con menor dependencia del automóvil. Según la encuesta de movilidad del *Institut Paris Région* (IPR, 2024), los desplazamientos en bicicleta representan ya el 11,2 % del total en la capital. Este patrón se repite también en los trayectos entre París y los suburbios más próximos, donde la bicicleta alcanza el 14 %.

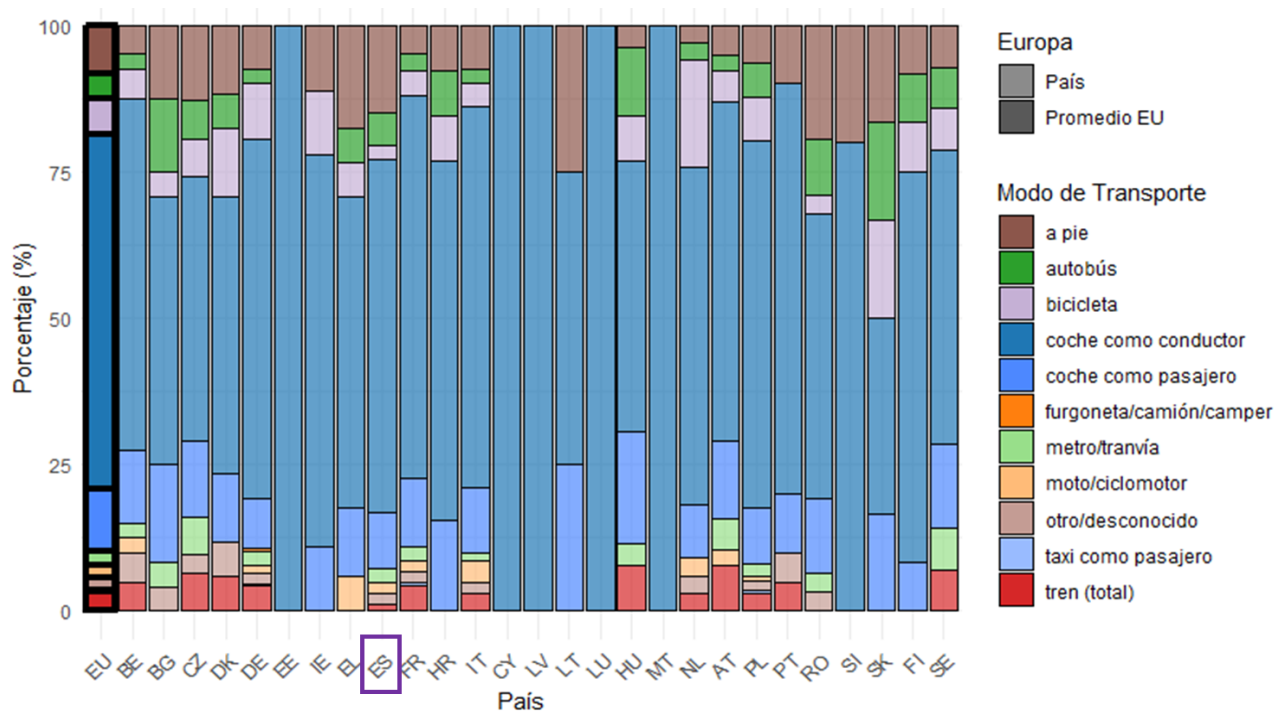
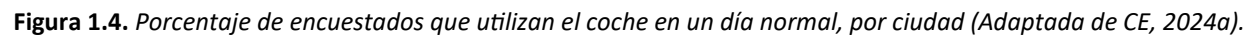


Figura 1.3. Distribución porcentual de modo de transporte urbano en diferentes países europeos según la encuesta de patrones de movilidad de la CE (CE, 2022a).



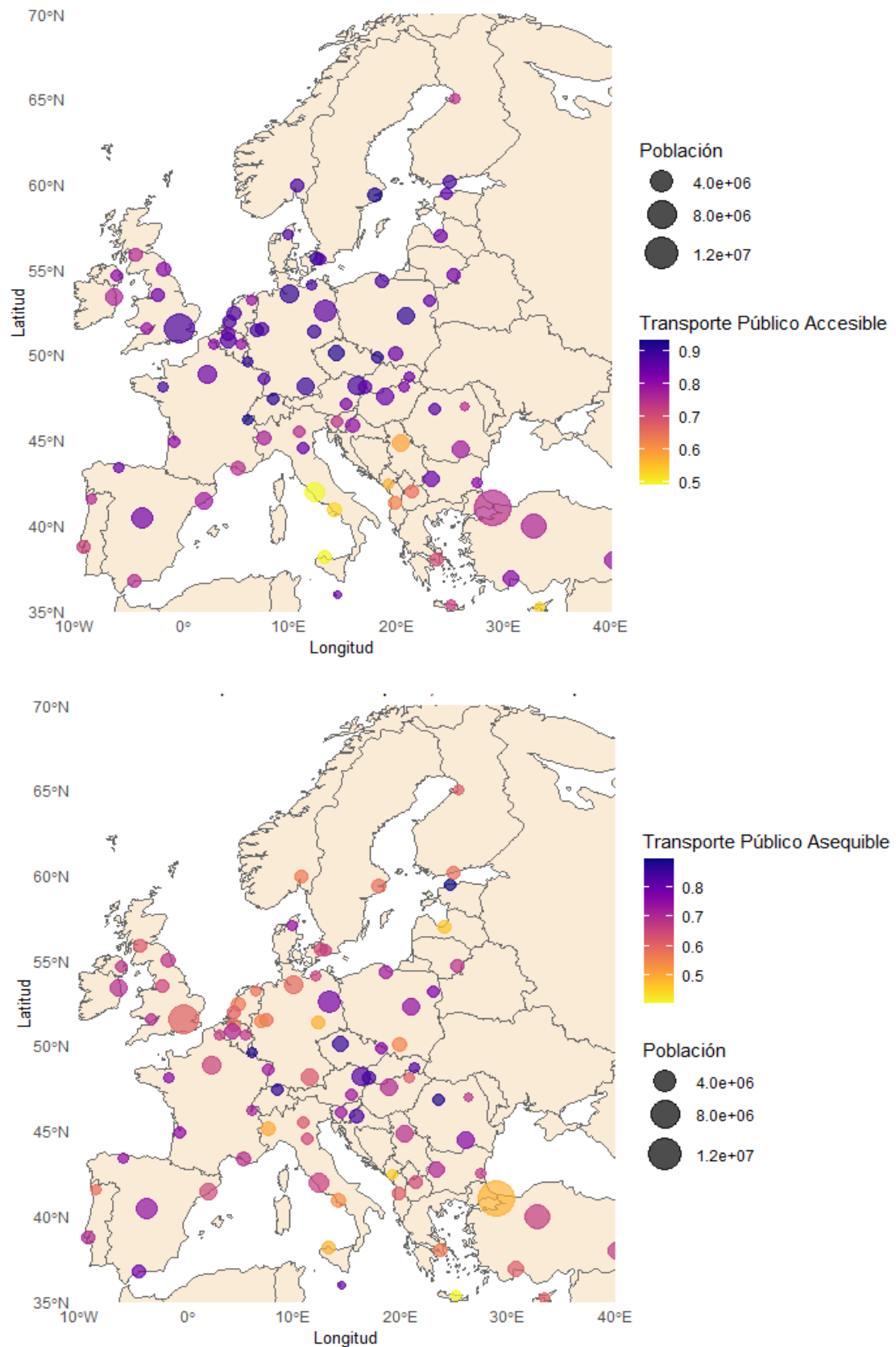


Figura 1.5. Porcentaje de la población satisfecho o muy satisfecho con la accesibilidad al transporte público (arriba) y si tiene un precio asequible (abajo). Los colores oscuros indican una mejor accesibilidad y asequibilidad del transporte que los colores claros. El diámetro del círculo indica la población de la ciudad. Adaptado de CE, 2024a.

El **uso de la bicicleta** sigue siendo una modalidad de transporte diario poco común en las ciudades europeas, y sólo unas pocas ciudades (holandesas, danesas y belgas) presentan tasas elevadas de uso diario, aunque en los últimos años se ha producido un incremento marcado en algunas ciudades europeas. Así, en España, según el “Barómetro de la bicicleta en España” realizado por el *Gabinet d’Estudis Socials i Opinió Pública* (GESOP, 2022) para el Ministerio de Transportes, Movilidad y Agenda Urbana se ha observado un incremento del uso de la bicicleta en España, tanto en número de usuarios como en intensidad de uso (Figura 1.6). Este crecimiento se produce sobre todo en la movilidad obligada, habiendo, además, un incremento en la disponibilidad de bicicleta para uso personal (especialmente en las grandes ciudades). Los ciudadanos consideran que el tráfico rodado es el principal freno para el aumento del uso de la bicicleta por el peligro que conlleva.

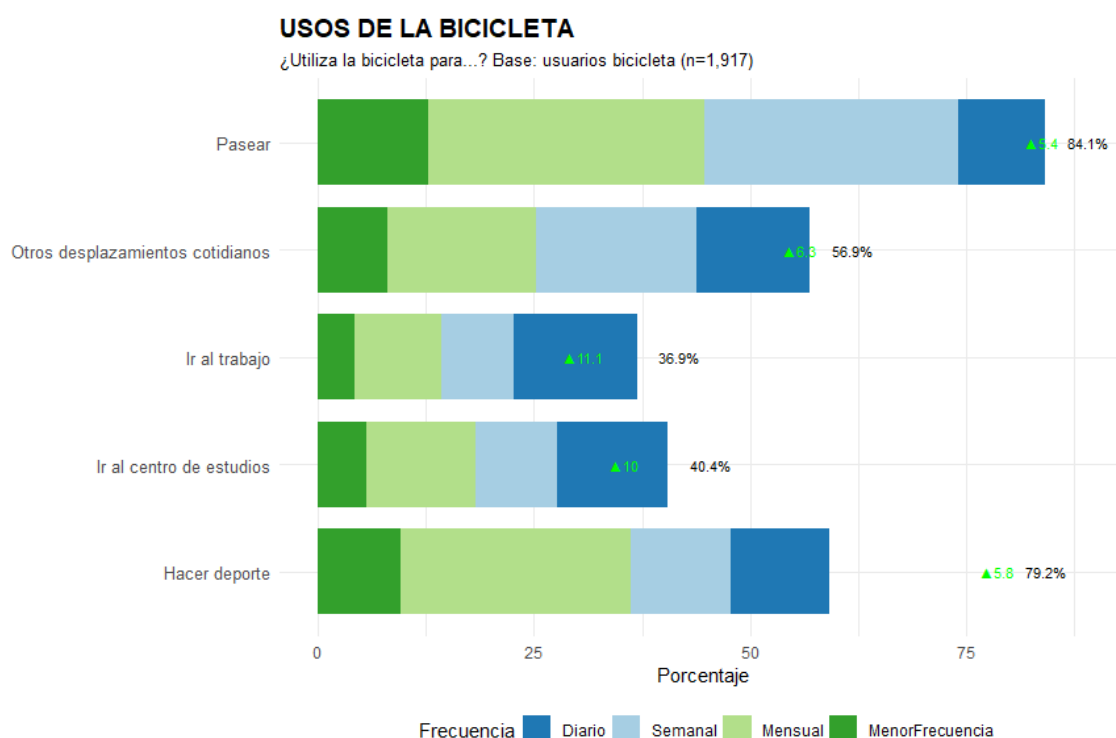


Figura 1.6. Encuesta a 1917 usuarios de bicicleta. Se muestran los usos principales de la bicicleta, y los aumentos del uso de la bicicleta (%) en España entre los años 2019-2022 para cada tipo de uso, especialmente para ir a trabajar y estudiar (+11 y +10 %). Los números en negro indican el porcentaje de uso de bicicleta en 2022 para cada tipo, y los verdes la diferencia 2022-2019 (Adaptada de GESOP, 2022).

Por otra parte, **caminar** está ganando popularidad (Figura 1.7), y se ha observado un aumento significativo de los desplazamientos a pie entre 2019 y 2023, con incrementos en todas las ciudades, pero más notablemente en ciudades como Londres, Estocolmo, Helsinki, Sofía, Mánchester, Málaga y Amberes, donde el incremento es superior al 30 % (CE, 2024a). Estos cambios están en consonancia con los objetivos esbozados en el nuevo marco de movilidad urbana de la UE para 2021, especialmente en lo que se refiere a fomentar los desplazamientos a pie al trabajo, lo que contribuye a mejorar la salud y el bienestar de los trabajadores. A medida que se reduce el número de vehículos en circulación, el transporte activo, tanto a pie como en bicicleta, se hace más atractivo.

Sin embargo, hay que tener en cuenta que, en las grandes ciudades, los peatones y ciclistas están expuestos a elevados niveles de NO₂, por su proximidad a las emisiones del tráfico rodado. Por ello, se deben construir carriles bici y caminos escolares alejados de las vías de tráfico o bien reducir el tráfico en las vías próximas a ellos, así como introducir barreras físicas entre las carreteras y las aceras (Armengol et al., 2024).

El uso de **Vehículos de Movilidad Personal (VMP)**, como por ejemplo el patinete eléctrico, ha aumentado en los últimos años gracias a su bajo coste de adquisición y mantenimiento, y la facilidad que ofrece para desplazarse dentro de las zonas urbanas. Los VMP reducen de forma eficaz y eficiente el impacto medioambiental negativo del transporte y mejoran la calidad de vida. Sin embargo, dada la elevada siniestralidad asociada a este medio de transporte, se están aplicando regulaciones cada vez más estrictas sobre su uso y circulación para limitar su mal uso, ya que generan problemas con el uso compartido del espacio en las calles, la seguridad vial y las infracciones de tráfico (Zagorskas y Burinskiene, 2020).

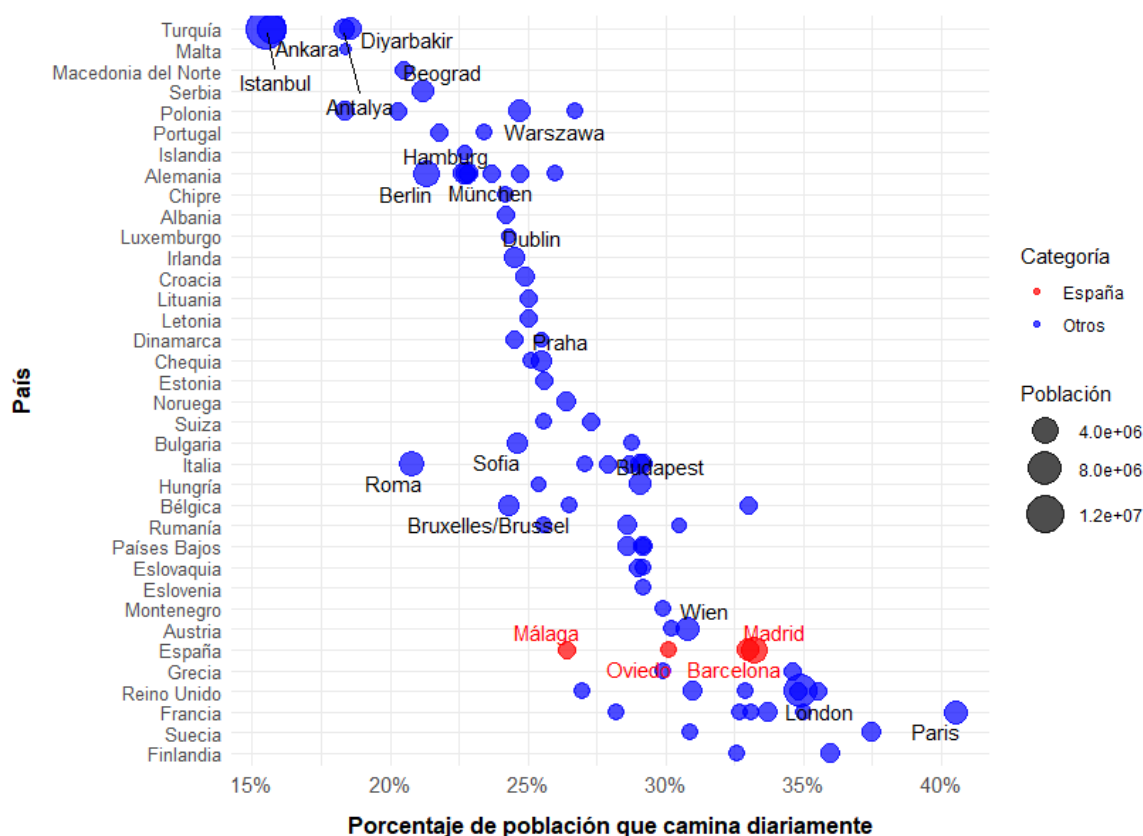


Figura 1.7. Porcentaje de encuestados caminando en un día normal, por ciudad (Adaptada de CE, 2024a). Se destacan con etiquetas en negro las ciudades con más de 1.000.000 de habitantes y en rojo las ciudades españolas. El diámetro del círculo indica la población de la ciudad

La Tabla 1.2 muestra que, para Londres, excepto en la pandemia, el cambio de modalidad de transporte se produce del transporte público a la bicicleta, caminar o patinete, más que del vehículo privado, el cual se mantiene más o menos estable (TfL, 2023). Sin embargo, es igualmente una

medida positiva porque ayuda a descongestionar el transporte público en hora punta. Por su parte, el transporte público experimenta una recuperación gradual tras la caída registrada en 2020, probablemente vinculada al impacto de la pandemia. En cuanto al uso del vehículo privado, se aprecia un ligero descenso a lo largo del periodo analizado, mientras que los desplazamientos a pie han mantenido una evolución estable, con una tendencia levemente creciente. En el caso de España, aunque no se han detectado estudios específicos similares para alguna ciudad concreta, sí se han realizado diferentes estudios a nivel nacional, basados en encuestas nacionales de la población residente y en la información proporcionada por las autoridades de transporte público de las principales áreas metropolitanas, y en los que se observa una tendencia similar a la de Londres (Tabla 1.2; Movilia, 2006; OMM, 2021; EMMP, 2020-2022).

Tabla 1.2. Superior: Porcentajes de modos de transporte urbano en 2000 y entre 2013-2022 en Londres (TfL, 2023). Inferior: Ídem 2006-2023 pero a nivel nacional en España (Movilia, 2006; OMM, 2021; EMMP, 2020-2022).

AÑO	TRANSPORTE PÚBLICO	TRANSPORTE PRIVADO	BICICLETA	CAMINAR
2000	27%	48%	1,2%	24%
2013	36%	38%	1,9%	24%
2014	36%	38%	2,1%	24%
2015	35%	37%	3,7%	24%
2016	35%	37%	3,6%	24%
2017	35%	37%	3,7%	24%
2018	35%	37%	3,7%	25%
2019	35%	36%	3,6%	25%
2020	22%	39%	6,1%	33%
2021	23%	42%	4,0%	31%
2022	31%	38%	4,5%	27%

AÑO	TRANSPORTE PÚBLICO	TRANSPORTE PRIVADO	BICICLETA	CAMINAR
2006	30%	33%	2%	35%
2010	29%	33%	2%	36%
2015	28%	32%	3%	37%
2019	27%	31%	4%	38%
2020	25%	30%	5%	40%
2021	26%	29%	6%	39%
2022	27%	30%	5%	38%

Son numerosos los estudios donde se demuestra que andar o ir en bicicleta reduce el riesgo cardiovascular, aunque se haga en proximidad de tráfico rodado (Celis-Morales et al., 2017, Nordengen et al., 2019). El **Proyecto TAPAS** (*Transportation, Air Pollution and Physical Activities*) que surgió para investigar los factores que afectan a la elección del modo de transporte utilizado para ir al trabajo o al centro de estudios en Barcelona ciudad, ha concluido que una mayor disponibilidad de estaciones de bicicletas públicas y unos niveles más altos de zonas verdes urbanas

pueden aumentar el uso de la bicicleta por parte de los adultos que se desplazan al trabajo en una ciudad (Cole-Hunter et al., 2015). También se ha demostrado que las personas dispuestas a desplazarse en bicicleta tienen una percepción más favorable hacia las bicicletas públicas compartidas, por lo que las bicicletas públicas podrían ser el impulso para que estas personas empiecen a desplazarse al trabajo en bicicleta, aumentando así los niveles de actividad física (Curto et al., 2016).

Respecto a cómo las ciudades europeas enfrentan problemas crecientes de congestión y contaminación debido al uso intensivo del automóvil privado, un informe sobre transporte en la UE de junio de 2024 (EU, 2024) resalta los desafíos y las políticas de **sostenibilidad en el ámbito urbano**. Un punto importante que se debe gestionar, especialmente en las ciudades de tamaño medio y grande, es la fluctuación tan grande de entrada y salida (por las mañanas y tardes) de coches en horas punta, produciéndose un fenómeno similar al de **sístole – diástole**, aplicado al tráfico. Como muestra la Figura 1.8, los accesos a muchas de las principales ciudades españolas registran elevados niveles de congestión, lo que evidencia que una parte significativa del tráfico urbano procede de áreas metropolitanas y regiones cercanas. Por ello, resulta imprescindible una planificación y gestión del tráfico con una visión metropolitana. La congestión en horas punta tiene su origen en diversos factores:

- Concentración horaria de actividades laborales y educativas: la mayoría de las personas inician su jornada laboral o académica a la misma hora, lo que genera un aumento exponencial del tráfico entre las 7:00 y las 9:00 a.m.
- Urbanización desordenada: el crecimiento de las áreas metropolitanas, sin una planificación efectiva, ha llevado a que muchas personas vivan en ciudades dormitorio o suburbios, obligándolas a desplazarse diariamente hacia el núcleo urbano.
- Dependencia del vehículo privado.
- Concentración de servicios y empleos: muchas ciudades centralizan sus servicios administrativos, comerciales y de ocio en áreas específicas, atrayendo a trabajadores y visitantes en las horas punta.

Esta situación se traduce en embotellamientos crónicos en los accesos y salidas de la ciudad, con consecuencias significativas en términos de tiempo, calidad del aire y salud humana. Toda esta movilidad urbana afecta a la calidad del aire de las ciudades, que se vio seriamente mermada por el fraude del diésel o **Diesel gate**, donde vehículos en circulación relativamente nuevos (EURO 5 y anteriores a EURO 6) emitían niveles de NOx elevados (EEA, 2016; TRUE, 2022). Un estudio de Oldenkamp et al. (2016) calculó que los daños sanitarios combinados en EE.UU. y Europa se estiman en 45 mil DALYs (*disability-adjusted life years*; años de vida ajustados por discapacidad), pero que, si no se retiran o corrigen los coches afectados, los daños para la salud aumentarían a 119 000 DALYs; en cuanto a los costes sanitarios combinados en EE.UU. y Europa se estiman en 39 billones de dólares estadounidenses, que aumentarían a 102.000 millones de dólares si no se retiran los coches afectados. En 2019 un estudio de *Federal Reserve Bank of Chicago* (Alexander and Schwandt, 2019) evaluó que el aumento de polución en Estados Unidos debido al fraude del diésel aumentó en un 1,9% la tasa de nacimientos con bajo peso y en 8 % los ataques agudos de asma infantil. A partir de 2019, con la entrada de la EURO 6d, que obliga a incorporar SCR (*Selective Catalytic Reduction, reducción catalítica selectiva*), los niveles de NOx de los vehículos diésel en circulación

son próximos a los que marcan los valores de emisión para este contaminante. Esta normativa introdujo una reducción significativa del factor de conformidad entre las emisiones homologadas y las registradas en condiciones reales de conducción (RDE): mientras que las normas EURO 6c y EURO 6-temp permitían un factor de 2,1, la EURO 6d lo reduce a 1,5, lo que implica límites más estrictos y un mayor control de las emisiones reales. En la práctica, esto se traduce en que, para el límite de 0,080 g/km definido en la norma EURO 6, las pruebas RDE admiten un máximo de 0,168 g/km en las fases transitorias (EURO 6c y 6-temp), y de 0,120 g/km bajo la EURO 6d definitiva, acercando así las emisiones en circulación real a los valores teóricos de homologación. Sin embargo, numerosas mediciones realizadas en RDE urbana, muestran que los turismos EURO 6 diésel emiten como media 0,430 g/km (2,6 veces al objetivo), mientras que los EURO 6d cumplirían los objetivos citados (TRUE, 2022). Por tanto, la diferencia entre los vehículos diésel y gasolina en cuanto a emisiones de NOx es muy poca para vehículos fabricados a partir de 2020 (EURO 6d, ver en siguientes apartados). Paralelamente, la UE ha desarrollado un marco de movilidad urbana que promueve alternativas sostenibles, como el transporte público, el uso de bicicletas y de vehículos eléctricos. Estas políticas tienen como objetivo reducir la dependencia del automóvil y mejorar la calidad del aire en las ciudades.

Otro punto importante en ciudades son los desplazamientos a las **escuelas**, muchos de los cuales se hacen en transporte privado, por lo que es necesario favorecer no sólo el transporte público y/o activo, sino también el que haya caminos seguros para que los infantes puedan ir solos y a pie a la escuela, sin el riesgo del tráfico. Como se destaca en informes de *Clean Cities* (BYCS, 2023), las calles escolares son una solución eficaz y accesible para transformar las ciudades en entornos más saludables, seguros y sostenibles. Estas iniciativas, de bajo coste y rápida implementación, han demostrado reducir el tráfico vehicular cerca de las escuelas, mejorar la calidad del aire y fomentar desplazamientos activos como caminar o usar bicicleta, lo que contribuye a la salud física, mental y emocional de los niños y sus familias. Enfoques participativos y metodologías basadas en la experiencia, que involucren a la comunidad en el diseño y adaptación del espacio, son esenciales para garantizar el éxito y minimizar conflictos.

1.2.2. Transporte interurbano: metropolitano y de media distancia

Entre sus objetivos, la UE busca promover ciudades climáticamente neutras a través de programas como el informe "Cien ciudades climáticamente neutras e inteligentes para 2030" (CE, 2024b), que incentiva a las ciudades a adoptar soluciones de movilidad de bajas o cero emisiones. En cuanto al **transporte metropolitano** (que conectan una ciudad central con sus áreas circundantes, el informe se centra en tres aspectos clave: (i) la infraestructura de carreteras y conectividad regional, (ii) el uso de autobuses interurbanos sostenibles y (iii) la internalización de costos externos. La **infraestructura metropolitana** facilita la conexión entre ciudades y el movimiento de personas y bienes, por lo que la UE invierte en la mejora de estas redes de carreteras para promover una movilidad más segura y sostenible. Los **autobuses interurbanos**, además de ser una opción popular y accesible, están siendo impulsados hacia un modelo más ecológico, ya que la UE incentiva el uso de vehículos de bajas emisiones, sustituyendo progresivamente los autobuses diésel para reducir las emisiones de CO₂ y otros contaminantes atmosféricos como NOx, PM2.5 o CO.

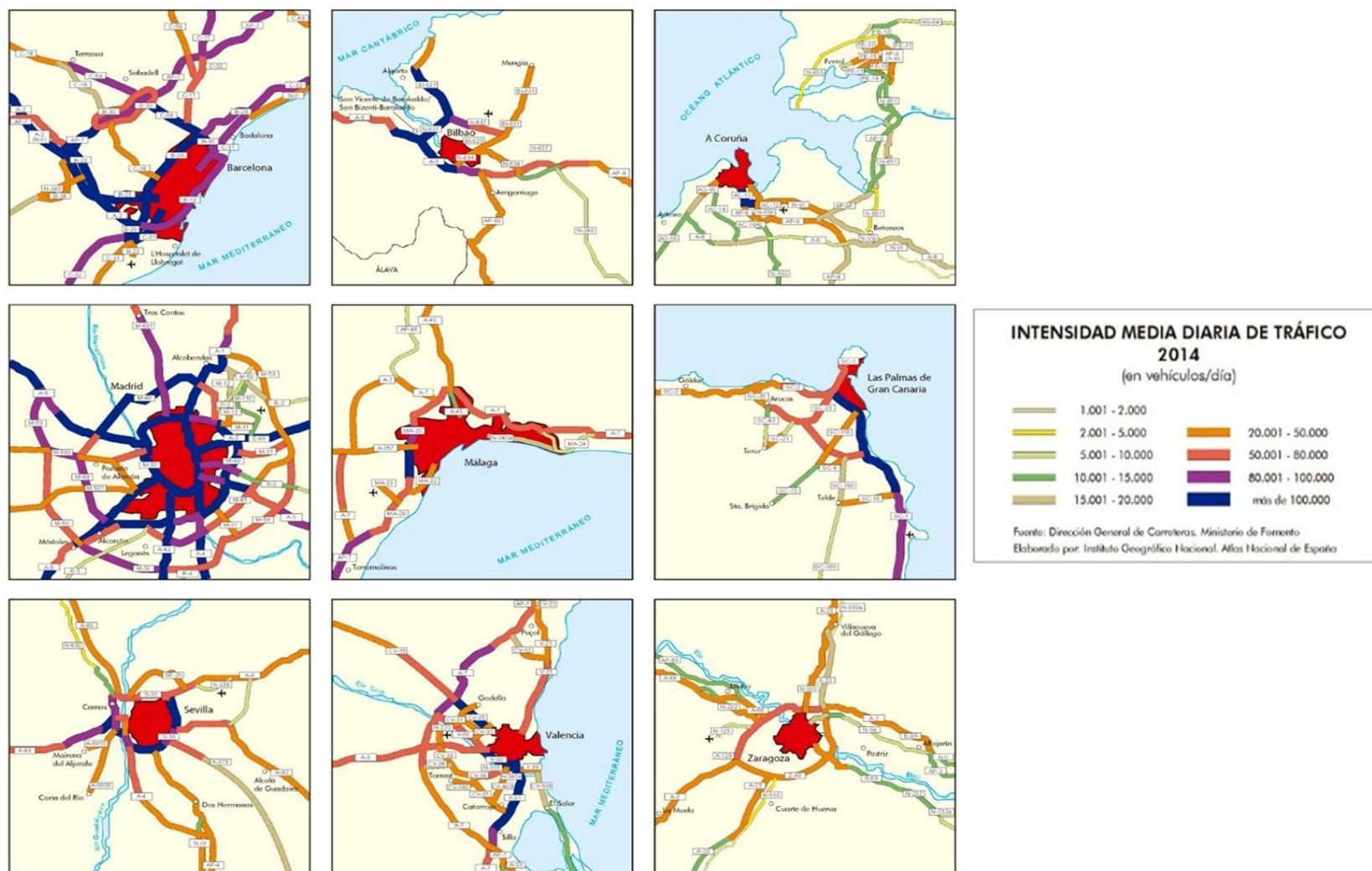


Figura 1.8. Mapa de tráfico de acceso a algunas de las principales ciudades españolas en 2014(IGN, 2024).

En España, el Observatorio del Transporte y la Logística (OTLE) es el encargado de analizar la movilidad de viajeros y mercancías. En su último informe (OTLE, 2024a) ofrece datos sobre la evolución del transporte de viajeros (viajeros-kilómetro) y mercancías (toneladas-kilómetro) por carretera en el periodo 2002-2022 (Figura 1.9). Estas cifras incluyen tanto el transporte urbano e interurbano, como el de larga distancia, que se desarrollará en una sección posterior, y se destaca que, tras la fuerte caída del tráfico en 2020 por las restricciones de movilidad derivadas de la crisis del COVID-19, se observó un crecimiento continuo en ambos segmentos, superando en 2022 los valores de 2019 pero sin alcanzar los registrados en 2007, antes de la crisis económica. En el caso de los pasajeros, se observó un aumento del +1,5 % en viajeros-kilómetro entre 2019 y 2022; el mayor incremento en este periodo se registró en los autobuses (+13,9 %), en comparación con los turismos (+0,3 %) y las motocicletas (-3,7 %). En el caso de las mercancías, entre 2019 y 2022 se registró un aumento del +7,8 % en las toneladas-kilómetro transportadas por carretera, mientras que, comparando con los valores máximos obtenidos en 2007, el dato de 2022 es un -8,4 % inferior.

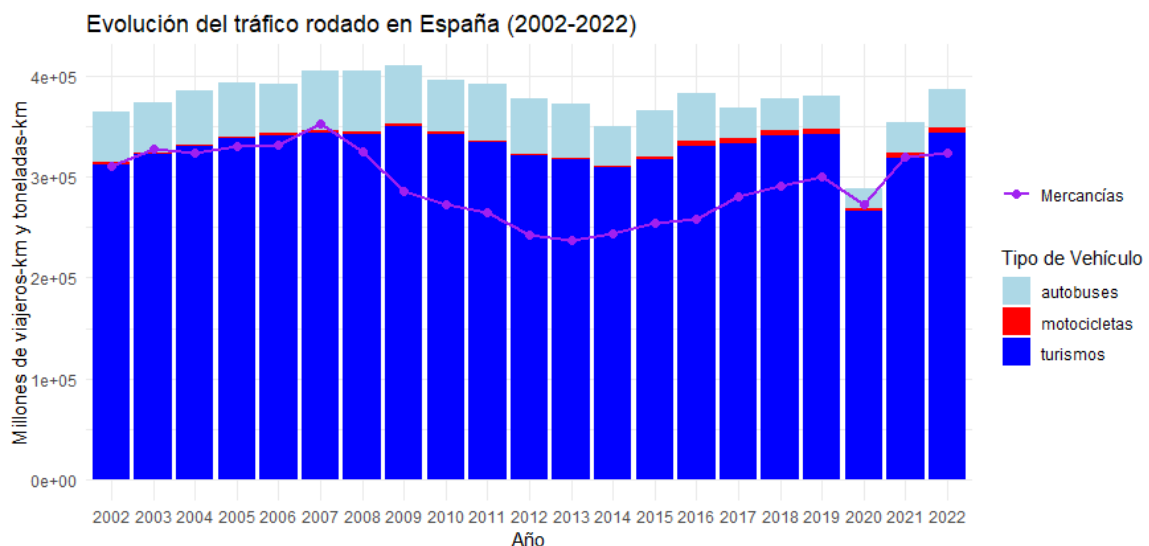


Figura 1.9. Evolución del transporte de viajeros por carreteras españolas por tipo de vehículo: turismo, autobús y motocicleta, así como la evolución del transporte de mercancías en las carreteras españolas, en millones de viajeros-kilómetro y millones de toneladas-kilómetro respectivamente, para la serie 2002-2022. Adaptada de OTLE, 2024a.

En áreas metropolitanas como Bilbao, Barcelona y Madrid, entre el 20 % y el 30 % de los desplazamientos se realizan en medios de transporte público, mientras que entre el 30 % y el 40 % se efectúan en vehículo privado (OTLE, 2024a). El porcentaje restante, que oscila entre el 30 % y el 50 %, corresponde a desplazamientos a pie o en bicicleta. En cuanto al transporte público urbano y metropolitano, el autobús suele ser el modo predominante. Sin embargo, el transporte ferroviario (metro, tranvía y trenes de cercanías) registra un mayor número de viajes. Es decir, el **autobús** es el **modo predominante** por su cobertura y relevancia en el sistema de transporte por carretera, mientras que el **transporte ferroviario** registra **más viajes** porque concentra grandes flujos de pasajeros en zonas urbanas densas. Por lo tanto, se puede concluir que a nivel metropolitano el transporte por carretera es el más utilizado.

Respecto a los viajes en **tren**, se considera transporte de viajeros de **media distancia** (Figura 1.10) aquel en que el recorrido medio del viajero es superior a 60 los kilómetros e inferior a los 300 kilómetros (OFE, 2023), quedando excluidos los viajes realizados en trenes de cercanías, y pudiendo diferenciar entre media distancia de alta velocidad (donde la velocidad máxima del tren es igual o superior a 200 km/h, con una velocidad media del tren superior a 100 km/h) y media distancia convencional (donde la velocidad máxima del tren es inferior a 200 km/h, y la velocidad media del tren suele ser inferior a 100 km/h).

Si bien en la última década se ha observado un incremento del número de pasajeros (excepto durante la pandemia por COVID-19) (Tabla 1.3), es necesario reforzar más este medio de transporte para reducir los desplazamientos por carretera con vehículos privados ya que tiene el tren tiene las emisiones más bajas por kilómetro y unidad transportada, mientras que el transporte por carretera genera emisiones significativamente más elevadas (EEA, 2021).

Tabla 1.3. Datos de viajeros de tren de media distancia entre los años 2013-2022 (OFE, 2023).

Concepto	Unidad	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Viajeros	Miles de viajeros	30.792	29.964	30.645	30.628	31.327	32.869	33.134	14.748	19.939	34.438
Viajeros-kilómetro	Mill. Viajeros x km	3.153	3.042	3.090	3.088	3.175	3.306	3.224	1.420	1.977	3.671

En cuanto a los viajes metropolitanos en **autobús**, según la Dirección General de Transporte por Carretera, del Ministerio de Transportes y Movilidad Sostenible (MTMS, 2024), durante el año 2023 ha habido un total de 28.549.098 viajeros (unos 5.266 millones de viajeros-kilómetro), lo que supone un incremento considerable respecto al 2022 (con 23.294.741 de viajeros y una ratio de 4.357 millones de viajeros-kilómetro). Es un modo de transporte colectivo bastante utilizado en España, y su uso sustituye entre 14 y 30 vehículos privados por autobús.

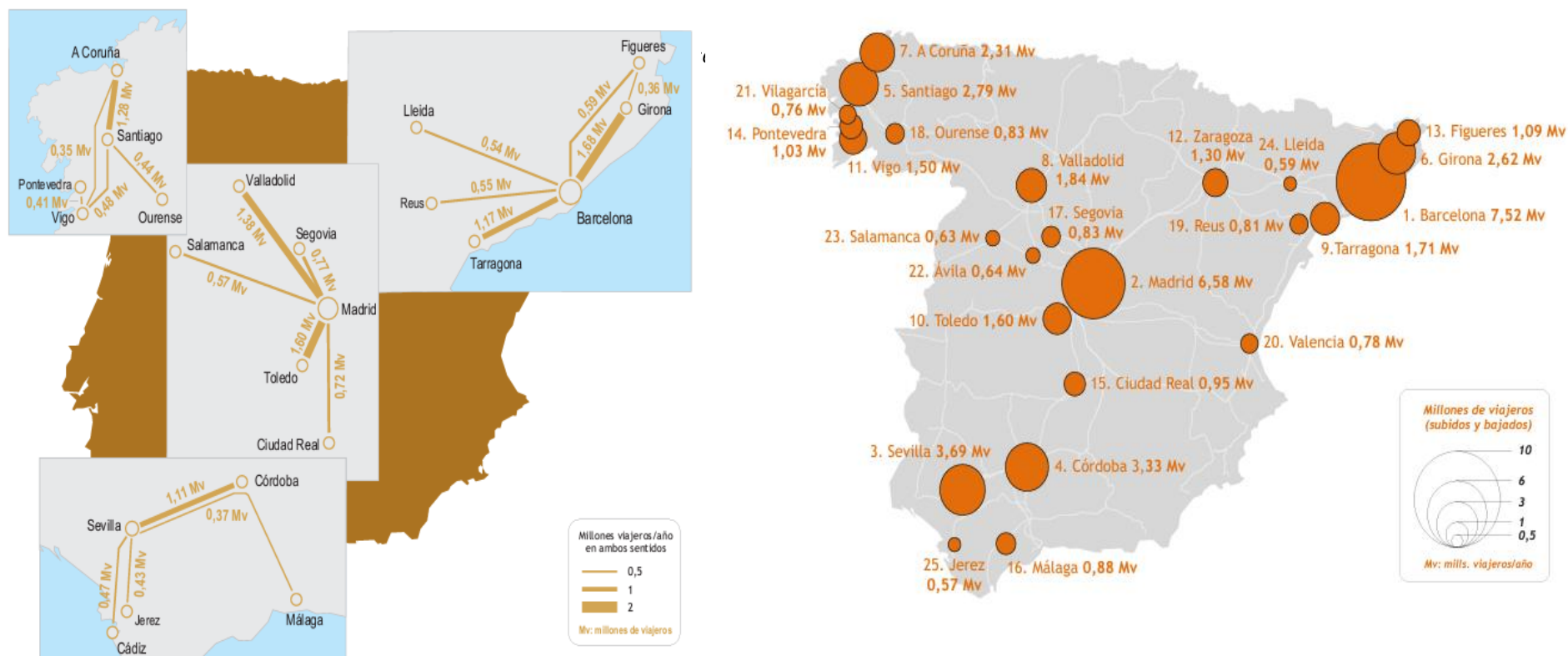


Figura 1.10. Principales rutas origen-destino con recorrido medio entre 60-300 Km (izquierda) y tráfico de viajeros de media distancia por ciudades (derecha) (OFE, 2023).

Como se ha comentado anteriormente, los datos evidencian una clara preferencia por el uso del vehículo privado en desplazamientos interurbanos, aunque el transporte ferroviario mantiene una presencia significativa (especialmente en servicios de larga distancia y cercanías para grandes ciudades), y cada vez más usuarios hacen uso del transporte público. Según datos del Instituto Nacional de Estadística (INE, 2024b), en septiembre de 2024 el número de usuarios del transporte público aumentó un 4,1 % respecto al mismo mes de 2023. Pero si bien en el caso del transporte urbano la subida ha sido de un 5,6 % en tasa anual, en el del transporte metropolitano la subida ha sido solo de un 2,3 %, destacando en este último caso el incremento del 6,5 % en el transporte por autobús (Tabla 1.4).

Tabla 1.4. Datos de la evolución anual del transporte público de viajeros por tipo de transporte, en porcentaje respecto al mismo mes del año anterior (INE, 2024b).

Año	Mes	Urbano	Metropolitano	Especial y discrecional
2023	Septiembre	17,0	13,7	-5,8
	Octubre	18,4	14,4	-3,5
	Noviembre	16,2	11,8	-1,9
	Diciembre	15,4	10,1	-2,9
2024	Enero	15,1	12,9	5,7
	Febrero	17,4	17,5	3,4
	Marzo	-0,7	-2,6	-16,5
	Abril	20,6	20,5	23,8
	Mayo	8,7	6,8	1,1
	Junio	4,6	3,5	-0,5
	Julio	8,0	7,7	-5,5
	Agosto	5,3	3,4	-10,7
	Septiembre	5,6	2,3	-0,3

El transporte marítimo de media distancia (la navegación que hacen los buques entre los puertos de un mismo país sin apartarse de la costa, llamado cabotaje) ha registrado en 2024 un crecimiento anual en España del 3,4 % según el INE (2024b). En el mismo periodo, se ha registrado un incremento anual en cabotaje, acumulado a septiembre de 2024, del 5,3 % en el puerto de Barcelona y del 7,3 % en el puerto de Valencia (Tabla 1.5). El transporte aéreo de media distancia (dentro de la Península Ibérica y con las islas) también ha registrado un incremento anual del 3.1% de acuerdo a INE (2024b). (Tabla 1.5).

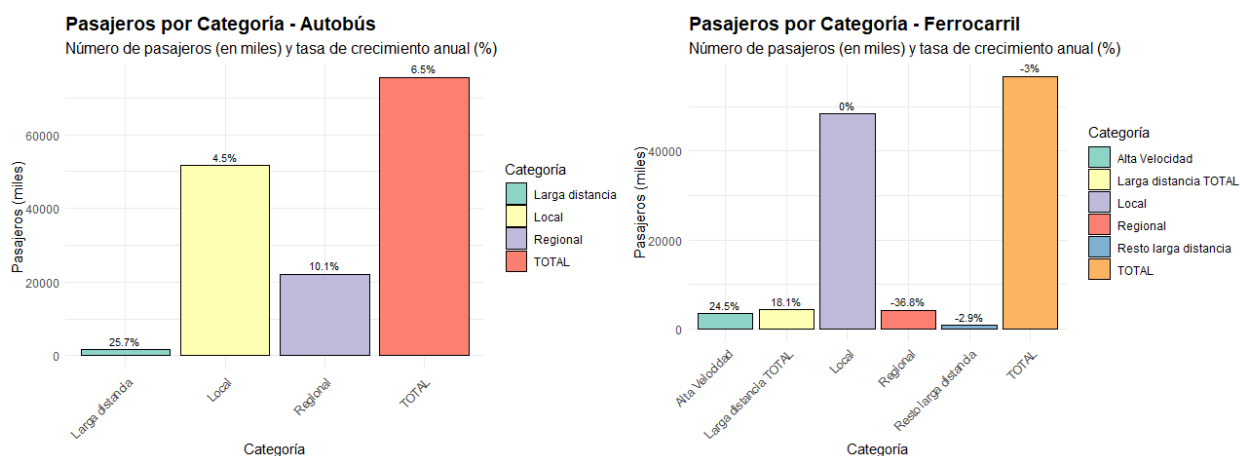
La evolución del número de viajeros de **ferris** de línea regular es muy variable según los puertos, por ejemplo. Así, en los puertos de Barcelona y Palma se ha registrado un incremento de aproximadamente el 1 % entre 2023 y 2024 acumulado a septiembre, mientras que en el puerto Valencia el número de viajeros ha disminuido un 3,1 %. (Port de Barcelona, 2024a; ValenciaPorts, 2024; Ports de Balears, 2024). Hay que tener en cuenta que, en el caso de los ferris, hay una variación estacional en cuanto al uso de este medio de transporte, habiendo un mayor uso entre los meses de marzo a septiembre.

Tabla 1.5. Número de viajeros interurbanos por modo de transporte y distancia en septiembre 2024 y variación respecto al mismo mes en 2023 (INE, 2024b).

Transporte	Modalidad	Viajeros (miles)	Tasa anual (%)
Autobús	TOTAL	75.500	6,5
	Cercanías	51.680	4,5
	Media distancia	22.126	10,1
	Larga distancia	1.694	25,7
Ferrocarril *	TOTAL	56.814	-3,0
	Cercanías	48.375	0,0
	Media distancia	4.156	-36,8
	TOTAL	4.282	18,1
	Larga distancia Alta velocidad	3.463	24,5
	Resto larga distancia	820	-2,9
Aéreo (interior)	TOTAL	4.397	3,1
	Peninsular	1.553	1,9
	Península - Resto territorio	2.298	3,2
	Interinsular	546	6,1
Marítimo (cabotaje)	TOTAL	1.180	3,4

*Cercanías incluye RENFE y todos los operadores ferroviarios autonómicos. Alta Velocidad incluye AVE, AVLO, OUIGO e IRYO.

A partir de los datos presentados, se observa que el transporte público urbano local (urbano y metropolitano) es el que menos ha crecido interanualmente (Figura 1.11).

**Figura 1.11.** Transporte interurbano por modo de transporte y distancia, en septiembre de 2024 (adaptada de INE, 2024b). Se presentan números de pasajeros y tasa de crecimiento anual.

1.3. Transporte a larga distancia (TLD)

En general, cuando se habla de transporte a larga distancia (TLD), se hace referencia a aquel que supera los 300 Km (en el caso de viajes para el transporte rodado por carretera), o 600 Km (para el transporte de mercancías por carretera) (Transvolando, 2025). En desplazamientos en **tren**, se considera transporte de viajeros de larga distancia a todos aquellos con un recorrido superior a 300 km, diferenciando entre transporte de viajeros de alta velocidad (velocidad máxima del tren es superior a 200 km/h y velocidad media superior a 150 km/h), y transporte de viajeros de larga distancia convencional, (velocidad máxima del tren es igual o inferior a 200 km/h o la velocidad media inferior a 150 km/h) (OFE, 2023) (Figura 1.12). Para viajes en avión se considera larga distancia cuando se superan los 3.500Km.



Figura 1.12. Mapa de las líneas de larga distancia en tren (OFE, 2023).

El **transporte por carretera** continúa siendo el principal medio de desplazamiento para trayectos de larga distancia en Europa. Según datos de Eurostat correspondientes a 2021 (Eurostat, 2024a), aproximadamente el 75 % de los desplazamientos interurbanos y transfronterizos se realizaron por carretera.

El uso de **vehículos privados** es la opción preferida para desplazamientos de larga distancia en Europa, especialmente en países como Francia, Alemania e Italia, donde entre el 70 % y el 80 % de los trayectos se realizan en automóviles particulares. Este porcentaje refleja el arraigo cultural y práctico del uso del automóvil, especialmente en regiones con una fuerte dependencia de las infraestructuras viales.

En España, la tendencia es muy similar a la media europea, aunque cabe mencionar que en Europa se observan diferencias regionales significativas:

- En el norte de Europa, el transporte ferroviario tiene una mayor cuota debido a una infraestructura más desarrollada y eficiente.
- En países del sur y este de Europa, el transporte por carretera, especialmente mediante vehículos privados, sigue siendo predominante.

El transporte en **autobuses** representa una proporción menor en Europa, con una participación aproximada del 5 % al 8 % del total de los desplazamientos de larga distancia. Sin embargo, su uso es especialmente destacado en países del este de Europa, como Polonia y Hungría, donde los autocares son una alternativa clave para la conectividad regional e internacional. Esto se debe a factores como:

- Menores costes en comparación con otros modos de transporte.
- Mayor accesibilidad en regiones con limitada infraestructura ferroviaria o aérea.

Estos datos ponen de manifiesto la importancia del transporte por carretera en Europa, tanto en vehículos privados como en transporte público, aunque con variaciones significativas entre regiones. Asimismo, resaltan la necesidad de equilibrar la distribución modal hacia opciones más sostenibles como el transporte ferroviario y fomentar el uso del transporte colectivo para reducir el impacto ambiental del sector.

La Comisión Europea (CE) presentó en diciembre de 2021 un plan para impulsar el transporte ferroviario de pasajeros de larga distancia y transfronterizo, con el objetivo de descarbonizar la movilidad y mejorar la conectividad en la Unión Europea (UE).

Durante la última década, en España se ha visto un incremento de pasajeros de **tren** de larga distancia (exceptuando los años de pandemia por COVID-19) (Tabla 1.6) (OFE, 2023). Es necesario mejorar las infraestructuras, reducir precios e incrementar frecuencias, si se quiere conseguir un aumento de este tipo de transporte, en detrimento del vehículo privado por carretera.

Tabla 1.6. Datos de viajeros de larga distancia entre los años 2013-2022 (OFE, 2023).

Concepto	Unidad	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Viajeros	Miles de viajeros	25.595	29.607	30.780	31.792	32.874	33.606	34.519	11.885	20.022	33.195
Viajeros. Kilómetro	Mill. Viajeros x km	11.943	12.997	14.014	14.397	14.831	15.300	15.674	5.321	9.097	15.264

En cuanto a los viajes en **avión**, vemos que en España se ha producido un incremento de casi un millón de pasajeros en el año 2024 respecto a 2023 (Tabla 1.7), en concordancia con la UE, donde en los 3 primeros meses de 2024 el transporte aéreo de pasajeros aumentó un 11,5 % en todos los Estados Miembros de la UE en comparación con el mismo periodo de 2023 (Figura 1.13). En cada uno de los meses de 2023 y 2024 se repitieron signos visibles de recuperación, aunque se registraron pequeños descensos en el número total de vuelos comerciales (pasajeros, carga y correo) en la UE en comparación con los mismos meses de 2019.

Tabla 1.7. Datos de salida de viajeros en avión (AENA, 2024).

Año	Mes	Clase	Pasajeros	TOTAL
2024	Octubre	UE Schengen	5.554.010	10.125.771
		UE No Schengen	280.270	
		Schengen No UE	547.884	
		Europa no UE, No Schengen	2.413.911	
		Internacional	1.329.696	
2023	Octubre	UE Schengen	4.993.173	9.345.654
		UE No Schengen	381.320	
		Schengen No UE	518.430	
		Europa no UE, No Schengen	2.294.184	
		Internacional	1.158.547	

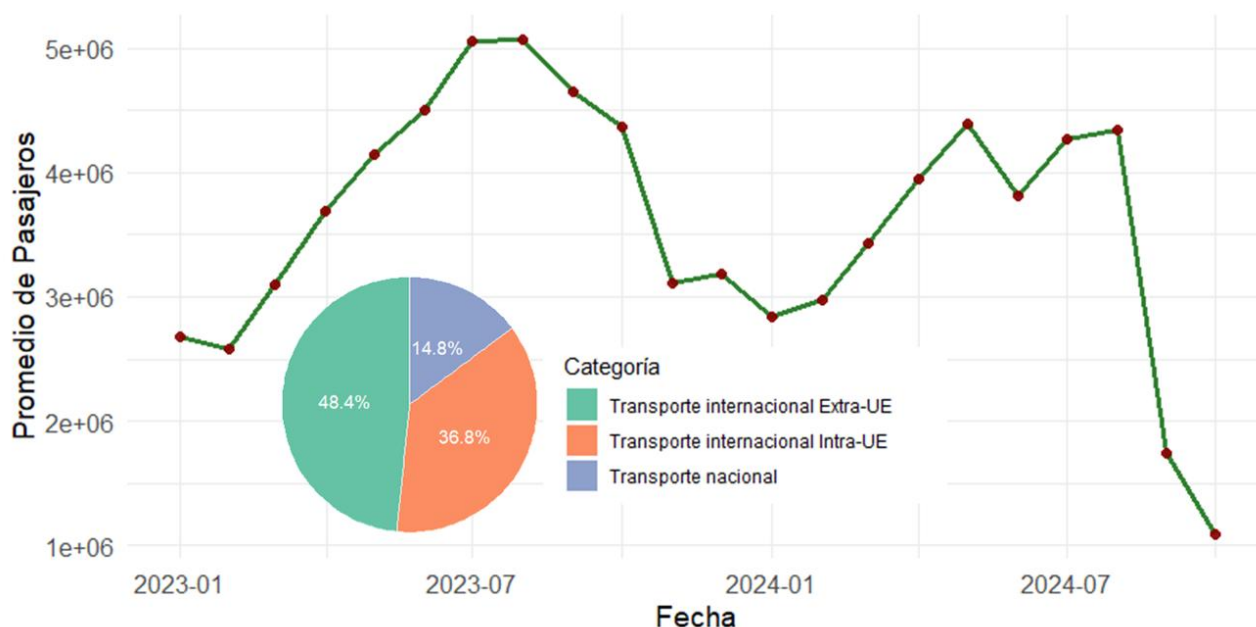


Figura 1.13. Promedio mensual de pasajeros transportados en vuelos comerciales en la UE-27 entre enero 2023 y octubre 2024, y distribución según categoría de vuelo: internacional Extra-UE, internacional Intra-UE y nacional (Adaptada de Eurostat, 2024b).

El **transporte marítimo** de pasajeros en los puertos de la UE disminuyó claramente debido al efecto de la pandemia de COVID-19, y sólo se recuperó parcialmente en 2022 (Figura 1.14), especialmente por el transporte de **cruceros**, como es el caso del Puerto de Barcelona.



Figura 1.14. Distribución de pasajeros del Puerto de Barcelona (Port de Barcelona, 2024a).

Si bien el número de pasajeros de **cruceros** que pasaron por puertos de la UE se desplomó a 1.2 millones en 2020, se ha producido un repunte en 2021 y 2022 a 2.8 y 10.0 millones, respectivamente. Aunque las cifras casi se han multiplicado por cuatro entre 2021 y 2022, siguen estando por debajo de los niveles de 2019, cuando 14.6 millones de pasajeros de cruceros pasaron por puertos de la UE. No obstante, la situación en diferentes puertos varía mucho. Por ejemplo, en Venecia ha habido una disminución marcada de los cruceros en los últimos años debido a medidas locales (Euronews, 2023a); mientras que en Barcelona el número de cruceristas en 2023 y 2024 han incrementado un 13 % respecto a 2019 (Port de Barcelona, 2024b). Cabe destacar la alta estacionalidad de los cruceros, con máximos entre mayo y octubre de cada año. Ello es muy importante a tener en cuenta para las emisiones de precursores de O_3 troposférico, ya que la estación de O_3 coincide con la de los cruceros.

En cuanto a los viajes en **ferri** a nivel internacional, hay también una marcada estacionalidad. Por ejemplo, en el puerto de Santander, los viajes en ferris se producen principalmente entre los meses de marzo a septiembre, donde ha habido un incremento en los últimos 4 años (Figura 1.15). En cuanto al transporte de **automóviles en ferri**, con datos de octubre de 2024, hay una disminución de entre 13% y el 21% en algunos puertos, como Barcelona, Vigo y Valencia, respectivamente (Port de Barcelona, 2024a; ValenciaPort, 2024; Puerto de Vigo, 2024).

En cuanto al transporte marítimo de viajeros internacional, vemos que puertos como el de Algeciras (APBA, 2024), con conexión directa con África, ha visto incrementar tanto el tráfico de pasajeros como de vehículos en un 15 % y 22 %, respectivamente, entre los años 2023 y 2024.

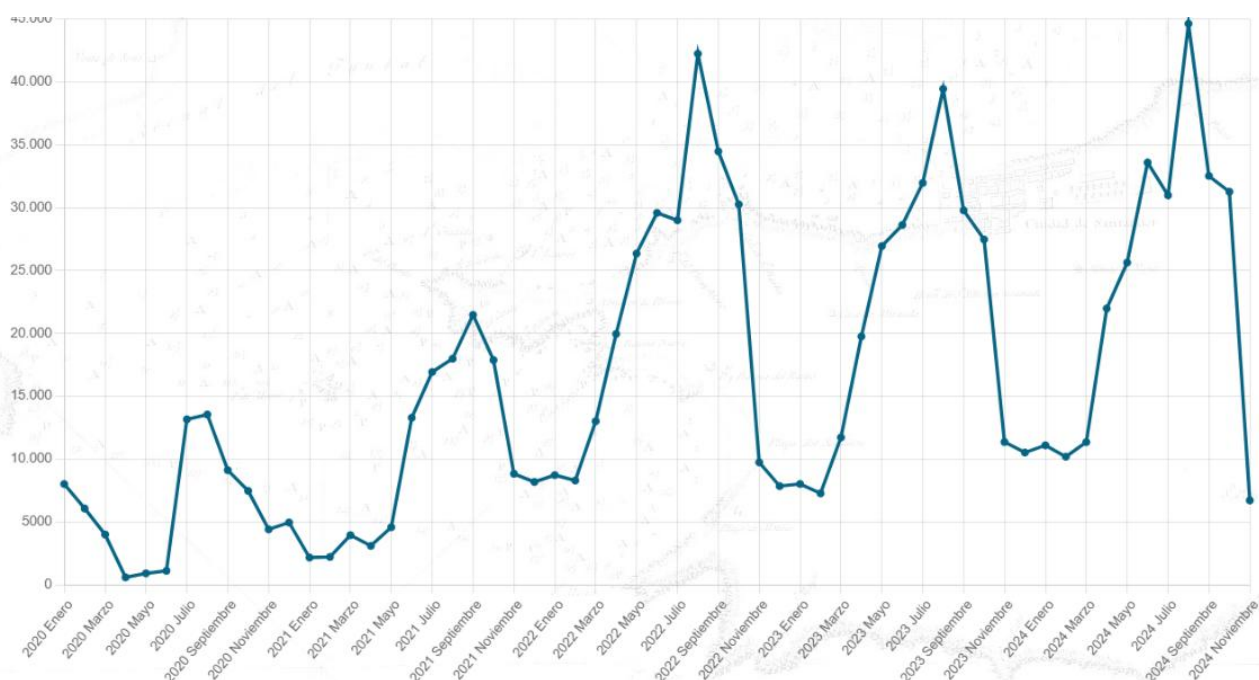


Figura 1.15. Evolución del transporte de pasajeros y automóviles en el Puerto de Santander (2024).

1.4. Tipos de vehículos de transporte rodado

En el transporte rodado podemos encontrarnos con diferentes tipos de vehículos, según se usen para transporte de pasajeros (público o privado) o de mercancías. Las clasificaciones de los tipos de vehículos están definidas por:

- **Directiva 2001/116/CE** de la CE, de 20 de diciembre de 2001, por la que se adapta al progreso técnico la Directiva 70/156/CEE del Consejo (CUE) relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros sobre la homologación de vehículos de motor y de sus remolques.
- **Directiva 2002/24/CE** del PE y del CUE, de 18 de marzo de 2002, relativa a la homologación de los vehículos de motor de dos o tres ruedas y por la que se deroga la Directiva 92/61/CEE del Consejo.

Así, podemos definir diferentes categorías y tipos de vehículos según la Directiva 2001/116/CE (Figura 1.16), con arreglo a la clasificación siguiente:

- **Categoría M:** Vehículos de motor con al menos cuatro ruedas diseñados y fabricados para el **transporte de pasajeros**.
 - **Categoría M1:** Vehículos de ocho plazas como máximo (excluida la del conductor) diseñados y fabricados para el transporte de pasajeros. Ej.: Turismos
 - **Categoría M2:** Vehículos con más de ocho plazas (excluida la del conductor) cuya masa máxima no supere las 5 toneladas, diseñados y fabricados para el transporte de pasajeros. Ej.: minibús

- Categoría M3: Vehículos con más de ocho plazas (excluida la del conductor) cuya masa máxima supere las 5 toneladas, diseñados y fabricados para el transporte de pasajeros. Ej.: autobús.
- **Categoría N**: Vehículos de motor con al menos cuatro ruedas, diseñados y fabricados para el **transporte de mercancías**.
 - Categoría N1: Vehículos cuya masa máxima no supere las 3,5 toneladas diseñados y fabricados para el transporte de mercancías. Ej.: furgoneta
 - Categoría N2: Vehículos cuya masa máxima sea superior a 3,5 toneladas e inferior a 12 toneladas diseñados y fabricados para el transporte de mercancías. Ej.: camión.
 - Categoría N3: Vehículos cuya masa máxima supere las 12 toneladas diseñados y fabricados para el transporte de mercancías. Ej.: tráiler.
- **Categoría O: Remolques** (incluidos los semirremolques). Se incluyen los remolques utilizados tanto para el transporte de personas como el de mercancías, así como los que se utilizan para alojar personas.
- Vehículos **todo terreno** (símbolo G)
- **Vehículo especial**:
 - Caravana y autocaravana
 - Vehículo blindado
 - Ambulancia
 - Coche fúnebre
 - Grúa móvil
 - Vehículos agrícolas



Figura 1.16. Categorías y tipos de vehículos (Adaptado de [Aprendemergencias](#) mediante IA Recraft™).

1.5. Distribución urbana de mercancías y servicios bajo demanda de vehículos de turismo con conductor

La distribución urbana de mercancías (DUM) y el sector de los servicios bajo demanda de vehículos de turismo con conductor (taxis y VTC o vehículos de turismo con conductor) representan componentes fundamentales de la movilidad urbana en las ciudades contemporáneas. En la actualidad, la única diferencia, que afecte al kilometraje circulado entre taxis y VTCs, es el tiempo de pre-contratación entre la solicitud y el servicio efectivo, que puede ser 0 min en el caso del taxi y varía para los VTC según ciudades y países, desde 0 min, a 15 min o llegando a una hora de pre-contratación, aunque los taxis también pueden ser pre-contratados. Plantean, sin embargo, retos significativos en términos de sostenibilidad, eficiencia operativa y calidad del aire. Estos sistemas, vitales para el desarrollo económico y social, pueden llevar asociados problemas ambientales debido a su contribución a la congestión vial y a las emisiones contaminantes y ruido asociados, especialmente en un contexto de crecimiento acelerado del comercio electrónico y de la movilidad urbana.

1.5.1. DUM

Los desafíos asociados a la **DUM** engloban ámbitos ambientales, económicos, sociales e institucionales, como se resume en la Tabla 1.8. Todos los actores involucrados en el sector enfrentan diferentes puntos de vista y condicionantes (Robusté, 1999). Los municipios tienen dificultades para diseñar normativas o incentivos que conduzcan a sistemas de transporte sostenibles y para integrarlos en la planificación del desarrollo urbano. Los proveedores de servicios logísticos necesitan satisfacer las demandas de los clientes mientras cumplen de manera económica con las regulaciones sobre emisiones. Aunque múltiples actores buscan reducir estas externalidades negativas, las soluciones pueden tener impactos negativos entre sí, ya que sus objetivos son conflictivos: la distribución de **última milla** realizada por los proveedores puede desviarse del óptimo del sistema que desean los municipios. Todos los actores coinciden en que es necesario un cambio de paradigma para reducir las repercusiones negativas ambientales de los sistemas logísticos urbanos actuales. Sin embargo, no está claro qué normativas e incentivos por parte de los municipios y qué estrategias de transporte por parte de los proveedores, es decir, qué estructuras de red y modos de transporte, ofrecerán soluciones aceptables para todas las partes (Fontaine et al., 2023).

Un estudio de la Dirección General de Transporte Terrestre (DGTT, 2019) indica que para Madrid la mayor parte de la flota de transporte en ciudad son en su mayoría (89 %) vehículos de hasta 3.500 kg de peso máximo autorizado (MMA; vehículos N1, furgonetas en el 65 % de los casos), que presentan un alto grado de utilización, realizando una media de 20 descargas diarias y unos 15 minutos de estacionamiento por visita, en una serie de rutas fijas, programadas con antelación. Además, indica que *“la distribución de mercancías se concentra en un período relativamente corto de tiempo, ya que entre la 8 y las 12 h se realizan más del 50 % de operaciones, lo que agudiza los problemas de congestión que se producen en ese periodo punta. Las operaciones de carga y descarga en el período de tarde se reducen sustancialmente, con una pequeña punta entre las 16 y las 18 h”* (Figura 1.17). También destaca que de los estacionamientos ilegales que se producen en la ciudad, el 39 % corresponden a usuarios que hacen carga y descarga. Así, el 77 % de las operaciones de carga/descarga se realizan de forma ilegal o en Zonas de Estacionamiento Regulado, y de todos los

vehículos que estacionan en las zonas de carga y descarga sólo la mitad faenan, mientras la otra mitad utiliza estas zonas de estacionamiento de forma ilegal.

Tabla 1.8. *Desafíos clave en la distribución urbana de mercancías (adaptado de CIVITAS, 2024).*

Retos	Dimensiones	Detalles
Ambientales	Mitigar las externalidades ambientales	Emisiones, ruido
	Flujos logísticos inversos	Residuos y reciclaje
	Capacidad de los sistemas de transporte	Congestión
Económicos	Reducir las velocidades de conducción	Velocidades bajas e interrupciones frecuentes
	Dispersión de la distribución	Consumo de espacio
	Comercio electrónico	Entregas a domicilio
Sociales e institucionales	Salud y seguridad	Accidentes, materiales peligrosos
	Interferencias entre pasajeros y carga	Conflictos entre vehículos en calzada y entre vehículos y peatones en la acera
	Acceso	Vehículos permitidos, calles y horarios de entrega, zonas de carga y descarga
	Zonificación	Uso del suelo, zonas logísticas, centros de distribución de carga urbana

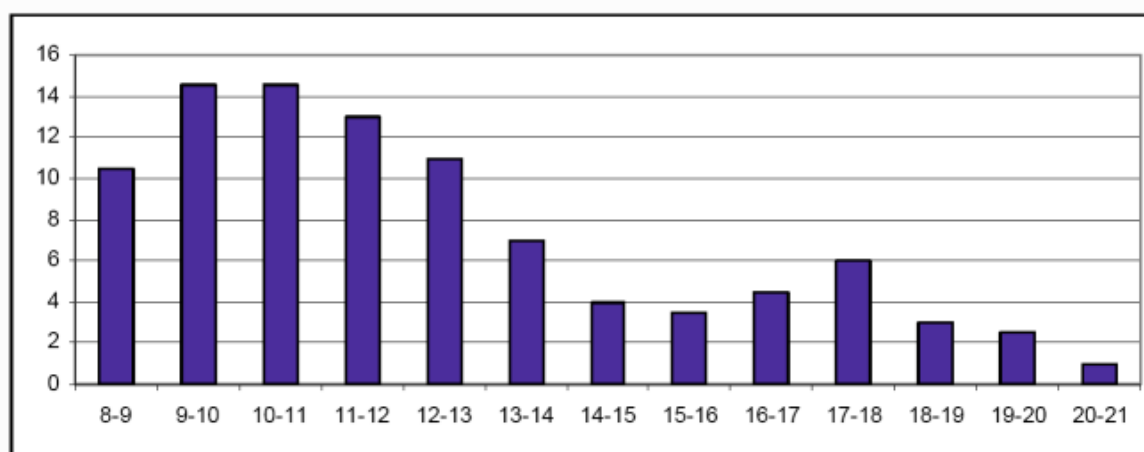


Figura 1.17. *Distribución horaria del estacionamiento de vehículos que hacen carga y descarga (DGTT, 2019).*

Barcelona fue pionera en la regulación temporal a un máximo 30 minutos de esas zonas de carga y descarga que abundan en cada intersección del Ensanche, con poca tecnología: un par de círculos de cartón, el exterior de 12h (de 8h a 20h) divididas en cuartos de hora y el interior giratorio con un sector circular que abarcaba media hora: el operador DUM señalaba la hora de llegada girando el

círculo interior y bastaba una inspección visual por parte de los inspectores de las zonas de aparcamiento y de carga y descarga. Con esta regulación, los turismos ajenos a la carga y descarga que estacionan en estas zonas reservadas (o los vehículos de tiendas y comercios que simplemente estaban estacionados sin efectuar operaciones de carga y descarga) disminuyeron mucho, favoreciendo un uso más responsable de estas zonas, y evitando así el incremento de la doble fila o los estacionamientos ilegales. La Figura 1.18 muestra este dispositivo simple de los círculos que, naturalmente, se substituyeron por la versión digital “Area DUM” en 2015.



Figura 1.18. Regulación del tiempo de carga y descarga en Barcelona: física con círculos y digital.

Se estima que la distribución urbana de mercancías genera más contaminación que el transporte de las mismas a larga distancia, a menudo el doble (CIVITAS, 2024), debido a:

- **Edad de los vehículos:** los vehículos suelen ser más antiguos, especialmente en zonas menos desarrolladas, lo que aumenta emisiones y accidentes. La renovación de flotas es más lenta por los bajos costos de los operadores pequeños.
- **Tamaño de los vehículos:** los vehículos son a menudo más pequeños, lo que reduce economías de escala y puede aumentar emisiones al requerir más vehículos para la misma carga.
- **Velocidad y ralentí:** la congestión y las restricciones urbanas reducen las velocidades de operación, aumentando el consumo de combustible y emisiones. Además, el ralentí frecuente durante entregas o paradas agrava este problema.

Quizás uno de los primeros estudios en Europa que relacionan DUM y emisiones fue el de Marsella elaborado por Aria Technologies el año 2000 (Aria Technologies, 2000): la Tabla 1.9 muestra las concentraciones punta de contaminantes en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el centro de Marsella para condiciones meteorológicas normales.

Tabla 1.9. Concentraciones punta de contaminantes en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el centro de Marsella (Aria Technologies, 2000).

		MARSELLA: CONCENTRACIONES MÁXIMAS (en el centro de la ciudad, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
Situación meteorológica habitual		CO	NO _x	HC	PM	SO ₂	CO ₂
Tráfico diario promedio	Todo el tráfico	172	17	21	1	0.6	3005
	Vehículos privados	150	10	17	0.5	0.4	2140
	DUM	25	7	4	0.5	0.2	826
	TMT (Tráfico de mercancías en tránsito)	0.6	2	0.3	0.1	0.05	178
DUM		15%	41%	19%	50%	33%	27%
DUM+TMT		15%	53%	20%	60%	42%	33%

En las grandes ciudades europeas, el transporte de carga es responsable en promedio de un tercio de los NO_x emitidos por el transporte y de la mitad de las emisiones de PM, principalmente debido a una mayor dependencia del diésel en los camiones y furgonetas. Por ejemplo, en Londres, la distribución de carga representa menos del 10 % del tráfico urbano, pero contribuye al 30 % de las emisiones de NO_x y al 63 % de las emisiones de PM (Banister and Finch, 2011). Los vehículos para DUM recorren muchos km al día, lo que hace que incrementen las emisiones por vehículo y son considerados como causantes de una parte relevante de la contaminación atmosférica urbana (Estrada et al., 2018; Holguin-Veras et al., 2020a, OMM, 2023). Transformar estas flotas en otras más eco-eficientes puede tener mayor efecto en calidad del aire que esta misma medida solamente en el transporte privado. Es por ello que las campañas de subvenciones para la electrificación o hibridación de flotas deberían ir muy enfocadas al sector de mercancías también.

El “**Estudio sobre Nuevos Patrones de Movilidad en las Ciudades Europeas**” (CE, 2022a) ofrece un análisis detallado de la logística urbana en diversas ciudades de la UE, destacando tendencias clave y áreas de mejora. Respecto a los tipos de vehículos, el informe describe que las empresas dedicadas a entregas urbanas poseen mayoritariamente vehículos ligeros de mercancías (LGV), representando el 57% de sus flotas, mientras que los vehículos pesados de mercancías (HGV) constituyen el 27%. El 16% de las empresas operan con ambos tipos de vehículos. Las mercancías suelen ser transportadas a las ciudades en vehículos de alta capacidad y luego se distribuyen en la última milla utilizando LGV.

Los vehículos diésel predominan en Europa (y también en España, Figura 1.19), aunque algunas ciudades presentan excepciones notables. Por ejemplo, mientras en Barcelona el 8% de los LGV son híbridos diésel, en Estocolmo el 53% de los LGV son totalmente eléctricos, y en Róterdam el 14% de los HGV son eléctricos. Esto demuestra que las políticas locales han incentivado la adopción de vehículos más limpios, pero la variación entre las ciudades es muy amplia. No obstante, al comparar los kilómetros recorridos y las toneladas-kilómetro, se observa que los vehículos eléctricos se utilizan principalmente para entregas de última milla y volúmenes de carga menores, como es de esperar por la limitación en las prestaciones (rango y autonomía) aún existente de los vehículos eléctricos de mercancías.

Los vehículos clasificados como EURO 5 (entre 14 y 10 años de antigüedad) y EURO 6 (con hasta 10 años) son los más comunes. Al analizar las entregas, los kilómetros recorridos y las toneladas transportadas, se concluye que los vehículos con una clasificación EURO inferior realizan más entregas en distancias cortas y transportan mayores volúmenes, probablemente hacia centros de distribución, debido a restricciones de circulación.

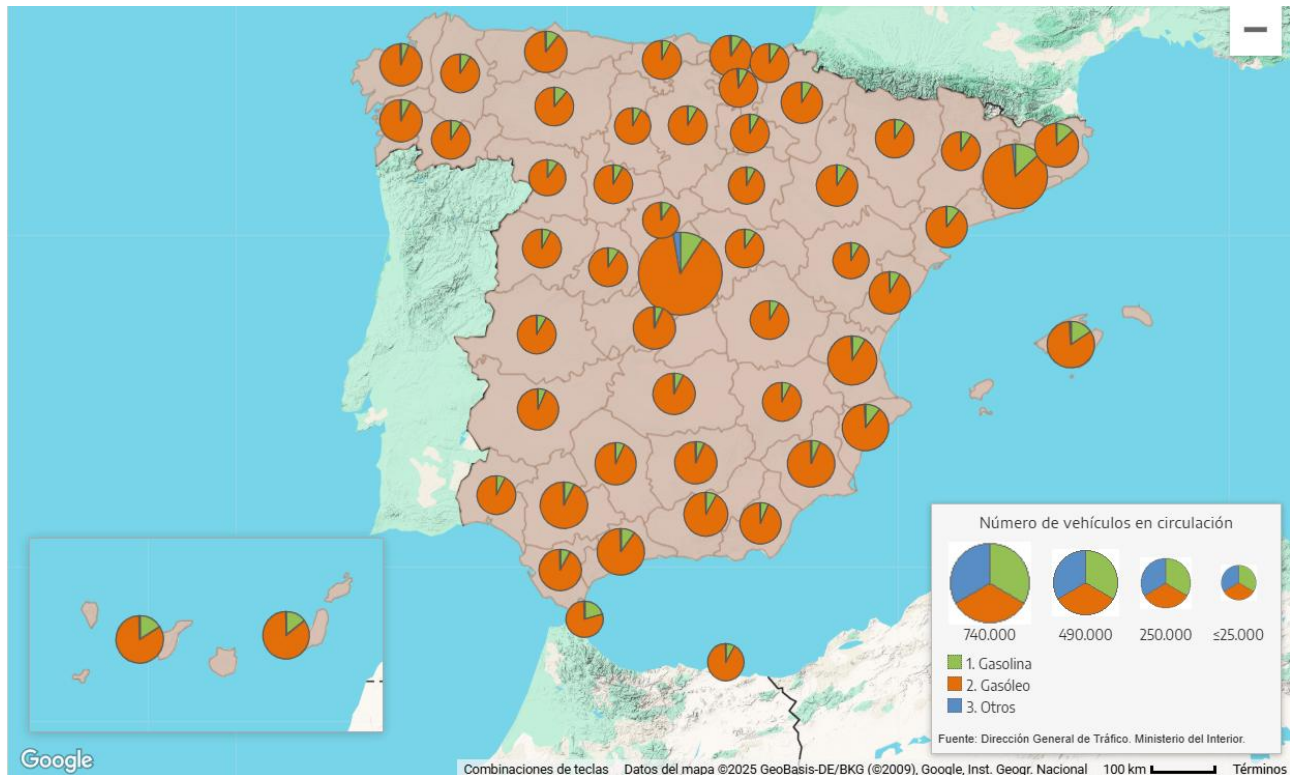


Figura 1.19. Parque nacional de furgonetas y camiones por tipo de carburante, CCAA y provincia (OTLE, 2024b).

Las empresas que planean reducir sus emisiones priorizan medidas como el transporte colaborativo, la adquisición de vehículos más nuevos o con combustibles alternativos, las entregas nocturnas y el uso de centros de consolidación. La compra de flotas de bicicletas de carga (*"cargo-bikes"*, aunque en realidad son triciclos) y el uso de taquillas para paquetes son alternativas menos populares, aunque de uso creciente. La distribución de mercancías por parte de las empresas es similar en todas las ciudades, indicando la necesidad de una colaboración estrecha con las autoridades locales para optimizar las operaciones logísticas urbanas. Entre el 60% y el 70% de los operadores logísticos que no implementan medidas para reducir su huella de carbono mencionan la falta de recursos operativos, económicos y financieros como principales obstáculos.

La **"III Monografía del Observatorio de la Movilidad Metropolitana"** (OMM, 2023) aborda la DUM en las ciudades españolas, centrándose en su eficiencia energética, impacto medioambiental, marco regulatorio y estrategias sostenibles. En la misma línea que lo descrito anteriormente, el informe expone que la DUM representa hasta el 40% del tráfico urbano, siendo un componente clave en el incremento de la contaminación y la congestión vial en las ciudades. Sin duda, una referencia clave en España sobre las prácticas logísticas empresariales y las Zonas de Actividades Logísticas fue el

libro del CETMO (1989) y una referencia equivalente en Francia, más centrada en la DUM, fue la de Dablanc (1998). El *I Congreso Internacional de Centrales Integradas de Mercancías (CIM)* y *Zonas de Actividades Logísticas (ZAL)* tuvo lugar en Sitges (Barcelona) el 1991 y en él se concluyó que las CIM y las plataformas logísticas urbanas, lejos de ser un mero subproducto de la actividad económica urbana y metropolitana, deben considerarse como una opción estratégica para el desarrollo y deberían poseer la clasificación de “sistemas generales” en los planes urbanísticos.

Los centros logísticos (o *hubs*, por analogía con los aeropuertos de conexión) urbanos son almacenes estratégicamente ubicados dentro de las ciudades para agilizar el proceso de suministro. Funcionan como puntos intermedios donde se realiza el *cross-docking* (recogida y clasificación de mercancías) antes de enviarlas a su destino final. Este modelo reduce el tiempo de entrega y mejora la eficiencia logística en áreas urbanas cuando los envíos son de muchos orígenes a muchos destinos o de un origen a muchos destinos. Pueden presentarse diferentes tipos de *hubs* urbanos:

- **Hub fijo:**

- Almacenes ubicados en puntos estratégicos.
- Ideales para ciudades grandes con alto volumen de mercancías.
- Distribución realizada con motocicletas y furgonetas.
- Cobertura de entre **6,4 - 11 km²**.

- **Hub móvil:**

- Camiones de gran volumen que descargan en puntos estratégicos.
- Las entregas finales son realizadas por motocicletas o por triciclos eléctricos “cargo-bikes”, especialmente en áreas congestionadas.

- **Hub nocturno:**

- Aparcamientos cercanos al centro urbano utilizados como almacenes temporales.
- Operaciones de *cross-docking* durante la noche para evitar congestión.
- Cobertura de entre **1,5 – 3,2 km²**.

- **Micro-hub:**

- Pequeños almacenes ubicados en el centro urbano.
- Entregas realizadas mediante bicicletas, motocicletas o repartidores a pie.
- Cobertura similar al *hub* fijo (**6,4 - 11 km²**).

Junto con la creación creciente de *hubs*, existen diversas mejoras de la DUM que se han demostrado eficientes en diversas ciudades, estas se discutirán en detalle en secciones posteriores de este informe.

1.5.2. Servicios bajo demanda de vehículos de turismo con conductor (taxi – VTC)

El sector del **taxi y VTC** en las ciudades europeas desempeña un papel crucial en la movilidad urbana, ofreciendo servicios de transporte flexibles y complementando otros medios de transporte público. El impacto de este sector en las ciudades europeas se manifiesta en varios aspectos clave. En términos de movilidad y accesibilidad, los taxis y VTC proporcionan un servicio puerta a puerta, indispensable para personas con movilidad reducida o en zonas con menor cobertura de transporte público. Asimismo, los taxis y VTC desempeñan un papel fundamental en el apoyo al turismo y la economía local, al facilitar el transporte de turistas y residentes y dinamizar actividades comerciales y de ocio.

La creciente competencia entre taxis con los servicios de VTC ha planteado la necesidad de adaptar regulaciones y modelos de negocio para garantizar la sostenibilidad del sector. El número de taxis de servicio público en España ha mostrado fluctuaciones desde los años 90, con una tendencia a la baja desde 1994 hasta 2019 (Figura 1.20). Aunque inicialmente hubo una disminución más pronunciada, especialmente en los años 90, a partir de 2008 se observa cierta estabilidad, seguida nuevamente de un descenso a partir de 2018. Este último descenso podría estar vinculado a regulaciones más estrictas, mejora del transporte público, y/o a la competencia con los VTC. A partir de 2022 se aprecia un repunte en el número de licencias, pero con valores muy inferiores a los de antes de la pandemia. Con fecha 1 de enero de 2025, el número de licencias era superior a 60.000 unidades (Figura 1.21).

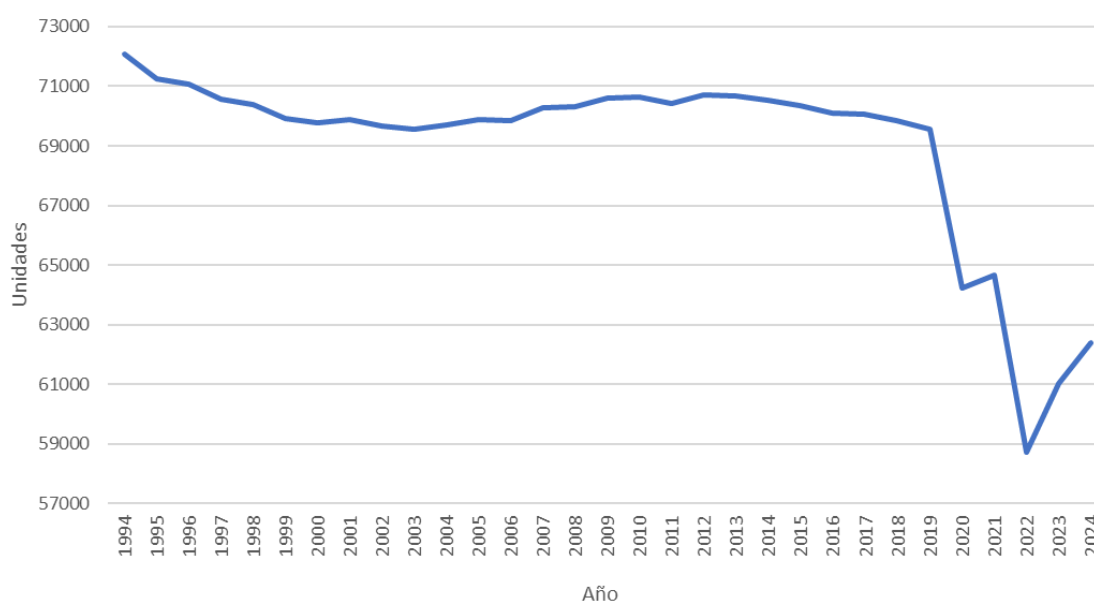


Figura 1.20. Evolución del número de taxis (con taxímetro y sin taxímetro) en España (1994-2019) a 31 de julio de cada año (adaptado de INE, 2020 y MTMS, 2025a).

Por otro lado, la regulación y adaptación tecnológica se han convertido en un aspecto prioritario, ya que resulta imprescindible actualizar las normativas para integrar nuevas tecnologías y modelos de negocio, que permitan una mayor sostenibilidad y reducción de emisiones, que representan otro reto crucial.

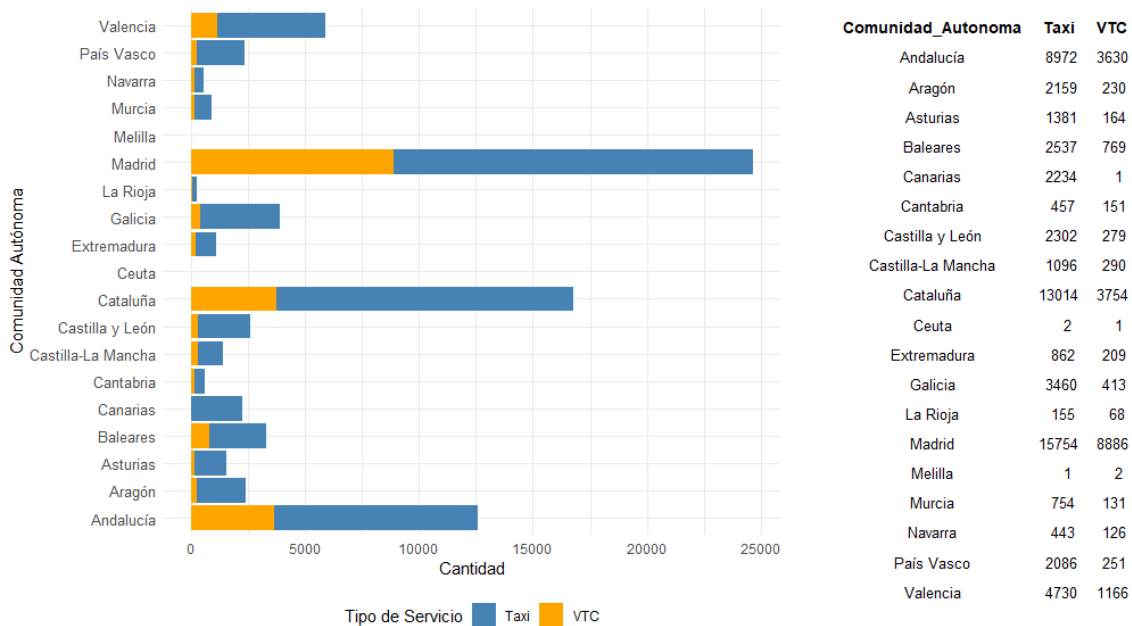


Figura 1.21. Licencias de taxi y VTC por CCAA a 1 de enero de 2025 (Adaptado de MTMS, 2025a).

La Figura 1.22 muestra la proporción de taxis por cada 1.000 turismos en diversas provincias españolas, reflejando las diferencias en la densidad relativa de taxis en el parque automovilístico urbano. Las provincias con mayores proporciones, como Barcelona, Las Palmas y Santa Cruz de Tenerife, podrían estar vinculadas a una mayor dependencia de los taxis como medio de transporte, posiblemente debido a factores como el turismo, la geografía insular o una menor disponibilidad de transporte público alternativo. Desde el punto de vista de la contaminación del aire, la alta densidad de taxis en algunas provincias podría tener un impacto significativo dependiendo de las características de las flotas. El análisis de esta proporción es especialmente relevante en el diseño de planes urbanos de mejora de la calidad del aire.

En este contexto, según datos de *Free Now* (López Redondo, 2022), en 2021 se observó un notable crecimiento en la adopción de taxis eléctricos en Europa. Los trayectos realizados en vehículos eléctricos se multiplicaron por 30, impulsados por un aumento del 685% en la flota de taxis eléctricos respecto al año anterior. Este progreso subraya el potencial del sector para avanzar hacia un modelo de transporte más sostenible y alineado con las metas ambientales y urbanas de las ciudades europeas. En esta misma línea de mejora del sector, encontramos que la integración de los servicios de taxi con el transporte público en diversas ciudades europeas ha facilitado la movilidad urbana, ofreciendo soluciones más sostenibles, eficientes y accesibles. Según Ward et al. (2019), la aparición de plataformas de movilidad bajo demanda como los VTC y taxis han reducido en un 3% la compra de vehículos en EEUU. En Helsinki se implementó la plataforma *Whim* de movilidad como servicio (*Mobility as a Service, MaaS*), que integraba múltiples servicios de transporte, incluyendo taxis, autobuses, tranvías, bicicletas compartidas y vehículos de alquiler. Aunque *Whim* solicitó la declaración de quiebra en marzo de 2024, no cabe duda que el liderazgo de la Administración o de las Autoridades de Transporte Metropolitano, conjuntamente con la colaboración de los operadores e iniciativa privada, encontrará su equilibrio en un futuro próximo para ofrecer servicios de transporte público y bicicleta compartida pública ilimitados por un abono

mensual, más viajes en taxi, moto compartida o alquiler de vehículos por días según la cuota mensual abonada.

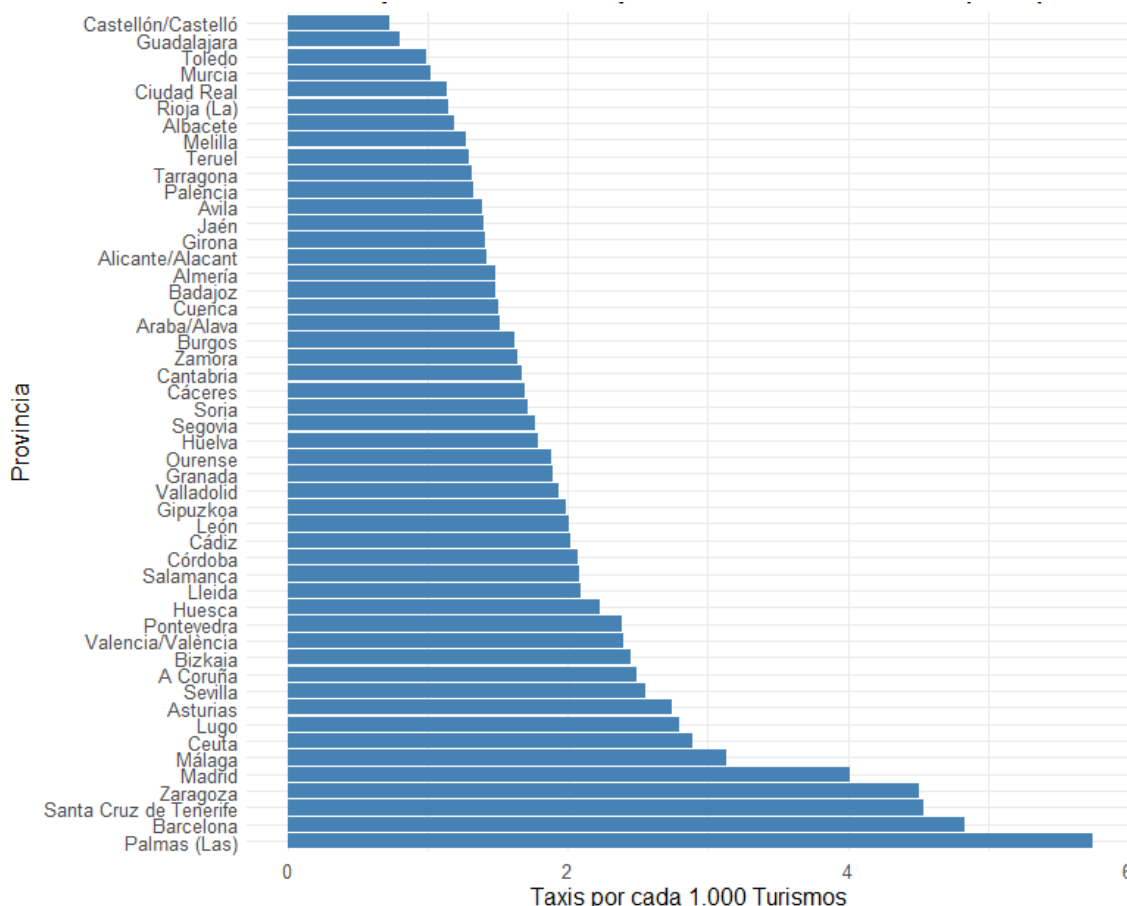


Figura 1.22. Proporción de taxis por cada 1000 turistas por provincia en 2019. (INE, 2020).

Por otra parte, se está promoviendo el uso del taxi (compartido o no) como una solución de transporte en zonas rurales y de baja densidad de demanda en general (en pasajeros/km²-hora): los barrios externos de una gran ciudad, o servicios de transporte nocturno fuera de la red de autobuses nocturnos. Por ejemplo, la Diputación de Palencia ha presentado la plataforma *DIPUCAR*, un servicio de transporte público a demanda destinado a mejorar la movilidad de 13.600 residentes en 142 núcleos de población de 45 municipios. Este proyecto piloto permite a los usuarios reservar taxis locales a través de una aplicación móvil o un centro de llamadas, facilitando el acceso al transporte en áreas rurales. Este tipo de servicios abundan en muchos municipios pequeños, medianos e incluso los grandes para dar servicio a barrios, su área metropolitana o, como hemos dicho, servicios nocturnos: la Comunidad de Madrid con municipios de la Sierra Norte e interiores a la M-40, Área Metropolitana de Barcelona y algunos de sus barrios, Mallorca, Vallés y Garraf (dos comarcas al lado de Barcelona, al oeste y al sur respectivamente), etc.

2. EMISIONES DEL TRÁFICO RODADO

La principal fuente de contaminación del transporte urbano se produce por la quema de combustibles fósiles (gasolina, diésel). Pero también hay que tener en cuenta las partículas emitidas por la abrasión de los neumáticos, las pastillas de freno y el firme de rodadura, que contribuyen a incrementar la concentración de PM en suspensión. Así, los principales contaminantes atmosféricos emitidos por el tráfico rodado son (Figura 2.1):

- **Tubo de escape:** gases (CO_2 , CO, NO, NO_2 , hidrocarburos, incluyendo metano) y PM emitidos por la combustión, siendo de especial interés las partículas carbonosas y ultrafinas (UFP). Compuestos orgánicos volátiles (COV), que se producen por la quema de combustibles y que, junto con los NO_2 , son precursores del O_3 troposférico y de partículas secundarias finas.
- Desgaste de **frenos** (disco y pastillas) y **ruedas:** PM liberadas durante el frenado y por el desgaste de los neumáticos.
- **Firme de rodadura:** emisiones PM generadas por el desgaste del firme y por la resuspensión de PM depositado en la calzada.
- Evaporación de hidrocarburos del **depósito de combustible**.
- Contaminantes emitidos por los **sistemas de control de emisiones** del tubo de escape.

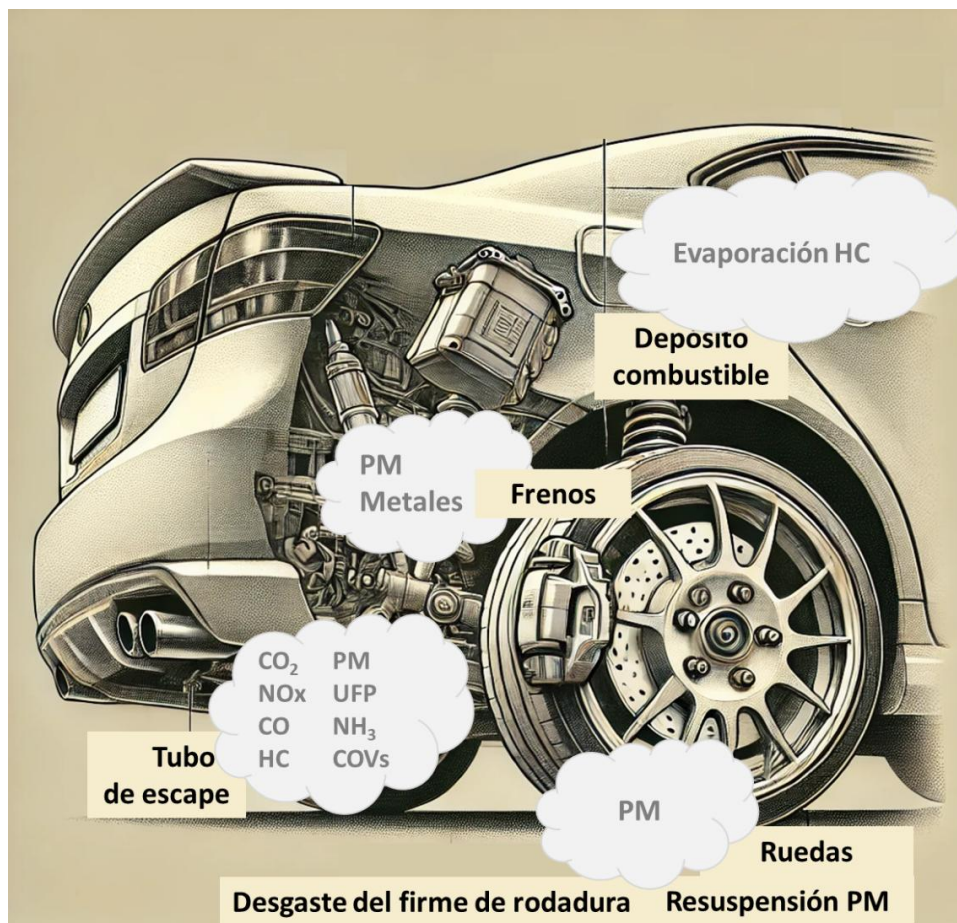


Figura 2.1. Diagrama que muestra las emisiones y partículas generadas por un vehículo, así como las causadas por la circulación del mismo, como el desgaste del firme de rodadura, y la resuspensión de PM. Imagen obtenida mediante IA (DALL·E™).

En el informe de AIRUSE sobre contribuciones del tráfico (AIRUSE, 2016) se analizan las características químicas y las contribuciones de las fuentes de emisiones relacionadas con el tráfico en cinco ciudades del Mediterráneo (Barcelona, Oporto, Milán, Florencia y Atenas). La investigación abarca tres principales fuentes de emisiones: **emisiones no relacionadas con el escape, emisiones relacionadas con el escape y nitratos secundarios**, comparando los perfiles químicos y su impacto en los niveles de partículas de diámetro inferior a 10 (PM10) y 2.5 micras PM2.5. El objetivo principal fue identificar similitudes, diferencias y factores que afectan estas contribuciones, para justificar medidas de mitigación adaptadas a las condiciones locales.

El informe analiza la composición química de las emisiones de PM de tráfico, comenzando con las emisiones no relacionadas con el escape (desgaste de frenos, ruedas y firme de rodadura), cuya composición incluye elementos como hierro (Fe), calcio (Ca), aluminio (Al) y silicio (Si), asociados principalmente a la resuspensión de polvo y el desgaste del pavimento. También destaca la presencia de compuestos de carbono, con un predominio del carbono elemental (EC) sobre el carbono orgánico (OC), reflejando la naturaleza primaria de estas emisiones. Además, se identifican trazas de metales como cobre (Cu), zinc (Zn), manganeso (Mn) y, en menor medida, estaño (Sn), antimonio (Sb) y bario (Ba), que derivan principalmente del desgaste de frenos, y ruedas en el caso de Zn. Además de estas emisiones, también son importantes las emisiones de COVs por evaporación del depósito de vehículos de gasolina y del repostaje.

En cuanto a las emisiones de PM relacionadas con el escape (especialmente de vehículos diésel anteriores a 2011), estas se caracterizan por una composición altamente carbonosa, con un 90-98% de OC y EC. La relación entre OC y EC varía significativamente según la ciudad, siendo mayor cuanto menor proporción de vehículos diésel en la flota vehicular local. Asimismo, se identifican trazas de Zn, asociadas al desgaste del motor y al uso de aditivos en los combustibles, así como azufre (S), que es más prevalente en ciudades con un mayor uso de combustibles diésel. Además, de estas emisiones de PM son importantes las emisiones de gases como CO₂, CO, NOx y COVs.

Cabe indicar que los vehículos diésel generan mayores emisiones de PM del motor, respecto a los de gasolina, por el tipo de combustión (presión o ignición, respectivamente). Pero también es muy importante resaltar que los vehículos diésel EURO 5/V y EURO6/VI (desde 2011, ver siguiente capítulo) están equipados con filtros de partículas (FP) y por ello su emisión actualmente es equiparable a la de los de gasolina. En el caso de los NOx, las emisiones son también superiores en los motores diésel. El post tratamiento efectivo de las emisiones de NOx se ha aplicado efectivamente con mucho retraso respecto al de las PM. Así, no es hasta 2020 que la regulación EURO6d se considera eficiente para reducir las emisiones de NOx reales en circulación (ver siguiente capítulo). También hay que destacar que durante la regeneración automática continuada (en circulación) de los FP de los vehículos diésel se ha demostrado que se produce una emisión de COVs que condensan inmediatamente tras ser emitidos y contribuye a incrementar los niveles de OC en PM urbano y de las concentraciones de UFP (Damayanti et al., 2023). En todo caso, la contribución del tráfico rodado a los niveles de fondo urbano de UFP y BC (carbono negro, del inglés “*black carbon*”) en ciudades europeas alcanza alrededor del 60-80% en ambos casos (Garcia-Marlès et al., 2024a, Savadkoobi et al., 2023).

Además de estas emisiones primarias del motor, cabe destacar la formación de partículas secundarias a través de la oxidación atmosférica de los NO_x (a nitrato secundario, NO₃⁻) y los COVs (a aerosoles orgánicos secundarios).

Las partículas de nitrato secundario tienen una composición mayoritariamente de nitrato amónico (NH₄NO₃) y se forman a partir de la interacción de ácido nítrico (HNO₃), generado por la oxidación de los NO_x primarios emitidos por tráfico (y contribuciones de industrias, generación eléctrica y fuentes domésticas), con el amoníaco (NH₃) procedente del sector agropecuario y de algunas fuentes urbanas (tráfico, alcantarillado y residuos urbanos orgánicos, Reche et al., 2012). El NH₄NO₃ puede suponer hasta alrededor de un 30% de la media anual de PM_{2.5} en fondo urbano (in 't Velt et al., 2022). La contribución del tráfico al nitrato secundario varía entre un 30% y un 80%, dependiendo de los inventarios locales de emisiones de NO_x (Amato et al., 2016).

Las partículas de aerosol orgánico secundario están compuestas de partículas orgánicas resultantes de la oxidación de COVs hidrogenados (HCOVs) emitidos por diversas fuentes, entre ellas el tráfico rodado. Estos COVs se pueden emitir tanto por el tubo de escape (con mayores emisiones en el caso de los motores de gasolina) como por la evaporación de los depósitos y en el repostaje de gasolina. Una vez emitidos se oxidan por la reacción de oxidantes atmosféricos (O₃, OH, entre otros). Productos de dicha reacción son la formación de COVs oxigenados (OCOVs) y nuevos radicales oxidantes que generarán O₃ troposférico (Monks et al., 2015). Algunos de los OCOVs formados tienen baja volatilidad y condensan para formar el aerosol orgánico secundario (Jimenez et al., 2009).

Por tanto, las diferencias en las condiciones locales, como el tipo de flota vehicular, los combustibles utilizados y la proximidad a las fuentes, influyen significativamente en la composición química de estas emisiones, lo que subraya la importancia de diseñar estrategias de mitigación adaptadas a las características específicas de cada ciudad.

A continuación, se explican con más detalle cada uno de los principales contaminantes emitidos por el tráfico rodado.

2.1. NO_x (Óxidos de Nitrógeno)

Los NO_x incluyen el óxido nítrico (NO) y el dióxido de nitrógeno (NO₂). Aunque las regulaciones de calidad del aire se centran en el NO₂, el NO también es relevante, ya que se oxida rápidamente a NO₂ mediante reacciones con radicales oxidantes y titración con O₃. En emisiones se considera NO_x (como la suma de NO y NO₂).

El NO₂ tiene efectos adversos sobre la salud y está regulado mediante valores límite establecidos por la **Directiva Europea de Calidad del Aire** y las **Guías de Calidad del Aire de la OMS**. Los valores límite para el aire ambiente son:

- **Directiva (UE) 2024/2881:** 20 µg/m³ (media anual) y 200 µg/m³ (media horaria, que no podrá superarse más de 3 días por año).
- **OMS (2021):** 10 µg/m³ (media anual) y 200 µg/m³ (media horaria).

Como se ha citado anteriormente, la oxidación del NO₂ produce HNO₃, que reacciona rápidamente con NH₃ en la atmósfera para formar NH₄NO₃. Este compuesto es un componente significativo del

material particulado fino (**PM_{2.5}**) y grueso (**PM₁₀**), lo que incrementa la contaminación atmosférica. Los NO_x también actúan como precursores de la formación de O₃ troposférico y de otros contaminantes fotoquímicos (por ejemplo, al reaccionar con los COVs).

El NO y el NO₂ se generan principalmente durante los procesos de combustión a altas temperaturas:

- Motores diésel: Emisiones de NO_x superiores debido a temperaturas más altas y mayor presión en la combustión.
- Motores de gasolina: Emisiones relativamente menores de NO_x, pero mayores emisiones de monóxido de carbono (CO) y compuestos orgánicos volátiles (COV).

Diversos estudios, como el de Kerschbaumer (2021), muestran que en entornos urbanos el 70-80% del NO₂ proviene del tráfico rodado, especialmente de vehículos diésel. Estas emisiones de NO_x son precursoras importantes en la formación de contaminación secundaria, como el O₃ troposférico y las partículas finas (PM), afectando la calidad del aire. Es crucial señalar que, mientras los inventarios de emisiones representan la cantidad de contaminantes liberados a la atmósfera, la calidad del aire se refiere a las concentraciones de estos contaminantes y su impacto en el entorno y la salud humana. Emisiones más cercanas a la ciudad o a la población, aun suponiendo menores toneladas de emisión a la atmósfera que otras, tendrán una mayor contribución a los niveles de exposición a la población, como ocurre en el caso del tráfico rodado urbano.

Según el Programa de Vigilancia y Evaluación de Europa (EMEP, 2025) el NO_x emitido en España en 2021 procedía en un 35% del transporte rodado, si no se incluye el transporte marítimo internacional (si se incluye, el tráfico rodado alcanza el 21%). Las Figuras 2.2 y 2.3 muestra la distribución de las emisiones del inventario de NO_x por sector, basada en datos recopilados por EMEP y en los datos oficiales de emisión de España. Este mapa destaca que el tráfico rodado es el principal contribuyente en la mayoría de los países, incluido España si no se cuentan las emisiones del NO_x del transporte marítimo internacional (Figura 2.2). Otros sectores, como el transporte marítimo nacional, la aviación nacional, la industria y la generación de energía pública, también tienen un impacto significativo en regiones específicas. Si se cuenta a nivel nacional, las emisiones del tráfico marítimo internacional, estas son la principal fuente de NO_x (MITERD, 2025a; Figura 2.3).

En contraste, la Figura 2.4 ilustra cómo estas emisiones afectan la calidad del aire en puntos específicos, como en las carreteras urbanas de Berlín durante 2015 (Kerschbaumer, 2021), donde las concentraciones de NO₂ están principalmente relacionadas con las emisiones de vehículos.

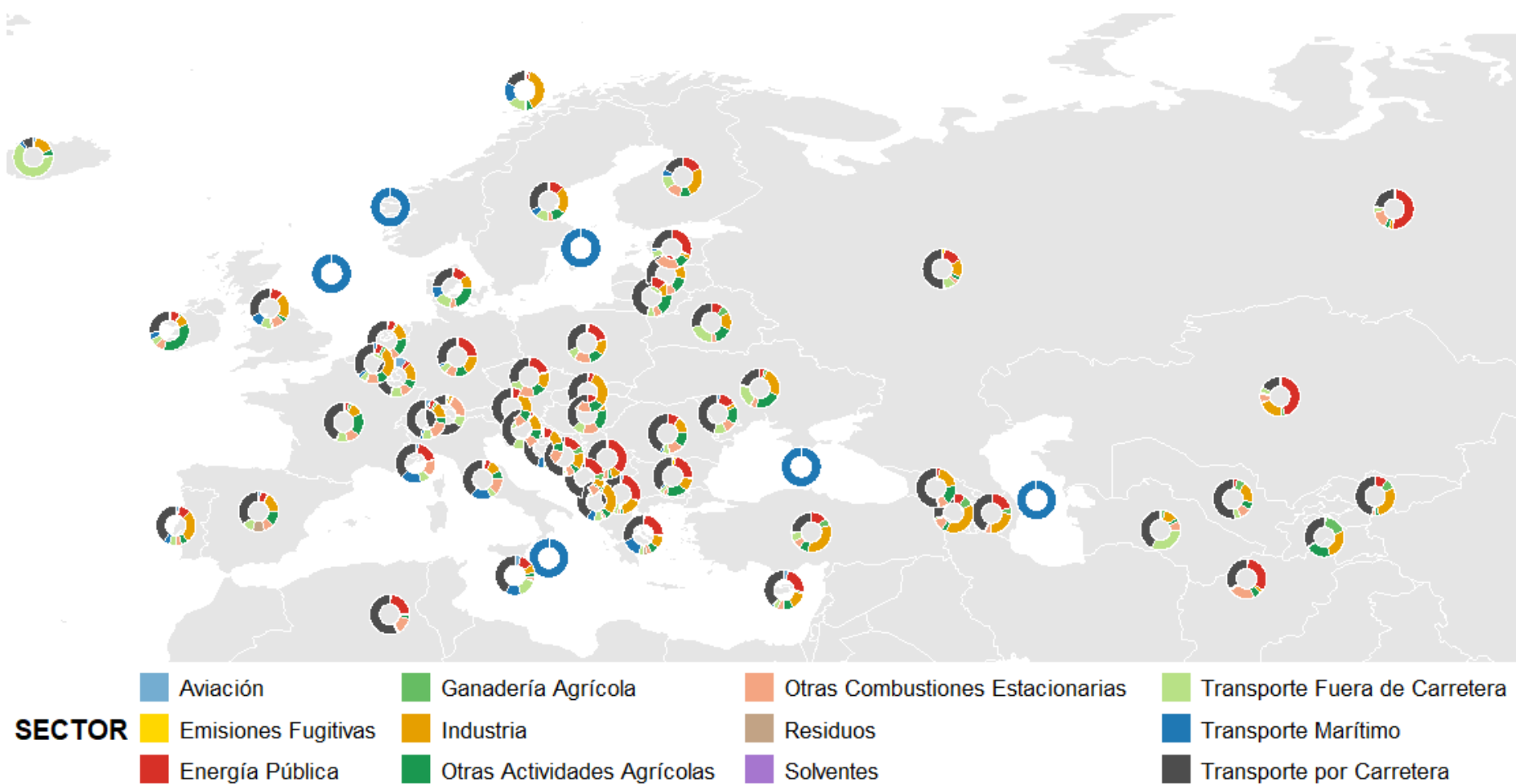


Figura 2.2. Mapa de emisiones de NO_x por sector para diferentes estaciones de medida de la calidad del aire seleccionadas según datos de EMEP en 2022 (EMEP, 2025).

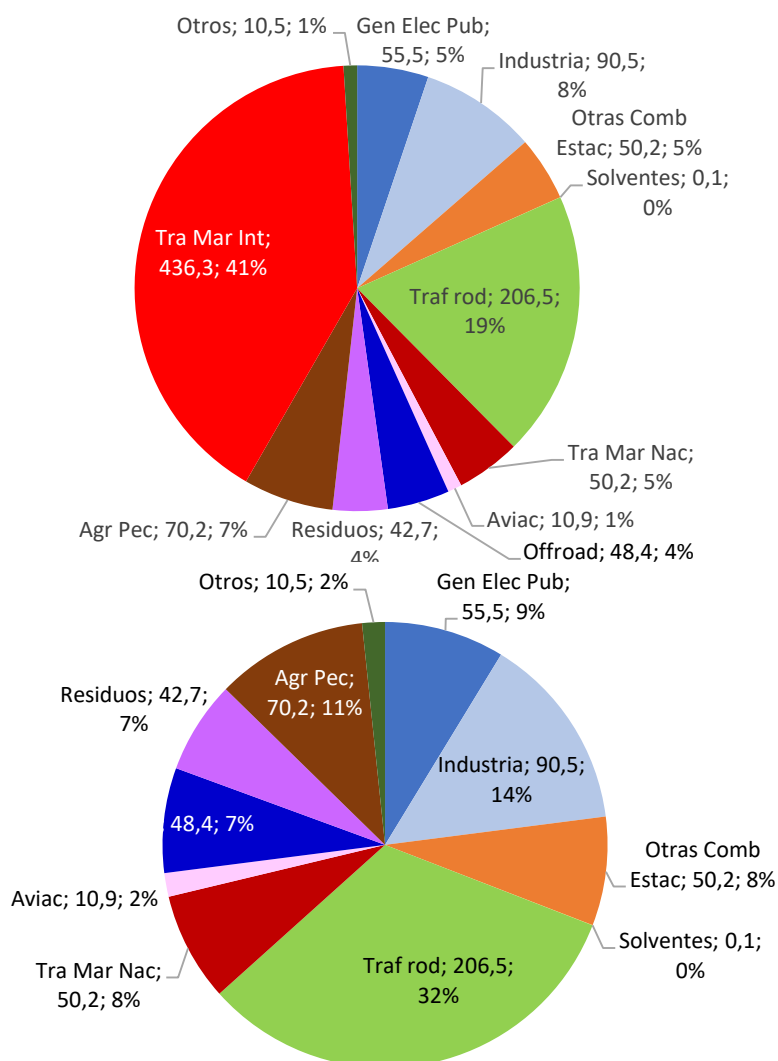


Figura 2.3. Emisiones SNAP (Selected Nomenclature for Air Pollution) anuales de NOx 2023 por sector para España (kt, %). Superior: Incluyendo emisiones transporte marítimo internacional. Inferior: sin estas últimas (MITERD, 2025a). Tra Mar Int: tráfico marítimo internacional; Gen Elec Pub: generación eléctrica pública; Otras Comb Estac: Otras combustiones estacionarias; Traf Rod: tráfico rodado; Tra Mar Nac: tráfico marítimo nacional; Aviac: aviación; Agr Pec: agropecuario.

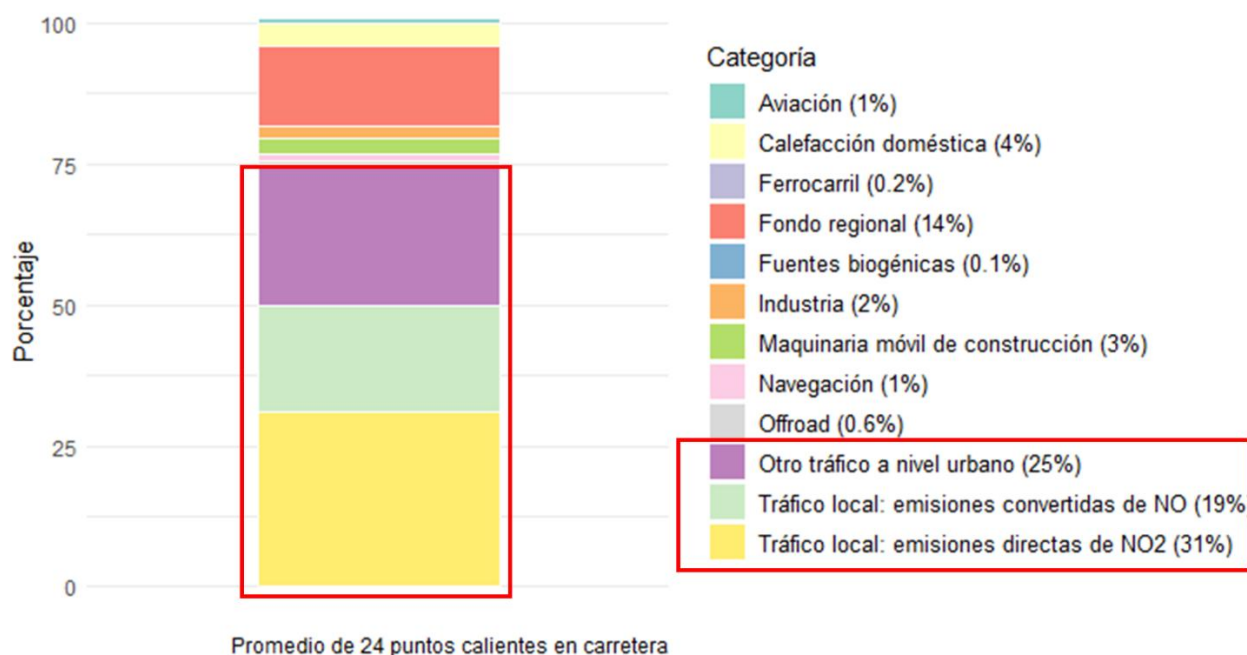


Figura 2.4. Contribución de fuentes de NO₂ en puntos calientes en carretera en la ciudad de Berlín en 2015 (adaptada de Kerschbaumer, 2021).

En un estudio sobre la calidad del aire en escuelas de Barcelona (Rivas et al., 2014), los autores revelaron que los niveles de NO₂ en los patios escolares son, en promedio, 1.2 veces más altos que en las estaciones de vigilancia y control de la calidad del aire de fondo urbano, lo que refleja la fuerte influencia del tráfico vehicular cercano. Además, se encontró que las concentraciones de NO₂ en interiores son muy similares a las del exterior, lo que indica una fácil infiltración de los contaminantes del aire exterior hacia los espacios cerrados. En términos de variación espacial, las escuelas ubicadas en el centro de la ciudad, donde la densidad de tráfico es mayor, presentan niveles significativamente más altos de NO₂ en comparación con las escuelas situadas en las áreas periféricas. Este hallazgo destaca el papel del tráfico como fuente principal de contaminación y subraya la importancia de considerar estas exposiciones en la planificación urbana.

Por otro lado, Amato et al. (2019) encontraron que, en áreas urbanas densas, la dispersión del NO₂ se ve limitada por la altura de los edificios y la disposición de las calles. Las concentraciones disminuyen con la altura, pero los niveles de fondo no se alcanzan dentro de la altura típica de los edificios. En calles estrechas ("cañones urbanos") detectaron que el NO₂ tiende a acumularse en las plantas bajas, especialmente en el lado protegido del viento.

Los efectos adversos del NO₂ son de muy diversa naturaleza. Pueden tener efectos en la salud humana, como inflamación de las vías aéreas, afecciones de órganos, como hígado o bazo, o de sistemas, como el sistema circulatorio o el inmunitario, que propician a su vez infecciones pulmonares e insuficiencias respiratorias (New Jersey Department of Health and Senior Services, 2000). También puede afectar el medio ambiente, por acidificación y eutrofización de ecosistemas, afecciones metabólicas y limitación del crecimiento vegetal (Erisman et al., 2011). Los procesos de acidificación pueden también afectar a la durabilidad de materiales de construcción (Kucera and Fitz, 1995).

La norma EURO 1 (1992) introdujo límites iniciales para las emisiones de NO_x, principalmente para motores diésel. Desde entonces:

- EURO 6d (2020): Reducción significativa de emisiones de NO_x en motores diésel mediante sistemas de reducción catalítica selectiva (SCR) y filtros de partículas.
- EURO 7 (próximo en implementación): Enfocado en reducir aún más las emisiones, incluyendo pruebas en condiciones reales de conducción y controles sobre partículas ultrafinas y emisiones de amoníaco.

Las normativas europeas, como los estándares EURO, han logrado reducciones importantes en las emisiones de partículas, pero el control de las emisiones de NO_x ha sido menos efectivo, especialmente en vehículos diésel. La evolución del porcentaje relativo de NO/NO_x ha ido decreciendo debido a las técnicas de tratamiento de gases, como los convertidores catalíticos (Carslaw et al., 2016), resultando en un incremento relativo de las emisiones de NO₂ primario en NO_x.

Muchos vehículos diésel en circulación, especialmente los clasificados como EURO 5 y anteriores a la norma EURO 6d, están vinculados al conocido *Diesel gate* (Tribunal de Cuentas Europeo, 2019), un escándalo que reveló niveles significativamente elevados de emisiones de NO_x debido a manipulaciones en los sistemas de control. Esto subraya que estos vehículos, aunque relativamente nuevos, no cumplen con los estándares reales de emisiones. Así, aunque las medidas para limitar la circulación exclusivamente a vehículos EURO 6d podrían ser efectivas desde una perspectiva ambiental, no son factibles a corto plazo debido a la gran proporción de vehículos afectados. Por ejemplo, muchos vehículos diésel fabricados en 2018 todavía emiten niveles elevados de NO_x, pero siguen circulando. El impuesto de circulación de estos vehículos, que hubiera tenido que haber contribuido a limitar el impacto ambiental real del vehículo, no fue efectivo.

Es crucial implementar medidas para reducir el número total de vehículos en circulación en áreas urbanas, además de su categoría EURO en ZBEs, para abordar las emisiones globales y evitar los problemas derivados de escándalos como el *Diesel gate*.

En el informe *TRUE Initiative - Brussels* (TRUE, 2022), se evaluaron las emisiones reales de los vehículos, destacándose la efectividad de las ZBEs para mitigar la contaminación. Este estudio reveló que los vehículos diésel clasificados como EURO 4, 5 y 6 (anteriores a 6d) mostraron emisiones de NO_x entre 3 y 5 veces superiores a los límites permitidos en condiciones reales de uso, superando ampliamente los resultados obtenidos en pruebas de laboratorio. Estos hallazgos refuerzan la urgencia de renovar estas flotas a través de políticas públicas más estrictas y efectivas.

En el informe de la Agencia Europea de Medio Ambiente sobre la tendencia de **contaminantes** en aire en **Europa** (Gbangou and Colette, 2023) se muestra una clara tendencia a la baja en las concentraciones medias anuales de NO₂ en Europa para todos los tipos de estaciones (tráfico, urbano, suburbano, industrial y rural) durante el período 2005-2021 (Figura 2.5). La variabilidad interanual recogida fue baja, sugiriendo que las tendencias observadas no estaban influenciadas por anomalías puntuales, sino que reflejaron un patrón consistente. Los cambios relativos en las concentraciones de NO₂ oscilaron entre un -25 % y -50 % para el rango intercuartílico central en todas las estaciones. Sin embargo, las estaciones rurales e industriales presentaron reducciones más pronunciadas en su mediana de cambio relativo, lo que podría atribuirse a fuentes específicas de

emisión que han sido controladas eficazmente en estas áreas. Para el caso específico de España, las tendencias en las concentraciones de NO_2 según MITERD (2024b) muestran una disminución significativa en todos los tipos de estaciones de medición. Como se observa en la Figura 2.5, las pendientes decrecientes de tendencia *Theil-Sen* indican una reducción sostenida en la concentración de NO_2 a lo largo del tiempo, con descensos marcados en las estaciones de tráfico (-3.24% anual), urbanas (-3.66%) e industriales (-3.08%). Las estaciones rurales también presentan una disminución del -3.72% anual, lo que sugiere una mejora generalizada en la calidad del aire en todo el territorio.

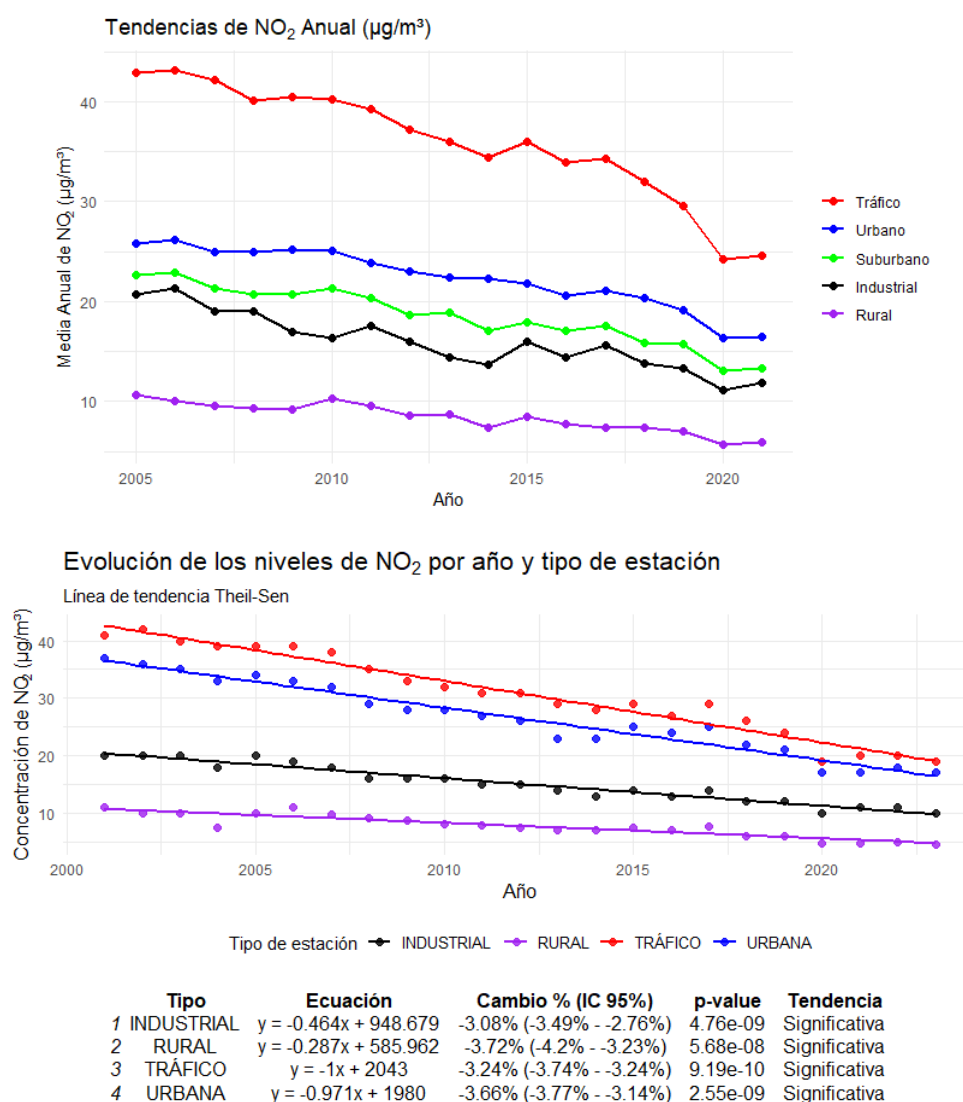


Figura 2.5. Arriba, serie temporal de la media anual en Europa de NO_2 entre 2005 y 2021, según la tipología de estaciones según los datos presentados en Gbangou and Colette, 2023. Abajo, tendencias de las medias anuales en España de NO_2 entre 2001 y 2023 según tipo de estación. (MITERD, 2024b).

Las tendencias en las concentraciones de O_3 (Figura 2.6) muestran un comportamiento en algunos casos contrario al de NO_2 , lo cual es consistente con el fenómeno conocido como titración o titulación del O_3 . Con la reducción progresiva de NO/NO_2 en entornos urbanos y de tráfico, se reduce también la cantidad de NO disponible para reaccionar con el O_3 . En áreas rurales e industriales, las

concentraciones han mostrado una disminución más pronunciada. En zonas de tráfico, al disminuir la titración del O₃ por la reducción de las emisiones de NO, las concentraciones de O₃ se mantienen o incluso aumentan ligeramente. En cambio, en estaciones de fondo urbano la tendencia no resulta significativa, lo que sugiere un equilibrio más complejo entre la disminución de NO/NO₂ y los diversos factores que regulan la formación y destrucción del O₃.

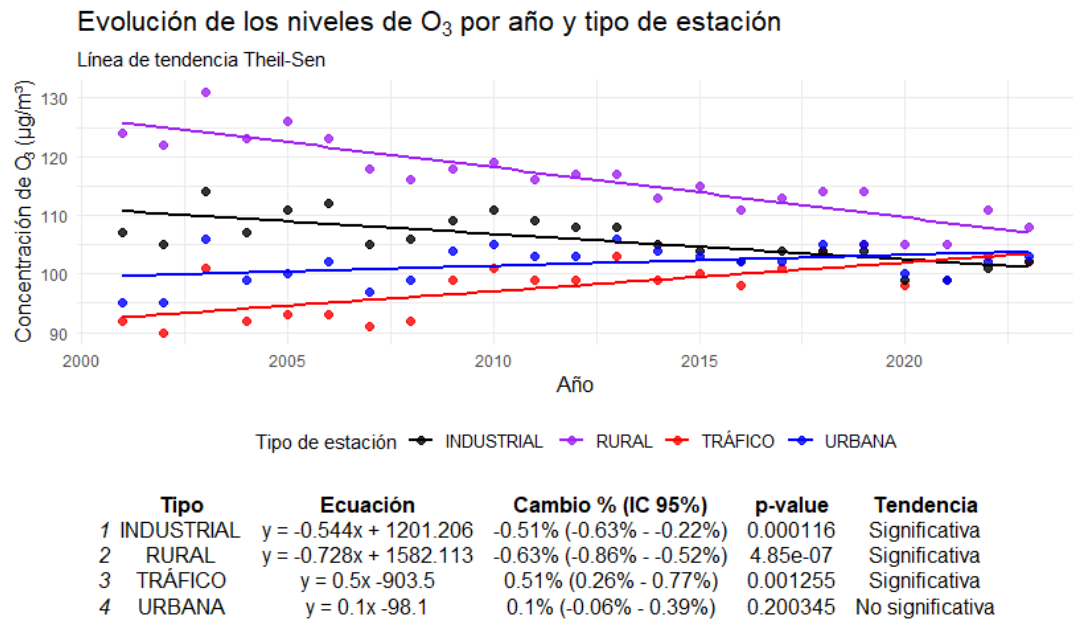


Figura 2.6. Tendencias de las medias anuales en España de O₃ entre 2001 y 2023. (MITERD, 2024b).

El estudio de la distribución de todas las concentraciones medias de NO_x en Europa indica que se produce una reducción progresiva en la mediana y en la dispersión de los valores en años recientes en la gran mayoría del territorio europeo (Figura 2.7, EEA, 2025). En el caso de **España**, las concentraciones son muy cercanas a la media europea e incluso ligeramente inferiores en los últimos años.

De manera similar, según el Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera, en 2023 las **emisiones** totales en **España** de NO_x alcanzaron las 633,8 kilotoneladas, lo que representa una disminución del 1,49 % en comparación con el año anterior. Este descenso se debe, principalmente, a la reducción de emisiones procedentes del transporte por carretera, gracias a la mejora en la eficiencia de los motores y la transición hacia tecnologías más limpias (MITERD, 2024a). Desde 1990, las emisiones de NO_x han experimentado una reducción superior al 50 %, impulsada por importantes avances tecnológicos en el parque vehicular, como la adopción de sistemas de control de emisiones, y por la aplicación de técnicas más eficientes para la reducción de contaminantes en grandes instalaciones de combustión.

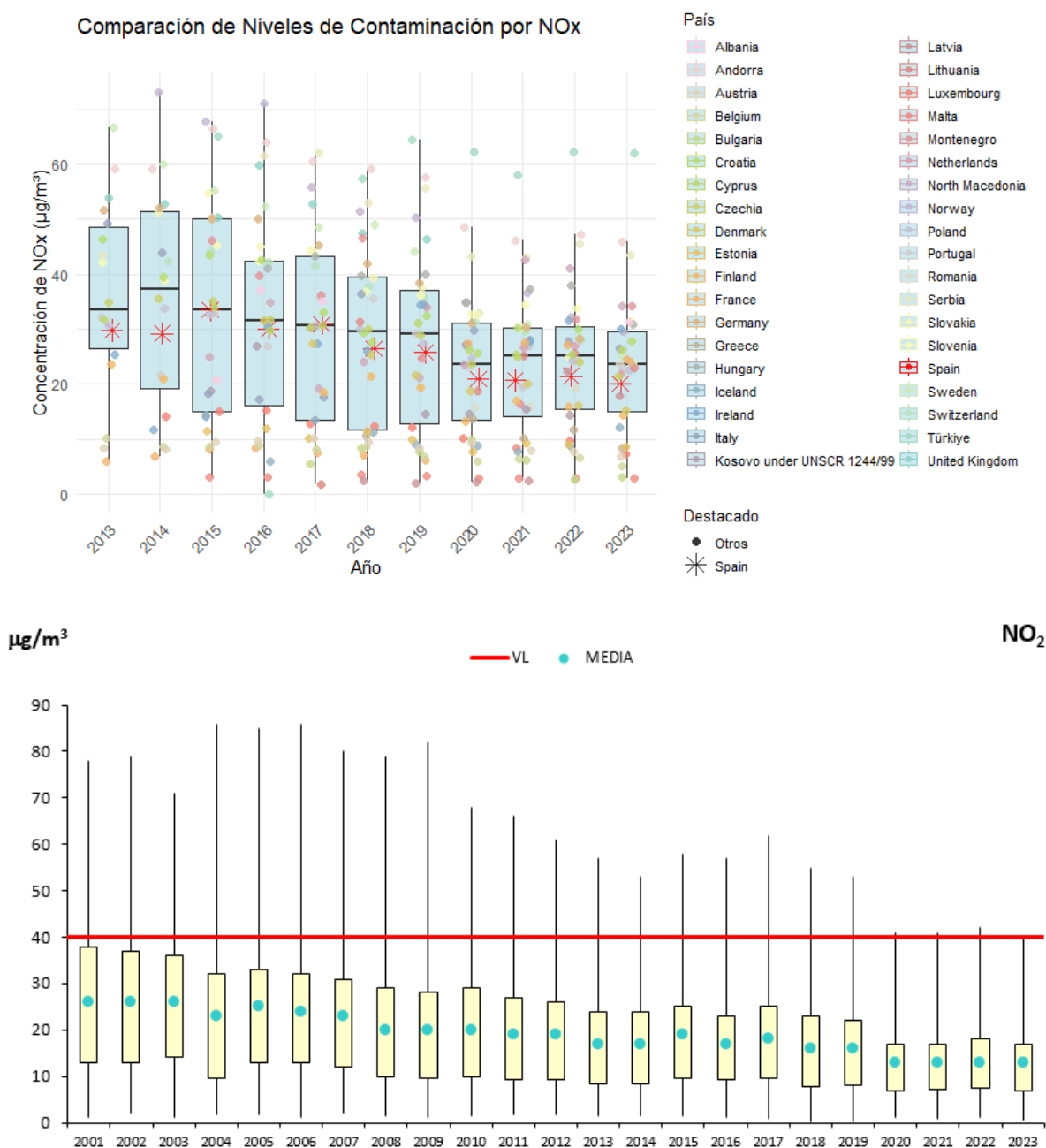


Figura 2.7. Arriba, diagrama de cajas de las concentraciones de NOx por año en Europa, destacando España para una mejor comparación (EEA, 2022). Abajo, tendencias de las medias anuales de NO₂ en España entre 2001 y 2023. (MITERD, 2024b). Se produce una bajada progresiva en los valores medios a partir de 2011, que se han estabilizado en los 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ desde 2020, y posteriormente destaca la bajada drástica desde el año 2020 que se mantienen hasta 2023.

Respecto al cumplimiento de los valores límite, a nivel europeo, según EEA (2024a) el valor límite anual de NO₂ vigente en 2022 y 2023 (40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de acuerdo con la Directiva 2008/50/CE) se ha superado en algunas grandes ciudades con un elevado volumen de tráfico (Figura 2.8). El nuevo valor límite de la **Directiva (UE) 2024/2881** (20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), en vigor en 2030, se superaría en muchas ciudades europeas, incluyendo las de mayor tamaño en España, con las concentraciones ambientales actuales.

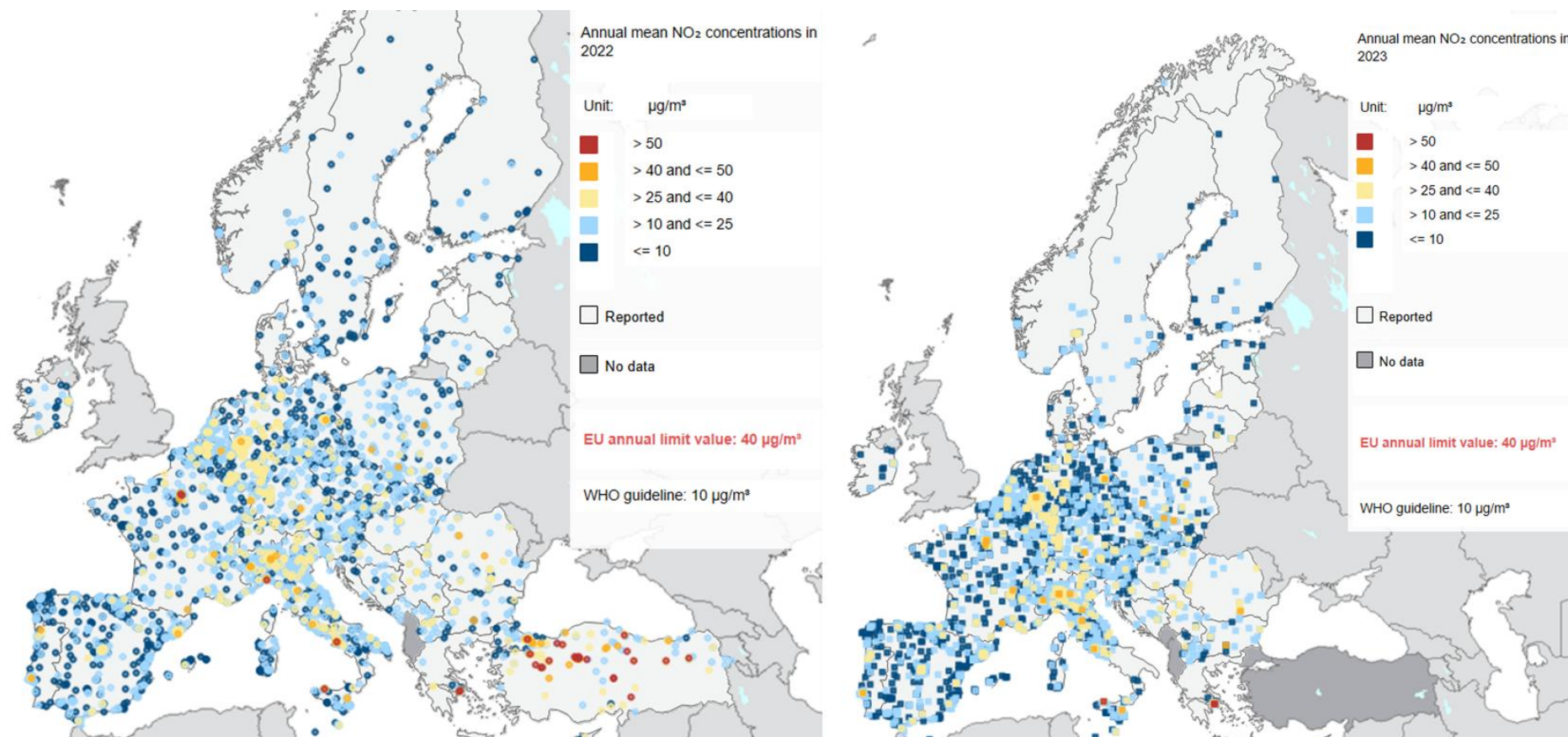


Figura 2.8. Concentraciones de NO₂ en 2022 (datos validados), a la izquierda, y 2023 (datos provisionales), a la derecha, en relación al valor anual límite de la UE (según Directiva 2008/50/CE) y el nivel guía anual de la OMS (EEA, 2024a).

2.2. CO (Monóxido de Carbono):

El CO es un gas tóxico, con graves **efectos sobre la salud**, que se emite debido a una combustión incompleta por falta de oxígeno de cualquier combustible que contenga carbono (EPA, 2024a).

La UE, según la **Directiva (UE) 2024/2881**, establece un límite de 10 mg/m³ como máxima diaria de las medias octohorarias y un promedio diario de 4 mg/m³, alineándose con las recomendaciones de la OMS. Sin embargo, la OMS añade un límite adicional de 30 mg/m³ para un promedio de 1 hora, ofreciendo un criterio más detallado para la exposición a corto plazo. Teniendo en cuenta los valores medidos de CO en las estaciones europeas un límite horario de 30 mg/m³ no se superaría.

La Figura 2.9 muestra la distribución de las emisiones del inventario de CO por sector en Europa, basada en datos recopilados por EMEP (2025). El transporte por carretera parece ser más importante en el centro y este de Europa, donde domina en países como Polonia, Hungría, Eslovaquia y los Balcanes. Esto podría estar relacionado con una mayor dependencia de vehículos motorizados con motores de gasolina y tecnologías menos eficientes. En Europa occidental, aunque el transporte sigue siendo relevante, los sectores industriales y otras fuentes de energía compiten en importancia, lo que refleja sistemas de transporte más diversificados y posiblemente avances en tecnologías menos contaminantes. Cabe mencionar que, en la mayoría de países de la UE, las emisiones derivadas de la quema de restos de cultivos o podas se asignan al sector agrícola, ya que se considera una práctica vinculada a la gestión de las explotaciones. Sin embargo, en España esta actividad se registra dentro de residuos, lo que artificialmente eleva su peso relativo en el inventario de emisiones.

El informe de la EEA (2024b) muestra la **tendencia de las emisiones** de CO en la UE entre 1990 y 2022 y cuáles son los sectores que emiten más CO (Figura 2.10 y 2.11), siendo el **transporte por carretera la segunda fuente** principal de emisión (16 %). Entre 2005 y 2022, las emisiones de CO disminuyeron un 35 % dentro de la UE, y entre 2021 y 2022, disminuyeron un 7,2 %.

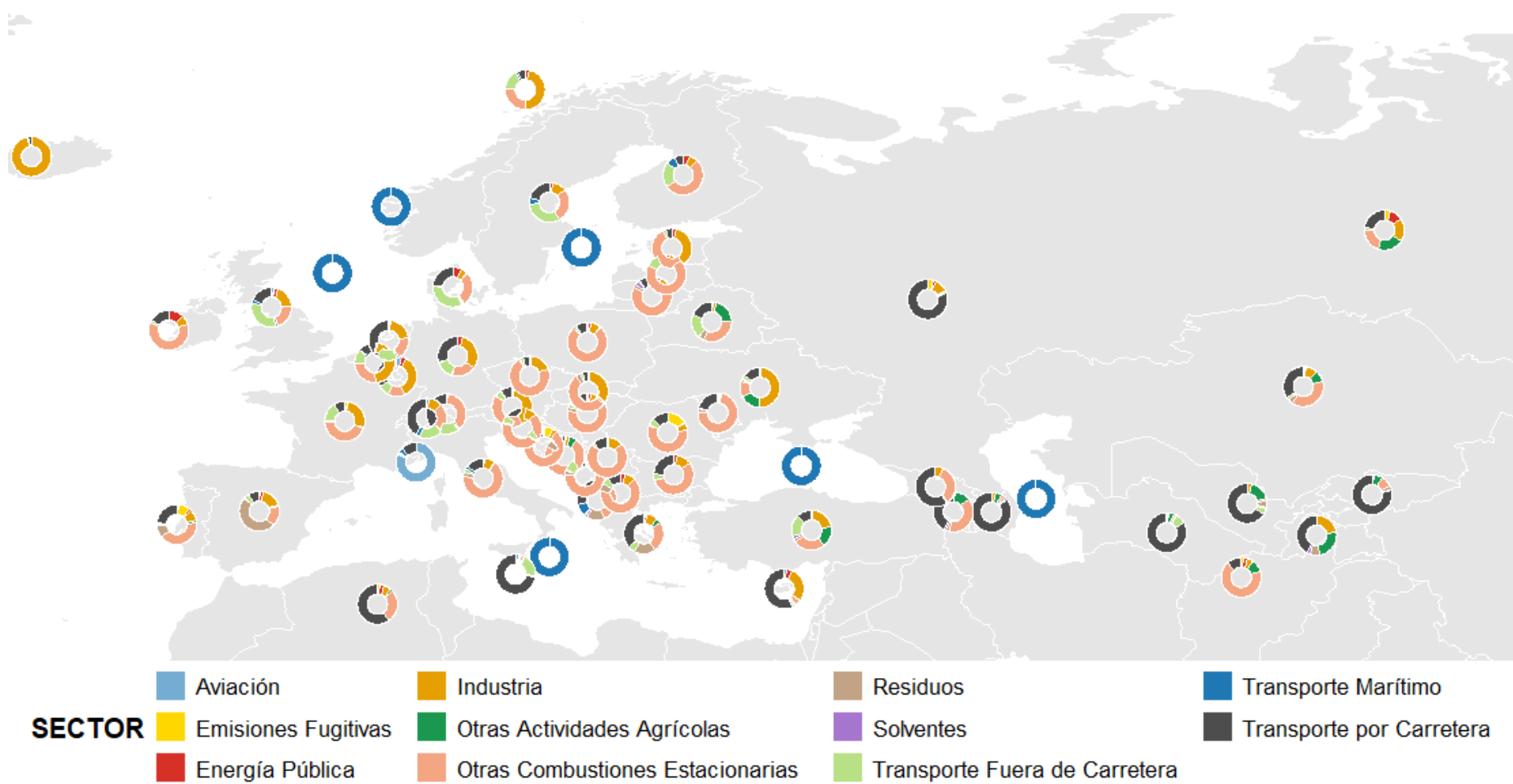


Figura 2.9. Mapa de emisiones de CO por sector para diferentes estaciones seleccionadas según datos de EMEP en 2022 (EMEP, 2025).

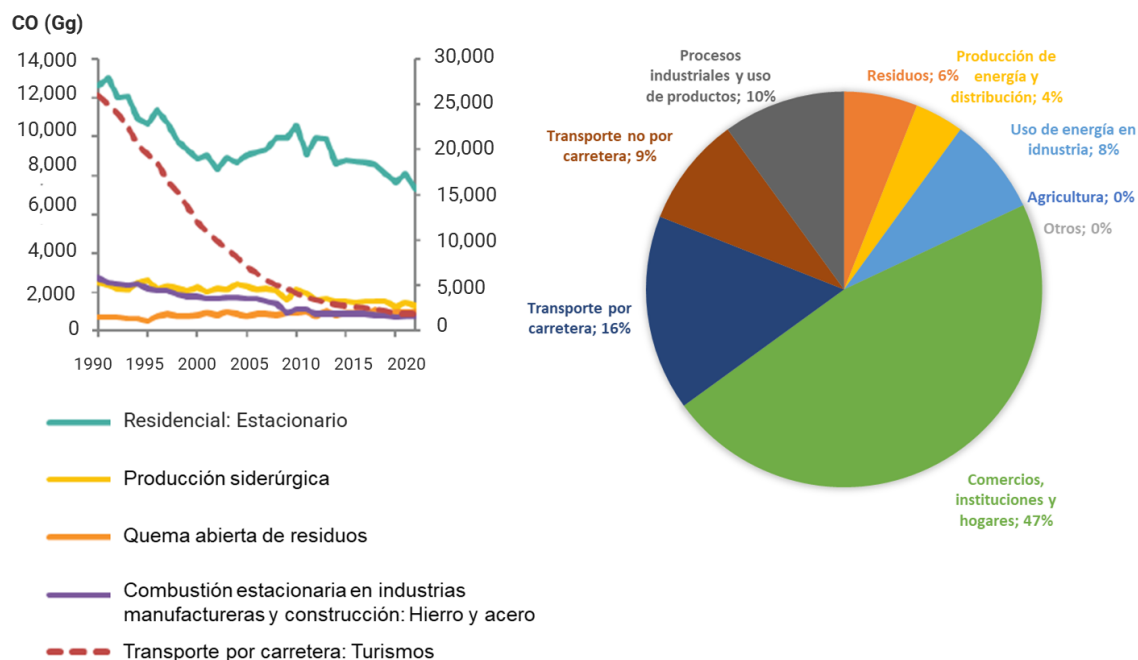


Figura 2.10. Emisiones de CO en la UE: a la izquierda, se muestran las tendencias de las emisiones de las cinco categorías clave más importantes entre 1990-2022, pudiendo observarse una disminución muy importante en las emisiones producidas por transporte por carretera (93%); a la derecha, se muestra la cuota de emisiones de CO por grupo sectorial, 2022 (EEA, 2024b).

En **España** (Figura 2.12), se ha producido una disminución del 25 % en las emisiones de CO entre 2005 y 2022 debido sobre todo a las reducciones en el sector del transporte (introducción de las normas EURO). Ha sido el sector de la combustión abierta de residuos el que más ha contribuido a las emisiones totales de CO en 2022 (aumentando un 54 % desde 2005). En los años 90, la quema de residuos agrícolas en el campo era una fuente importante, pero debido al abandono de esta práctica estas emisiones se han reducido desde 1990 en un 98 % (EEA, 2024b).

La disminución de las concentraciones de CO en aire ambiente también ha sido evidente en la UE. A lo largo de los años, se observa una ligera disminución en la mediana de las concentraciones de CO (Figura 2.13; EEA, 2025a) en la mayoría de países, incluyendo España. La dispersión de los datos es amplia en todos los periodos, reflejando una gran variabilidad geográfica. Al evaluar las concentraciones en España desde 2003 al 2023, se observa que el descenso en las concentraciones de CO es especialmente notable en los primeros años del período analizado, mientras que a medida que se avanza en el tiempo, la tasa de reducción parece atenuarse ligeramente, especialmente desde 2020. La reducción más pronunciada se observa en las estaciones de tráfico (-3,46 % anual) y urbanas (-3,42 %), seguidas de las industriales (-2,78 %) y rurales (-2,01 %). El análisis *Theil-Sen* confirma la significancia estadística de estas tendencias (Figura 2.14). Por otro lado, se observa cómo los valores medios registrados desde 2003 se encuentran muy lejos del incumplimiento del objetivo de calidad legal establecido para la protección de la salud.

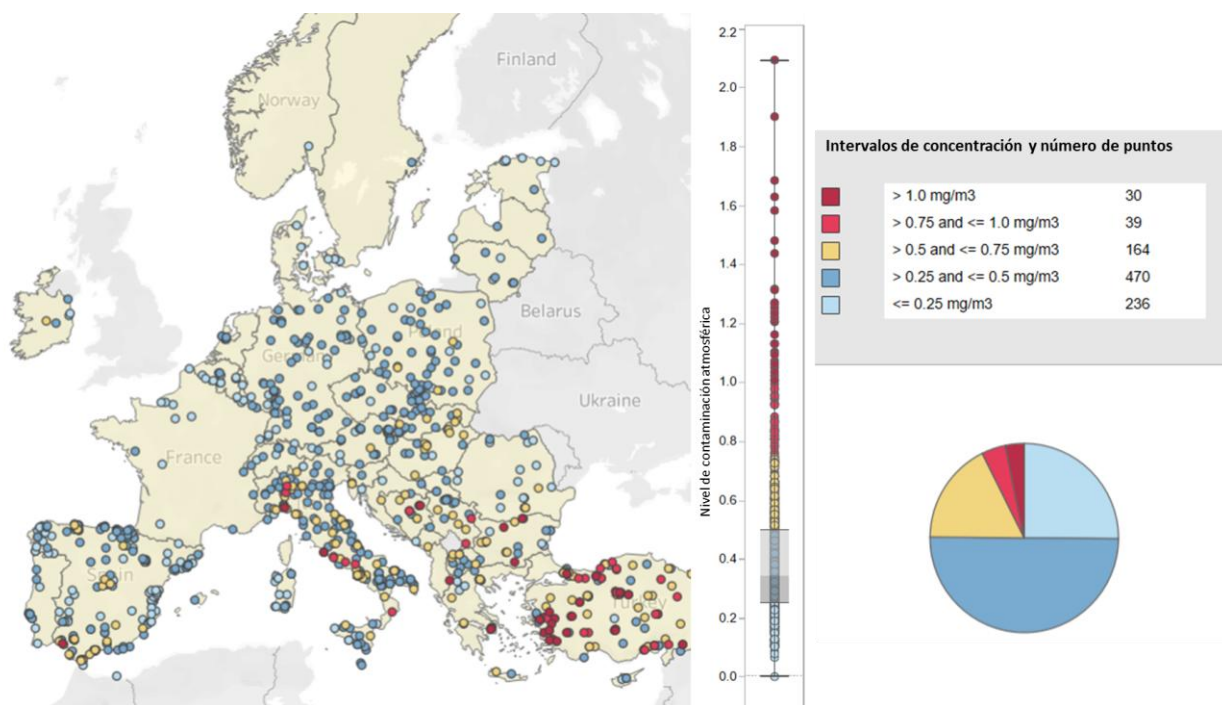


Figura 2.11. Mapa 2023 - CO - Media anual / 1 año civil (EEA, 2025a).

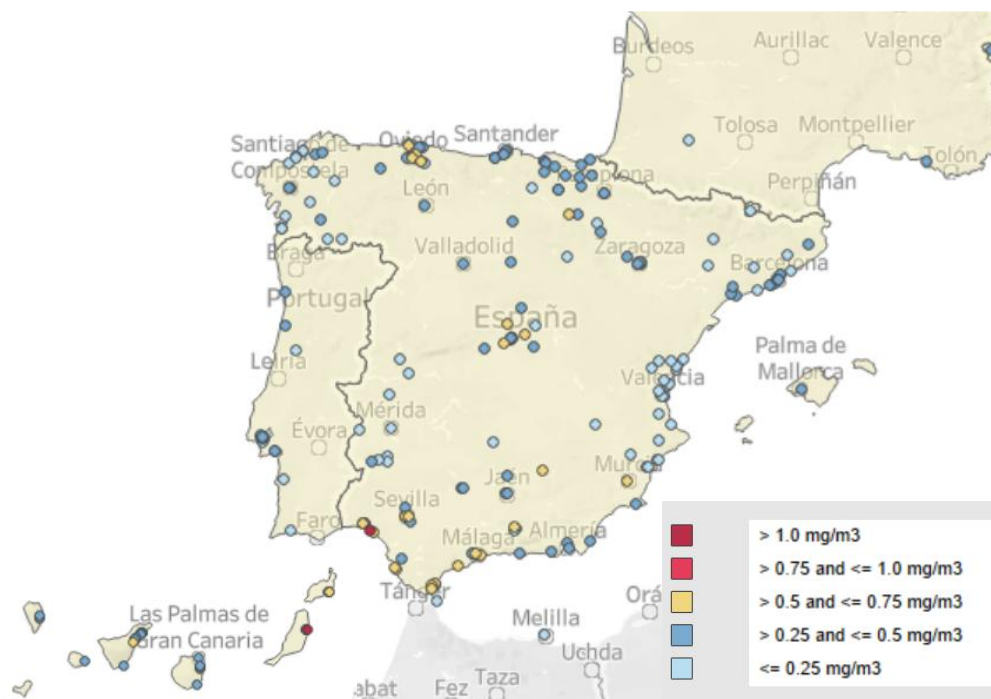


Figura 2.12. Mapa 2023 de España - CO - Media anual / 1 año civil (EEA, 2025a).

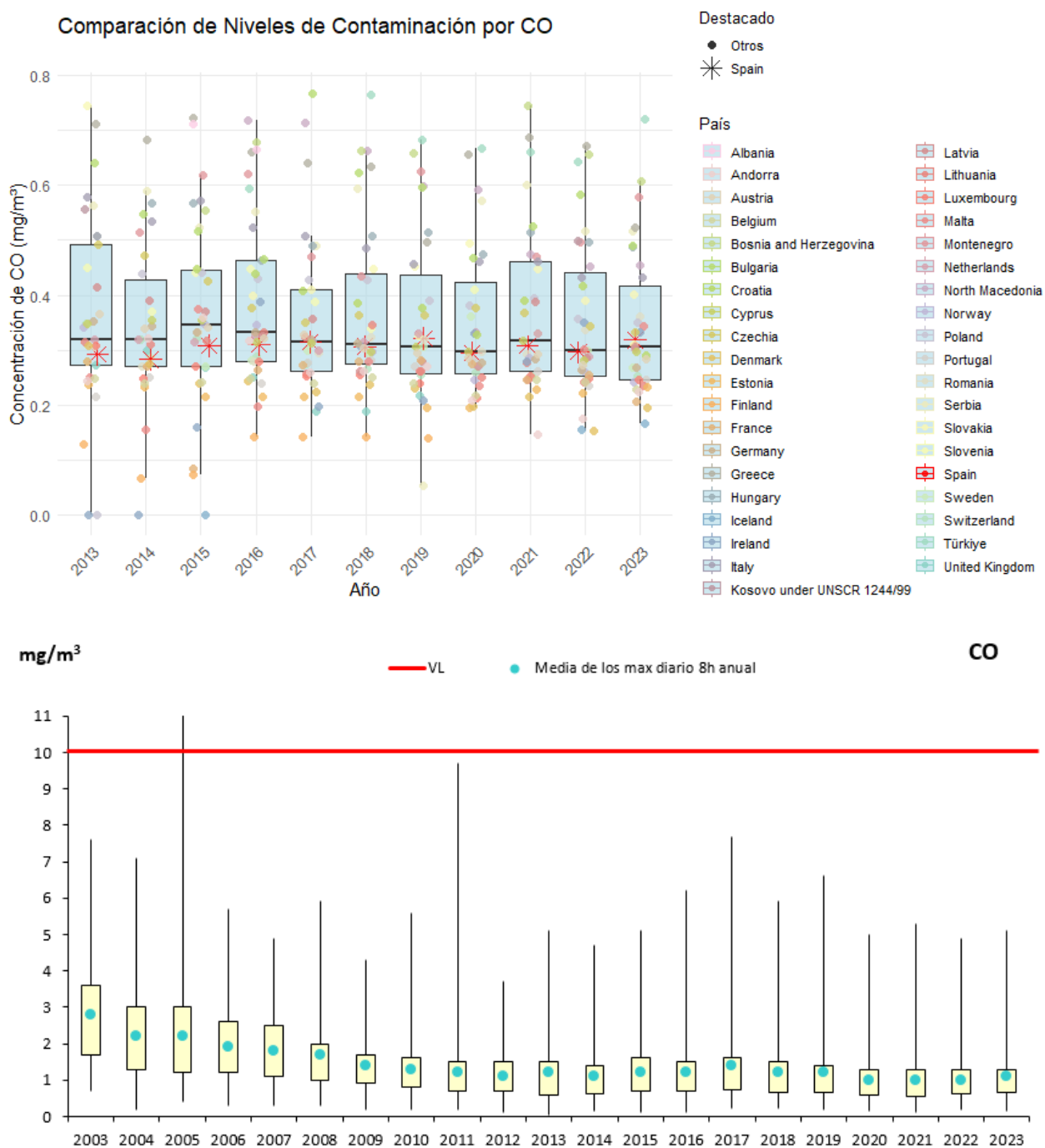


Figura 2.13. Arriba, diagrama de cajas de las concentraciones de CO por año en Europa, destacando España para una mejor comparación (EEA, 2025a). Abajo, tendencias de las medias anuales de CO en España entre 2001 y 2023. (MITERD, 2024b).

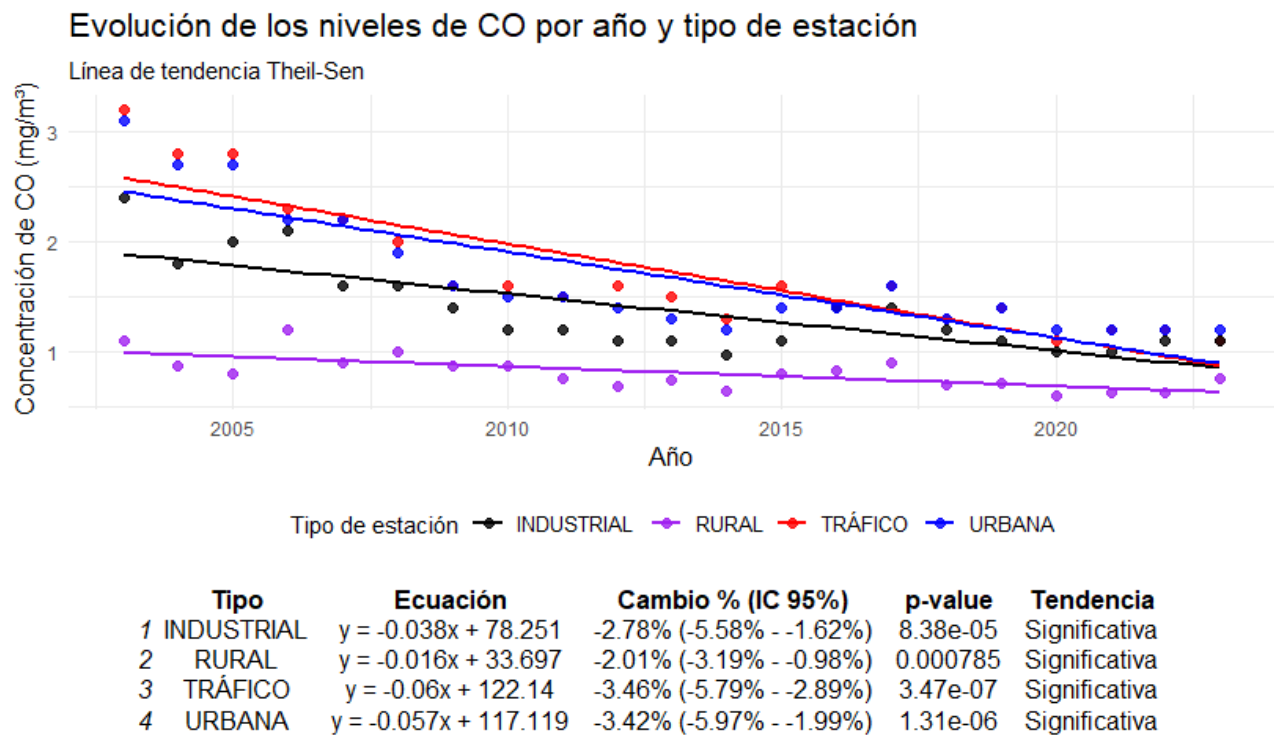


Figura 2.14. Tendencias de las medias anuales en España de CO entre 2003 y 2023. (MITERD, 2024b).

2.3. COVs (Compuestos orgánicos volátiles)

Los COVs están constituidos por miles de especies orgánicas gaseosas que provienen tanto de fuentes naturales como antropogénicas. Clásicamente se distingue entre metano (CH₄) y los demás COVs no metánicos (denominados COVNM). En este informe utilizamos COVs de forma genérica para referirnos a COVNM.

La contribución del **tráfico rodado** a los COVs ha disminuido marcadamente en las últimas décadas, siendo la principal en 1990, seguida de la fabricación y uso de disolventes, la ganadería/agricultura, la industria y fuentes de combustión específicas, como la quema de biomasa, y la cuarta en 2022 (Figura 2.15; EMEP, 2025). Las emisiones de COVs del tráfico rodado provienen de emisión de la combustión de los motores y de la evaporación de combustibles, un fenómeno que ocurre durante el repostaje, el almacenamiento o debido a pérdidas en los tanques de los vehículos. Las fugas en los sistemas de escape, causadas por deficiencias en los convertidores catalíticos, pueden incrementar de manera significativa las emisiones de hidrocarburos.

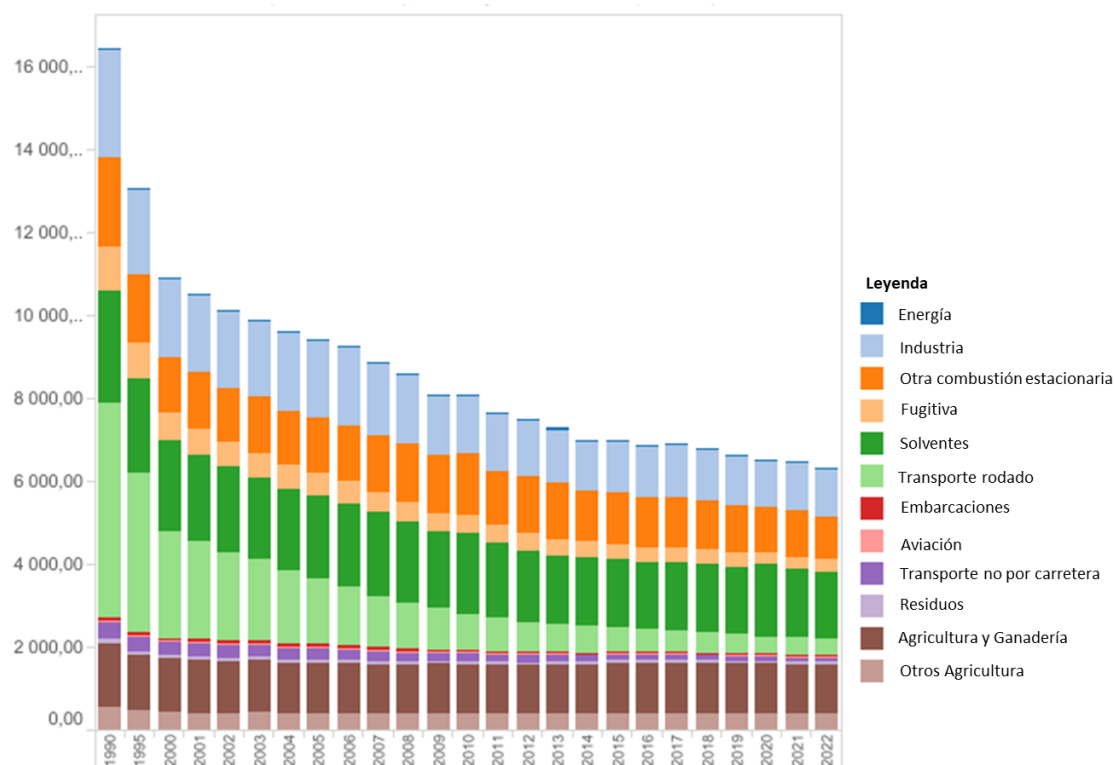


Figura 2.15. Evolución de las emisiones de COVs por sector en EU-27 entre 1990-2022 (EMEP 2025).

Respecto a su impacto en la **calidad del aire**, los COVs contribuyen a la formación de O_3 troposférico al reaccionar fotoquímicamente con NO_x en presencia de luz solar, un proceso que genera O_3 a nivel del suelo, con efectos negativos sobre la salud respiratoria y cardiovascular. Además, muchos COVs, especialmente los aromáticos y otros compuestos reactivos, forman PM orgánico secundario (SOA, del inglés *Secondary Organic Aerosols*) a través de procesos de oxidación en la atmósfera, lo que incrementa las concentraciones de partículas $PM_{2.5}$.

En términos de salud humana, muchos COVs son tóxicos, así, en el estudio de Cheng et al. (2019), los autores realizaron una revisión completa de los **efectos en la salud** de estos compuestos (Figura 2.16). Está ampliamente documentado que su inhalación puede provocar irritación de las vías respiratorias, inflamación pulmonar y un aumento del riesgo de enfermedades como el asma, bronquitis crónica y enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC). El estudio resalta que algunos COVs, en particular los hidrocarburos aromáticos como el benceno (C_6H_6), tolueno (C_7H_8), etilbenceno (C_8H_{10}) y xileno (C_8H_{10}) (BTEX), pueden tener efectos neurotóxicos significativos. Estos compuestos están asociados con mareos, cefaleas, disminución de la concentración, fatiga, pérdida de coordinación y problemas de memoria. En exposiciones prolongadas, ciertos COVs pueden provocar efectos neurodegenerativos y afectar el desarrollo cognitivo en niños. El C_6H_6 , uno de los COVs más estudiados, ha sido clasificado como un carcinógeno humano por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) (Loomis et al., 2017; Lanza et al., 2020; Liu et al., 2024a). Su exposición prolongada se ha vinculado con leucemia mieloide aguda (LMA) y otros trastornos hematológicos, como anemia aplásica y daño en la médula ósea. Otros COVs presentes en productos industriales y domésticos, como el formaldehído (CH_2O), también han sido asociados con un mayor riesgo de cáncer nasofaríngeo y otros tipos de neoplasias. El estudio también señala que la

exposición a COVs no solo afecta órganos específicos, sino que también puede desencadenar procesos inflamatorios sistémicos. Se ha observado un incremento en la producción de citocinas proinflamatorias, lo que podría contribuir a enfermedades cardiovasculares y metabólicas a largo plazo. Además, algunos compuestos pueden alterar el equilibrio oxidativo del cuerpo, promoviendo el estrés oxidativo, un factor clave en diversas enfermedades crónicas. Algunos COVs con propiedades disruptoras endocrinas, como los compuestos halogenados y ciertos disolventes industriales, pueden interferir en el funcionamiento del sistema hormonal. Esto ha sido vinculado con alteraciones en la fertilidad masculina y femenina, cambios en los niveles de hormonas sexuales, abortos espontáneos y malformaciones congénitas.

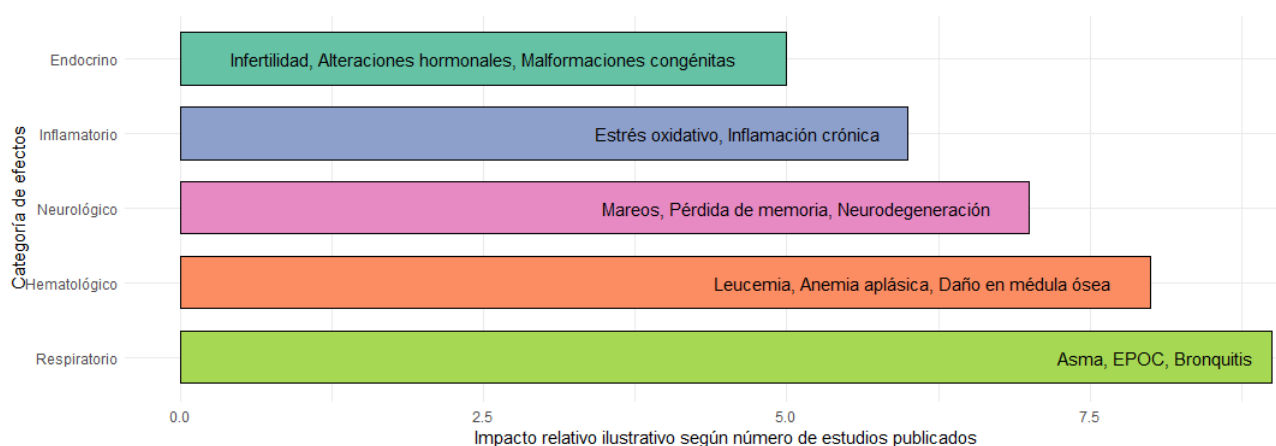


Figura 2.16. Diagrama de efectos en la salud derivados de la exposición a COVs (basado en Cheng et al., 2019).

Así, existe una amplia **regulación** al respecto de este tipo de compuestos dado su potencial efecto negativo en la salud. La Directiva 2001/81/CE, conocida como la Directiva de Techos Nacionales de Emisión (NEC), establece los límites máximos permitidos de emisiones de COVs para cada país miembro. Por otro lado, el Reglamento REACH (CE 1907/2006) controla la producción y el uso de sustancias químicas, incluidos los COVs, para minimizar los riesgos asociados a su manipulación y liberación. La Directiva (UE) 2024/1785 sobre Emisiones Industriales (IED) impone normativas dirigidas a reducir la emisión de COVs provenientes de procesos industriales, mientras que la Directiva 2004/42/CE regula su contenido en pinturas y barnices con el fin de reducir su liberación al medio ambiente. La Directiva 2008/50/CE sobre calidad del aire y aire limpio en Europa establece, hasta 2029, un límite anual de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de C_6H_6 en el aire ambiente como valor medio. Para contextualizar este umbral en relación con otros marcos regulatorios y recomendaciones internacionales, la Figura 2.17 muestra los estándares globales para C_6H_6 recopilados en el estudio de Sekar et al. (2019). La Directiva (UE) 2024/2881 fija para 2030 un límite más estricto de $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como promedio anual, con el fin de reforzar la protección de la salud humana. En **España**, la legislación sobre COVs sigue las directrices establecidas a nivel europeo, complementándose con normativas nacionales diseñadas para abordar particularidades específicas del país. El RD 117/2003 establece requisitos para la limitación de emisiones en determinadas actividades industriales con el fin de controlar la contaminación atmosférica. Asimismo, el Plan Nacional de Calidad del Aire y Protección de la Atmósfera (PNCCA) implementa estrategias orientadas a reducir la presencia de

estos compuestos y mejorar la calidad del aire en el territorio español. Además, diversas CCAA han desarrollado normativas específicas adaptadas a sectores industriales y urbanos, permitiendo una aplicación más focalizada de las regulaciones y asegurando un control más efectivo sobre las fuentes de emisión de COVs. Por ejemplo, la Orden 144/2007, de 6 de febrero, regula la notificación previa y crea el Registro de Instalaciones Emisoras de COVs en la Comunidad de Madrid, estableciendo un marco para la gestión de estas emisiones, mientras que el Decreto 231/2004, de 2 de noviembre, crea el Registro de actividades industriales emisoras de COVs en la Comunidad Autónoma de Aragón.

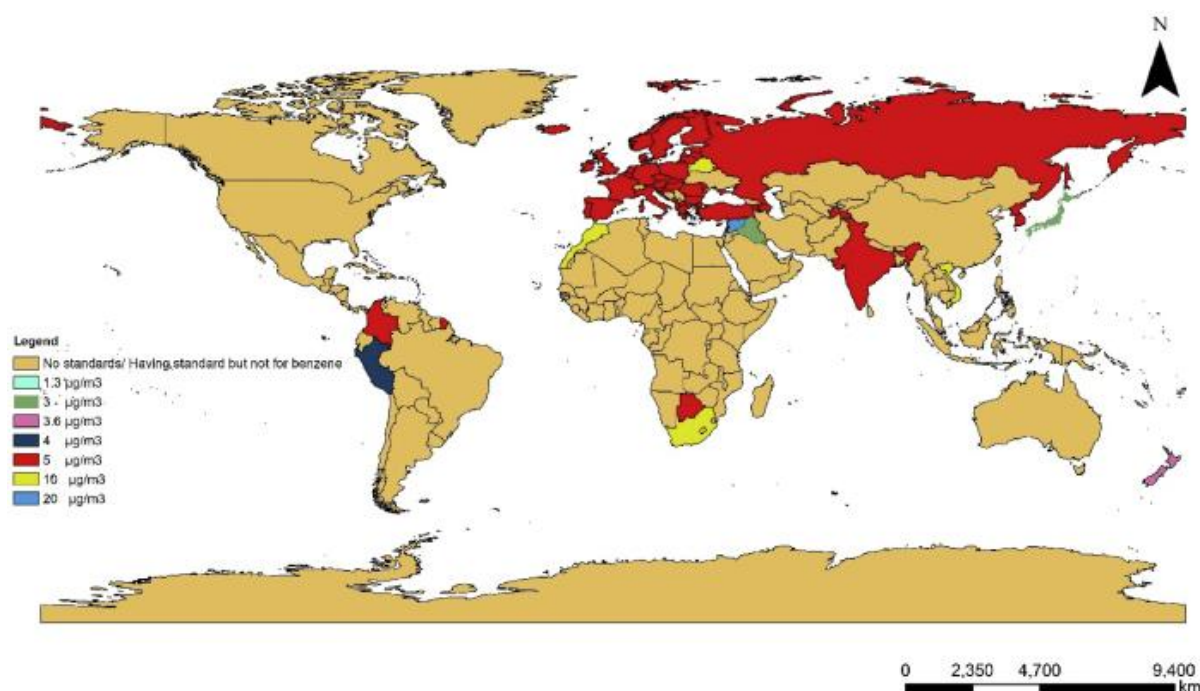


Figura 2.17. Mapa que representa los estándares globales para el C_6H_6 (Sekar et al., 2019).

La Figura 2.18 muestra la distribución de las **emisiones** del inventario de COVs por sector en diferentes países, basada en datos recopilados por EMEP. El mapa refleja las diferencias en fuentes de emisiones de COVs en función del desarrollo económico, patrones de transporte, regulación ambiental e industrialización de cada región. En las ciudades más grandes y con tráfico denso, el transporte por carretera es una fuente clave de emisiones, mientras que, en zonas más rurales o industriales, otros sectores como las emisiones domésticas y residenciales, la industria, la energía y la agricultura juegan un papel más importante. De acuerdo con los datos publicados por EEA (2024), las emisiones de COVs se han reducido en toda **Europa** en el periodo de 2005 a 2022 (Figura 2.19), con reducciones que superan el 40% en algunos países como Grecia, Finlandia, Chipre y Croacia, gracias principalmente a regulaciones y modernización de los sectores industrial, uso de solventes y transporte.

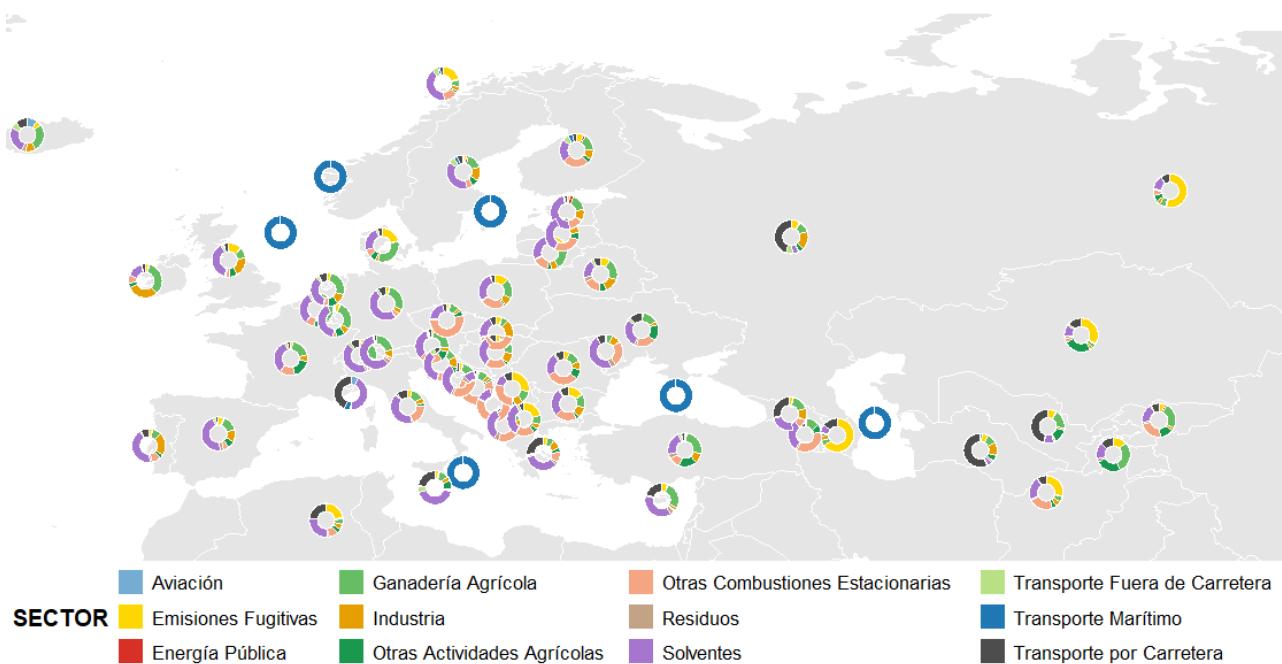


Figura 2.18. Mapa de emisiones de COVs por sector para diferentes estaciones seleccionadas según datos de EMEP en 2022 (EMEP, 2025).

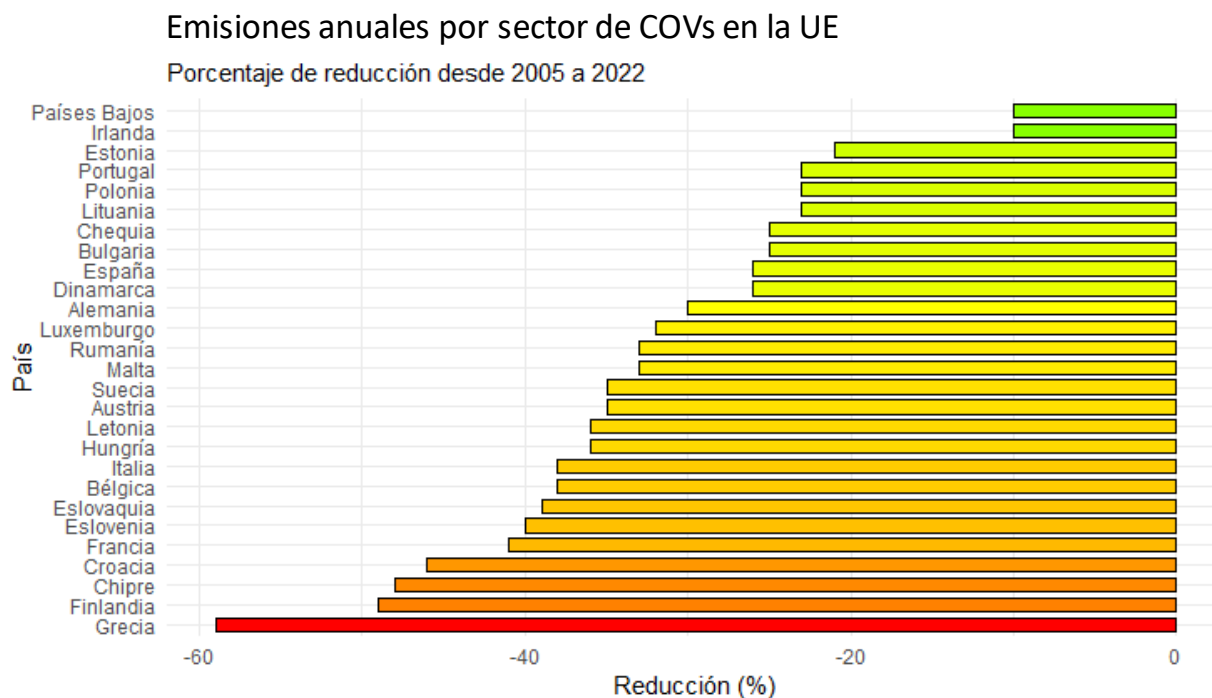


Figura 2.19. Reducción de emisiones de COVs por país, según datos de EEA (2024d).

La mejora en la calidad del aire de este tipo de contaminantes también ha sido evidente. La evolución de la concentración de C_6H_6 en Europa sigue una tendencia similar a la observada en la reducción de emisiones de COVs. A lo largo de los años 2013-2023, los niveles de C_6H_6 han mostrado una disminución progresiva, reflejando el impacto de las políticas ambientales y la transición hacia tecnologías y combustible más limpios (Figura 2.20; EEA, 2025a). Los datos revelan una reducción constante en la concentración media en el aire, con una menor dispersión de los valores en años recientes. Esto sugiere que las medidas regulatorias, como los límites de C_6H_6 en combustibles y la reducción de emisiones industriales, han tenido un impacto positivo. Desde 2018 en adelante, los niveles de C_6H_6 han tendido a ser más homogéneos y concentrarse en valores bajos, lo que sugiere que la reducción de emisiones ha sido más equitativa en toda Europa. Las concentraciones en **España** durante ese periodo se sitúan cerca del percentil 25 para Europa durante todos los años, mostrando una tendencia menos marcada. Al ampliar el periodo de estudio de 2003 a 2023 con datos recopilados por MITERD (2024b), se observa una tendencia decreciente significativa en la mayoría de las estaciones de medición en España. Esta reducción es especialmente notable en las estaciones de tráfico (-6,98 % anual) y urbanas (-5,41 %), seguidas de las industriales (-2,74 %), mientras que en las estaciones rurales la tendencia no es significativa (Figura 2.21). La caída en las concentraciones más destacable se produjo en 2009, momento a partir del cual las medidas se encuentran ligeramente más estables y con menores diferencias según la tipología de la estación de medida.

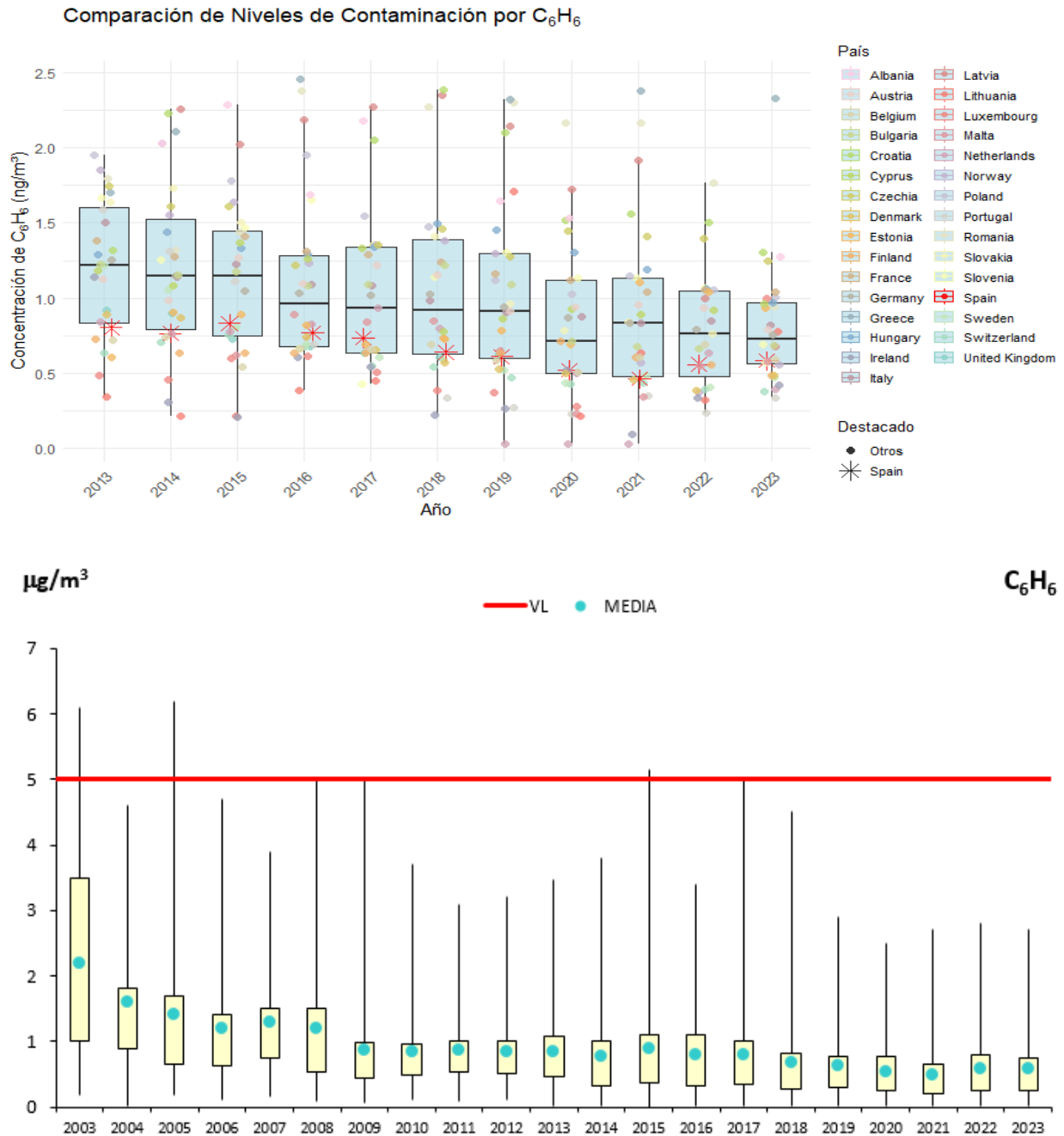


Figura 2.20. Arriba, diagrama de cajas de las concentraciones de C_6H_6 en aire por año en Europa, destacando las concentraciones en España para una mejor comparación (EEA, 2025a). Abajo, tendencias de las medias anuales de C_6H_6 en España entre 2003 y 2023 (MITERD, 2024b).

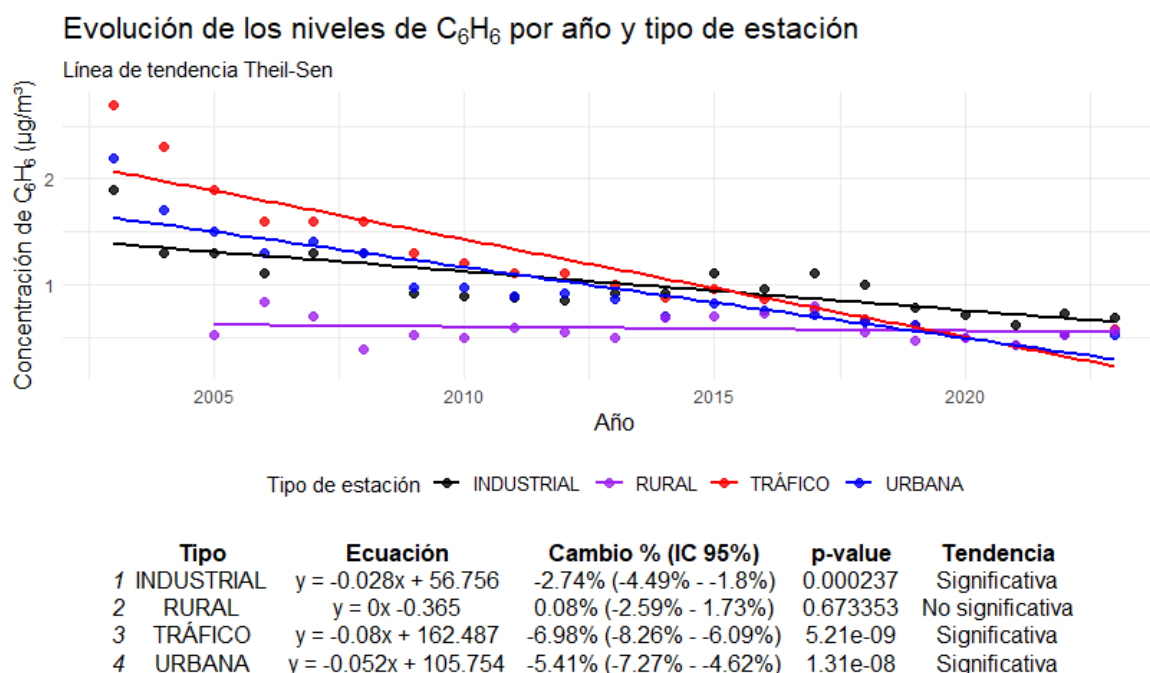


Figura 2.21. Tendencias de las medias anuales en España de C_6H_6 entre 2003 y 2023. (MITERD, 2024b).

2.4. PM (Material Particulado)

El PM son partículas sólidas y líquidas suspendidas en el aire, emitidas por una variedad de fuentes naturales y artificiales, que en el caso del tráfico rodado incluyen hollín del tubo de escape, desgaste de frenos ruedas y pavimento y resuspensión del polvo de rodadura depositado. Además, los contaminantes gaseosos como COVs, NOx y NH₃ originan PM secundario. El PM se considera el contaminante con mayor **impacto en la salud**, ya que pueden ser inhaladas y penetrar así en el sistema respiratorio (PM₁₀) y las de menor tamaño (PM_{2.5}) pueden incluso alcanzar los alveolos pulmonares. Por todo ello, el PM está implicado en el incremento de la mortalidad prematura y de la morbilidad por causas respiratorias, y sobre todo cardiovasculares. Además de PM₁₀ y PM_{2.5}, las partículas ultrafinas (UFP, inferiores a 0.1 micras, de las que se hablarán más adelante) pueden incluso alcanzar el flujo sanguíneo y afectar por tanto a diversos órganos, y afectar al sistema nervioso central y al sistema reproductor, entre otros. En el año 2020, 238.000 muertes prematuras en la UE-27 estaban relacionadas con esta contaminación por PM_{2.5} (EEA, 2022).

La segunda principal contribución a los inventarios de emisión de PM₁₀ y PM_{2.5} en aire ambiente proviene del **tráfico rodado** (Figura 2.22, 2.23 y 2.24). Si evaluamos la contribución de fuentes al PM de fondo urbano, el tráfico rodado se considera en muchas ciudades la principal fuente a los niveles en aire ambiente de PM₁₀ y PM_{2.5} (Amato et al., 2016, emisiones del motor, abrasión de frenos, discos, ruedas y pavimento, y formación de PM secundario de los gases emitidos). El origen de PM puede ser primario (se emiten directamente a la atmósfera como, por ejemplo, por desgaste de frenos y neumáticos) o secundario (se originan como resultado de reacciones químicas a partir de gases precursores, en este caso emitidos por el tráfico, como NOx, NH₃ y COVs).

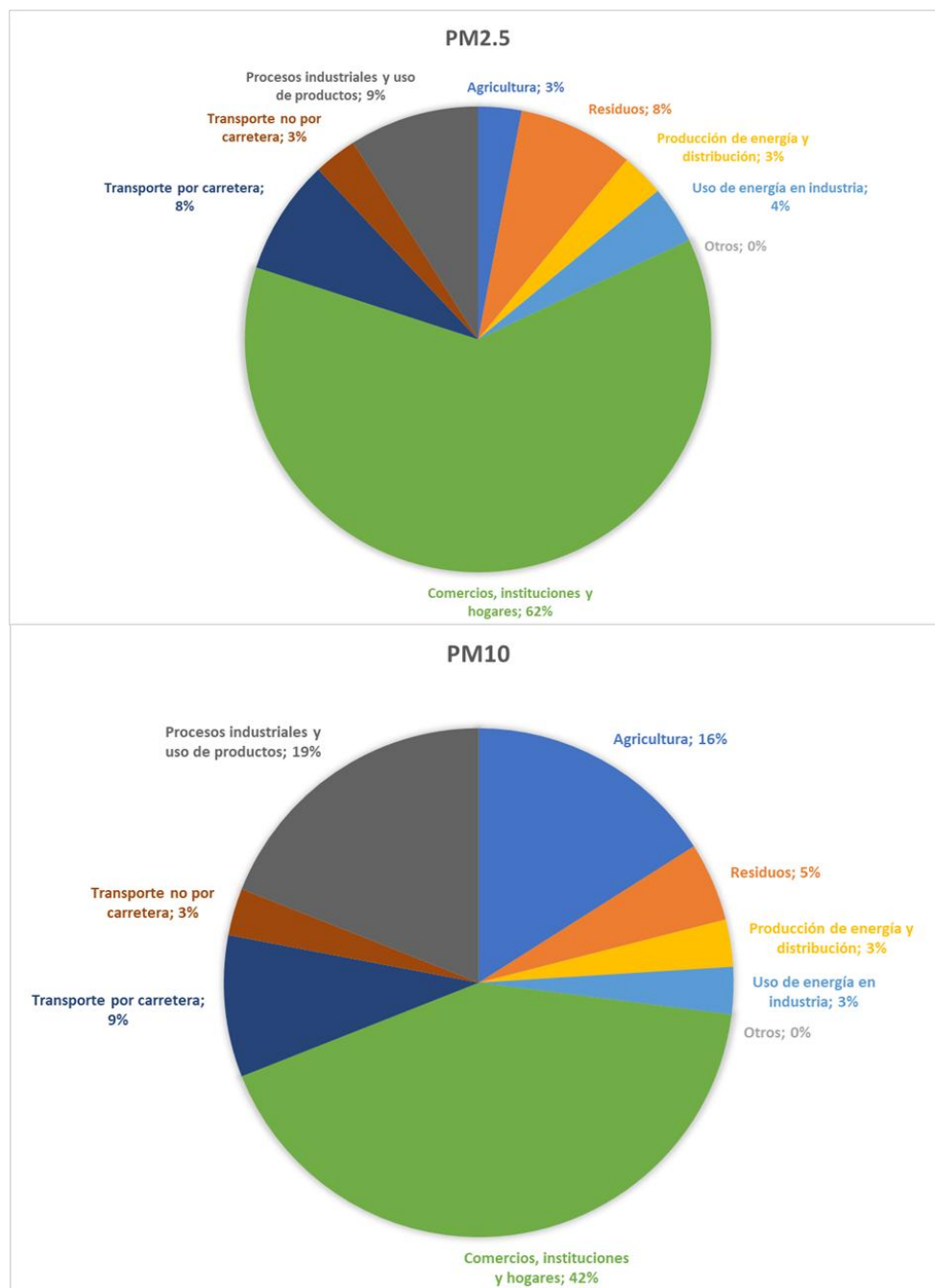


Figura 2.22. Porcentaje de emisiones de PM2.5 (arriba) y PM10 (abajo) por grupo sectorial (EEA, 2024d).

Dado su potencial efecto en la salud, la Directiva (UE) 2024/2881 introduce nuevos **valores límite** para las concentraciones de PM10 y PM2.5 en el aire ambiente con el propósito de mejorar la calidad del aire y salvaguardar la salud humana, estableciendo valores más estrictos que las normativas previas. Para el PM2.5, se fija un límite anual de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un límite diario de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, permitiendo un máximo de 18 superaciones al año, mientras que, para el PM10, se establece un límite anual de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un límite diario de $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con hasta 18 superaciones permitidas al año. Estos nuevos valores representan una reducción significativa con respecto a los estándares anteriores (2008/50/CE) y buscan alinearse con las recomendaciones de la OMS para garantizar una mejor protección de la población frente a los efectos de la contaminación atmosférica.

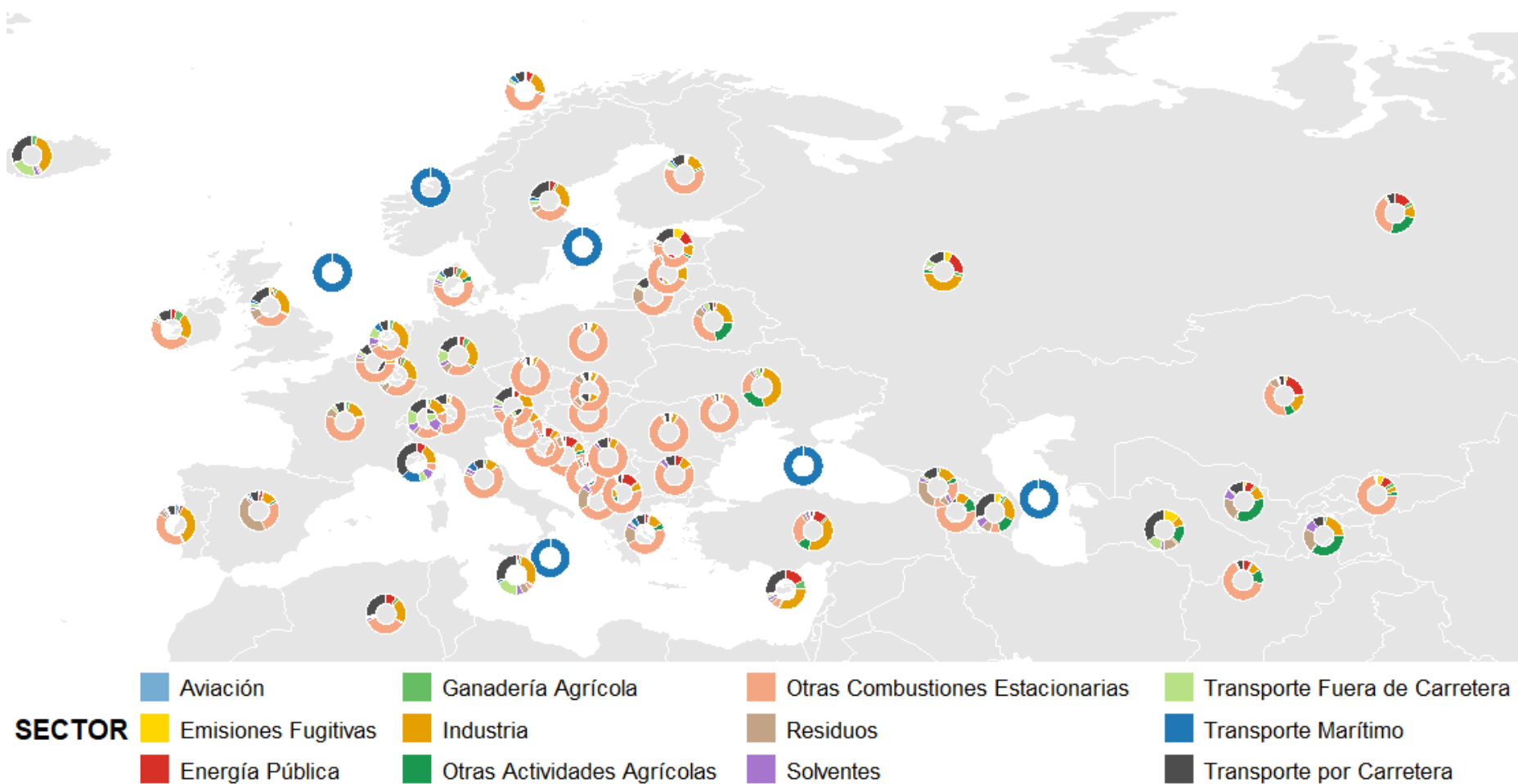


Figura 2.23. Mapa de emisiones de PM_{2.5} por sector para diferentes estaciones seleccionadas según datos de EMEP en 2022 (EMEP, 2025).

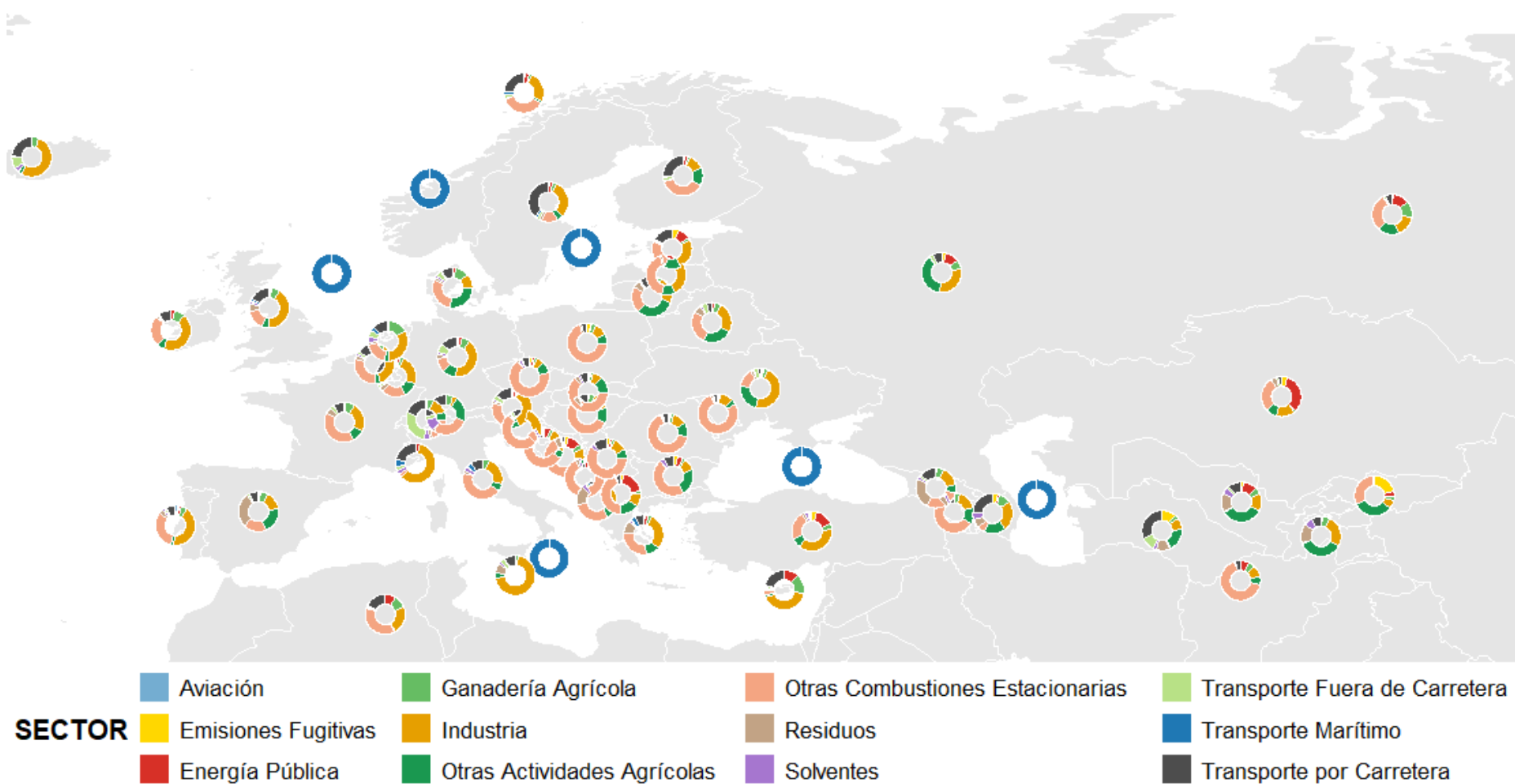


Figura 2.24. Mapa de emisiones de PM10 por sector para diferentes estaciones seleccionadas según datos de EMEP en 2022 (EMEP, 2025).

Si bien para PM la calidad del aire en **Europa** ha mejorado en los últimos 20 años (Euronews, 2024b), la mayor parte de la población europea sigue viviendo en zonas que superan los niveles recomendados por la OMS (Euronews, 2023b). En **España**, según el Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera (MITERD, 2024a) las emisiones de PM_{2.5} en 2023 alcanzaron 109,9 kilotoneladas, mostrando una disminución del 18 % en comparación con 2022. Las emisiones de PM_{2.5} han mostrado una tendencia descendente desde 2000, alcanzando una reducción de más del 30% en 2023 en comparación con ese año. Según la EEA (2024b) España notificó una disminución del 30% de las emisiones de PM_{2.5} desde 2000 (-23 % entre 2005 y 2022). En la UE Entre 2000 y 2022, las emisiones de PM₁₀ disminuyeron un 33 % y entre 2021 y 2022, el descenso fue del 5,5 % (Figura 2.25).

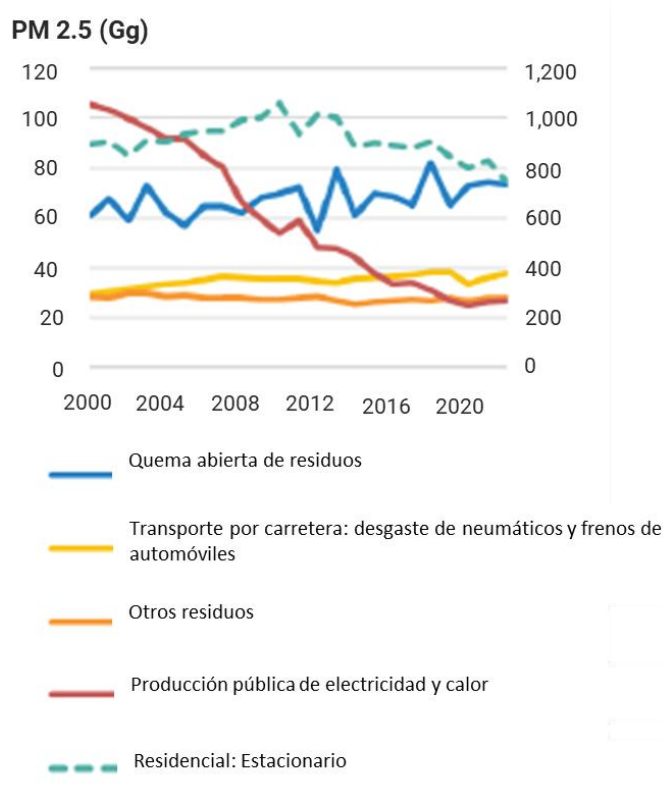


Figura 2.25. Evolución de las emisiones de las cinco categorías clave más importantes para PM_{2.5} (EEA, 2024d).

A pesar de lo expuesto, estas reducciones en emisiones de PM₁₀ y PM_{2.5} no se trasladan directamente a la reducción de las concentraciones de PM₁₀ y PM_{2.5} en aire ambiente. Ello se debe a que, en fondo urbano en ciudades europeas, alrededor del 70 % del PM_{2.5} es secundario (Amato et al., 2016), es decir, de PM que se genera en la atmósfera a partir de gases emitidos, mientras que el PM_{2.5} incluido en los inventarios es solo primario. Esto significa que las reducciones expuestas para el inventario de PM_{2.5} solo afectan al 30 % de los niveles de PM_{2.5} en fondo urbano. De esta forma se hace evidente que para reducir PM_{2.5} en aire ambiente es necesario, sobre todo, reducir las emisiones de gases reactivos, del tráfico rodado y de otras fuentes como industrias, sector doméstico y residencial y transporte marítimo, entre otros. Mientras que en PM₁₀, dado que las

emisiones se deben en parte al desgaste de frenos, ruedas y firme de rodadura y a la resuspensión del polvo de rodadura, estas emisiones se podrían reducir esencialmente disminuyendo el número de vehículos urbanos circulantes.

Así, la Figura 2.26, que representa las concentraciones medias anuales de PM_{2.5} y PM₁₀ para diferentes países de Europa entre 2013-2023, muestra una mejora generalizada en la calidad del aire en Europa, con una reducción progresiva de las concentraciones en la última década. Los valores para España se encuentran cercanos a la mediana de Europa, incluso están por debajo algunos años, especialmente en lo que respecta a PM_{2.5}. Sin embargo, no se observa una tendencia decreciente, sino una cierta estabilización de las concentraciones en dicho periodo. Si ampliamos este periodo con datos de MITERD (2024b), se observa que entre 2008 y 2013 se produjo una reducción notable, seguida de una estabilización hasta 2023 (Figura 2.27 y 2.28). Al realizar un análisis estadístico de tendencias *Theil-Sen* para todo el período disponible, se evidencia una reducción significativa en las concentraciones de PM₁₀ y PM_{2.5} en todos los tipos de estaciones de medición en España. En el caso de PM₁₀ (Figura 2.28) las mayores reducciones anuales se registran en estaciones urbanas (-3,75 %) y de tráfico (-3,63 %), seguidas de las industriales (-2,47 %) y rurales (-1,53 %). Para PM_{2.5} los descensos más marcados se observan en estaciones de tráfico (-2,63 %) y de fondo urbano (-2,39 %), seguidos de rurales (-1,83 %) e industriales (-1,49 %). Estas tendencias reflejan el impacto de las políticas de control de emisiones en el transporte y la industria. Sin embargo, como se ha comentado anteriormente, las reducciones observadas en las concentraciones ambientales son mucho menores que las reflejadas en el inventario de emisiones. Ello es en gran parte atribuible a la elevada proporción de PM secundario (generado en la atmósfera a partir de gases precursores) (Amato et al., 2016). Así pues, en España las políticas de reducción de PM aplicadas hasta 2024 (Directiva (UE) 2024/1785 sobre Emisiones Industriales (IED), Reglamento (CE) nº 715/2007, sobre la emisiones y homologación de tipo de los vehículos de motor, y Directiva 2001/80/CE, sobre grandes instalaciones de combustión), y la crisis financiera de 2008-2013, causaron una reducción marcada de los niveles de PM; desde 2010 este descenso ha sido mucho menor.

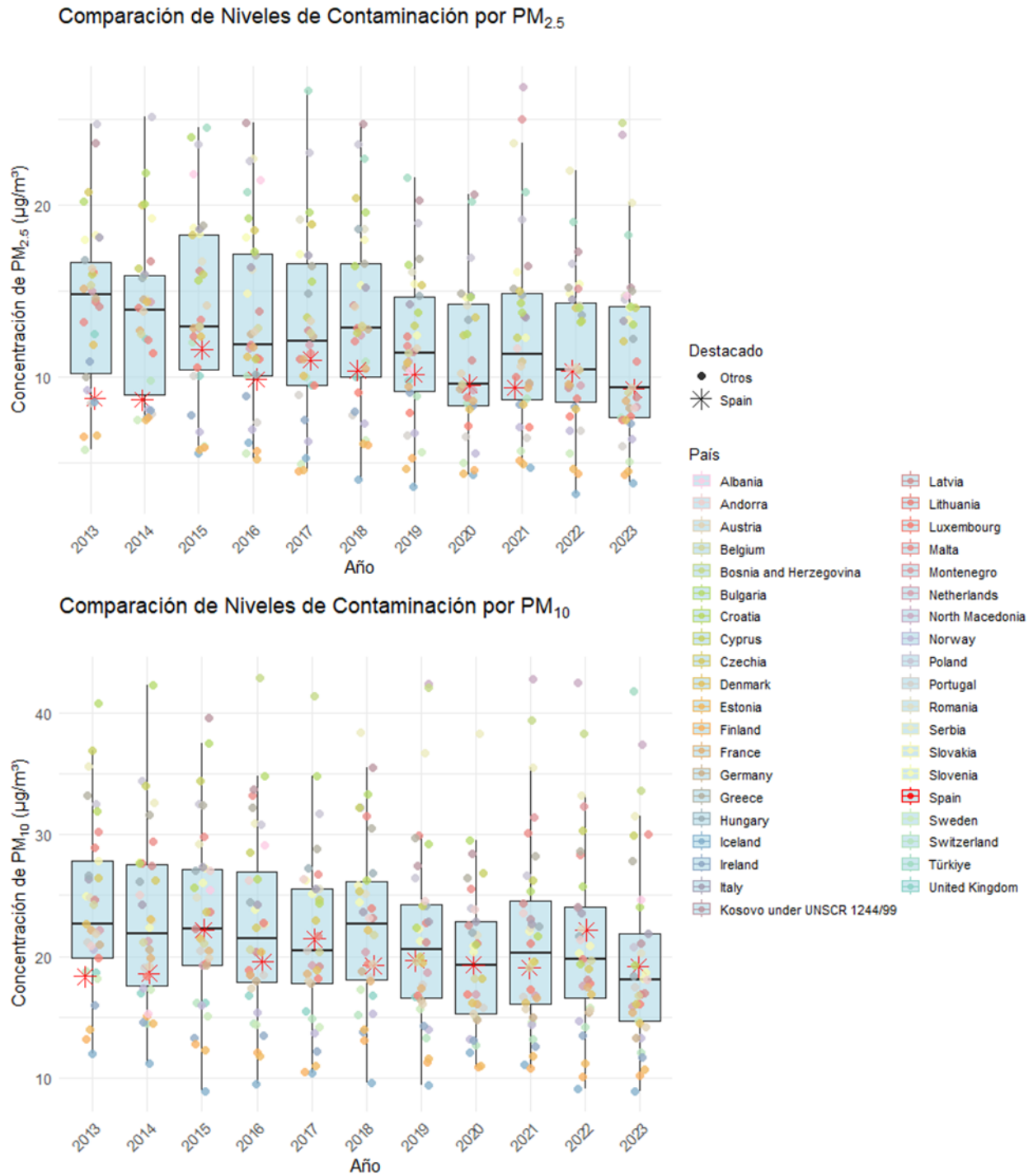


Figura 2.26. Diagrama de cajas de las concentraciones de PM_{2.5} (arriba) y PM₁₀ (abajo) en aire por año en Europa, destacando las concentraciones en España para una mejor comparación (EEA, 2025a).

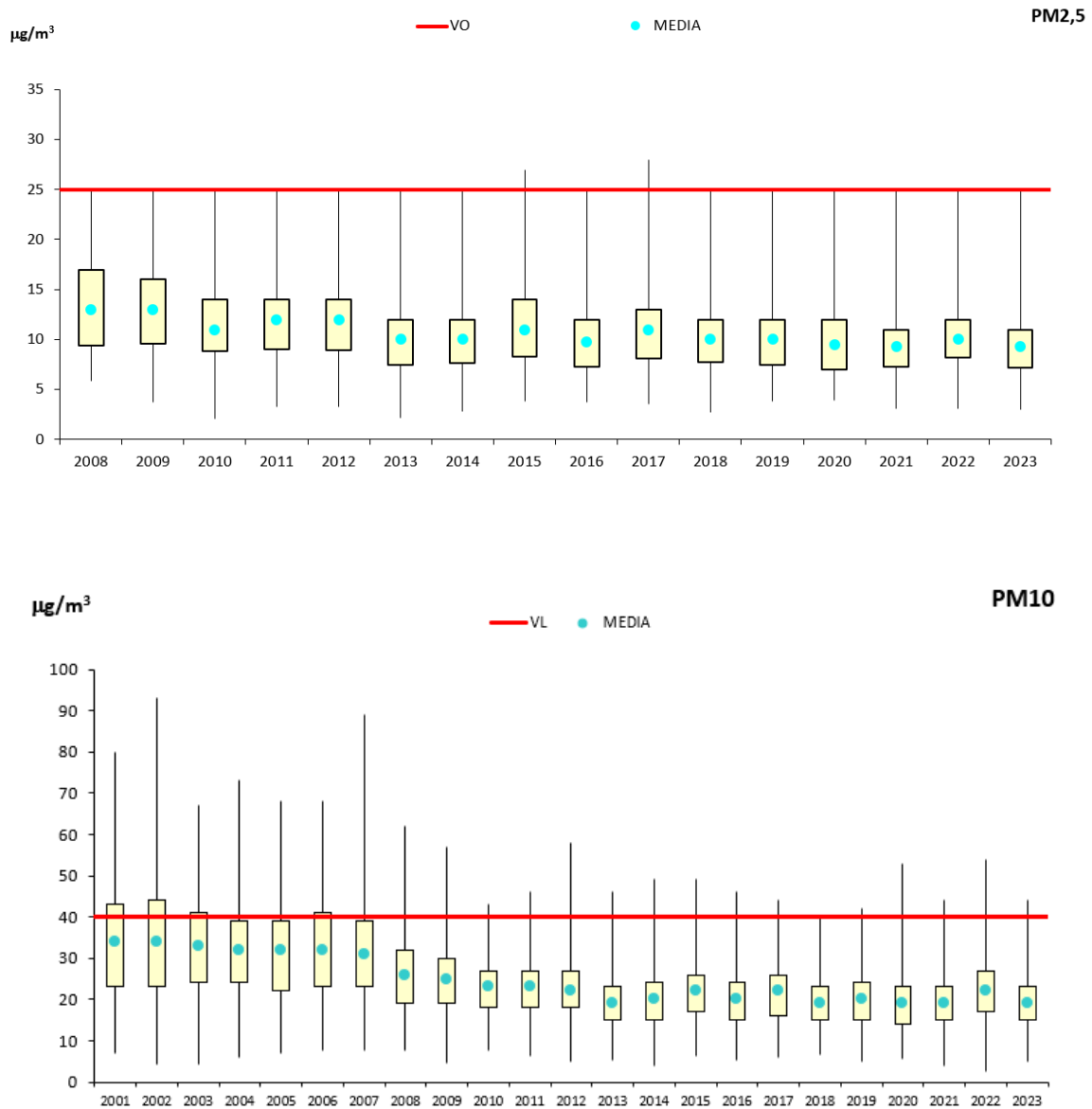
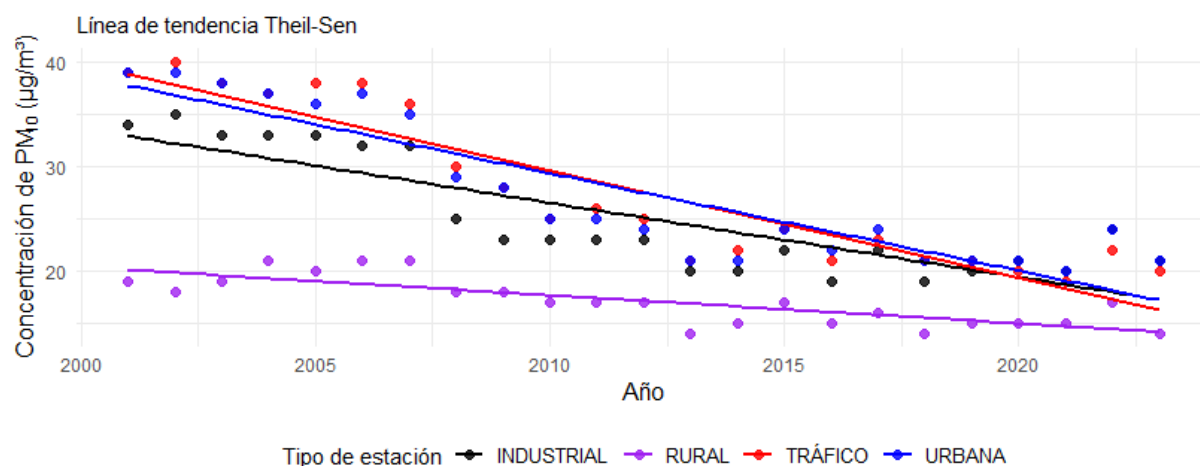
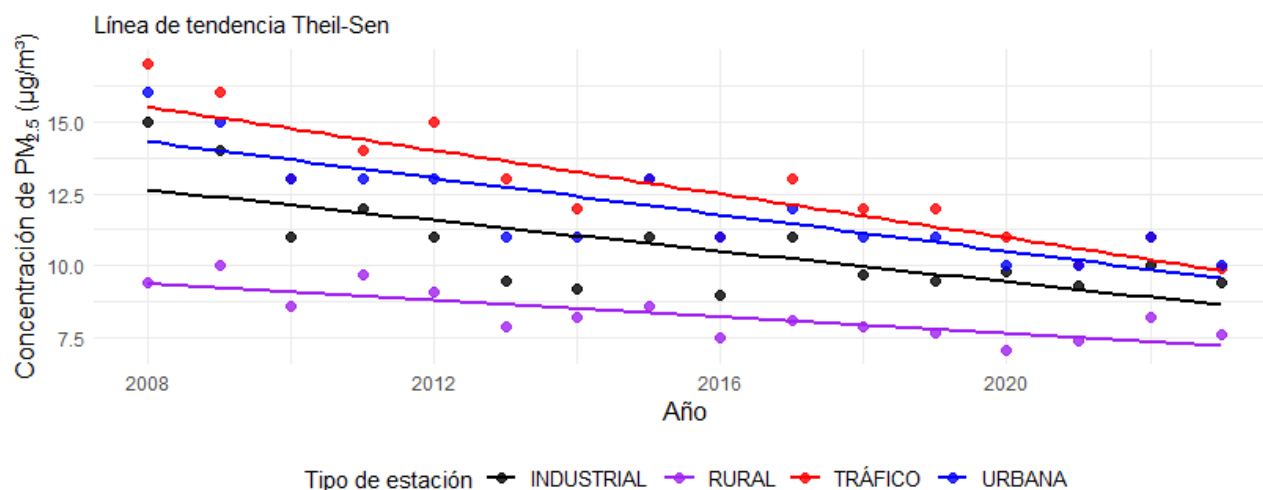


Figura 2.27. Tendencias de las medias anuales de PM2.5 (arriba) y PM10 (abajo) en España entre 2001 y 2023. Los niveles medios han disminuido desde 2008 (MITERD, 2024b), con algún evento de calima, como en 2022.

Evolución de los niveles de PM₁₀ por año y tipo de estación

Tipo	Ecuación	Cambio % (IC 95%)	p-value	Tendencia
1 INDUSTRIAL	$y = -0.619x + 1267.905$	-2.47% (-3.65% - -1.33%)	1.10e-05	Significativa
2 RURAL	$y = -0.261x + 542.864$	-1.53% (-2.13% - -1.03%)	5.68e-05	Significativa
3 TRÁFICO	$y = -1x + 2037$	-3.63% (-4.41% - -2.54%)	4.50e-08	Significativa
4 URBANA	$y = -1.029x + 2099.882$	-3.75% (-4.12% - -2.43%)	1.52e-07	Significativa

Evolución de los niveles de PM_{2.5} por año y tipo de estación

Tipo	Ecuación	Cambio % (IC 95%)	p-value	Tendencia
1 INDUSTRIAL	$y = -0.159x + 329.631$	-1.49% (-3.99% - -0.23%)	0.010886	Significativa
2 RURAL	$y = -0.152x + 315.164$	-1.83% (-2.71% - -0.9%)	0.001148	Significativa
3 TRÁFICO	$y = -0.333x + 684.833$	-2.63% (-3.94% - -1.97%)	4.63e-05	Significativa
4 URBANA	$y = -0.286x + 587.571$	-2.39% (-3.81% - -1.4%)	0.000141	Significativa

Figura 2.28. Tendencias en España de PM_{2.5} (arriba) y PM₁₀ (abajo) entre 2001-2023(MITERD, 2024b).

2.5. UFP (Partículas Ultra Finas)

Las partículas ultrafinas (UFP) son partículas con un diámetro igual o inferior a 100 nanómetros (nm) que, en ambientes urbanos, son emitidas principalmente por vehículos durante procesos de combustión. Rivas et al. (2020) concluyó que el tráfico era la principal fuente de estas partículas en cuatro ciudades europeas, con contribuciones relativas máximas que oscilaban entre el 71% y el

94% (promedio anual; Figura 2.29). La concentración en número de UFP (CNP) no está regulada hasta el momento, en parte debido a la ausencia de métodos armonizados de medida, a la baja disponibilidad de datos, y la incertidumbre sobre su impacto en la salud. Sin embargo, estas partículas son preocupantes debido a su capacidad para infiltrarse profundamente en los pulmones y el sistema circulatorio, causando inflamación y estrés oxidativo. Por este motivo, la nueva Directiva (UE) 2024/2881 establece la necesidad de medir sus concentraciones, sobre todo en zonas afectadas por las emisiones de transporte.

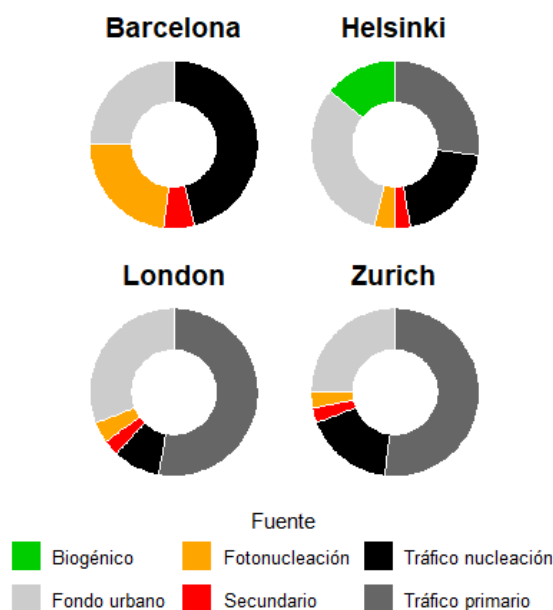


Figura 2.29. Contribución relativa de fuentes de UFP en ciudades europeas (adaptada de Rivas et al., 2020).

Más recientemente, Garcia-Marlès et al. (2024a) analizó la distribución de fuentes en 24 estaciones de 18 ciudades europeas y una en EE.UU. entre 2009 y 2019, identificando los principales emisores y su evolución a lo largo del tiempo. Los resultados muestran que el tráfico rodado es la fuente dominante en todas las estaciones urbanas y de tráfico, representando entre el 56 % y el 95 % de la concentración total de partículas. El tráfico se identificó como la principal fuente de UFP en las áreas urbanas y de tráfico, con cuatro factores diferenciados (Figura 2.30):

- Tráfico-1: vehículos de gasolina y partículas frescas del tráfico.
- Tráfico-2: vehículos diésel, con partículas más grandes.
- Tráfico mixto: resultado de la combinación de emisiones urbanas influenciadas por el tráfico.
- Tráfico-nucleación: asociado a partículas formadas por la nucleación de compuestos semivolátiles procedentes del escape de los vehículos.

La formación de nuevas partículas a partir de gases por procesos fotoquímicos (UFP secundarias) es otra fuente importante de UFP en varias ciudades, especialmente en Barcelona, donde representa hasta el 31 % de la concentración total de UFP, y se atribuye en gran parte a las emisiones del puerto. Este proceso está favorecido por altas temperaturas, radiación solar intensa y la presencia de

precursores como el SO₂. Otras fuentes importantes incluyen la calefacción doméstica, las emisiones regionales y el transporte de largo alcance.

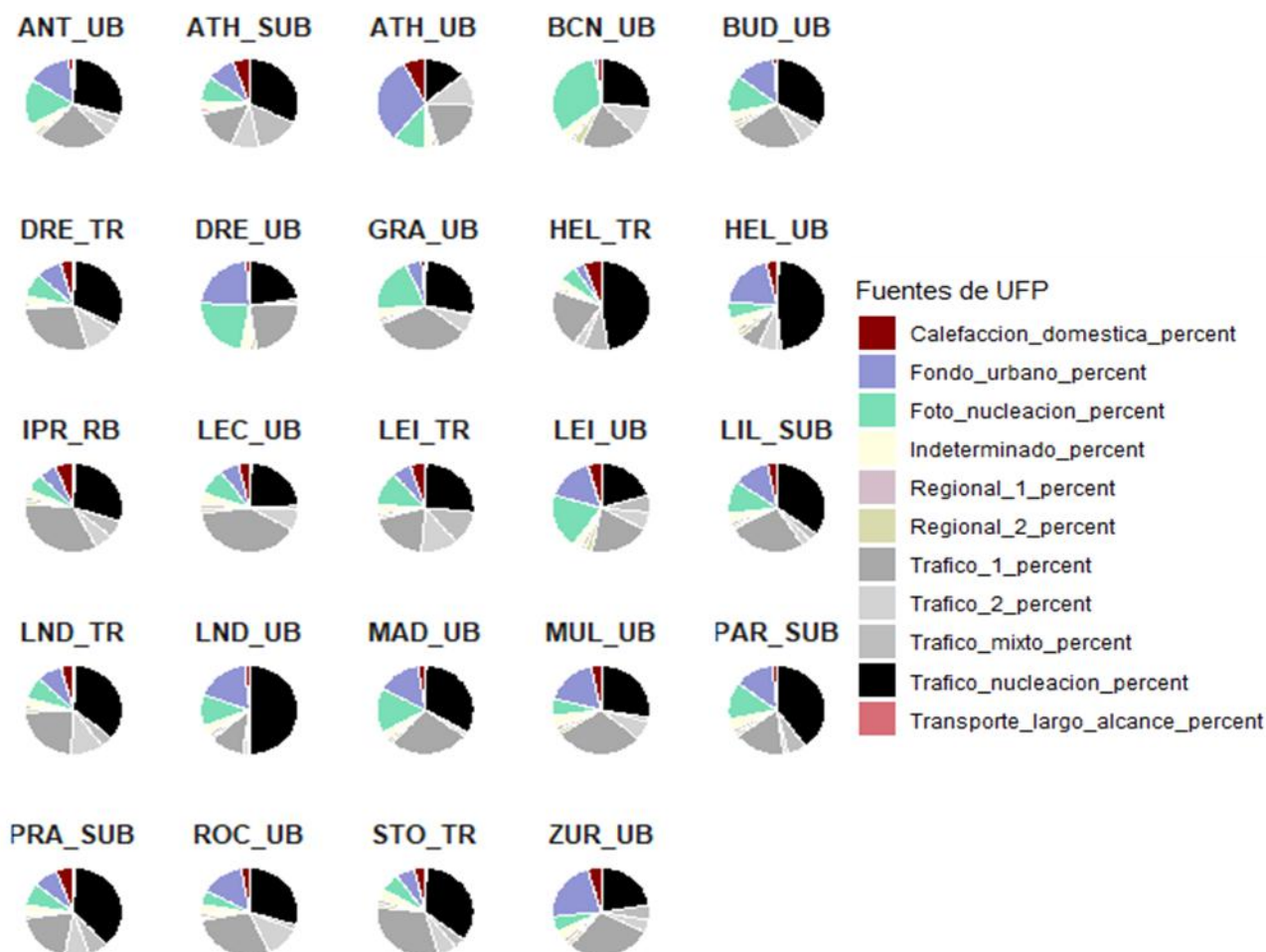


Figura 2.30. Contribución relativa de fuentes de UFP en ciudades seleccionadas (adaptada de Garcia-Marlés et al., 2024a). Antwerp (BE): ANT_UB, Athens (GR):ATH_UB, Athens (GR):ATH_SUB, Barcelona (ES): BCN_UB, Budapest (HU): BUD_UB, Dresden (DE): DRE_UB, Dresden (DE): DRE_TR, Granada (ES): GRA_UB, Helsinki (FI): HEL_UB, Helsinki (FI): HEL_TR, Ispra (IT): IPR_RB, Lecce (IT): LEC_UB, Leipzig (DE):LEI_UB, Leipzig (DE): LEI_TR, Lille (FR): LIL_SUB, London (GB): LND_UB, London (GB): LND_TR, Madrid (ES): MAD_UB, Mülheim an der Ruhr (DE): MUL_UB, París (FR): PAR_SUB, Prague (CZ): PRA_SUB, Rochester NY (US): ROC_UB, Stockholm (SE): STO_TR, Zurich (CH): ZUR_UB.

En Garcia-Marlés (2024b), los autores realizaron un análisis de tendencias de la concentración de UFP en entornos europeos, mostrando un descenso generalizado de las concentraciones, aunque con diferencias significativas entre los distintos modos de tamaño de partículas. En términos generales se ha concluido que las estrategias de reducción de emisiones en el sector del transporte han contribuido a la disminución de las concentraciones de partículas en los modos Aitken (25–100 nm) y Acumulación (100–800 nm), mientras que las partículas del modo de Nucleación (<25 nm) han mostrado una evolución más heterogénea. La concentración del número de partículas totales (CNP) ha disminuido en el 43 % de las ciudades analizadas, con descensos más marcados en estaciones de tráfico. La implementación de filtros de partículas diésel (DPF) ha demostrado ser un

factor clave en esta reducción desde los EURO5/V, lo que ha favorecido el descenso de BC y de las fracciones de UFP asociadas al tráfico rodado. Las tendencias de las partículas del modo Nucleación fueron muy variables: disminuyeron significativamente en 6 de 21 estaciones analizadas, pero aumentaron en 5. En las zonas urbanas se observó un ligero aumento sin significancia estadística, mientras que en las áreas de tráfico y suburbanas hubo descensos no significativos. La reducción de partículas en el modo de Nucleación en sitios de tráfico fue considerablemente menor (entre un 11 % y un 93 %) en comparación con las reducciones observadas en los modos de Aitken y Acumulación, así como en los contaminantes NO_x y BC. Esto se debe probablemente a que durante la regeneración automática de los filtros DPF se emiten COVs semivolátiles, los cuales dan lugar a nucleación de nuevas partículas al enfriarse las emisiones. También contribuyen las emisiones de los vehículos de gasolina, predominantes en este rango de tamaño. Es importante pues señalar que los DPF deberían de ir equipados con sistemas de control de COVs o cambiar la tecnología de regeneración del filtro para que no se emitan COVs.

Las variaciones de la concentración del modo Nucleación también afectan las tendencias generales de UFP, ya que estas partículas representan una proporción importante del total. En las zonas urbanas, la variabilidad en la tendencia del modo Nucleación podría explicarse no solo por la formación de nuevas partículas a partir de COVs y SO_2 regional, sino también por una menor capacidad de condensación debido a la disminución del PM presente. Al disminuir el PM disminuye la superficie de partículas (m^2/m^3) que favorece la condensación, lo que facilita la nucleación de nuevas partículas (Kulmala et al., 2012). Además, en algunos sitios, otras fuentes como la nucleación fotoquímica, la industria, el transporte marítimo y el tráfico aéreo también influyen en esta tendencia. Por último, el aumento de la temperatura en entornos urbanos podría haber influido en la evolución de las concentraciones de UFP. En algunas estaciones, el aumento de temperatura parece estar relacionado con una disminución de UFP del modo Nucleación, mientras que en otros parece haber favorecido la formación de nuevas partículas. En comparación con ciudades del norte y centro de Europa, las ciudades del sur de Europa (como Madrid y Barcelona) han mostrado una menor reducción de UFP (Garcia-Marlès et al., 2024b), lo que podría estar vinculado a condiciones climáticas, diferencias en fuentes de emisión y políticas de reducción de contaminación menos ambiciosas. Los cambios en la concentración de partículas del modo Nucleación requieren mayor atención en el sur de Europa por la mayor fotoquímica. En Barcelona y Madrid, el modo Nucleación ha tendido a aumentar, aunque sin significancia estadística. En ambas ciudades, la proporción de la moda nucleación respecto a las UFP totales (N/CNP) muestra un crecimiento claro, lo que sugiere un incremento relativo de las partículas más finas dentro del conjunto de ultrafinas. Por otro lado, las modas Aitken y Acumulación presentan tendencias a la baja, posiblemente como resultado de mejoras en el control de emisiones diésel (Garcia,-Marlès et al., 2024b, Figura 2.31).

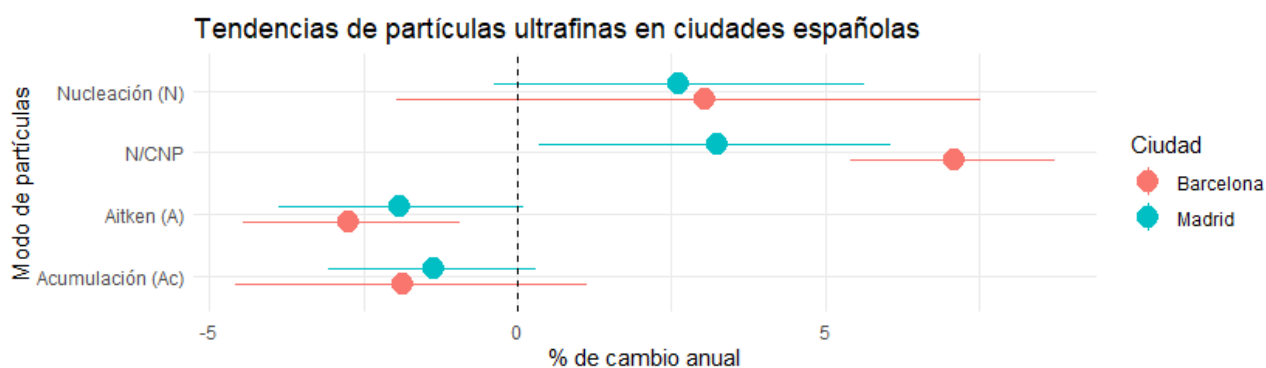


Figura 2.31. Resultados de los análisis de tendencias de partículas ultrafinas en ciudades españolas, realizado en el estudio de García-Marlés (2024b). CNP: Concentración de número de partículas totales.

Además, las tecnologías necesarias para monitorear las UFP son complejas y costosas, lo que dificulta su incorporación en las redes de monitoreo ambiental existentes. Frente a esta situación el Comité Europeo de Normalización (CEN) han propuesto métodos estandarizados (EN) para medir estas partículas, incluyendo su distribución de tamaño entre 10 y 800 nm, en gran parte basadas en las recomendaciones de la infraestructura europea ACTRIS (<https://actris.eu/>). La norma **EN 16976:2024** describe los métodos para medir las concentraciones del número total de partículas en el ambiente en el rango >10 nm, ofreciendo orientación sobre métodos de medida, tratamiento de datos y acondicionamiento de partículas para garantizar mediciones precisas y coherentes en toda Europa. Por otro lado, la norma **CEN/TS 17434:2020** define las especificaciones técnicas para medir la distribución del tamaño de las partículas en el aire ambiente, garantizando que todos los Estados miembros utilicen técnicas de medición armonizadas, lo que permite una recogida de datos coherente y comparaciones entre países.

RI-URBANS, un proyecto europeo que cuenta entre sus objetivos el integrar el monitoreo de UFP en las redes de calidad del aire, ha dado recomendaciones para adaptar estos métodos en la medida de la calidad del aire, ha generado el primer inventario europeo de emisiones de UFP con resolución de tamaño de partícula y ha elaborado una guía detallada para la medición de UFP y tamaño de partícula, que incluye un resumen sobre los niveles urbanos de concentración, sus tendencias y la contribución de fuentes que es accesible en: <https://riurbans.eu/project/#service-tools>. Aunque la regulación de la masa de partículas está bien consolidada, las UFP representan un desafío emergente que requiere atención prioritaria. La investigación continua y el desarrollo de tecnologías avanzadas son fundamentales para cerrar esta brecha regulatoria.

La creciente preocupación por los **efectos en la salud** ha llevado a la inclusión de su monitoreo en la legislación reciente. La Directiva (UE) 2024/2881 del PE y del CUE, que entró en vigor en diciembre de 2024, destaca la importancia de medir contaminantes emergentes, incluyendo las UFP, en estaciones de control específicas tanto en áreas urbanas como rurales, y en zonas con altas concentraciones como las afectadas por las emisiones de transporte.

La Figura 2.32 muestra la contribución de distintos sectores a las emisiones de UFP, en función del tamaño de partícula, desarrollada en el marco del proyecto RI-URBANS. La aviación y el transporte marítimo son las principales fuentes de partículas más pequeñas (10-32 nm), mientras que el **tráfico**

rodado gana protagonismo en los tamaños intermedios y gruesos (32-325 nm). Por su parte, la industria y la combustión estacionaria mantienen una contribución relativamente estable a lo largo de todo el rango de tamaños de partículas. La Figura 2.33 muestra la distribución modelizada de las emisiones de UFP totales en Europa para vehículos diésel por carretera, observándose altas concentraciones en áreas urbanas y corredores de tráfico intenso, especialmente en Europa Central, el Reino Unido, el norte de Italia y partes de España y Francia.

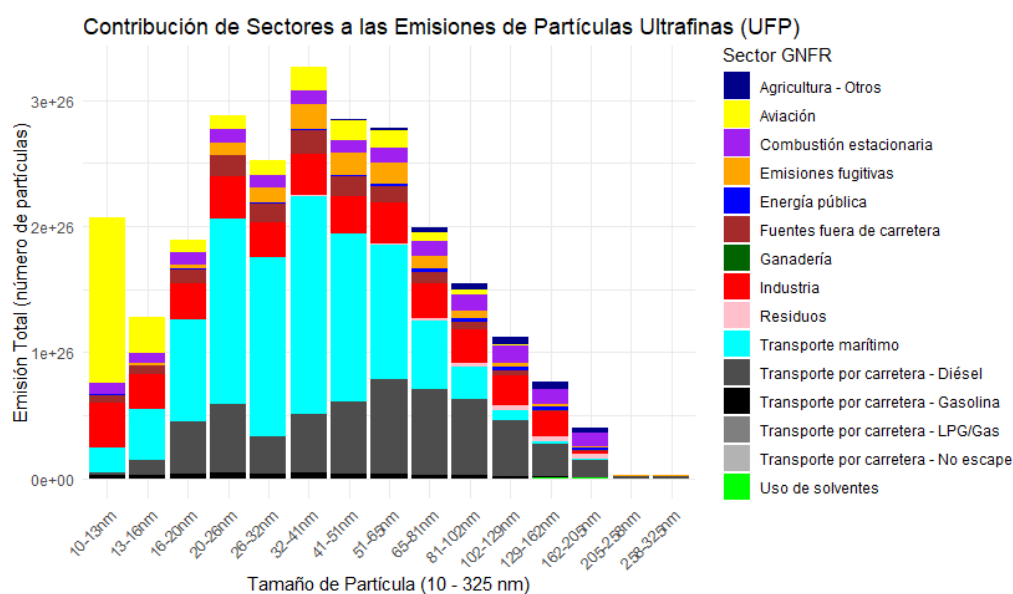


Figura 2.32. Emisiones de UFP por sector calculados dentro del proyecto RI-URBANS (Kuenen et al., 2022).

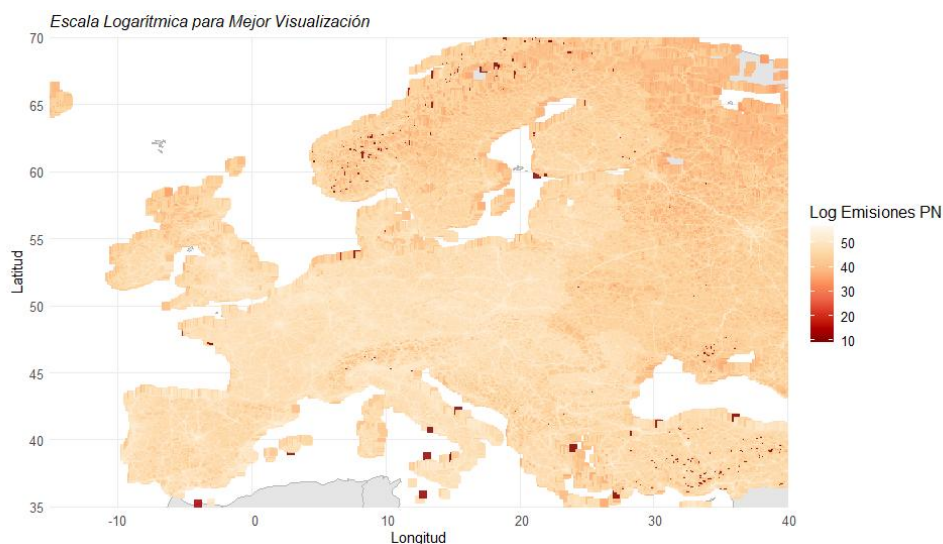


Figura 2.33. Mapa de emisiones de UFP total (10-325 nm) para el Transporte por Carretera-Diésel con datos del proyecto RI-URBANS (Kuenen et al., 2022).

2.6. BC (Black carbon o Carbono negro)

El BC es una forma de material particulado resultante de la combustión incompleta de combustibles fósiles y biocombustibles. Su relevancia radica en sus **efectos** tanto en la **salud** humana como en el calentamiento climático.

La exposición al BC se ha asociado con diversas afecciones de salud:

- **Enfermedades cardiovasculares y respiratorias:** Estudios epidemiológicos han demostrado una relación significativa entre la exposición al BC y un aumento en la morbilidad y mortalidad por enfermedades cardiopulmonares (OMS, 2021).
- **Transporte de contaminantes tóxicos:** El BC puede actuar como portador de una variedad de sustancias químicas tóxicas, facilitando su entrada y efectos en el organismo humano.

La nueva Directiva de la UE sobre Calidad del Aire subraya la necesidad de realizar mediciones de BC tanto en entornos urbanos como en sitios de fondo regional. El uso de diferentes enfoques metodológicos para la recolección de mediciones representa un desafío para la comparación directa de los datos recopilados. Esto pone de manifiesto la necesidad de implementar métodos armonizados, como los procedimientos desarrollados por RI-URBANS y ACTRIS, con el fin de garantizar la consistencia de las mediciones, el cálculo de concentración en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a partir de las unidades de Absorción, y facilitar comparaciones significativas entre diferentes ubicaciones. La cuantificación precisa del BC es esencial para evaluar sus impactos y diseñar estrategias de mitigación. Así, RI-URBANS ha elaborado una guía detallada para la medición de BC, que incluye la conversión a unidades de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y un resumen sobre los niveles urbanos de concentración, sus tendencias y la contribución de fuentes que es accesible en: <https://riurbans.eu/project/#service-tools>.

Según el informe de **emisiones** de MITERD (2025), las emisiones de BC en **España** han disminuido en un 18 % en 2022 en comparación con el año 2000. A pesar de que el sector de residuos ha experimentado un aumento del 36 % en sus emisiones de BC desde 2000, esta subida ha sido compensada por reducciones significativas en otros sectores. En particular, el transporte por carretera ha reducido sus emisiones de BC en un 67 % en el mismo período. Esta disminución se debe principalmente a la implementación de los estándares EURO en vehículos pesados y autobuses, donde las emisiones de BC se han reducido en un 85 % desde el año 2000, así como en los automóviles de pasajeros, que han registrado una reducción del 55 %. Por otro lado, el informe menciona que las emisiones de BC procedentes de la combustión estacionaria en otros sectores han disminuido en un 22 %, debido en gran parte a cambios en el uso de combustibles en la combustión residencial. Para la industria, se observa que las emisiones de BC se han reducido en un 29 %, principalmente debido a la transición de combustibles sólidos y líquidos hacia un mayor consumo de gas. El sector agrícola y otras actividades relacionadas ha experimentado la mayor disminución, con una caída del 95 % en sus emisiones de BC desde el año 2000. Esta disminución no es real, ya que España traspasó las emisiones por combustión del sector agrícola al de residuos. Al comparar los datos de 2022 con los de 2021, la principal contribución a la reducción de emisiones proviene del transporte por carretera, que ha registrado un descenso del 13 % en sus emisiones de BC.

La Figura 2.34 muestra la distribución de las emisiones del inventario de BC por sector en diferentes países, basada en datos recopilados por EMEP. El transporte por carretera tiene una contribución dominante en muchas regiones, especialmente en Europa Central y Occidental. Además, el

transporte marítimo y el transporte fuera de carretera también muestran una presencia relevante en algunas regiones costeras y con alta actividad logística. El sector de residuos es una fuente significativa en España, vinculada a la quema de desechos y biomasa agrícola. Cabe mencionar que en la mayoría de países de la UE, las emisiones derivadas de la quema de restos de cultivos o podas se asignan al sector agrícola, ya que se considera una práctica vinculada a la gestión de las explotaciones, sin embargo, en España esta actividad se registra dentro de residuos, lo que artificialmente eleva su peso relativo en el inventario de emisiones. La industria, la energía pública y las combustiones estacionarias tienen un impacto destacable en diversas regiones, destacando la industria en el centro de Europa. Estos sectores reflejan la diversidad de fuentes de en Europa, subrayando la necesidad de estrategias globales y locales.

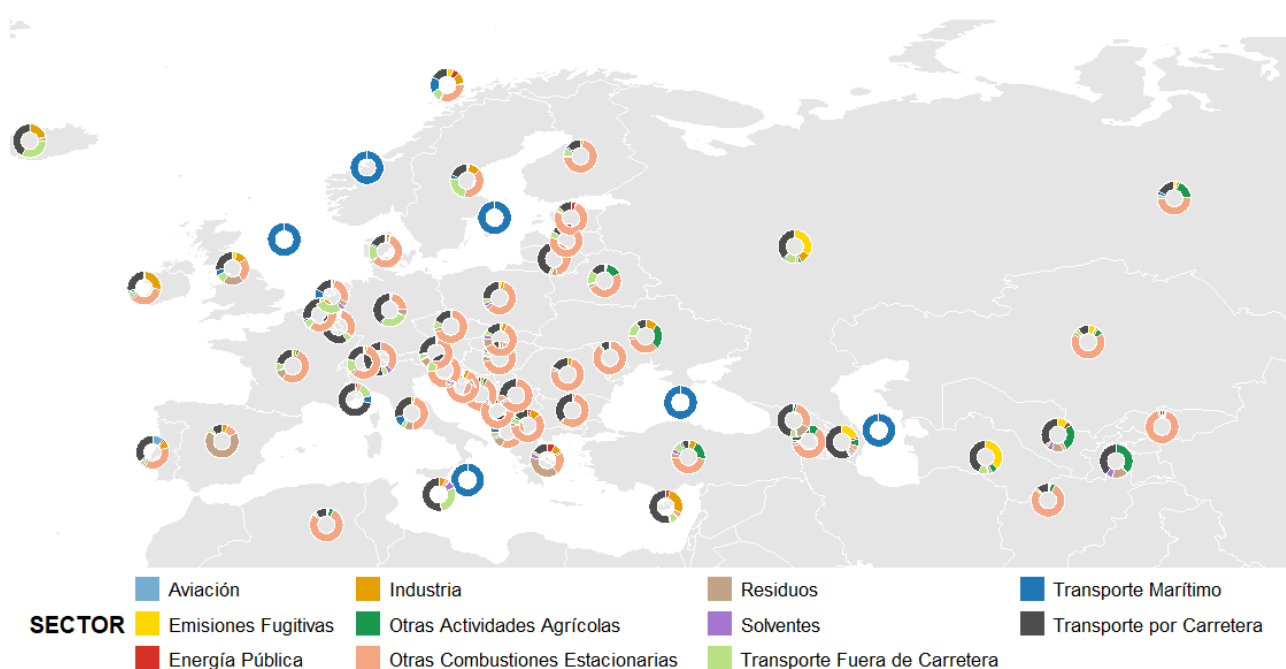


Figura 2.34. Mapa de emisiones de BC por sector para diferentes estaciones seleccionadas según datos de EMEP en 2022 (EMEP, 2025).

Desde una perspectiva de **calidad del aire**, Savadhkoohi et al., (2023) concluyen que las concentraciones de BC_T (tráfico) han mostrado una tendencia decreciente en los últimos diez años en Europa, reflejando el éxito de las normativas, avances tecnológicos en vehículos y estándares de emisiones más estrictos en Europa (instalación de DPF en vehículos desde EURO 5/V). Así, se registran reducciones estadísticamente significativas en el fondo urbano de ciudades españolas como Barcelona (BCN_UB; 4,7 %) y Granada (GRA_UB; 2,8 %) (Figura 2.35). Por el contrario, las emisiones de BC_{RC} (fuentes residenciales y comerciales) han permanecido relativamente constantes o incluso aumentaron ligeramente en algunas ciudades, probablemente debido al uso continuo de biomasa para calefacción u otros fines comerciales. Este trabajo también concluye que las contribuciones de BC_T muestran un claro incremento al desplazarse de norte a sur y de este a oeste

en Europa (Figura 2.36). En los sitios asociados al tráfico, el BC_T domina de manera destacada, alcanzando valores del 88 % en París y 82 % en Milán. Por otro lado, en los sitios urbanos de fondo y suburbanos la contribución de BC_{RC} es más significativa en las regiones del norte y este de Europa, donde el uso de biomasa para calefacción durante el invierno es habitual, como se observa en Bucarest (39%) y Helsinki (30-34%).

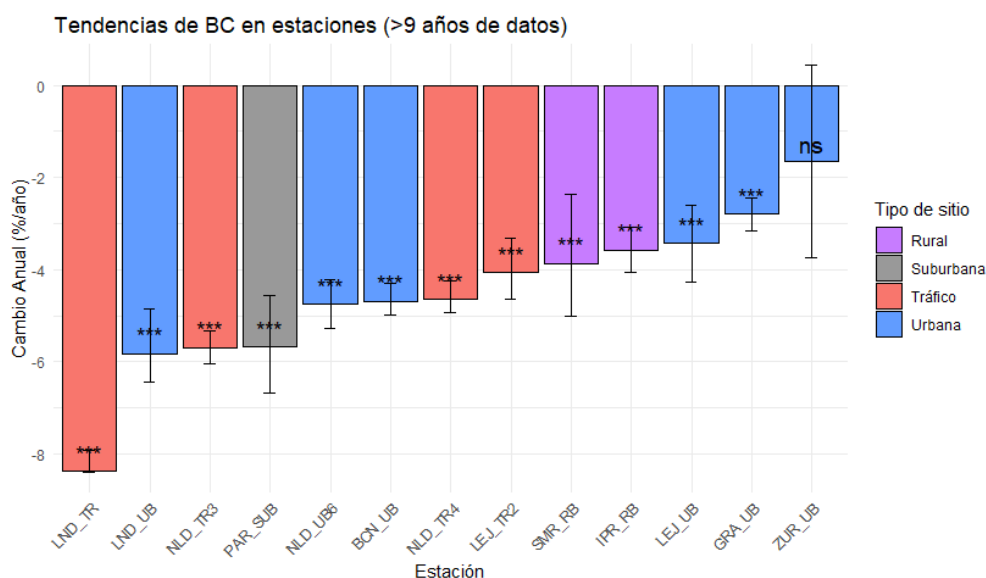


Figura 2.35. Tendencias de BC en distintas ciudades europeas según datos extraídos del estudio de Savadhkoohi et al., 2023).

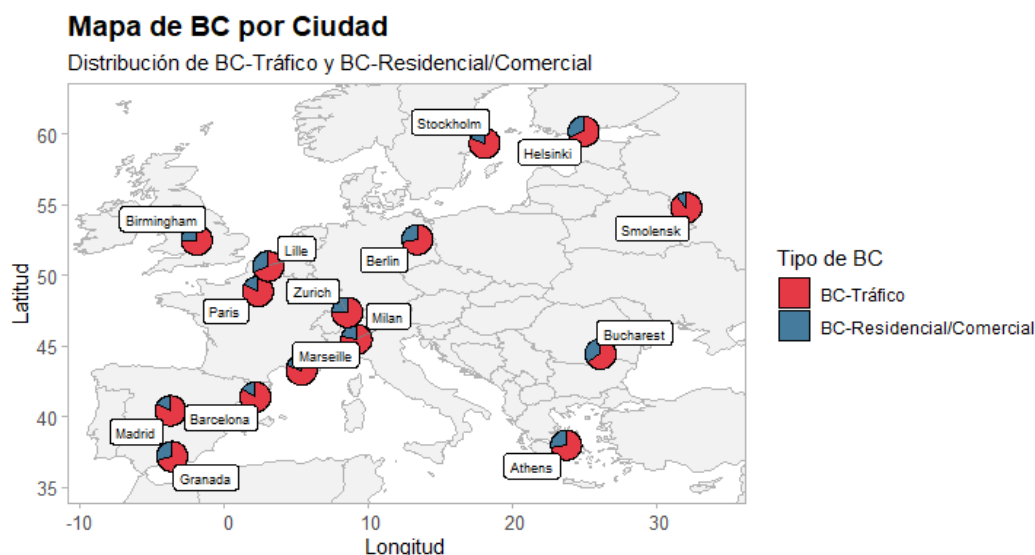


Figura 2.36. Contribuciones de las fuentes de tráfico rodado y residencial/comercial a BC en distintas ciudades europeas (adaptada de Savadhkoohi et al., 2023).

2.7. Metales

Las emisiones de metales y metaloides en el sector del transporte están estrechamente vinculadas al desgaste mecánico de componentes clave como las pastillas de freno, los neumáticos y las superficies de rodadura de las carreteras. Destacan las emisiones de cadmio (Cd), mercurio (Hg), cromo (Cr), cobre (Cu), zinc (Zn) y plomo (Pb). Son contaminantes ambientales bien conocidos debido a su toxicidad, su persistencia en la atmósfera y su capacidad para bioacumularse en el cuerpo humano. La Figura 2.37 resume los principales **efectos tóxicos** derivados de la exposición a este tipo de contaminantes, tal y como se describe en la revisión de Mitra et al. (2022).

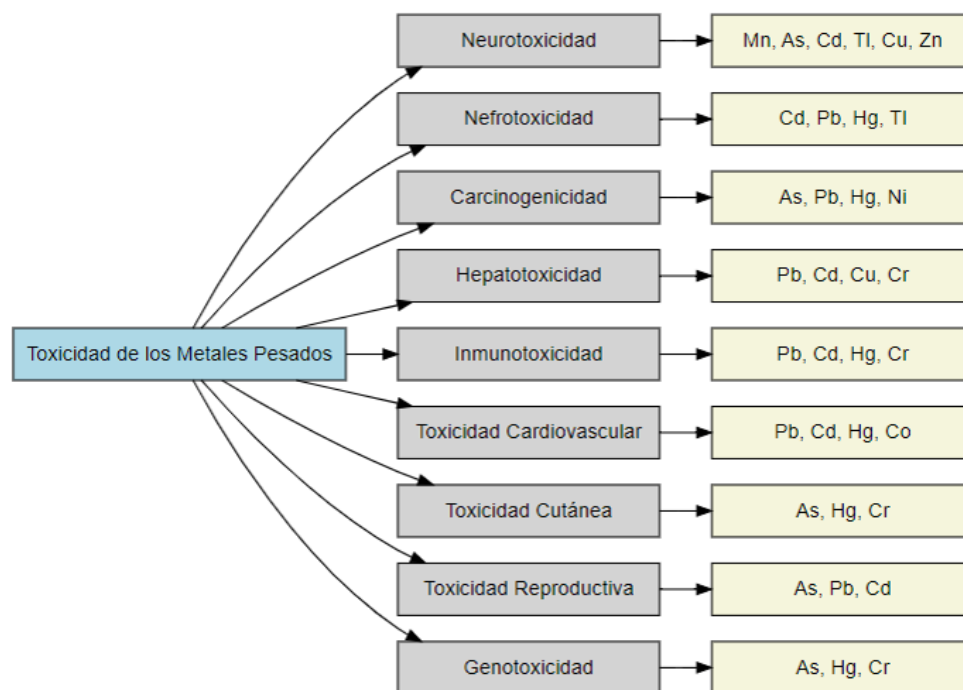


Figura 2.37. Principales efectos tóxicos derivados de la exposición a metales pesados (Mitra et al., 2022).

Los niveles límite de metales en el aire ambiente dentro de la UE están regulados principalmente por la **Directiva 2008/50/CE** y la **Directiva 2004/107/CE**, que forman parte del marco legislativo sobre calidad del aire y establecen valores límite y objetivo para proteger la salud humana y el medio ambiente. La Directiva 2008/50/CE fija un valor límite de 500 ng/m³ de Pb como media anual. La Directiva 2004/107/CE, fija como valores objetivo las concentraciones medias anuales de 6 ng/m³ para el **As**, 5 ng/m³ para el **Cd** y 20 ng/m³ para el **Ni**, siempre en la fracción PM₁₀, ya que estas son las que pueden ser inhaladas y representar un riesgo. En el caso del **Hg**, no se establece un valor límite, pero sí la obligación de su monitoreo y está sujeto a restricciones adicionales a través del **Reglamento (UE) 2017/852**, que regula su uso, almacenamiento y comercio con el fin de minimizar su liberación al medio ambiente. Además, la **Directiva (UE) 2024/2881**, transforma los valores objetivo existentes en valores límite, y contempla una revisión periódica de estos parámetros, programando la primera evaluación para el 31 de diciembre de 2030, con el objetivo de ajustarlos en función de los avances científicos.

Las Figuras 2.38, 2.39 y 2.40 presentan la distribución sectorial de las **emisiones de Hg, Cd y Pb**, respectivamente, basadas en los datos recopilados por EMEP (2025). Dado su impacto global y su

regulación específica, los inventarios de emisiones priorizan el seguimiento de estos tres metales pesados para desarrollar políticas de reducción y mitigación de la contaminación atmosférica. El **Hg** en la atmósfera proviene principalmente de fuentes industriales y del sector energético, con una contribución menor del tráfico (Figura 2.41). En Europa Occidental, ciudades como Londres, París y algunas regiones de Alemania registran emisiones asociadas al transporte, aunque en menor medida que las derivadas de la industria. En el Mediterráneo, especialmente en España e Italia, las emisiones muestran una combinación de fuentes industriales y del tráfico.

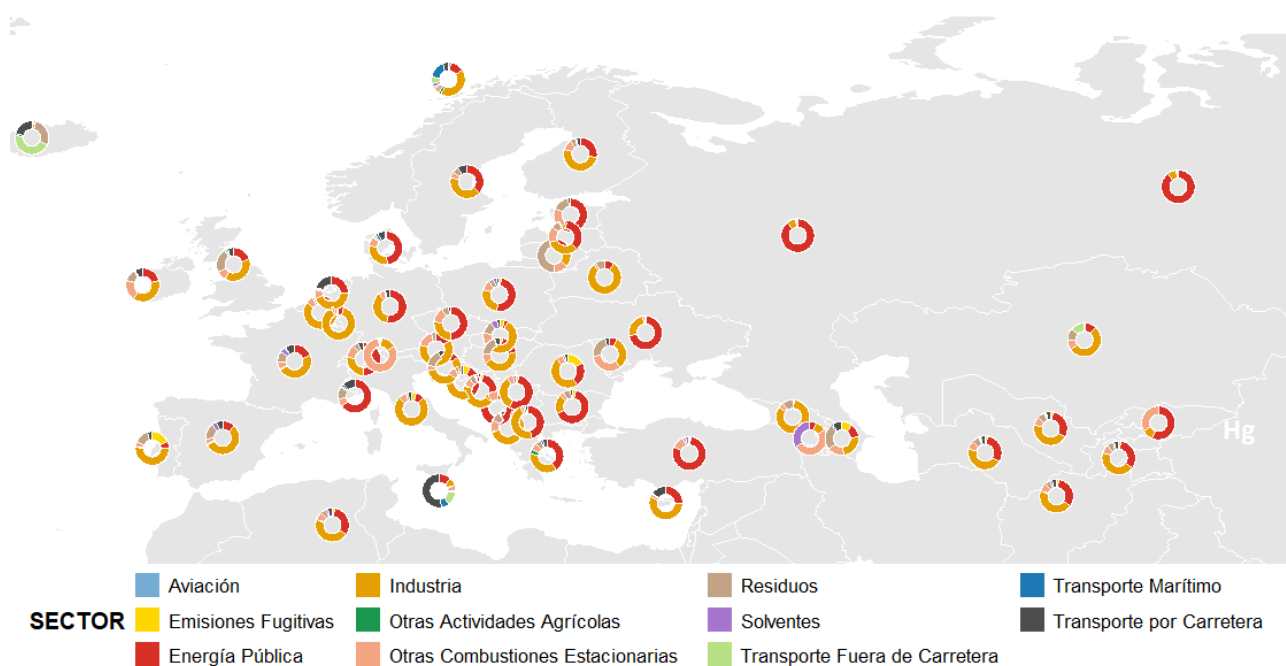


Figura 2.38. Mapas de emisiones de Hg por sector para diferentes estaciones seleccionadas según datos de EMEP en 2022 (EMEP, 2025).

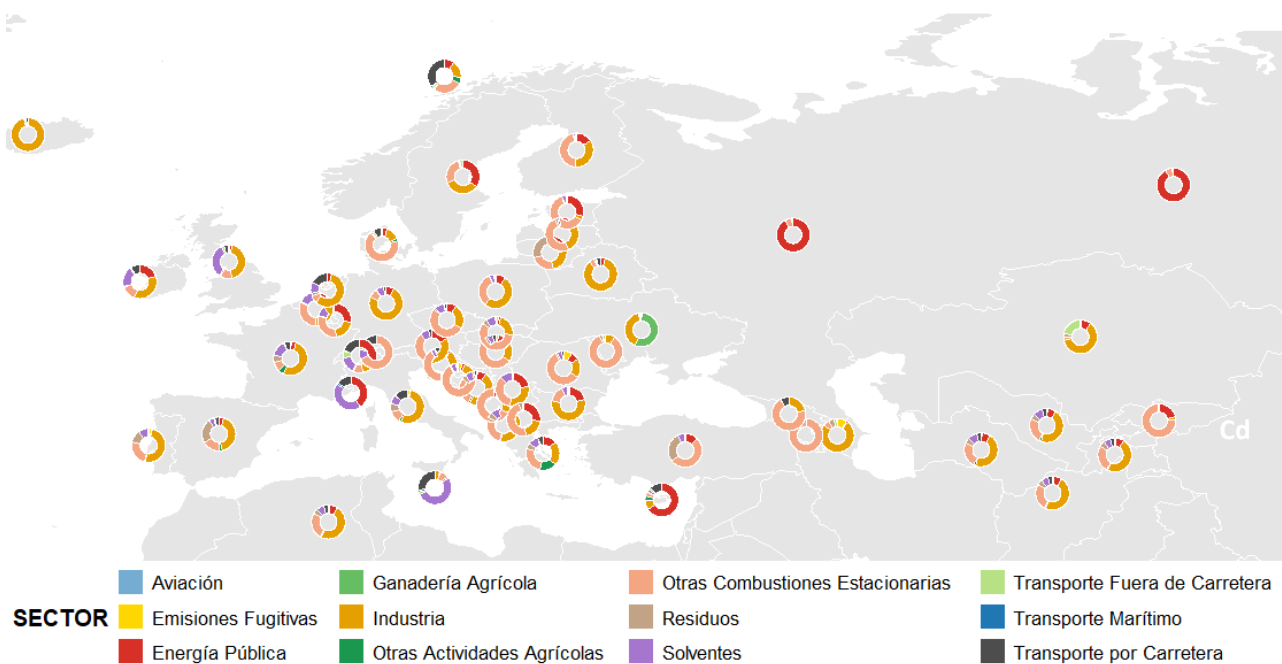


Figura 2.39. Mapas de emisiones de Cd por sector para diferentes estaciones seleccionadas según datos de EMEP en 2022 (EMEP, 2025).

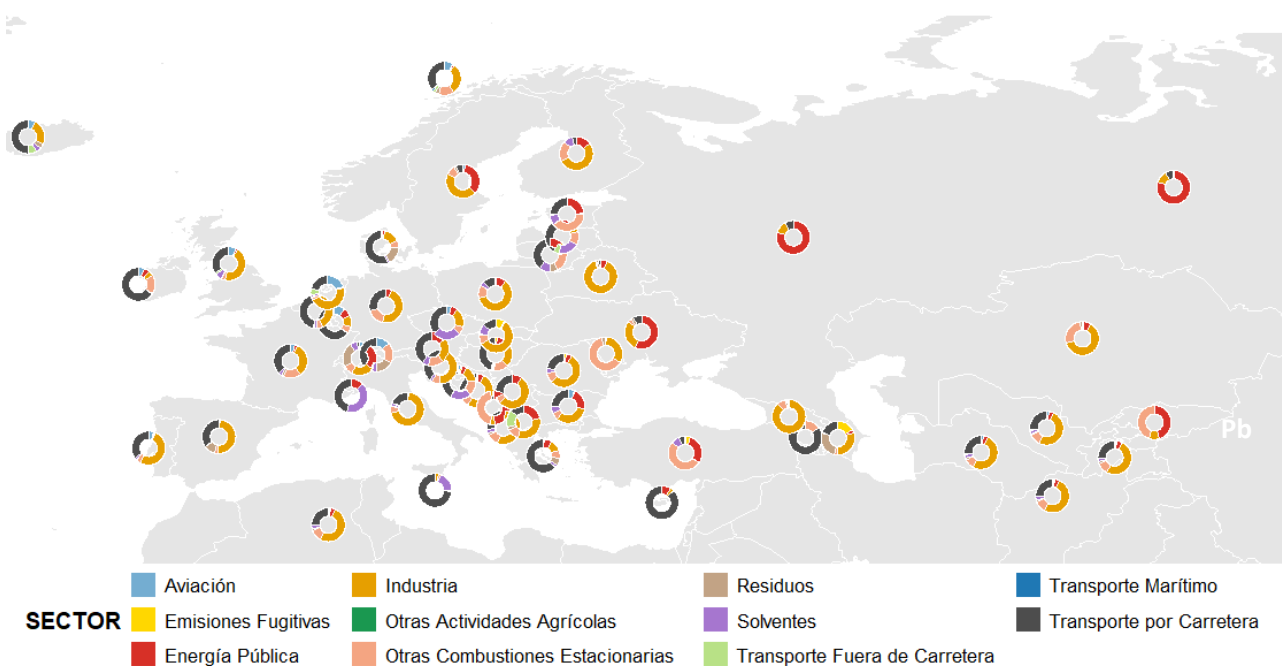


Figura 2.40. Mapas de emisiones de Pb por sector para diferentes estaciones seleccionadas según datos de EMEP en 2022 (EMEP, 2025).

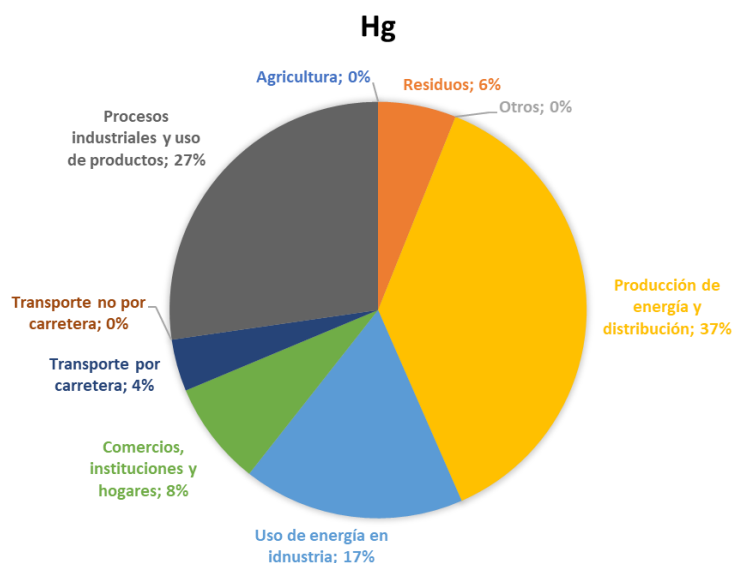


Figura 2.41. Emisiones de Hg en la UE por grupos de sectores, 2022 (EEA, 2024d).

Esta distribución del Hg es similar a la observada para el **Cd**, aunque este último presenta una mayor asociación con el transporte por carretera, reflejando el impacto del desgaste de frenos y neumáticos (Figura 2.42). Por su parte, el **Pb** sigue siendo un marcador relevante de contaminación vehicular en Europa, con un impacto destacado en grandes centros urbanos como Londres, París, Madrid y Varsovia.

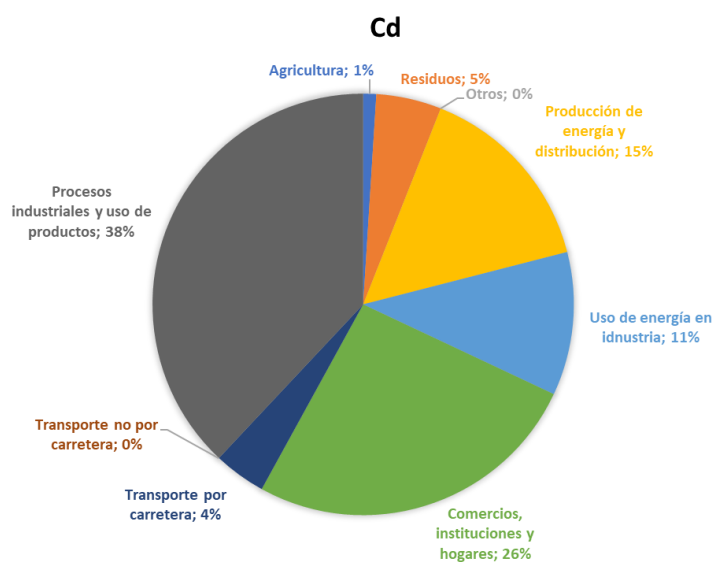


Figura 2.42. Emisiones de Cd en la UE por grupos de sectores, 2022(EEA, 2024d).

Según el informe de EEA (2024e), entre 2005 y 2022, las emisiones de Cd, Hg y Pb en los Estados miembros de la UE-27 disminuyeron en un 39 %, 53 % y 44 %, respectivamente (Figura 2.43). A pesar de esta reducción, el sector de procesos industriales y uso de productos sigue siendo la principal

fuelle de emisiones de estos metales, representando el 52 % para el Cd, 42 % para el Hg y 58 % para el Pb. La fuerte caída en las emisiones de metales pesados entre 2008 y 2009 coincide con la crisis económica de ese período, lo que sugiere una disminución de la actividad industrial y energética como factor contribuyente.

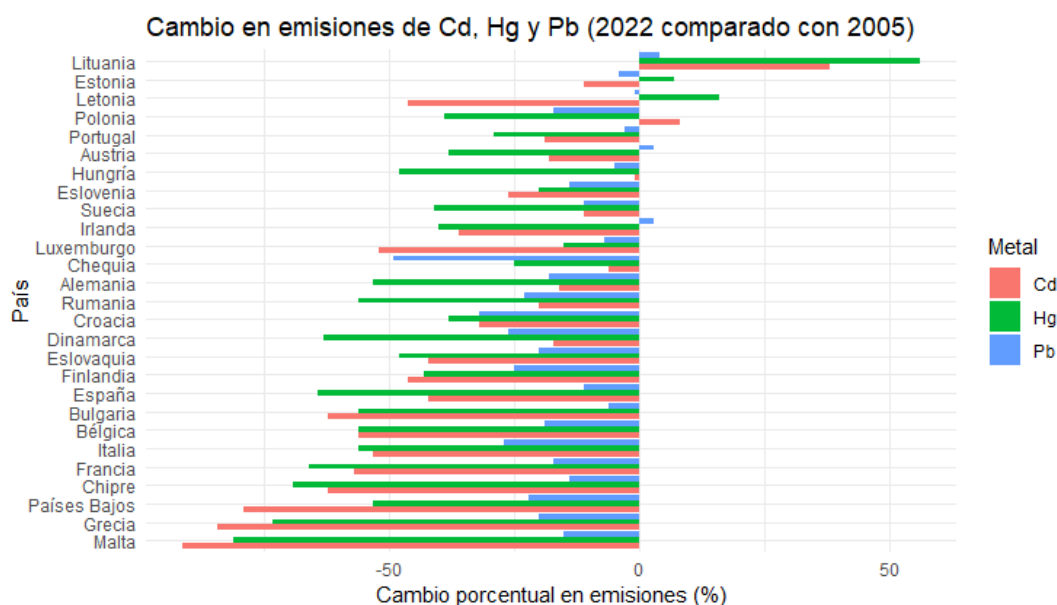


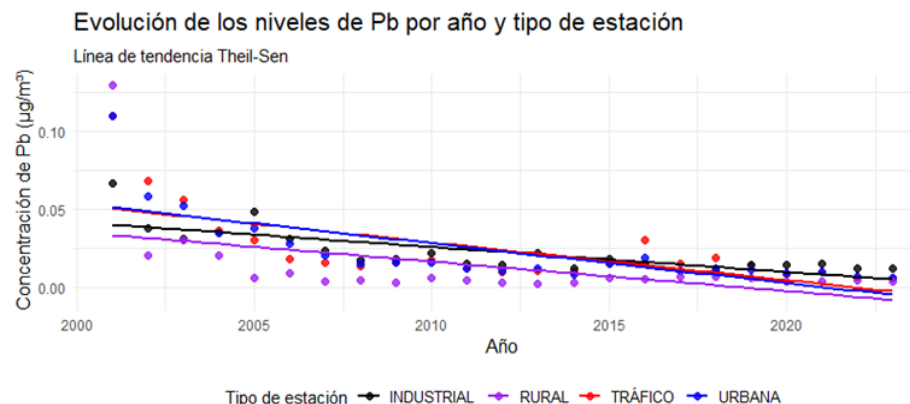
Figura 2.43. Reducción de emisiones de metales pesados primarios en Europa en 2022 comparado con 2005 (en porcentaje) (EEA, 2024d).

EL **Cr** ha experimentado también una disminución del 69 % en la UE entre 1990 y 2022, y un 27 % entre 2005 y 2022. Entre 2021 y 2022, las emisiones disminuyeron un 1,2 %. La principal fuente de emisión de Cr procede del desgaste de los neumáticos y los frenos de los automóviles, con una cuota del 27 %; y aunque las emisiones de Cr en general han disminuido, las emisiones procedentes de desgaste de neumático y frenos han aumentado un 9 % desde 2005 (EEA, 2024d). En el caso del **Cu** las emisiones en la UE entre 1990 y 2022 aumentaron un 11 %, entre 2005 y 2022 sólo un 0,6%. Entre 2021 y 2022, crecieron un 5,1 %. La principal fuente de emisiones de Cu, con una cuota del 69 % en 2022 en la UE, procede de la categoría de neumáticos de automóvil y desgaste de frenos, ya que la composición del material de las pastillas de freno puede contener hasta ~15 % de Cu (van der Gon et al., 2007). Desde 2005, estas emisiones han aumentado en un 9,1 % (EEA, 2024d).

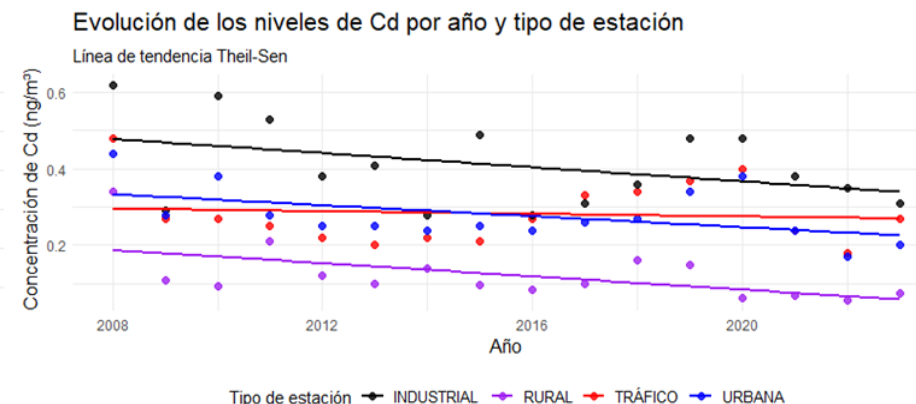
Las emisiones debidas al desgaste de los frenos pueden ser responsables del 50-75 % de las emisiones totales de **Cu** a la atmósfera en la mayor parte de Europa Occidental. La modificación de la composición de las pastillas de freno es una importante opción de mitigación para reducir la exposición al Cu de la población en Europa Occidental. (van der Gon et al., 2007).

Finalmente, para el **Zn**, entre 1990 y 2022, las emisiones disminuyeron un 49 % en la UE, y un 9,4 % entre 2005 y 2022. Entre 2021 y 2022, disminuyeron un 2,8 %, Las categorías que más contribuyeron a las emisiones totales de Zn en 2022 fueron el desgaste de neumáticos y frenos de automóviles, con una cuota del 20 % (EEA, 2024d).

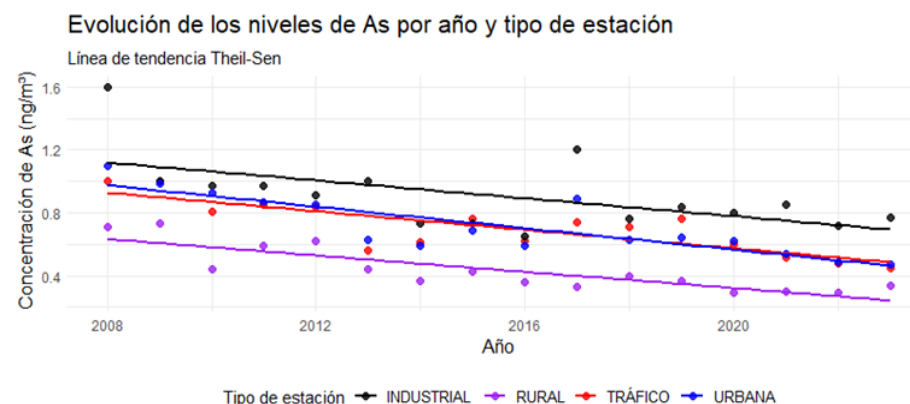
Estas tendencias en las emisiones se reflejan en los niveles de **inmisión** de metales. La agencia europea de medio ambiente (EEA, 2025a) ofrece datos históricos para el periodo 2013-2023 de As, Cd, Hg, Ni y Pb en PM en **Europa**, pudiéndose observar descensos significativos, especialmente para As y Cd. En general, los datos muestran que las regulaciones ambientales han logrado reducir las concentraciones de ciertos metales en el aire. La presencia de valores atípicos en varios de los gráficos sugiere que, aunque las tendencias generales son de reducción, sigue habiendo eventos esporádicos de contaminación que merecen una especial atención (Figura 2.44-2.47). En el informe del MITERD (2024b) se presenta la evolución de las concentraciones de Ni, Cd, As y Pb en PM para el periodo 2001–2023. A partir de los datos incluidos en dicho informe, se observa una disminución sostenida de las concentraciones en la mayoría de tipos de estación. Las concentraciones de Ni muestran una tendencia descendente significativa, con reducciones anuales del -5,2 % en estaciones industriales, -5,2 % en rurales, -3,3 % en tráfico y -4,6% en urbanas, todas con $p < 0,05$. La mayor disminución en áreas industriales refleja la reducción de emisiones procedentes de procesos metalúrgicos y actividades industriales específicas. Para Cd, se observa una disminución más acusada en estaciones rurales (-3,7%), mientras que en urbanas (-1,4%) la reducción es menor pero estadísticamente significativa ($p = 0,0408$). Sin embargo, en estaciones industriales y de tráfico, la tendencia no es significativa ($p > 0,05$). Desde 2008, se evidencia un descenso sostenido de As en todas las estaciones. La reducción es mayor en rurales (-4,9 %) y urbanas (-4,6 %), seguidas por tráfico (-4,2 %) e industriales (-1,9%), todas con $p < 0,05$, lo que indica que la disminución es consistente y responde a la reducción de fuentes industriales y de combustión. Desde 2005, los niveles de Pb han descendido hasta considerarse estables. A pesar de ello, los datos reflejan una reducción anual del -4,8 % en urbanas, -3,6 % en tráfico, -4,5 % en industriales y -1,1 % en rurales.



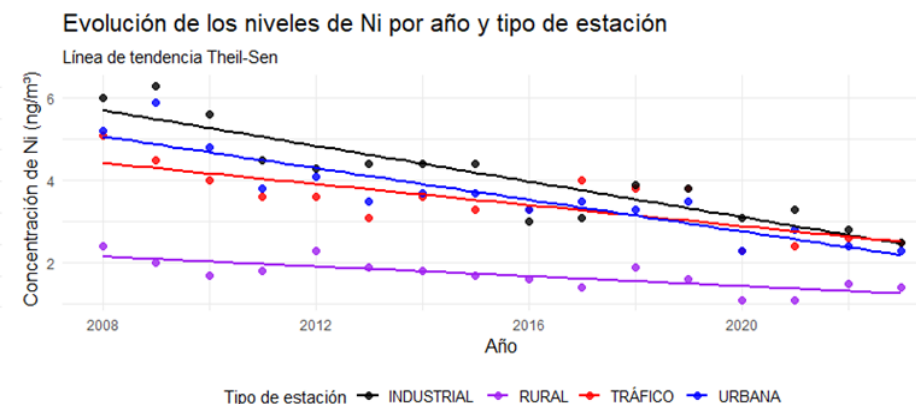
Tipo	Ecuación	Cambio % (IC 95%)	p-value	Tendencia
1 INDUSTRIAL	$y = -0.001x + 2.026$	-4.47% (-7.83% - -3.44%)	5.00e-06	Significativa
2 RURAL	$y = 0x + 0.285$	-1.13% (-7.36% - -0.34%)	0.0199	Significativa
3 TRÁFICO	$y = -0.001x + 1.732$	-3.59% (-11.25% - -2.53%)	2.31e-05	Significativa
4 URBANA	$y = -0.001x + 2.223$	-4.79% (-11.04% - -3.81%)	2.81e-07	Significativa



Tipo	Ecuación	Cambio % (IC 95%)	p-value	Tendencia
1 INDUSTRIAL	$y = -0.007x + 13.813$	-1.63% (-5.94% - 1.13%)	0.1611	No significativa
2 RURAL	$y = -0.005x + 9.329$	-3.73% (-10.59% - -1.09%)	0.0191	Significativa
3 TRÁFICO	$y = 0.001x - 2.657$	0.51% (-3.54% - 4.18%)	1.0000	No significativa
4 URBANA	$y = -0.004x + 8.076$	-1.39% (-4.56% - 0%)	0.0408	Significativa



Tipo	Ecuación	Cambio % (IC 95%)	p-value	Tendencia
1 INDUSTRIAL	$y = -0.018x + 37.048$	-1.98% (-5.3% - -0.14%)	0.030183	Significativa
2 RURAL	$y = -0.021x + 43.576$	-4.89% (-8.12% - -2.66%)	0.000103	Significativa
3 TRÁFICO	$y = -0.03x + 60.853$	-4.22% (-5.66% - -2.51%)	0.000365	Significativa
4 URBANA	$y = -0.033x + 67.773$	-4.62% (-6.94% - -2.78%)	0.000126	Significativa



Tipo	Ecuación	Cambio % (IC 95%)	p-value	Tendencia
1 INDUSTRIAL	$y = -0.214x + 436.086$	-5.24% (-6.64% - -3.67%)	5.67e-05	Significativa
2 RURAL	$y = -0.087x + 177.937$	-5.15% (-5.88% - -1.68%)	0.00068	Significativa
3 TRÁFICO	$y = -0.114x + 233.7$	-3.29% (-5.77% - -1.8%)	0.00569	Significativa
4 URBANA	$y = -0.168x + 342.887$	-4.64% (-6.54% - -3.5%)	1.66e-05	Significativa

Figura 2.44. Tendencias en España de Pb, Cd, As y Ni entre 2001-2023(MITERD, 2024b).

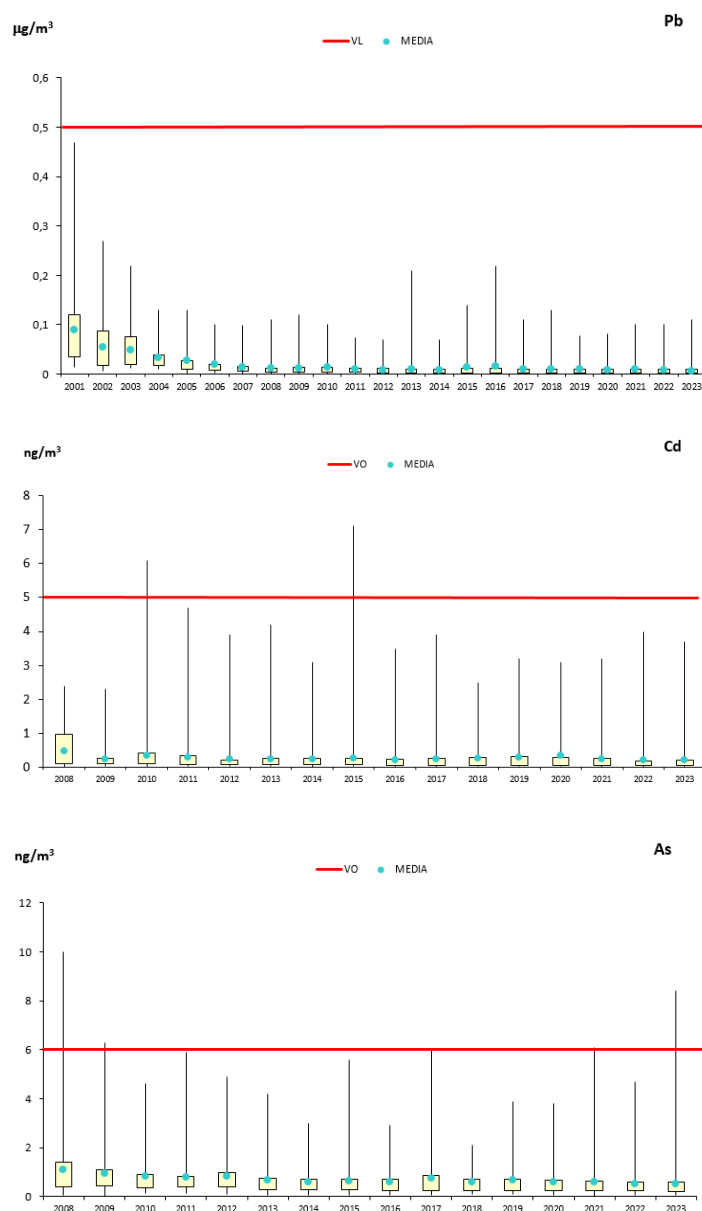


Figura 2.45. Tendencias de las medias anuales en España entre 2001 y 2023 de Pb, Cd y As (MITERD, 2024b).

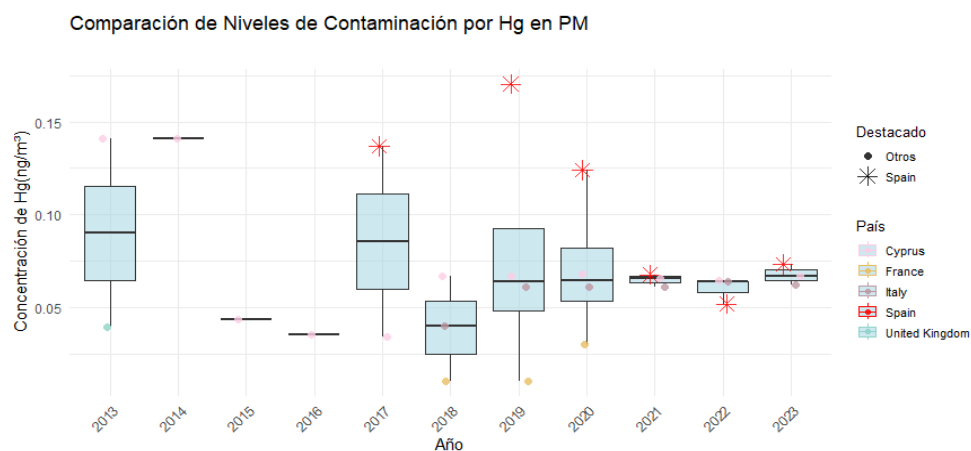


Figura 2.46. Diagrama de cajas de las concentraciones de Hg en aire por año en Europa, destacando las concentraciones reportadas para España para una mejor comparación (EEA, 2025a).

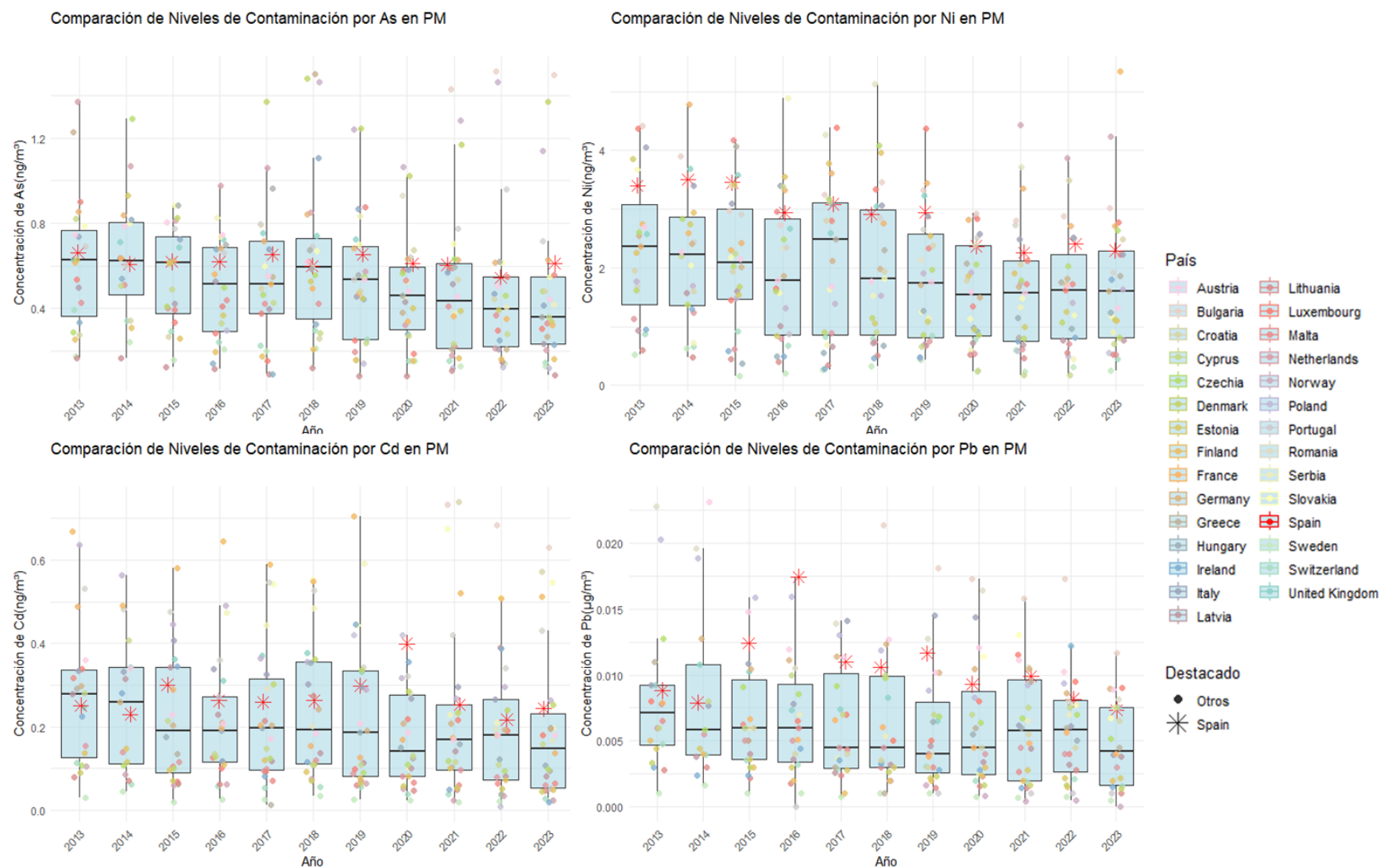


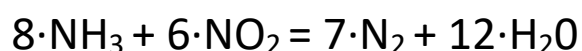
Figura 2.47. Diagrama de cajas de las concentraciones de metales en aire por año en Europa, destacando las concentraciones reportadas para España para una mejor comparación (EEA, 2025a).

2.8. NH₃ (Amoníaco)

El NH₃ es la única especie gaseosa alcalina primaria en la atmósfera, siendo crucial en los procesos químicos y geoquímicos atmosféricos. El amoníaco reacciona rápidamente con los ácidos sulfúrico (H₂SO₄) y nítrico (HNO₃) contribuyendo a los niveles de partículas finas en el ambiente. El amoníaco neutraliza preferentemente el H₂SO₄ para formar sulfato de amonio ((NH₄)₂SO₄) y bisulfato de amonio (NH₄HSO₄). El NH₃ en exceso está entonces disponible para formar nitrato de amonio (NH₄NO₃) a partir del HNO₃ o cloruro de amonio (NH₄Cl) a partir del ácido clorhídrico (HCl).

La principal fuente de emisión de NH₃ es la agricultura y la ganadería, representando el 93% de las emisiones en la UE (Figura 2.48 y Figura 2.49). De hecho, la EEA (2019) señala que las emisiones de NH₃ provenientes de estas actividades son responsables de episodios de altas concentraciones de partículas PM en algunas regiones de Europa superando los límites permitidos. No obstante, en entornos urbanos existen diversas fuentes potenciales de NH₃ no agrícolas, como el tráfico rodado, la producción industrial, las excreciones humanas y de mascotas, las aguas residuales, los vertederos, la combustión de carbón y la quema de biomasa (Sutton et al., 2000). De hecho, varios estudios han detectado concentraciones elevadas de NH₃ en áreas densamente pobladas (por ejemplo, Reche et al., 2012, 2015a; Pandolfi et al., 2012). Aunque estas fuentes representan una proporción menor de las emisiones globales pueden ser muy relevantes a nivel local. Evaluar la contribución de estas fuentes es un desafío complejo que requiere esfuerzos adicionales.

En cuanto a las emisiones relacionadas con el tráfico, se considera que la introducción de convertidores catalíticos de tres vías en vehículos de gasolina, junto con el uso de sistemas de reducción catalítica selectiva (SCR) mediante urea o NH₃ en vehículos diésel, son fuentes significativas de NH₃ en las emisiones vehiculares (Heeb et al., 2011; Suárez-Bertoa et al., 2014). El sistema *AdBlue* se utiliza para reducir las emisiones de NO_x causadas por los escapes de los motores diésel, mediante SCR. Estos sistemas SRC *AdBlue* tienen en su composición NH₃ que emiten N₂ mediante la siguiente reacción estequiométrica pudiendo haber escapes de NH₃:



Estudios recientes han aportado evidencia isotópica que señala una elevada contribución de los combustibles fósiles al amonio en aerosoles presentes en atmósferas urbanas (Gu et al., 2022). Por otro lado, el estudio de Elser et al. (2018) identificó que las emisiones del tráfico dominaron claramente el incremento de NH₃ en áreas urbanas de tres ciudades europeas. Estos hallazgos subrayan la importancia de evaluar de manera conjunta los planes para reducir diferentes contaminantes atmosféricos a fin de evitar efectos no deseados.

Cuando la abundancia de NH₃ es el factor principal en la formación de PM_{2.5} secundario una reducción en las emisiones de NH₃ puede generar una mejora significativa en la calidad del aire. Esto es especialmente relevante en entornos urbanos, donde las concentraciones de NO_x y SO₂ suelen ser más altas. En esta línea, Backes et al. (2016) demostraron que una reducción del 50 % en las emisiones de NH₃ resultó en una disminución del 24 % en las concentraciones totales de PM_{2.5} en el noroeste de Europa, utilizando los sistemas de modelado *SMOKE for Europe* y *CMAQ*. Esta reducción observada se debió principalmente a una menor formación de NH₄NO₃.

Teniendo en cuenta que la fracción de aerosoles inorgánicos secundarios puede contribuir a la masa total de partículas observadas en niveles similares o incluso superiores a la fracción primaria (in t'Veld MI', et al., 2021), evaluar los precursores de partículas secundarias parece ser crucial para desarrollar planes de acción efectivos contra el PM_{2.5}.

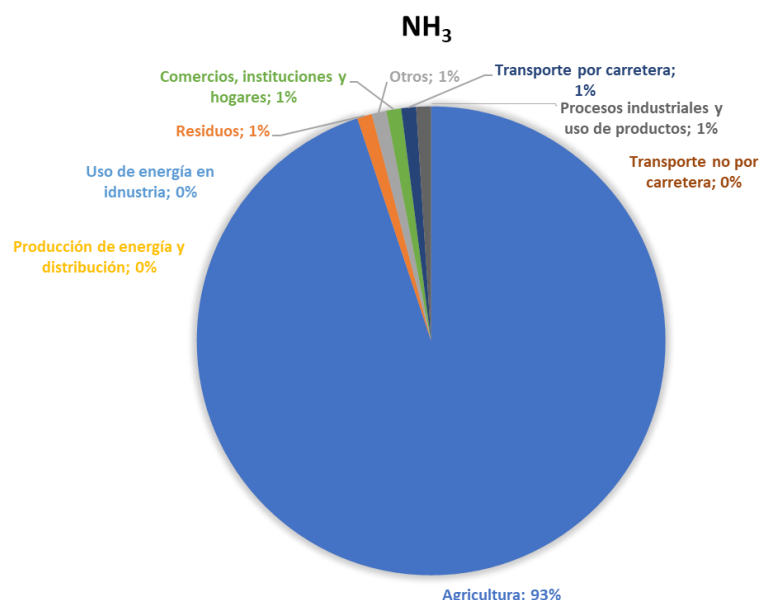


Figura 2.48. Proporción de emisiones de NH₃ en la UE, porcentaje por grupo sectorial, 2022 (EEA, 2024d).

En cuanto a la evolución de las emisiones, en la UE las emisiones de NH₃ descendieron un 11 % entre 2005 y 2022, y 4,5 % entre 2021 y 2022 (EEA, 2024d). En España, las emisiones de NH₃ disminuyeron un 10 % entre 1990 y 2022 y un 3,3 % entre 2021 y 2022. Estas reducciones son menos pronunciadas que para otros contaminantes como NO_x y SO₂, lo que se asocia principalmente al crecimiento exponencial de la ganadería industrial en países como España e Irlanda. Desde una perspectiva de calidad del aire, en el estudio de Liu et al. (2024b) se describen tendencias regionales de NH₃ en Europa con una ligera disminución en algunos sitios urbanos de tráfico y fondo urbano durante el periodo analizado entre 2011 y 2020. Sin embargo, en áreas rurales cercanas a fuentes agrícolas, las concentraciones de NH₃ han aumentado significativamente, con un incremento estimado del 3,5 % anual, un fenómeno que podría estar relacionado con la reducción de las emisiones de SO₂ y NO_x, ya que la menor formación de sales amoniacales permite que más NH₃ permanezca en estado gaseoso. En España, particularmente en Barcelona y sus alrededores, se ha identificado el tráfico y la gestión de residuos urbanos como una fuente relevante de NH₃ en la atmósfera urbana, y en algunos puntos se ha observado un incremento atribuible al uso de sistemas de SCR en vehículos diésel.

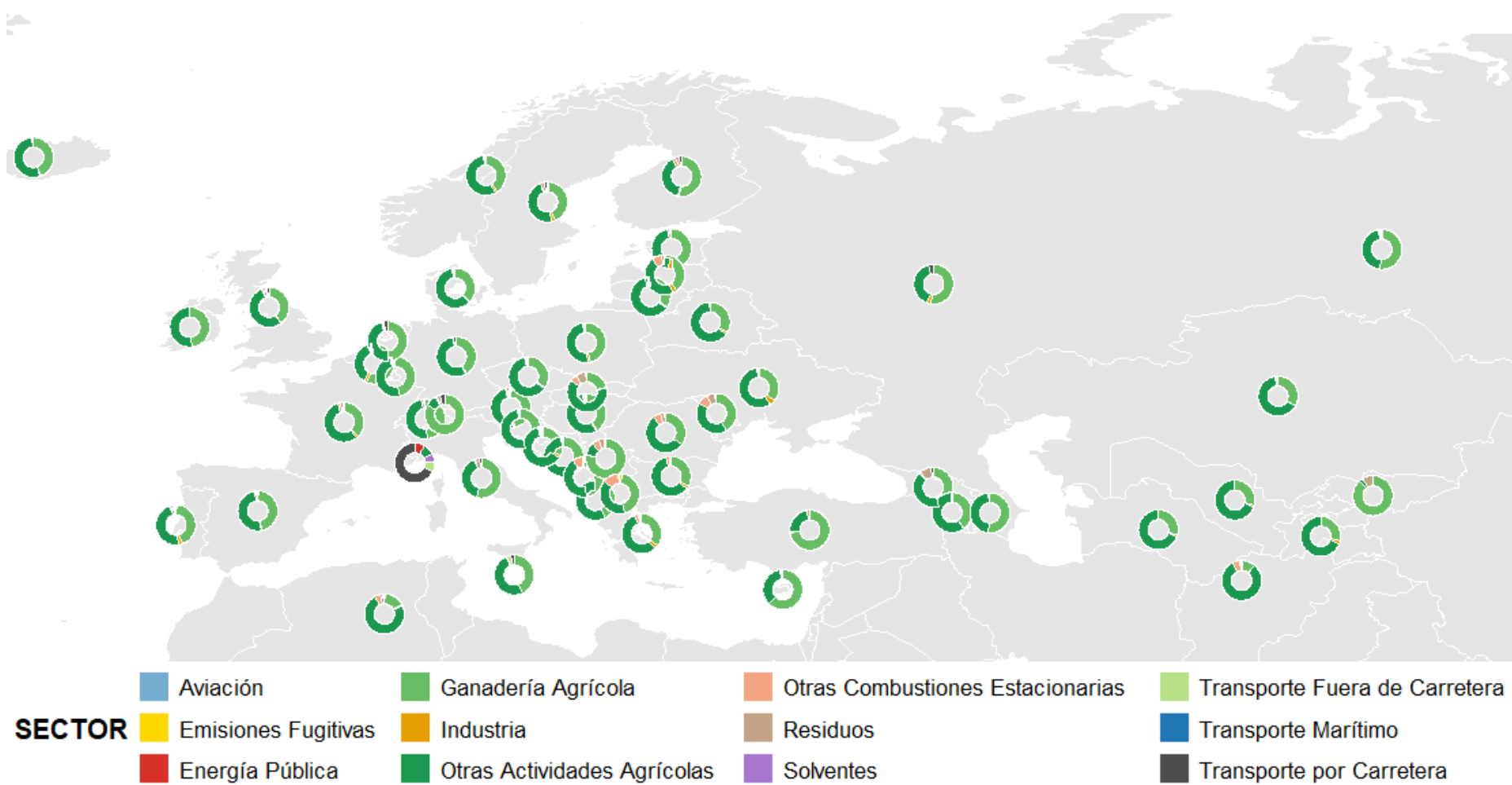


Figura 2.49. Mapa de emisiones de NH_3 por sector para diferentes estaciones seleccionadas según datos de EMEP en 2022 (EMEP, 2025).

2.9. Microplásticos

Son pequeñas partículas de polímeros (menos de 5 mm) que se desprenden como resultado de la degradación de plásticos más grandes y de fuentes directas. Su presencia en el medio ambiente plantea riesgos potenciales para la salud humana ya que se han encontrado microplásticos en diversos órganos humanos, incluyendo la placenta, el cerebro y los pulmones. Aunque aún se están investigando sus efectos específicos en la salud humana, se sabe que los microplásticos pueden actuar como vectores de sustancias químicas tóxicas, como ftalatos y bisfenol A (BPA), que son disruptores endocrinos y pueden interferir con el sistema hormonal, aumentando el riesgo de enfermedades crónicas como el cáncer (PE, 2018). Así, un estudio de Nihart et al. (2025) confirma la presencia de microplásticos dentro de órganos como riñones, hígado y cerebro humanos, independientemente de su edad, sexo, etnia o causa de la muerte, aunque para los fallecidos con diagnóstico de demencia se encontró más acumulación de micro y nanoplásticos, con una deposición notable en las paredes cerebrovasculares y las células inmunes. Estos resultados ponen de relieve la necesidad crítica de comprender mejor las vías de exposición, absorción y eliminación y las posibles consecuencias para la salud de los plásticos en los tejidos humanos, especialmente en el cerebro.

La importancia de los microplásticos radica en su presencia no solo en la atmósfera sino también en las aguas, tanto marinas como potables. Un estudio de Gálvez-Blanca et al. (2023), comparó el agua del grifo de diferentes localidades de la España continental y las Islas Canarias y detectaron presencia de microplásticos. Los resultados mostraron que, aunque su presencia no representa una forma significativa de exposición a MP y probablemente supondría un riesgo insignificante para la salud humana.

Los resultados obtenidos por Järnskog et al. (2021) confirman que el tráfico es una fuente importante de microplásticos debido al desgaste de los neumáticos ya que en su composición hay cauchos, sintéticos producidos a partir de hidrocarburos como estireno-butadieno (SBR), polibutadieno (BR) y polisoprenos sintéticos (IR), así como tejidos de refuerzo como poliéster, rayón o nylon que se usan para dar resistencia estructural a las carcassas de los neumáticos (CEDEX, 2017). Aproximadamente el 28 % de los microplásticos primarios que ingresan al medio ambiente proceden del tráfico (Figura 2.50) según un informe publicado por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) (Boucher and Friot, 2017). Las emisiones de los neumáticos de los automóviles son sustancialmente superiores a las de otras fuentes de microplásticos, como los neumáticos de los aviones, el césped artificial, el desgaste de los frenos y las marcas viales (Kole et al., 2017). Las emisiones y vías dependen de factores locales como el tipo de carretera o los sistemas de alcantarillado. Los microplásticos que se depositan en la carretera están expuestos a ser transportados por el agua de escorrentía, y aunque las depuradoras pueden retener gran parte de estas partículas, otra parte se liberará al medio acuático. Se calcula que la contribución relativa del desgaste de los neumáticos a la cantidad total mundial de plásticos que acaban en nuestros océanos es del 5-10 %. En el aire, se calcula que entre el 3 y el 7 % de las partículas (PM_{2.5}) están formadas por desgaste de neumáticos.



Figura 2.50. Fuentes de microplásticos (adaptado de Boucher and Friot, 2017).

Para mitigar la contaminación por microplásticos derivados del tráfico, es esencial implementar medidas como el desarrollo de neumáticos más duraderos y menos contaminantes, mejorar las infraestructuras de transporte para reducir el desgaste de los neumáticos y promover el uso de medios de transporte sostenibles. Además, es fundamental aumentar la conciencia pública sobre el impacto ambiental de los microplásticos y fomentar prácticas que reduzcan su liberación al medio ambiente.

El Reglamento (UE) 2023/2055 de la CE, de 25 de septiembre de 2023, introduce modificaciones en el anexo XVII del Reglamento (CE) n.º 1907/2006 (REACH) en lo relativo a las micropartículas de polímeros sintéticos. Este reglamento forma parte de la normativa de la UE para el registro, evaluación, autorización y restricción de sustancias y mezclas químicas, con el objetivo de minimizar los riesgos asociados a la liberación de microplásticos en el medio ambiente. La nueva regulación establece restricciones sobre la fabricación, comercialización y uso de micropartículas de polímeros sintéticos añadidas intencionadamente a productos como cosméticos, detergentes, fertilizantes y productos de limpieza, con el fin de reducir la contaminación derivada de estos materiales. Así mismo, impone requisitos específicos para etiquetado e información, permitiendo una transición progresiva para que las industrias afectadas puedan adaptarse a las nuevas exigencias. Este reglamento responde a la creciente preocupación por el impacto ambiental y en la salud de los microplásticos, que pueden persistir en el medio ambiente durante largos períodos y afectar a ecosistemas acuáticos y terrestres. Con su implementación, la UE refuerza su compromiso con la

reducción de la contaminación por plásticos y la promoción de alternativas más sostenibles en la industria.

2.10. Gases de efecto invernadero

El dióxido de carbono (CO_2) es un gas de efecto invernadero (GEI) emitido durante la combustión de combustibles fósiles. Según el documento resumen del inventario de GEI de 2024 (MITERD, 2024d), en España las emisiones de GEI a nivel nacional han aumentado durante 2022 un 2 % respecto al año anterior, de tal forma que el nivel de emisiones brutas estaría en un +2,4 % respecto a 1990, pero en un -32,8 % respecto a 2005. Este incremento de emisiones vendría determinado por el aumento de la generación de energía eléctrica y por la subida en las emisiones del transporte, siendo este subsector el que más peso tiene en el global de las emisiones de GEI (30,7 %). Por gases, el CO_2 supondría un 79,8 % de las emisiones totales de GEI.

En cuanto a los valores actuales de emisiones de CO_2 , en **Europa** se estima que las emisiones de CO_2 del sector del transporte alcanzarán su máximo en 2025, con cerca de 800 millones de toneladas, y comenzarán a disminuir a partir de 2026. En **España** el sector del transporte representa aproximadamente el 30,7 % de las emisiones totales de GEI (Figura 2.51), siendo el transporte por carretera el principal contribuyente con un 28,4 %, con un incremento de 4,2 % en 2022 respecto a 2021 (Figura 2.52) (MITERD, 2024d). Dentro de la UE, España es el quinto país con mayores emisiones de GEI, aunque si se tiene en cuenta el PIB, el puesto que ocupa es el 19º (Figura 2.53). Según datos de EEA (2024c) las emisiones promedio de CO_2 de los automóviles de pasajeros nuevos registrados en Europa han disminuido de forma constante en los últimos años (Figura 2.54), logrando una reducción del 28% entre 2019 y 2023. El principal factor detrás de esta disminución es el aumento en las matriculaciones de vehículos eléctricos, que alcanzaron el 23,6 % de la flota de automóviles nuevos en la Unión Europea en 2023. Casi todos los fabricantes de automóviles cumplieron con sus objetivos obligatorios en 2023. En términos absolutos, las emisiones medias pasaron de 148 g CO_2/km en 2019 a 106 g CO_2/km en 2023 (procedimiento WLTP), situándose ya por debajo del objetivo intermedio de 115 g CO_2/km y dejando un margen de ≈ 12 g CO_2/km para alcanzar la meta de 93,6 g CO_2/km fijada para 2025.

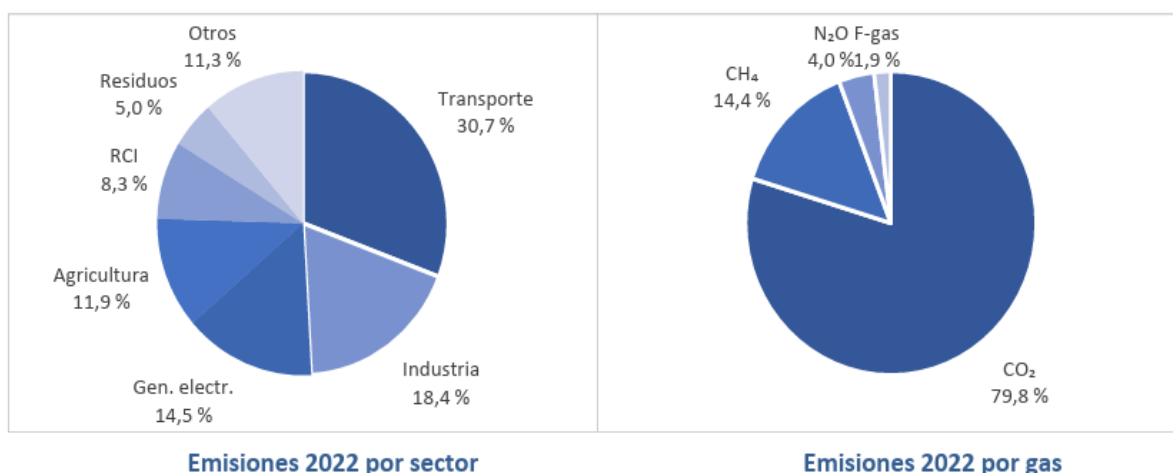


Figura 2.51. Distribución de emisiones brutas de GEI en 2022 por sectores y por tipo de gas (MITERD, 2024d).

En cuanto a la legislación sobre emisiones de CO₂, en la UE el **Reglamento (UE) 2019/631** establece normas de comportamiento en materia de emisiones de CO₂ para turismos y vehículos comerciales ligeros nuevos, fijando objetivos de reducción de emisiones para los fabricantes, con metas más estrictas para 2025 y 2030. El **Reglamento (UE) 2019/1242**, introduce las primeras normas de la UE en materia de emisiones de CO₂ para vehículos pesados, complementando las regulaciones existentes para vehículos ligeros, y la **Directiva (UE) 2023/959** establece un nuevo régimen de comercio de derechos de emisión para edificios, transporte por carretera y otros sectores, ampliando el alcance del sistema de comercio de emisiones de la UE. Por su parte, en España, la **Ley 7/2021** de Cambio Climático y Transición Energética prohíbe la venta de vehículos que emitan CO₂ a partir de 2040 y establece que el parque móvil debe ser completamente descarbonizado en 2050, obligando también a los municipios con más de 50,000 habitantes a establecer Zonas de Bajas Emisiones (ZBE) para reducir la contaminación urbana.

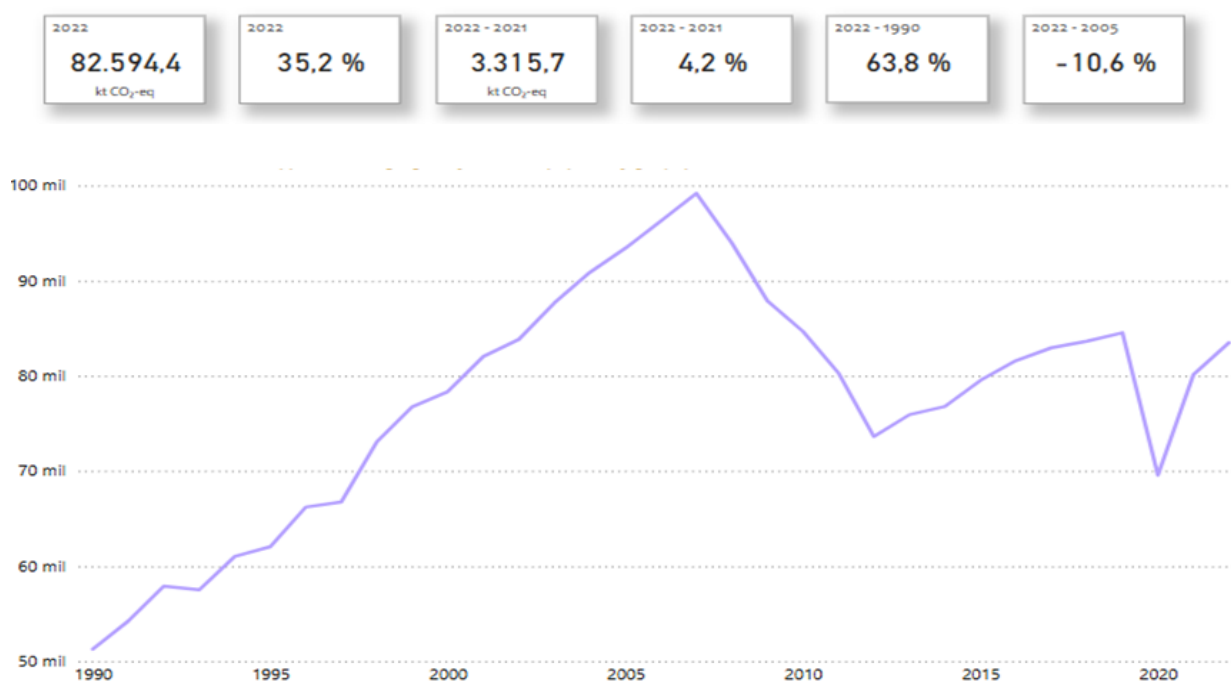


Figura 2.52. Evolución de emisiones de CO₂ en el transporte por carretera entre 1990-2022 (MITERD, 2024d).

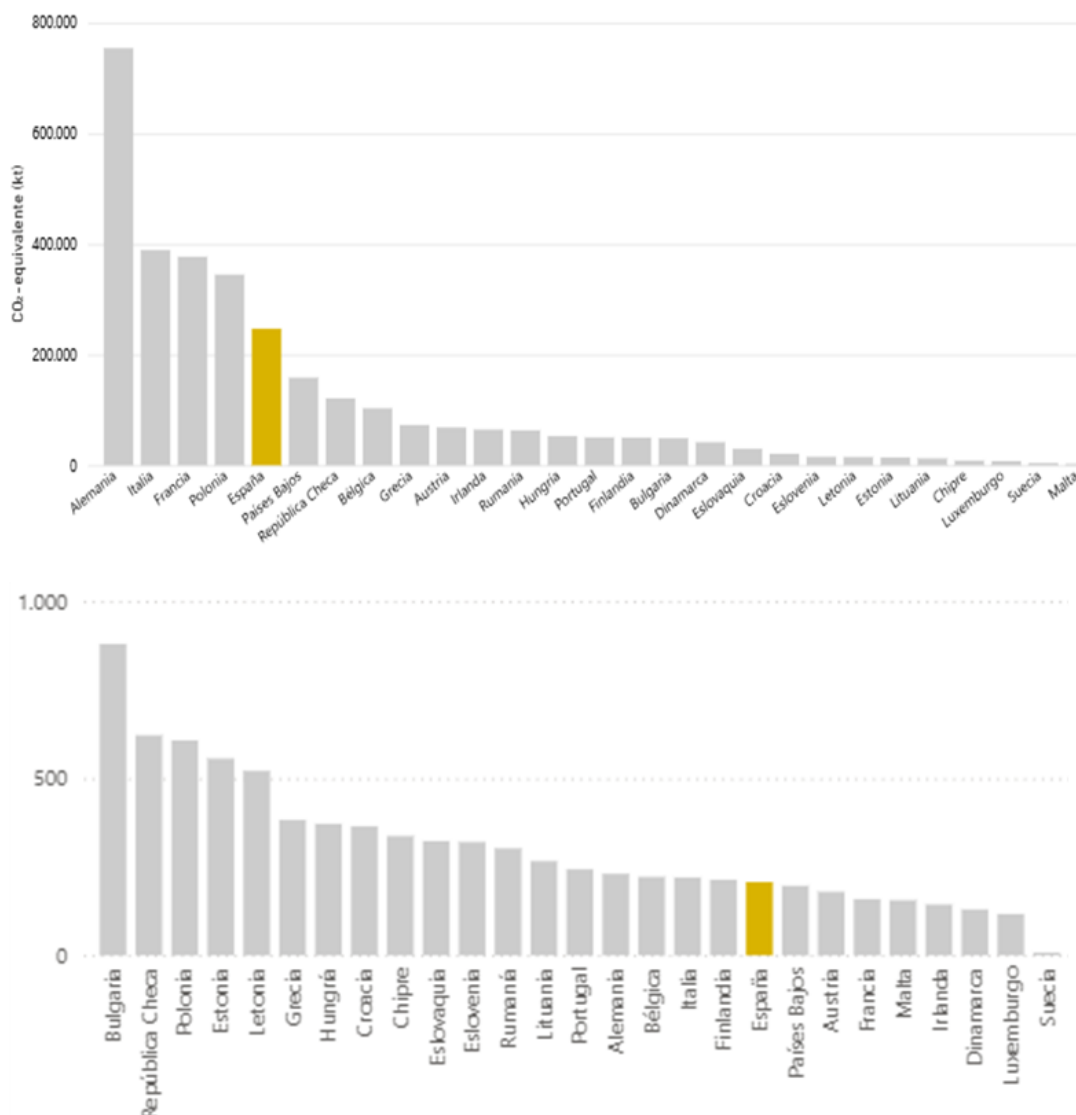


Figura 2.53. Arriba, emisiones netas de CO₂ por país de la UE; abajo, emisiones por PIB (EEA, 2024b)

El CO₂ no se considera un contaminante del aire en el sentido tradicional, pero influye indirectamente en la calidad del aire al contribuir al cambio climático y, por ende, a fenómenos como incendios forestales y olas de calor que afectan la composición atmosférica.

Según datos de Bessagnet et al. (2024) publicados por la CE, en 2022, Europa representó el 5,2 % de las emisiones antropogénicas globales de CH₄. El uso de satélites se ha vuelto común para rastrear fugas de CH₄ en sitios de producción de combustibles fósiles, sistemas de transmisión y distribución, y transporte marítimo, ya que estas fuentes siguen siendo las principales fuentes de incertidumbre en las estimaciones de emisiones. Según datos de la NOAA, la concentración de CH₄ en la atmósfera entre 2017 y 2023 fue cercana a 1925 ppb, y para 2030 se proyecta un rango entre 1796 y 2099 ppb, dependiendo del escenario de emisiones considerado.

En términos generales, las emisiones de CH₄ en Europa han seguido una tendencia descendente en los sectores más contaminantes, disminuyendo en un 36 % en los últimos 30 años, siendo especialmente marcada esta disminución en los sectores suministro de energía y gestión de

residuos, aunque el ritmo de reducción varía según la actividad. La agricultura es el principal emisor a lo largo de los años, debido a las emisiones asociadas a la fermentación entérica del ganado y la gestión de estiércoles, aunque se observa una estabilización en los últimos años.

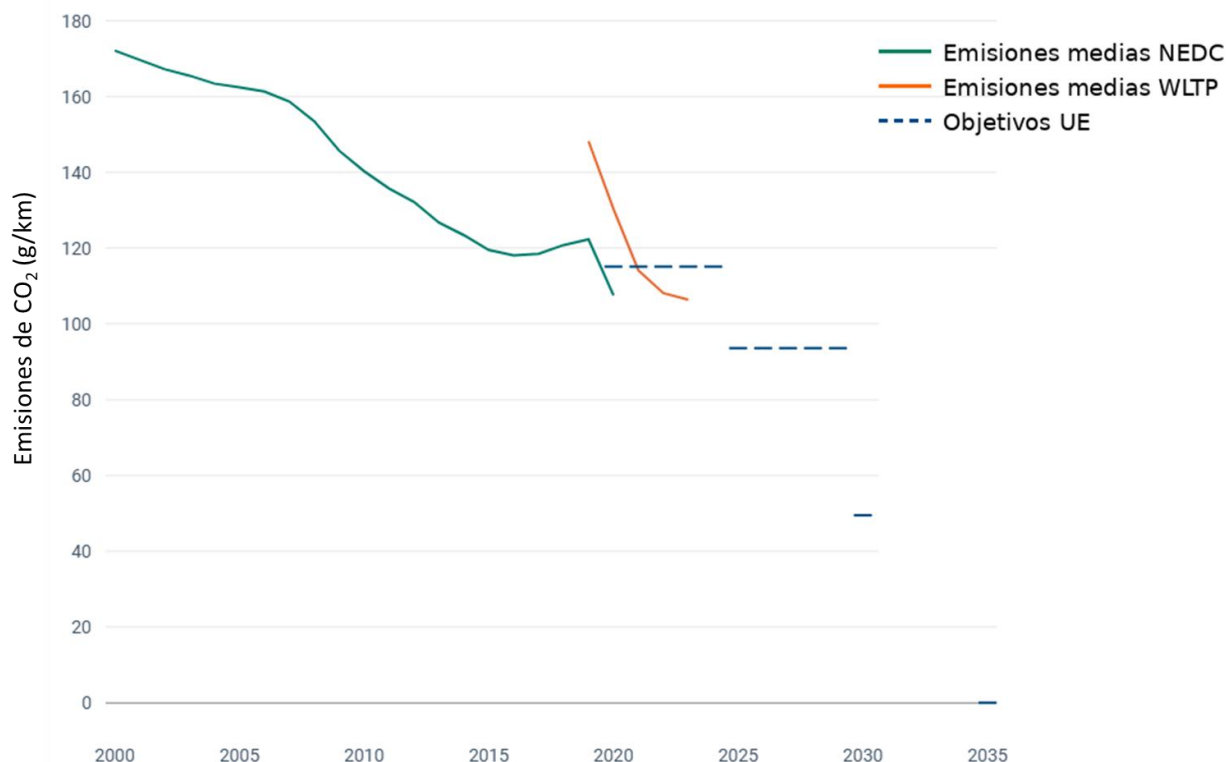


Figura 2.54. Evolución de emisiones de CO₂ de los automóviles de pasajeros nuevos registrados en Europa EEA (2024c). La línea verde muestra los valores obtenidos con el ciclo de ensayo NEDC. A partir de 2020 la serie pasa al procedimiento WLTP (rojo). Las líneas azules discontinuas indican los objetivos reglamentarios de la UE para coches nuevos.

Respecto al escenario de emisiones en España, las emisiones de CH₄ atribuibles al transporte por carretera han experimentado una reducción del 22% entre 2005 y 2022, y una caída del 76 % desde 1990 (Figura 2.55). De nuevo, esta disminución responde a varios factores, entre ellos la modernización del parque automovilístico, la adopción de tecnologías de combustión más eficientes y el endurecimiento de las normativas ambientales.

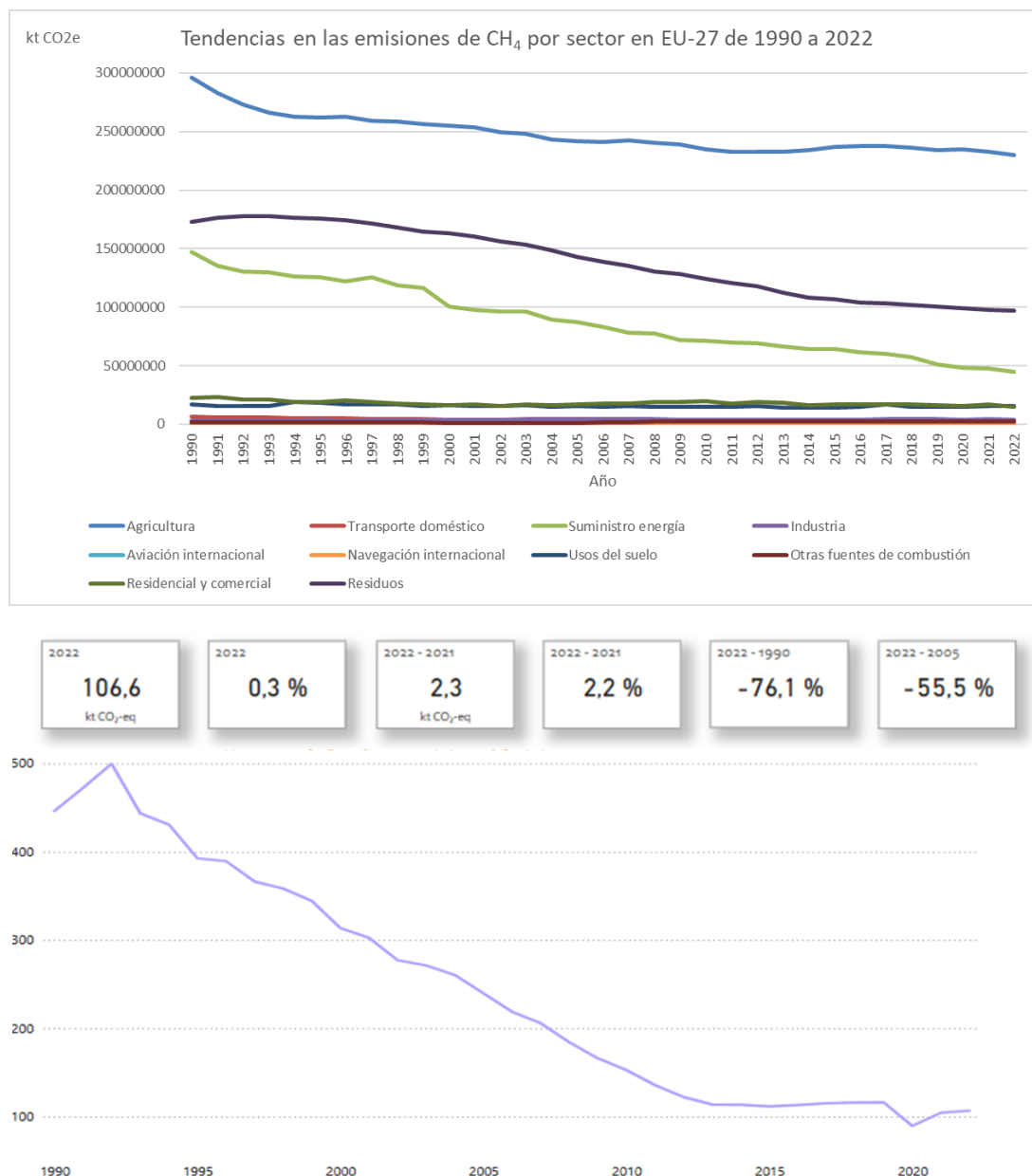


Figura 2.55. Arriba, evolución de las emisiones de CH₄ por sector en EU-27 entre 1990-2022 (EEA, 2025); abajo detalle de la evolución de las emisiones de CH₄ entre 1990-2022 en el transporte por carretera (MITERD, 2024d).

El CH₄ no suele considerarse un contaminante atmosférico, ya que este término se reserva generalmente para sustancias que tienen un impacto directo en la salud humana, como aquellas que afectan por inhalación. Sin embargo, al actuar como precursor del O₃ troposférico, el CH₄ contribuye significativamente a la contaminación del aire a nivel global. Un estudio reciente basado en modelos estimó que el CH₄ es responsable de aproximadamente el 35% de la carga actual de O₃ troposférico (Butler et al., 2020). Este contaminante secundario está estrechamente vinculado a efectos adversos en ecosistemas y en la salud humana, incluyendo asma, reducción de la función pulmonar y enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC). En cuanto a los impactos en la salud, una parte significativa de la población europea sigue expuesta a niveles de O₃ cercanos o superiores a los límites establecidos por la UE y la OMS. Para 2050, en escenarios de altas emisiones, las muertes prematuras relacionadas con el O₃ debido al CH₄ podrían aumentar entre 7000 y 8000 casos

(68 %-78 % más que en 2015). En contraste, en escenarios de alta mitigación, podrían disminuir entre 700 y 1700 casos (-7 % a -16 %).

Actualmente, según el Reglamento (UE) 2024/1787 del PE y del CUE, relativo a la reducción de las emisiones de metano en el sector energético y por el que se modifica el Reglamento (UE) 2019/942, no existe un marco jurídico de la UE que establezca medidas específicas para reducir las emisiones antropogénicas de CH₄ en el sector energético. Además, la Directiva 2010/75/UE del PE y del CUE se aplica a las emisiones de CH₄ procedentes del refinado de petróleo y gas, pero no se aplica a las emisiones de CH₄ de otras actividades del sector energético.

2.11. Contribuciones relativas del tráfico rodado a las emisiones de contaminantes atmosféricos

El transporte contribuye de manera relevante a las emisiones a la atmósfera con sustancias contaminantes que se agrupan en acidificantes, precursores del O₃ troposférico y PM (OTLE, 2024c), de forma que su presencia en la atmósfera tiene efectos negativos directos sobre la salud humana, los animales y la vegetación.

El tráfico rodado es una de las principales fuentes de contaminación del aire en zonas urbanas, contribuyendo significativamente a la presencia de contaminantes como NO₂, BC, UFP y PM. Además de las emisiones de los tubos de escape, el tráfico también genera contaminantes no derivados directamente del motor, como el desgaste de frenos y neumáticos, y la resuspensión de polvo en las carreteras (Harrison et al., 2021). Cuantitativamente, se estima que el tráfico rodado es responsable del 10,4 % de PM_{2.5} y de hasta el 43,3 % de NO_x en Europa (Borge García, 2024). Por ejemplo, según TMB (2024a) el 50 % de la contaminación del área metropolitana de Barcelona proviene del tráfico motorizado.

Así, la alta densidad de vehículos, combinada con la circulación de vehículos provenientes de las periferias, genera un escenario de emisiones persistentes y difícil de controlar en las grandes ciudades. Además, los vehículos diésel siguen predominando en muchas flotas urbanas (Figura 1.20), lo que amplifica las emisiones de NO₂ y UFP.

En la literatura existe un consenso de que las emisiones primarias del tráfico están relativamente bien entendidas y que los avances tecnológicos en los motores de vehículos y en los combustibles están reduciendo de manera eficiente su contribución a las concentraciones de PM_{2.5}. Sin embargo, es necesario un entendimiento más detallado y cuantitativo de las fracciones orgánicas e inorgánicas de los aerosoles secundarios para ayudar a los países a alcanzar metas más ambiciosas. La evaluación más exhaustiva de estos contaminantes y su efecto final en la salud humana es de interés para los gestores de la calidad del aire en las ciudades. En este contexto, se requieren mayores esfuerzos para mejorar la disponibilidad y la evaluación de los datos.

A pesar de que en los últimos años ha habido una disminución tanto de sustancias acidificantes (entorno al -45 %), de precursores del O₃ (han experimentado una reducción del -50 %) y de emisiones de PM (con una reducción del -37 %, asociada, por un lado, al decrecimiento del gasóleo como combustible en el ferrocarril y, por otro lado, a la evolución de las normativas y las tecnologías de filtros de partículas en vehículos diésel), la contribución de contaminantes del tráfico rodado a la atmósfera sigue siendo elevada (Tabla 2.1), mucho más que la del tráfico marítimo, aéreo o

ferroviario, por lo que es necesario la toma de medidas para que esta disminución sea aún más efectiva.

Tabla 2.1. Emisiones de sustancias contaminantes por modo de transporte en 2018. (Adaptado de OTLE, 2024c).

Modo de transporte	Sustancias acidificantes (equivalentes en ácido * 10 ⁶)	Precursores del O3 (t eq. de COVNM)	PM (t)
Ferroviario	91	5.496	120
Aéreo	329	18.323	132
Marítimo*	1.811	75.876	3.400
Carretera total	5.356	331.550	20.122
Carretera urbana**	1.683	119.695	17.152
Carretera no urbana	3.673	211.856	2.970
Carretera no urbana - pasajeros	2.084	120.424	1.977
Carretera no urbana - mercancías	1.589	91.432	994
Total Transporte nacional	7.586	431.246	23.774

* Los datos del modo marítimo adolecen de falta de consistencia entre las metodologías de estimación del consumo energético, debido a la incertidumbre en el cálculo de los consumos del tráfico internacional y a la dificultad en el cálculo de los tráficos nacionales por la ubicación geográfica de España en relación con el tráfico marítimo en el Mar Mediterráneo y a través del estrecho de Gibraltar.

** Los datos de la pauta urbana se estiman como el complemento del resto de pautas, debido a la ausencia de datos agregados a escala nacional de tráficos en ámbitos urbanos.

Fuente: Sistema Español de Inventario y Proyecciones de Emisiones a la Atmósfera de gases de efecto invernadero y contaminantes atmosféricos (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico).

Respecto a España, el informe resumen del “Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera de España” (MITERD, 2024a), correspondiente a la serie 1990-2023, ofrece un análisis detallado de las emisiones de contaminantes atmosféricos, con especial atención al sector del transporte (Tabla 2.2 y Figura 2.56), que es la principal fuente emisora de NO_x y de NH₃ y la segunda fuente principal de emisión de PM_{2.5}.

Sin embargo, hay que aclarar que estos datos se refieren a inventarios de emisión, no a la contribución del sector tráfico rodado a los niveles en aire ambiente de dichos contaminantes. Así, debido a la proximidad del tráfico rodado a los ciudadanos, se ha calculado que este contribuye en algunas ciudades españolas entre el 50 y 70 % del NO₂ en fondo urbano y entre el 25 y 35 % del PM_{2.5}. Hay que tener en cuenta que el 70 % del PM_{2.5} en fondo urbano es secundario (originado a partir de NO_x, SO₂ y COVs) y el inventario de emisiones solo contempla, por su naturaleza, el PM_{2.5} primario. En cuanto a la UE, el “Informe del inventario de emisiones de la Unión Europea 1990-2022” publicado por la Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA, 2024d) muestra la contribución de los sectores a las emisiones de la UE de los principales contaminantes atmosféricos en 2022 (Figura 2.57) y los sectores y categorías clave más relevantes en cuanto a emisiones de contaminantes atmosféricos y porcentaje del total de emisiones (Tabla 2.3).

Tabla 2.2. Resumen de las fuentes emisoras de contaminantes atmosféricos, según el Informe Resumen del Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera de España (MITERD, 2024a).

Fuentes emisoras	NO _x	COVNM	SO _x	NH ₃	PM2.5
	Kilotoneladas				
EMISIONES TOTALES	624,3	518,0	101,1	433,9	109,9
1. Procesado de la energía	513,3	113,3	89,3	7,7	62,4
A. Actividades de combustión	508,6	89,1	67,4	7,7	62,2
1. Industrias del sector energético	68,0	9,1	10,9	1,6	3,1
2. Industrias manufactureras y de la construcción	84,4	25,1	35,4	2,4	10,5
3. Transporte	260,3	17,2	5,9	3,3	13,0
4. Residencial y otros	92,1	37,7	14,9	0,5	35,5
5. Otros sectores	3,8	0,1	0,2	0,0	0,1
B. Emisiones fugitivas de combustibles	4,7	24,2	21,9	0,0	0,2
1. Combustibles sólidos	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
2. Petróleo y gas natural	4,7	24,2	21,9	0,0	0,1
2. Procesos industriales y uso de disolventes	3,2	265,1	10,2	1,4	7,7
A. Industria mineral	0,0	0,1	0,0	0,1	2,4
B. Industria química	0,6	8,4	2,7	0,9	1,5
C. Producción metalúrgica	1,1	0,6	4,5	0,0	1,0
D. Otras industrias y usos de disolventes	0,0	225,7	0,0	0,0	0,0
E. Otros usos de productos	0,1	0,3	0,0	0,3	2,0
F. Industria de la pulpa, el papel, alimentación y bebidas	1,5	30,0	3,0	0,0	0,8
G. Otros	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
3. Agricultura	70,2	128,2	0,0	423,3	3,7
A. Gestión del estiércol	6,6	8,9	0,0	187,8	1,8
B. Suelos agrícolas	63,5	41,2	0,0	235,4	1,8
C. Quema en campo de residuos agrícolas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
4. Residuos	37,6	11,4	1,6	1,5	36,1
A. Depósito en vertederos	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0
B. Tratamiento biológico de residuos	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0
C. Incineración de residuos	37,6	7,5	1,6	0,0	34,4
D. Tratamiento de agua residual	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
E. Otros	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6

Tabla 2.3. Sectores y categorías clave más relevantes en cuanto a emisiones de contaminantes atmosféricos y porcentaje del total de emisiones (EEA, 2024a). Cada contaminante atmosférico principal tiene una categoría de fuente principal.

EMISIÓN	PRINCIPAL SECTOR DE CONTRIBUCIÓN	SUBCATEGORÍA MÁS RELEVANTE
NO_x	Transporte por carretera (35 %)	Turismos (17 %)
SO_x	Producción y distribución de energía (46 %)	Producción pública de electricidad y calor (32 %)
NH₃	Agricultura (93 %)	Estiércol animal aplicado al suelo (24 %)
NMVOC	Procesos industriales y uso de disolventes (41 %)	Uso doméstico de disolventes, incluidos fungicidas (12 %)
CO	Combustión de combustibles en comercios, instituciones y hogares (47 %)	Residencial: Combustibles estacionarios (44 %)
PM2.5	Comercios, instituciones y hogares (62 %)	Residencial: Combustibles estacionarios (59 %)

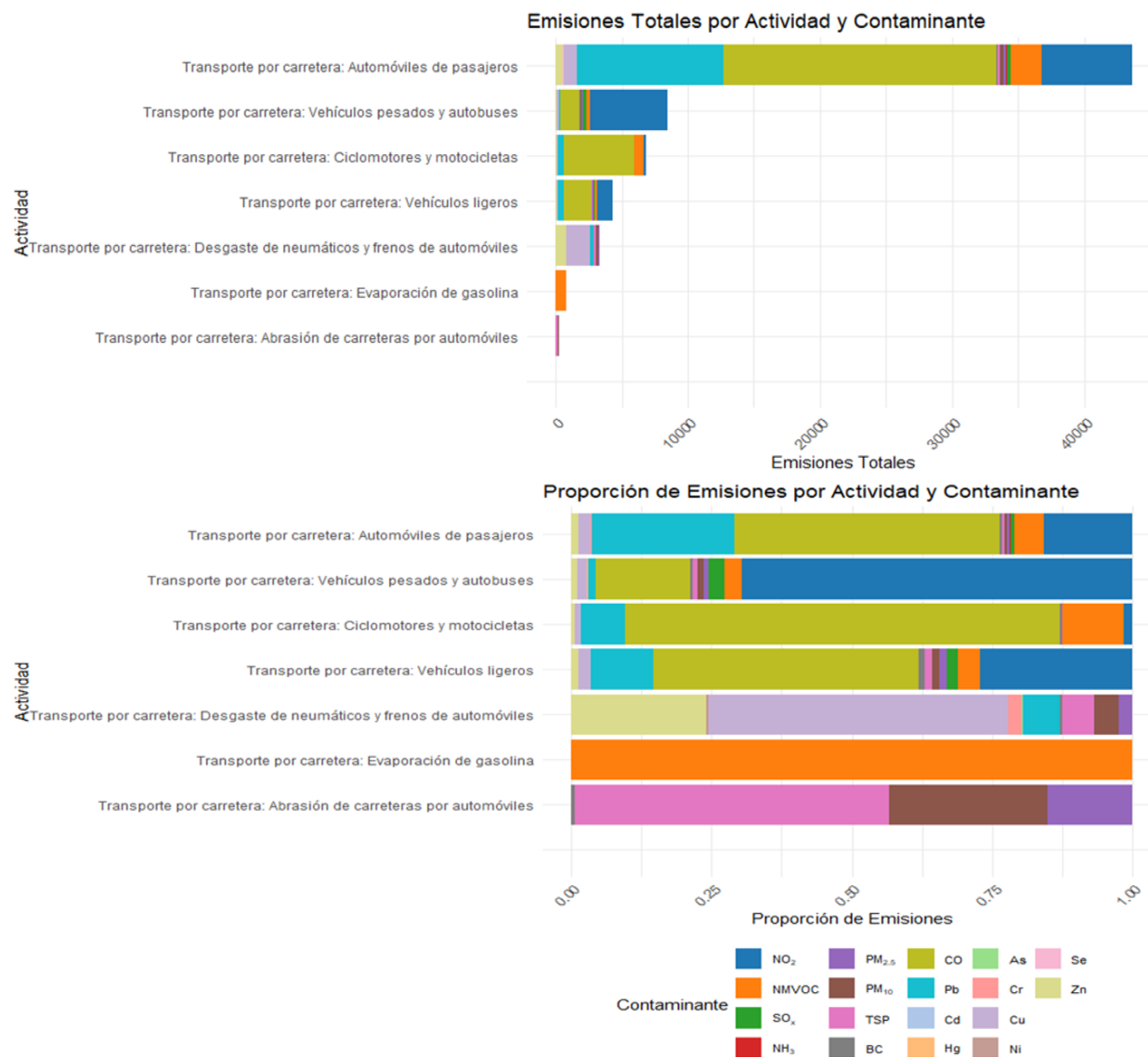


Figura 2.56. Emisiones totales por actividad y contaminante (arriba), y proporción de emisiones por actividad y contaminante (abajo) para las actividades relacionadas con el transporte (MITERD, 2024a).

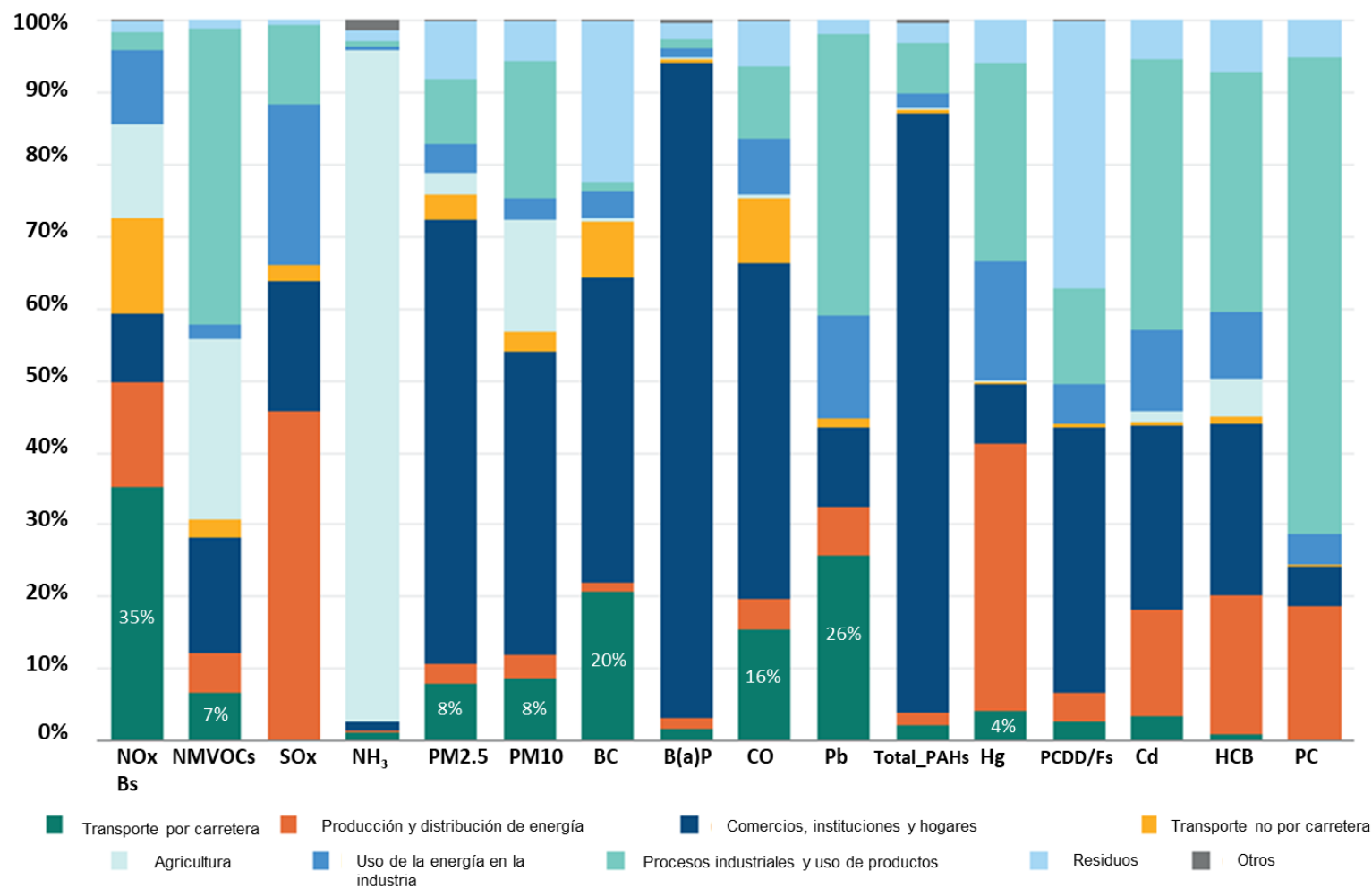


Figura 2.57. Contribución de los sectores a las emisiones de la UE de los principales contaminantes atmosféricos en 2022 (EEA, 2024d).

3. NORMATIVA SOBRE EMISIONES DEL TRÁFICO RODADO

A finales de los años 60, en la que por entonces se llamaba CEE, algunos de los países integrantes (como Francia y Alemania) publicaron decretos sobre medidas a adoptar contra la contaminación del aire producida por los vehículos de combustión. Esto fue la semilla para que dentro de la CEE se adoptase la **Directiva 70/220/CEE** del Consejo, de 20 de marzo de 1970, relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados Miembros en materia de medidas que deben adoptarse contra la contaminación del aire causada por los gases procedentes de los motores de explosión con los que están equipados los vehículos a motor. Posteriormente, en el primer Programa de acción de la Comunidad Europea para la protección del medioambiente, aprobado en 1973 por el Consejo, se exhortaba a tener en cuenta los últimos avances científicos en la lucha contra la contaminación atmosférica provocada por los gases de escape de los vehículos de motor y a que se modificasen en ese sentido las Directivas anteriormente adoptadas, surgiendo así lo que se ha conocido como normas EURO.

3.1. Normas EURO para transporte rodado

La normativa europea sobre emisiones contaminantes hace referencia a la legislación elaborada por la CE para regular los límites aceptables para las emisiones de gases de combustión interna de los vehículos que se venden dentro de la UE. Estas normas de emisión se definen en una serie de Directivas, cuya implantación es progresiva, y de las que emanan las normas EURO (denominadas con números arábigos para vehículos ligeros - EURO 1, EURO 2, EURO 3, ... - y con números romanos para vehículos pesados - EURO I, EURO II, etc.-) (ver Tabla 3.1 y Figura 3.1).

Estas regulaciones no solo buscan reducir el impacto ambiental del transporte, sino también proteger la salud humana al reducir la cantidad de contaminantes en el aire. Además, muchos países y ciudades europeas han implementado restricciones de circulación basadas en los estándares EURO, especialmente en zonas de baja emisión, limitando o prohibiendo el acceso de vehículos que no cumplan con las últimas normativas.

Para los consumidores conocer el estándar EURO de sus vehículos es crucial, ya que puede influir en su capacidad para circular en ciertas áreas, así como en el valor y la vida útil del vehículo en un mercado que avanza hacia tecnologías más limpias.

3.1.1. Norma EURO 1/I

Primera norma establecida según **Directiva 91/441/CEE**, aprobada en 1992, entró en vigor a principios de 1993 para turismos y vehículos industriales ligeros, y por la **Directiva 91/542/CEE** para camiones y autobuses. Introducía los convertidores catalíticos en los vehículos de gasolina, establecía límites de emisiones de CO, HC (hidrocarburos) y NOx. Exigía que los vehículos cumplieran los límites de emisiones antes de su comercialización, por lo que los fabricantes debían instalar catalizadores en los vehículos nuevos.

3.1.2. Norma EURO 2/II

Esta norma quedaba recogida en la **Directiva 94/12/CE**, que entró en vigor en 1997. Supuso un aumento de los estándares para vehículos ligeros ya que exigía una reducción significativa de emisiones de escape de CO, NOx e incluía por primera vez requisitos de emisión de partículas (PM)

e imponía mayores exigencias a los motores diésel, que debían emitir un 65 % menos de CO que con la norma EURO 1.

3.1.3. Norma EURO 3/III

Siguiendo la **Directiva 98/69/CE** para turismos y vehículos ligeros y la **Directiva 99/96/CE** para vehículos pesados, entró en vigor en 2001. Establecía límites más estrictos en las emisiones de HC no quemados, y diferenciaba los límites de NOx y PM para motores diésel y gasolina, estableciendo límites de emisiones diferentes para cada tipo de motor.

3.1.4. Norma EURO 4/IV

Recogida en la **Directiva 2002/80/CE** para turismos y vehículos ligeros, y en la **Directiva 2005/55/CE** para vehículos pesados, entró en vigor en 2006. Supuso una nueva reducción de las emisiones de NOx y PM, fomentaba del uso de tecnología de filtros de partículas en motores diésel e introducía requisitos de emisión de CO aún más estrictos que las anteriores. La introducción de EURO 4 marcó también el inicio de ciertas políticas locales, como las zonas de baja emisión en algunas ciudades europeas, restringiendo el acceso de vehículos más contaminantes.

3.1.5. Norma EURO 5/V

Definida en el **Reglamento 715/2007** aprobado en 2009, pero cuya entrada en vigor fue en 2011. Supuso una reducción del límite de PM en motores diésel (casi un 80 % en comparación con EURO 4), por lo que se impuso la obligación del uso de filtros de partículas (DPF) para estos vehículos. Antes de EURO 5b solo se regulaba la masa de partículas, lo cual no capturaba adecuadamente las emisiones de partículas ultrafinas (UFP). Con la introducción del conteo de partículas, las normas EURO comenzaron a abordar mejor las emisiones de los motores modernos, especialmente de los vehículos diésel equipados con filtros de partículas.

3.1.6. Norma EURO 6/VI

Recogida en el **Reglamento (UE) 2017/1347** de la CE, que corrige la Directiva 2007/46/CE del PE y del CUE, el Reglamento (UE) 582/2011 de la CE y el Reglamento (UE) 2017/1151 de la CE, que complementa el **Reglamento (CE) 715/2007** del PE y del CUE, sobre la homologación de tipo de los vehículos de motor por lo que se refiere a las emisiones procedentes de turismos y vehículos comerciales ligeros (EURO 5 y EURO 6) y sobre el acceso a la información relativa a la reparación y el mantenimiento de los vehículos, modifica la Directiva 2007/46/CE del PE y del CUE y los Reglamentos (CE) 692/2008 y (UE) 1230/2012 de la CE y deroga el Reglamento (CE) 692/2008. Está en vigor desde 2014, aunque sufrió nuevas modificaciones en 2018 (**EURO 6c**), 2019 (**EURO 6d Temp**), 2020 (**EURO 6d** y **EURO 6d ISC-FCM**). En general supuso una reducción importante de las emisiones de NOx en vehículos diésel (50 % menos que EURO 5), y se introdujo la realización de pruebas en **condiciones reales de conducción (RDE)** de tal forma que los vehículos deben cumplir con los límites de emisiones en la carretera y no solo en el laboratorio.

La EURO 6d (Figura 3.2) viene recogida en el Reglamento 2017/1151 (posteriormente modificado por el Reglamento (UE) 2023/443), incorpora el **ciclo WLTP**, que homologa las emisiones contaminantes y el consumo de carburante, para asegurar el cumplimiento de los límites de emisiones, y busca controlar el consumo efectivo de combustible de los vehículos.

Por su parte, la norma 6d ISC-FCM sólo permite coches diésel que no generen más de 114 mg/km de NOx durante la conducción. Desde la aprobación de esta norma, algunos límites se han aplicado a **las emisiones de amoníaco (NH₃)**, que pueden generarse como subproducto en los sistemas de reducción catalítica selectiva (SCR).

3.1.7. Norma EURO 7

Recogida en el **Reglamento (UE) 2024/1257** del PE y del CUE, relativo a la homologación de tipo de los vehículos de motor y los motores y de los sistemas, componentes y unidades técnicas independientes destinados a esos vehículos en lo que respecta a sus emisiones y a la durabilidad de las baterías (EURO 7). Está previsto que entre en vigor a finales de 2026, y se espera que reduzca las emisiones en un 37 % para turismos y un 56 % para camiones y autobuses, respecto a la norma anterior. Además de los contaminantes tradicionales, esta norma considera otros aspectos, como los requisitos mínimos de rendimiento relacionados con la durabilidad de las baterías. En el caso de los turismos (vehículos M1), el rendimiento debe mantenerse en un 80 % desde el inicio de la vida útil hasta cinco años o, si se alcanzan antes, 100.000 km; y en un 72 % desde los cinco años o 100.000 km hasta los ocho años o 160.000 km, lo que ocurra primero. Para los vehículos de la categoría N1, el rendimiento mínimo exigido es del 75 % durante el primer periodo y del 67 % durante el segundo periodo, respectivamente. La norma también tiene en cuenta el impacto medioambiental derivado de la producción de las baterías.

Esta normativa **incluye límites para NH₃ y partículas generadas por el desgaste de frenos**, buscando hacer de la movilidad una actividad aún más sostenible y menos perjudicial para el medio ambiente, pero para partículas generadas por abrasión de neumáticos, debe realizarse ensayo de abrasión de neumáticos conforme a procedimientos de UNECE, por lo que los límites se adoptarán en actos delegados o por el ámbito internacional. También incorpora requisitos de vida útil de los vehículos, los motores y los sistemas de control de la contaminación, que ha de oscilar entre los 8 años o 160.000 Km (mínimo, para turismos M1 y vehículos N3) y los 15 años u 875.000 Km (máximo, para vehículos N3 >16 t y M3 >7,5 t).

Tabla 3.1. Arriba: Comparativa entre las diferentes normas EURO para **camiones y autobuses** (M2, M3, N2 y N3). Medidas en mg/KWh. En gris las normas que ya no están en vigor, en negrita la que está en vigor actualmente. Abajo: comparativa entre las diferentes normas EURO para **vehículos ligeros** (turismos, M1) y vehículos de **transporte** (N1). Medidas en mg/Km, UFP (#.10¹¹/km). En gris las normas que ya no están en vigor, en negrita la que está en vigor actualmente.

Norma	Fecha	Vehículo	CO	HC	NOx	NH ₃	UFP	PM
EURO I	1993, <85kW	Diésel HD	4500	1100	800	-	-	612
	1993, >85kW	Diésel HD	4500	1100	800	-	-	360
	1993	N2 y N3	1230	2600	1580	-	-	-
EURO II	Oct. 1998	Diésel HD	4000	1100	7000	-	-	150
	1996	N2 y N3	4000	1100	7000	-	-	150
EURO III	Oct. 2001	Diésel HD	2100	660	5000	-	-	130
	2001	N2 y N3	2100	660	5000	-	-	100
EURO IV	Oct. 2006	Diésel HD	1500	460	3500	-	-	20
		N2 y N3	1500	460	2000	-	-	20
EURO V	Oct. 2009	Diésel HD	1500	460	2000	-	-	20
		N2 y N3	1500	460	2000	-	-	20
EURO VI	Ago. 2013	Diésel	1500	460	400	10	6 x 10¹¹	10
		Gasolina	4000	500	460	10	6 x 10¹¹	10

*Medición en laboratorio de las emisiones de escape y, entre paréntesis, emisiones en condiciones reales de conducción (RDE)

Norma	Entrada en vigor	Vehículo	Combustible	CO	HC	HC+NOx	NOx	UFP	PM	PM Frenos
EURO 1	Julio 1992	M1	Diésel	2720	-	970	-	-	140	-
			Gasolina	2720	-	970	-	-	-	-
	Oct. 1994	N1-I	Diésel	2720	-	970	-	-	140	-
			Gasolina	2720	-	970	-	-	-	-
		N1-II	Diésel	5170	-	1400	-	-	190	-
			Gasolina	5170	-	1400	-	-	-	-
EURO 2	Enero 1997	M1	Diésel	1000	-	700	-	-	80	-
			Gasolina	2200	-	500	-	-	-	-
		N1-I	Diésel	1000	-	700	-	-	80	-
			Gasolina	2200	-	500	-	-	-	-
	Oct. 1997	N1-II	Diésel	1250	-	1000	-	-	120	-
			Gasolina	4000	-	650	-	-	-	-
EURO 3	Enero 2001	M1	Diésel	640	-	560	500	-	50	-
			Gasolina	2300	200	-	150	-	-	-
		N1-I	Diésel	640	-	560	500	-	50	-
			Gasolina	2300	200	-	150	-	-	-
	Enero 2002	N1-II	Diésel	800	-	720	650	-	70	-
			Gasolina	4170	250	-	180	-	-	-
EURO 4	Enero 2006	M1	Diésel	500	-	300	250	-	25	-
			Gasolina	1000	100	-	80	-	-	-
		N1-I	Diésel	500	-	300	250	-	25	-
			Gasolina	1000	100	-	80	-	-	-
	Enero 2007	N1-II	Diésel	630	-	390	330	-	40	-
			Gasolina	1810	130	-	100	-	-	-
EURO 5	Sept. 2011	M1	Diésel	500	-	230	180	-	5	-
			Gasolina	1000	100	-	60	-	5	-
		N1-I	Diésel	500	-	230	180	-	5	-
			Gasolina	1000	100	-	60	-	5	-
	Enero. 2012	N1-II	Diésel	630	-	295	235	-	5	-
			Gasolina	1810	130	-	75	-	5	-
EURO 6	Sept. 2014/2020*	M1	Diésel	500	-	170	80	-	5.0	-
			Gasolina	1000	100	-	60	-	5.0	-
		N1-I	Diésel	500	-	170	80	-	5.0	-
			Gasolina	1000	100	-	60	-	5.0	-
	Sept. 2016	N1-II	Diésel	630	-	195	105	-	5.0	-
			Gasolina	1810	130	-	75	-	5.0	-
EURO 7	Nov. 2026	M1	Diésel	500	-	170	80	6 x 10 ¹¹	4.5	7
			Gasolina	1000	100	-	60	6 x 10 ¹¹	4.5	7
			Eléctricos							3
		N1-I	Diésel	500	-	170	80	6 x 10 ¹¹	4.5	7
			Gasolina	1000	100	-	60	6 x 10 ¹¹	4.5	7
			Eléctricos							3
		N1-II	Diésel	630	-	195	105	6 x 10 ¹¹	4.5	7
			Gasolina	1810	130	-	75	6 x 10 ¹¹	4.5	7
			Diésel	740	-	215	125	6 x 10 ¹¹	4.5	11
		N1-III	Eléctricos							3
			Gasolina	2270	160	1	82	6 x 10 ¹¹	4.5	11
			Eléctricos							5

EURO 5, 6: M1- Turismos, N1-I <1305kg, N1-II 1305-1760kg, N1-III >1760kg; EURO 7: M1- Turismos, N1I<1280kg, N1-II 1280-1735kg, N1-III >1735kg. * 2014 para EURO 6 y 2020 EURO 6d.

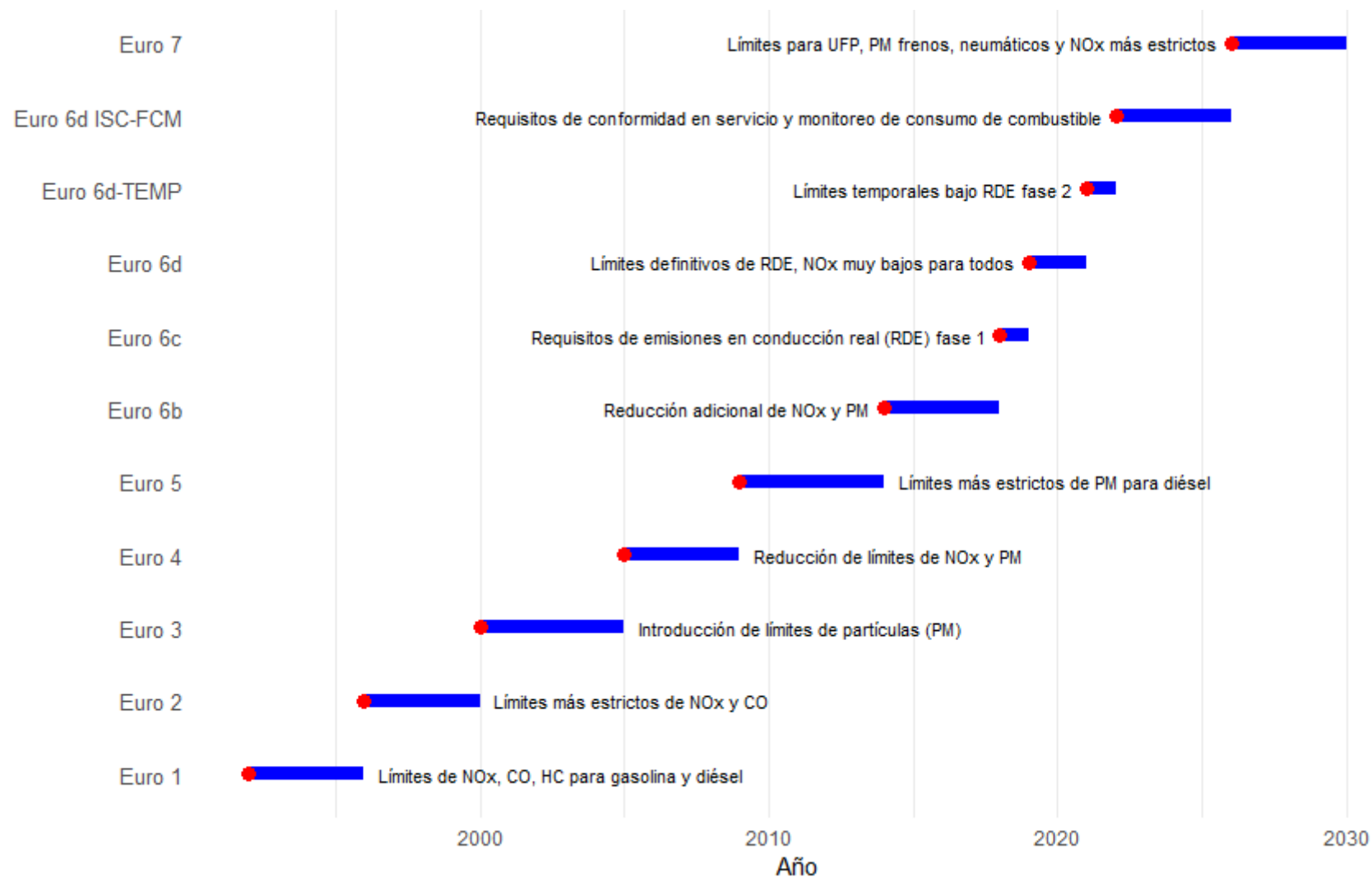


Figura 3.1 Cronograma de entrada en vigor de las diferentes normativas EURO para vehículos conforme al diagrama de Gantt, mostrando sus características principales.

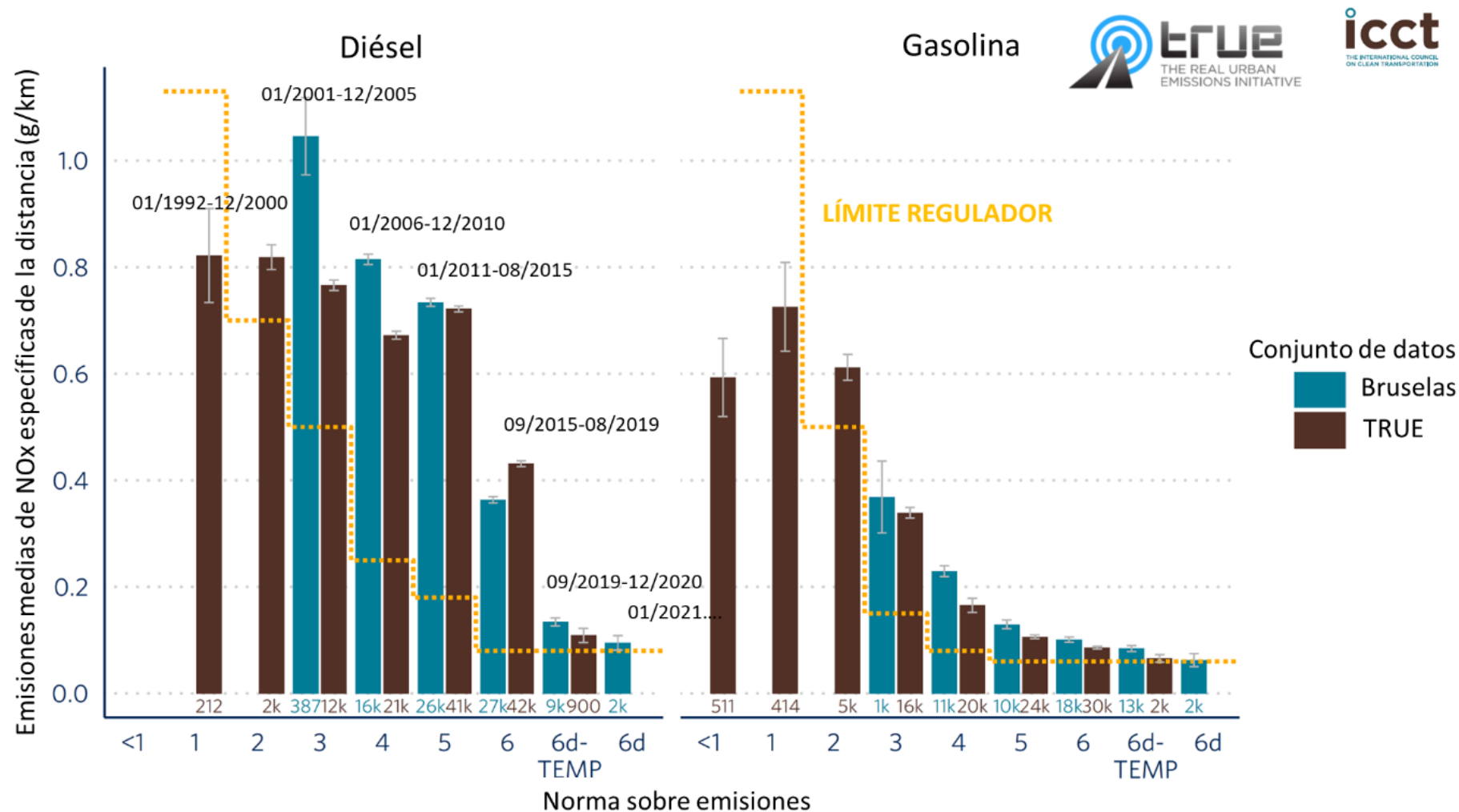


Figura 3.2. Emisiones medias de NOx en las diferentes normas EURO, desde la 1 a la 6d. (TRUE, 2022).

3.2. Otras normas

Además de las normas EURO, hay diferentes paquetes legislativos para regular las emisiones contaminantes por el tráfico rodado, como son:

3.2.1. *Reglamento (UE) 2019/631 sobre Emisiones de CO₂ para Vehículos Nuevos*

Este reglamento establece normas de comportamiento en materia de emisiones de CO₂ de los turismos nuevos y de los vehículos comerciales ligeros nuevos, marcando límites específicos de emisiones de CO₂ para los vehículos nuevos vendidos en la UE. Desde el año 2021, el objetivo es que los vehículos de pasajeros nuevos no superen los 95 g CO₂/km y los vehículos comerciales ligeros, 147 g CO₂/km en promedio para la flota de cada fabricante. Estos valores se calculan en función de las pruebas de homologación de los vehículos, basadas en el ciclo de conducción WLTP (*Worldwide Harmonized Light Vehicles Test Procedure*), que reemplazó al antiguo NEDC por proporcionar mediciones más realistas del consumo de combustible y las emisiones.

El cumplimiento de estos límites se evalúa a nivel de fabricante y no por cada modelo individual. Se permite a los fabricantes agrupar sus vehículos en flotas para calcular una media ponderada de emisiones. Esto significa que los fabricantes pueden compensar modelos con emisiones más altas con otros modelos más eficientes o eléctricos dentro de su gama. Para fomentar la transición a la movilidad de bajas emisiones, el reglamento otorga incentivos adicionales a los vehículos de cero y bajas emisiones, como los eléctricos y los híbridos enchufables con emisiones inferiores a 50 g de CO₂/km. Si un fabricante supera los límites de emisiones establecidos para su flota, se le impone una sanción económica. La multa se calcula de la siguiente manera:

- 95 euros por cada gramo de CO₂/km excedido y por cada vehículo matriculado en ese año.

Este reglamento deroga y reemplaza los siguientes reglamentos previos:

- Reglamento (CE) 443/2009, que establecía los límites de emisiones para turismos en la UE antes de 2021.
- Reglamento (UE) 510/2011, que regulaba las emisiones de los vehículos comerciales ligeros.

3.2.2. *Reglamento (UE) 2018/858 sobre Homologación y Vigilancia del Mercado de Vehículos*

Establece procedimientos de homologación y control de las emisiones de vehículos en condiciones reales de conducción (RDE) y el ciclo de conducción armonizado WLTP. Su objetivo es garantizar que los vehículos cumplan con las emisiones establecidas no solo en laboratorio, sino en condiciones de uso real. Aplica a todos los vehículos que se comercializan en la UE. Los vehículos nuevos deben someterse a pruebas de emisiones en condiciones de conducción real antes de obtener la homologación. Modifica los Reglamentos (CE) 715/2007 y (CE) 595/2009 y se deroga la Directiva 2007/46/CE.

4. LEGISLACIÓN Y MEDIDAS VIGENTES PARA REDUCIR LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR EL TRÁFICO RODADO

Por todo lo expuesto anteriormente, el tráfico es una fuente importante de contaminación atmosférica, especialmente clave en la emisión de PM10, PM2.5, NO₂, CO y COVs en ambientes urbanos.

Actualmente hay en vigor diferentes paquetes legislativos aprobados para ayudar a reducir la contaminación atmosférica originada por el tráfico rodado.

A continuación, se detallan medidas vigentes y propuestas para reducir la contaminación del aire en las zonas donde se superan las normas de calidad del aire de la UE y proteger la salud humana y los ecosistemas.

4.1. Directiva (UE) 2019/1161 sobre Vehículos Limpios en la Contratación Pública

Conocida como la Directiva de Vehículos Limpios, exige que una parte de los vehículos adquiridos mediante contratación pública sean vehículos "limpios" (eléctricos, híbridos enchufables o de bajas emisiones). Esto incluye autobuses, camiones y otros vehículos utilizados en servicios públicos. Los objetivos de aplicación varían según el tipo de vehículo y el país, y buscan estimular la transición hacia flotas públicas de bajas emisiones.

4.2. Ley 7/2021 de Cambio Climático y Transición Energética (España)

Establece metas de reducción de emisiones para España y contiene medidas específicas de transporte y movilidad sostenible. Antes de 2023, todos los municipios de más de 50.000 habitantes, los territorios insulares y los municipios de más de 20.000 habitantes que superen los valores límite de emisión regulados en el RD 102/2011, de 28 de enero, relativo a la calidad del aire debían adoptar planes de movilidad urbana sostenible que introdujeran medidas de mitigación que permitieran reducir las emisiones derivadas de la movilidad. Entre estas medidas se encuentran: el establecimiento de zonas de bajas emisiones que restrinjan el acceso, circulación y estacionamiento a los vehículos según su potencial contaminante, medidas que faciliten el transporte activo, medidas de mejora del transporte público, para la electrificación de la red de transporte público, de impulso de la movilidad eléctrica compartida, fomento de reparto de mercancías y movilidad al trabajo sostenibles, de mejora de calidad el aire en entornos escolares, sanitarios, etc e integrar planes de última milla con las zonas de bajas emisiones...

Actualmente, son más de 50 los municipios que cuentan con ZBE y otros 90 las están tramitando. Como se verá, otras ZBEs de Europa son mucho más estrictas, y prohíben la circulación a vehículos diésel de 2015 y anteriores.

4.3. Directiva (UE) 2014/94 sobre la Infraestructura para Combustibles Alternativos (AFID)

Obliga a los Estados Miembros a desarrollar una infraestructura adecuada para los combustibles alternativos, como estaciones de recarga para vehículos eléctricos y puntos de suministro de hidrógeno. Su implementación sigue en proceso de expansión en toda Europa, con plazos para alcanzar ciertos objetivos en la instalación de puntos de recarga. En 2025 España y otros Estados Miembros deben seguir avanzando en la infraestructura de recarga para apoyar el crecimiento de vehículos eléctricos.

4.4. Plan MOVES III (España)

Este plan de incentivos, gestionado por el Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE), ofrece subvenciones para la compra de vehículos eléctricos e híbridos enchufables y para la instalación de puntos de recarga. En abril de 2025 se aprobó una nueva versión para el año 2025 bajo el Real Decreto-ley 3/2025, de 1 de abril, que establece que el programa “**MOVES III 2025**” tiene vigencia hasta **el 31 de diciembre de 2025**. Los compradores de vehículos eléctricos pueden recibir ayudas de hasta 7.000 euros. También hay ayudas para la instalación de puntos de recarga, que se destinan tanto a particulares como a empresas.

4.5. Impuesto de Matriculación y Circulación Basado en Emisiones (España)

En España, este impuesto depende de las emisiones de CO₂ del vehículo. Este sistema se aplica a todos los vehículos nuevos y busca desincentivar la compra de vehículos contaminantes. Además, algunas CCAA aplican un recargo en el impuesto de circulación para vehículos con emisiones elevadas. Los vehículos que emiten menos de 120 g CO₂/km están exentos de este impuesto de matriculación, mientras que los que emiten más de 200 g CO₂/km pagan una tasa considerablemente más alta. Está recogido en la Ley 38/1992, de Impuestos Especiales.

4.6. Real Decreto 102/2011, relativo a la mejora de la calidad del aire

Introduce en su artículo 24 los Planes de mejora de Calidad del Aire (PMCA) que se aprobarán cuando en determinadas zonas o aglomeraciones los niveles de contaminantes en el aire ambiente superen cualquier valor límite o valor objetivo, , con el fin de conseguir respetar el valor límite o el valor objetivo correspondiente. Así, las entidades locales, a instancia del órgano autonómico competente, deberán elaborar la parte del plan que, por motivos de control de tráfico u otras circunstancias, les corresponda de acuerdo con sus competencias.

En su artículo 25 se detalla la regulación de los planes de acción a corto plazo (PACP), indicando que, cuando en una zona o aglomeración determinada exista el riesgo de que el nivel de contaminantes supere uno o más de los umbrales de alerta especificados, las CCAA, y en su caso, las entidades locales, elaborarán planes de acción que indicarán las medidas que deben adoptarse a corto o medio plazo para reducir el riesgo de superación o la duración de la misma, pudiendo incluir **medidas relativas al tráfico** de vehículos de motor.

Además, se especifica que en los emplazamientos de tráfico los puntos de muestreo deberán estar ubicados de manera que sean, en la medida de lo posible, representativos de la calidad del aire.

También establece medidas de reducción de la contaminación cuya aplicación se haya considerado al nivel local, regional o nacional correspondiente, para la consecución de los objetivos de calidad del aire, incluidas medidas destinadas a **limitar las emisiones** procedentes del **transporte** mediante la planificación y la gestión del tráfico, incluida la tarificación de la congestión, la adopción de tarifas de aparcamiento diferenciadas y otros incentivos económicos o el establecimiento de zonas de bajas emisiones.

4.7. Real Decreto 34/2023, relativo a la mejora de la calidad del aire

Este RD modifica el RD 102/2011 añadiendo la propuesta de la adopción por parte de la Comisión de Cooperación en Materia de Calidad Ambiental de medidas coordinadas de calidad del aire.

Incluye también las medidas por previsión de superación de los umbrales de activación, de información o de alerta. Detalla con más profundidad los PACP aumentando la información disponible de los mismos (O₃ y contaminantes secundarios, entre otros). Y añade a los umbrales de activación los de información y de alerta para algunos contaminantes (SO₂, NO₂, entre otros).

4.8. Ley 34/2007, de calidad del aire y protección de la atmósfera

En esta ley se especifican las medidas para aprobar los planes y programas para la protección de la atmósfera y para minimizar los efectos negativos de la contaminación atmosférica, de tal forma que se puedan prever medidas de control o suspensión de aquellas actividades que sean significativas en la situación de riesgo, incluido el **tráfico**. Así, las entidades locales podrán adoptar medidas de restricción total o parcial del tráfico, incluyendo restricciones a los vehículos más contaminantes, a ciertas matrículas, a ciertas horas o a ciertas zonas, entre otras. Se especifica, además, el catálogo de actividades potencialmente contaminadoras de la atmósfera, entre los que se incluye los medios de transporte por carretera (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Actividades potencialmente contaminadoras de la atmósfera en el sector del transporte, conforme a la Ley 34/2007.

MEDIOS DE TRANSPORTE POR CARRETERA
TURISMOS
Turismos con motores de encendido por compresión (anteriores a norma EURO V)
Turismos con motores de encendido por compresión (norma EURO V y posteriores)
Turismos con motores de encendido por chispa (anteriores a norma EURO II)
Turismos con motores de encendido por chispa (norma EURO II y posteriores)
Turismos eléctricos
VEHICULOS LIGEROS < 3.5 t
VEHICULOS PESADOS > 3.5 t y AUTOBUSES
MOTOCICLETAS Y CICLOMOTORES > 50cm³
MOTOS > 50cm³
EVAPORACIÓN DE GASOLINA DE LOS VEHÍCULOS
DESGASTE DE NEUMÁTICOS Y FRENOS
ABRASIÓN DE CARRETERAS
RESUSPENSIÓN DE MATERIAL PULVERULENTO
OTROS MEDIOS DE TRANSPORTE Y MAQUINARIA MÓVIL
MILITAR

4.9. Directiva (UE) 2024/2881 sobre la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa

La Directiva (UE) 2024/2881, adoptada el 23 de octubre de 2024, establece disposiciones para mejorar la calidad del aire en la UE, con el objetivo de alcanzar niveles que ya no se consideren nocivos para la salud humana, acercándose a los valores guía de la OMS (Tabla 4.2), al tiempo que se protegen los ecosistemas naturales y la biodiversidad. Aunque la Directiva ya ha sido aprobada,

todavía no ha entrado en vigor y requiere transposición a la legislación nacional en los próximos años.

La norma establece que los Estados miembros deben adoptar planes y programas para mejorar la calidad del aire. Se otorga un papel central al transporte, promoviendo actuaciones que reduzcan el peso del vehículo privado y favorezcan modos más limpios. Asimismo, introduce la creación de “superemplazamientos de control” en grandes ciudades (más de 10 millones de habitantes) y en extensas áreas rurales (más de 100.000 km²), lo que implica instalar estaciones adicionales de monitoreo para obtener datos más precisos sobre contaminantes clave —especialmente NO₂ y PM_x— vinculados al tráfico, con el fin de diseñar y aplicar medidas de gestión más eficaces.

En este sentido, la nueva directiva europea refuerza y amplía medidas ya existentes en los Estados miembros. En el caso de España, se conecta directamente con la obligación de establecer ZBE en municipios de más de 50.000 habitantes, recogida en el Real Decreto 1052/2022, que constituye un primer paso hacia la implementación de las disposiciones más ambiciosas de la normativa comunitaria.

Tabla 4.2. Valores límite y objetivo de la Directiva (UE) 2024/2881 y valores guía de la OMS (2021).

Periodo	Contaminante	Unidades	OMS (2021)	Directiva (UE) 2024/2881		
			Val. guía	Valores límite		
Horario	SO ₂	µg/m ³	--	350	(3h/a)	2030
Diario	SO ₂	µg/m ³	40	50	(18d/a)	2030
Anual	SO ₂	µg/m ³	--	20	no supera	2030
Horario	NO ₂	µg/m ³	--	200	(3h/a)	2030
Diario	NO ₂	µg/m ³	25	50	(18d/a)	2030
Anual	NO ₂	µg/m ³	10	20	no supera	2030
Anual	C ₆ H ₆	µg/m ³	--	3.4	no supera	2030
MD8h	CO	mg/m ³	--	10	no supera	2030
Diario	CO	mg/m ³	4	4	(18d/a)	2030
Diario	PM ₁₀	µg/m ³	45	45	(18d/a)	2030
Anual	PM ₁₀	µg/m ³	15	20	no supera	2030
Diario	PM _{2.5}	µg/m ³	15	25	(18d/a)	2030
Anual	PM _{2.5}	µg/m ³	5	10	no supera	2030
Anual	Pb	ng/m ³	500	500	no supera	2030
			Val. guía	Valores objetivo		
MD8h 3-enal	O ₃	µg/m ³	100	120	(18d/a)	2030
MD8h anual	O ₃	µg/m ³	100	100	no supera	2050
AOT40 5-enal	O ₃	µg/m ³ xh	--	18000	no supera	2030
AOT40 anual	O ₃	µg/m ³ xh	--	6000	no supera	2050
MD8h 6mes	O ₃	µg/m ³	60	--	--	2030
			Val. guía	Valores límite		
Anual	As	ng/m ³	6	6.0	no supera	2030
Anual	Cd	ng/m ³	5	5.0	no supera	2030
Anual	Ni	ng/m ³	20	20	no supera	2030
Anual	BaP	ng/m ³	0.12	1.0	no supera	2030

4.10. Actualización del Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica (PNCCA) 2023-2030

Su finalidad es el cumplimiento de los objetivos de reducción de contaminantes de la Directiva 2016/2284 relativa a la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos. Se recogen medidas para diferentes sectores (**incluido el de transporte**) que impulsan, entre otras, la utilización de tecnologías renovables, el uso eficiente de la energía y la movilidad sostenible como, por ejemplo, incentivar vehículos de bajas emisiones en el sector del taxi, promover la creación de una red de recarga para vehículos eléctricos y suministro de combustibles alternativos, impulsar iniciativas de movilidad compartida, priorizar la movilidad peatonal, mejorar y ampliar la infraestructura y movilidad ciclista, y regular el aparcamiento con criterios de calidad del aire, entre otras. Con estas medidas se pretende alcanzar en 2025 los objetivos de reducción de todos los contaminantes y cumplir en 2030 los objetivos de cuatro de los cinco contaminantes considerados por la Directiva 2016/2284 (SO_2 , NO_x , NH_3 y $\text{PM}_{2.5}$), con reducciones respecto a 2005 del 95 % para el SO_2 , 82 % para los NO_x , 18 % para el NH_3 y 58 % para $\text{PM}_{2.5}$. Para el quinto contaminante, los COVNM, la reducción proyectada en 2030 sería del 38 % superándose ligeramente el objetivo del 39 % exigido por la Directiva 2016/2284. En el PNCCA se incluyen diferentes paquetes de medidas, incluido el sector del transporte por carretera (y ferrocarril, aéreo y marítimo), como son la promoción de uso de medios de transporte más eficientes, renovar el parque automovilístico, impulsar el vehículo eléctrico o establecer puntos de recarga de combustibles alternativos, entre otros (Figura 4.1).

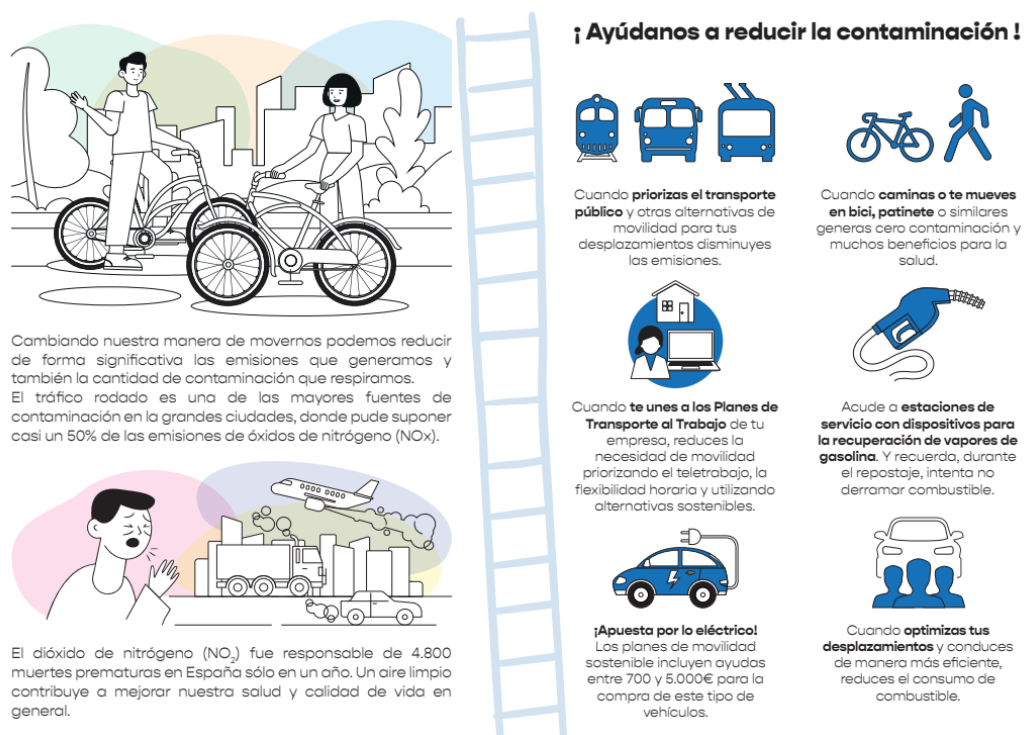


Figura 4.1. Infografía para el transporte del PNCCA (MITERD).

4.11. Etiquetas Medioambientales de la DGT (España)

La Dirección General de Tráfico (DGT, 2024) clasifica los vehículos en función de sus emisiones mediante un sistema de etiquetas (Figura 4.2). Su principal objetivo es discriminar positivamente a los vehículos más respetuosos con el medio ambiente y ayudar a determinar **las restricciones de circulación en las ZBE** o durante episodios de alta contaminación y otros beneficios como reducciones de tarifas de aparcamiento y exenciones fiscales. Aunque su obtención y colocación es voluntaria, de hacerse debe colocarse en el ángulo inferior derecho del parabrisas delantero o en cualquier sitio visible del vehículo (en el caso de motocicletas).



Figura 4.2. Imagen de las diferentes etiquetas de la DGT (2024).

Para establecer el etiquetaje se ha tenido en cuenta el nivel de emisión de PM y NOx conforme a las normas EURO aprobadas ya que, por ejemplo, los vehículos que cumplen con la norma EURO 5/V y posteriores están dotados con filtros de partículas que les hacen emitir mucho menos PM que los vehículos de normas EURO anteriores. Para el caso de NOx el etiquetado puede ser poco eficiente, ya que no es hasta la EURO 6d/VI (2020) que las emisiones en condiciones reales de conducción son próximas a las legisladas en las normas EURO. Así, vehículos diésel EURO 4, 5 y 6 anteriores a los EURO 6d pueden llegar a emitir, en condiciones reales de conducción, como media 5 veces el valor de emisión que le corresponde según norma EURO (TRUE, 2022). A partir de 2020, con las normas EURO 6d (y también con la EURO 7) las emisiones ya son reales y muy inferiores (Figura 4.3). Así pues, por toda esta casuística, **circulan con etiquetas C vehículos con altas emisiones de NOx**.

Filtros de partículas	EURO1-4>>>>EURO5=EURO6=EURO7
NOx	EURO3=EURO4=EURO5>EURO6>EURO6d=EURO7

Figura 4.3. Equivalencias entre normas EURO para la emisión de PM y NOx.

Las etiquetas son las siguientes:

- **Etiqueta 0 emisiones** (azul): Identifica a los vehículos más eficientes. Tendrán derecho a esta etiqueta:

- Vehículos eléctricos de batería (BEV), eléctricos de autonomía extendida (REEV), eléctricos híbridos enchufables (PHEV) con una autonomía de 40 km o vehículos de pila de combustible.
- **Etiqueta Eco** (azul y verde): Se trata en su mayoría de vehículos híbridos, gas o ambos. Tendrán derecho a esta etiqueta:
 - Turismos y comerciales ligeros: Vehículos híbridos enchufables con autonomía <40km, vehículos híbridos no enchufables (HEV), vehículos propulsados por gas natural o gas natural comprimido (GNC y GNL) o gas licuado del petróleo (GLP). Además, deberán cumplir en función del combustible que usen con norma EURO 4/IV, 5/V o 6/VI, si son de gasolina, o norma EURO 6/VI si es diésel.
 - Vehículos de más de 8 plazas y transporte de mercancías, que sean híbridos enchufables con autonomía <40km, híbridos no enchufables (HEV), propulsados por gas natural comprimido (GNC), gas natural licuado (GNL) o gas licuado del petróleo (GLP) y que deben cumplir con el nivel de emisiones del vehículo conforme la norma EURO 6/VI.
 - Vehículos ligeros que sean vehículos híbridos enchufables (PHEV) con autonomía <40Km o vehículos híbridos no enchufables (HEV)
- **Etiqueta C** (verde): Este tipo de etiqueta pueden tenerla los siguientes vehículos:
 - Turismos y comerciales ligeros, clasificados en el Registro de Vehículos dentro de alguna de las siguientes categorías, que cumplen con las últimas emisiones EURO (EURO 4/IV, 5/V o 6/VI para vehículos de gasolina; para los vehículos diésel han de cumplir con la EURO 6/VI).
 - Turismos y furgonetas ligeras de gasolina matriculadas a partir de enero de 2006 y diésel a partir de septiembre de 2015, con nivel de emisiones del vehículo EURO III/3 o EURO IV/4.
 - Vehículos de más de 8 plazas, excluido el conductor, y transporte de mercancías tanto de gasolina como diésel, matriculados desde 2014, y clasificados en el Registro de Vehículos con nivel de emisiones de vehículos EURO 6/VI (indistintamente del tipo de combustible).
- **Etiqueta B** (amarilla): Vehículos de combustión interna que, si bien no cumplen con las últimas especificaciones de las emisiones EURO, sí que lo hacen con anteriores. Tendrán derecho a esta etiqueta:
 - Turismos y comerciales ligeros de gasolina matriculadas desde el 1 de enero de 2001 y diésel a partir de 2006, y que cumplen con la norma EURO 3/III, si es gasolina, o con la norma EURO 4/IV o 5/V, si es diésel.
 - Vehículos de más de 8 plazas y pesados tanto de gasolina como diésel, matriculados desde 2006, con nivel de emisiones del vehículo EURO IV/4 o V/5, indistintamente del tipo de combustible.
 - Vehículos ligeros clasificados en el Registro de Vehículos con nivel de emisiones del vehículo EURO II/2.

El resto de los vehículos no tienen ningún tipo de distintivo al no cumplir los requisitos para ser etiquetados como vehículo limpio. Aunque la normativa de etiquetas no está en un texto legal específico, su aplicación se basa en la regulación de la DGT y se respalda con la Ley de Cambio Climático.

Cabe destacar que está ampliamente aceptado que hasta la norma EURO6d los test de emisiones EURO no reflejan las emisiones en condiciones reales de conducción (RDE) y por tanto la clasificación de emisiones EURO son muy inferiores a las reales.

Conviene destacar que este etiquetado es propio de España, y que cada país de la UE tiene su sistema de etiquetado ambiental de los vehículos.

4.12. Regulaciones de acceso de vehículos en áreas urbanas

Existen diferentes **regulaciones de acceso de vehículos en áreas urbanas** (UVARs, por sus siglas en inglés), que pueden definirse como medidas para regular el acceso de los vehículos motorizados a las ciudades (EIT, 2022). A veces, estas regulaciones pueden aplicarse de forma individual o combinada, pueden ser permanentes o aplicarse sólo en determinados momentos de la semana, por ejemplo, sólo los fines de semana, en horas punta o durante episodios de alta contaminación. Entre los principales tipos que podemos encontrar en Europa (UAR, 2025; EIT, 2022), podemos diferenciar (Figura 4.4):



Figura 4.4. Simbología de las diferentes normas de regulación de acceso para vehículos en la UE. De izquierda a derecha: ZBE (en inglés, LEZ), ZEZ, Peaje urbano, otras regulaciones de acceso, regulaciones por emergencia de contaminación del aire (UAR, 2025).

- **Zonas de Bajas Emisiones (ZBE):** son zonas donde existen restricciones de acceso, circulación y aparcamiento para determinados tipos de vehículos, aquellos vehículos con emisiones más altas. En algunas ZBE estos vehículos más contaminantes tienen que pagar más si entran en ella (como por ejemplo en Londres, donde se han de pagar 12,50£ si los vehículos no cumplen con el estándar de restricciones). Es importante resaltar que ZBE solo significa que se aplican dichas restricciones, pero el nivel de restricción puede variar entre localidades. Por ejemplo, en **Madrid y Barcelona** la ZBE restringe la circulación a los turismos con una antigüedad mínima anterior al año 2006 en el caso del diésel (EURO 4) y anterior a 2001 en el caso de los turismos de gasolina (EURO 3); en **Berlín** la restricción afecta a los vehículos de gasolina EURO 1 (1992) y anteriores, y los diésel EURO 5 (2011) y anteriores; mientras que en **París** se limitan vehículos diésel EURO 3 (2001) y anteriores, y gasolina EURO 1 (1993) y anteriores. En el caso del horario ocurre igual, mientras en Barcelona, la circulación en la ZBE está restringida de lunes a viernes de 7:00 h a 20:00 h, en Londres las restricciones son permanentes.

En Cataluña, el Decreto 132/2024, por el que se aprueba el Plan de calidad del aire, horizonte 2027, así como el Plan de acción a corto plazo por altos niveles de contaminación del aire y las determinaciones normativas necesarias para alcanzar los objetivos de calidad, establece un calendario específico de restricciones en las ZBEs. En este marco, Barcelona y todos los municipios catalanes de más de 50.000 habitantes deberán aplicar, como mínimo, las siguientes medidas: i) Antes del 1 de enero de 2026: se deberán restringir los vehículos diésel con etiqueta B cuando se active el nivel 1 reforzado o el nivel 2 del Plan de acción a corto plazo para el contaminante NO₂.

ii) Antes del 1 de enero de 2028: las restricciones de acceso a las ZBE deberán ampliarse a todos los vehículos con etiqueta B, con independencia de la tecnología.

En cuanto a las **repercusiones** de la aplicación de ZBE en la calidad del aire (Tabla 4.3), el estudio de Sarmiento, Wägner y Zaklan (2023) analiza cómo la introducción de ZBE en Alemania ha afectado no solo a la calidad del aire, sino también a la salud y la satisfacción con la vida de los ciudadanos. Se registraron reducciones de entre 1,6 y 2,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en las concentraciones medias anuales de PM10 y entre 2,7 y 4,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en NO₂. Sin embargo, los investigadores también identificaron un incremento en los niveles de O₃ de hasta 1,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en ciertas áreas, debido a la reducción de los niveles de NO (NO+O₃= NO₂+O₂, por tanto, al reducirse NO_x=NO+NO₂, se puede reducir el consumo de O₃ y sus niveles pueden aumentar). Dado que el O₃ está vinculado a problemas respiratorios y aumento de la mortalidad prematura, este hallazgo subraya la necesidad de acompañar las ZBE con medidas adicionales para mitigar este efecto secundario (principalmente reduciendo emisiones de COVs). Sin embargo, los beneficios de reducir los niveles de NO₂ y PM contrarrestan el perjuicio del aumento de O₃. Otro hallazgo clave es que el impacto de las ZBE en la calidad del aire se incrementa con el tiempo. En los primeros meses tras su implementación, las reducciones de contaminación fueron moderadas, pero se intensificaron en los años siguientes, lo que sugiere que los cambios en la flota vehicular y el comportamiento de los conductores producen mejoras progresivas en la calidad del aire. Por otro lado, los autores destacaron que, tras la introducción de estas zonas, la satisfacción con la calidad de vida de los ciudadanos disminuyó en aproximadamente 0.2 puntos en una escala de 0 a 10. Este efecto negativo fue más pronunciado en propietarios de vehículos diésel y en personas en edad laboral. A pesar de esta caída en la percepción de bienestar, los datos muestran que las ZBE también produjeron beneficios en términos de salud. En particular, se observó una reducción en los casos de hipertensión, especialmente entre personas mayores de 60 años, lo que sugiere que la menor exposición a contaminantes contribuyó a mejoras en la salud cardiovascular.

Tabla 4.3. Ejemplos de impactos de las ZBE sobre la calidad del aire (Adaptado de Clean Cities, 2024).

Ciudad	ZBE	Efectos
Berlín (Alemania)	Prohibidos vehículos diésel anteriores a EURO 4 y de gasolina anteriores a EURO 1	Reducción 10 % en concentraciones de PM10 (Gu et al., 2022)
Bruselas (Bélgica)	Prohibidos vehículos diésel anteriores a EURO 6 y de gasolina anteriores a EURO 3.	Reducción del 31 % de NO _x , del 30 % en PM2.5 y del 62 % en BC desde 2018. Las concentraciones de NO ₂ han caído un 30 % en las principales avenidas de la ciudad (Hourman, 2023)
Lisboa (Portugal)	Prohibidos vehículos anteriores a EURO 3	Reducción del 22% en concentraciones de NO ₂ y del 29 % en PM10 (Santos et al., 2019)
Madrid (España)	Acceso restringido a residentes y vehículos CERO y ECO; prohibidos los EURO 0–2 (etiqueta A) y limitación de acceso a EURO 3–6 (etiquetas B y C) según tramo.	Reducción de la concentración de NO ₂ de entre el 23-34 % (Salas et al., 2019 y 2021)

- **Zonas de Ultra-Bajas Emisiones (ZUBE):** son zonas donde solo se permite la circulación de Vehículos de Emisiones Ultra Bajas (ULEV), es decir, aquellos vehículos que emiten significativamente menos contaminantes (hasta un 70-80 % menos de lo permitido por la ley) que un vehículo convencional (pueden ser eléctricos o de motor). Un ejemplo es **Londres**, con

restricciones para turismos de gasolina de norma EURO 4 (2006) y anteriores, y vehículos diésel de norma EURO 6 (2020) y anteriores, y que funciona de forma permanente las 24 horas del día, los 7 días de la semana, excepto el día de Navidad. Otro ejemplo es la Zona de Bajas Emisiones de Especial Protección (ZBEDEP) Distrito Centro de **Madrid**, donde los vehículos con distintivo “B” o “C” pueden entrar solo para estacionar en aparcamiento público o privado dentro de la zona, pero no para atravesarla libremente, mientras que los vehículos con distintivos “ECO” o “0 Emisiones” tienen mayores facilidades de acceso y circulación. En cuanto al **impacto de la ZUBE de Londres** (Tabla 4.4), un estudio de Hajmohammadi and Heydecker (2022) analizó su efecto en la reducción de los contaminantes del aire en la ciudad tras su introducción en abril de 2019, centrándose en NO_x, NO₂ y NO. Se evaluó la evolución de la contaminación en 28 estaciones de monitoreo de la ciudad, comparando los datos de los 12 meses anteriores y los 11 meses posteriores a la implementación de la ZUBE. Los hallazgos del estudio confirmaron un descenso del 19 % en NO y 20 % en NO_x dentro de la zona. Sin embargo, los efectos positivos no se limitaron a esta área, ya que en la ZBE (más amplia) las reducciones fueron del 18 % en NO y 17 % en NO_x, mientras que en todo el Gran Londres se registró un descenso del 11 % en NO y 15 % en NO_x. El impacto en los niveles de NO₂ fue algo menor pero aún significativo. En la ZUBE y la ZBE, la concentración de este contaminante se redujo en un 11-12 %, mientras que en todo Londres se observó una disminución del 13 %, lo que indica que la medida tuvo un alcance más amplio de lo esperado. En 2018 la concentración media anual de NO₂ era de 47,5 µg/m³, cifra que descendió a 43,8 µg/m³ en 2019 y a 38,9 µg/m³ en 2020, alcanzando así el valor límite anual de 40 µg/m³. El estudio también destaca que factores como la composición del tráfico, la meteorología y la evolución del parque vehicular influyeron en la efectividad de la medida, por lo que las futuras expansiones de la ZUBE deberían considerar estos elementos para maximizar su impacto.

Tabla 4.4. Impactos de la ZUBE de Londres en la calidad del aire de Londres (Clean Cities, 2024).

Reducción de NO _x en 23 % desde 2019 (Mayor of London, 2024)
Reducción de NO ₂ de un 21 % en el interior de la ciudad y de un 46 % en el centro desde 2017, en comparación con un escenario sin ZUBE, y reducción de un 41 % en el centro e interior de la ciudad de PM 2.5, también desde 2017 (Mayor of London, 2023)
Reducción flujos de tráfico en centro entre el 3-9 % según la hora y zona (Mayor of London, 2020)

- **Zona de Emisiones Cero (ZEZ):** son zonas donde sólo se permiten vehículos de cero emisiones (es decir, vehículos con batería eléctrica o vehículos de hidrógeno, así como bicicletas y a pie). Los vehículos con motor de combustión interna están prohibidos (incluso los vehículos híbridos enchufables). Por ejemplo, la ZEZ de **Islington y Hackney**, (distritos de Londres), en funcionamiento desde julio de 2018, permite la circulación solo a vehículos que emiten menos de 75 g/km de CO₂ (esto incluye a todos los vehículos eléctricos y de hidrógeno y algunos de los vehículos híbridos más limpios y menos contaminantes); la ZEZ está activa de lunes a viernes de 07: 00 a 10: 00 h y de 16: 00 a 19: 00 h y las multas por infracciones de tránsito pueden ser de hasta 130£. En el caso de la ZEZ de **Oxford**, los vehículos eléctricos pueden ingresar a la ZEZ de forma gratuita, mientras que los vehículos que no cumplan con el estándar de vehículos de emisión cero deben pagar (entre 4-20£, según el tipo de vehículo); la ZEZ está activa de 07:00 a 19:00 h. Sin embargo, en **Rotterdam** han optado por una ZEZ logística, que afecta solamente a la

DUM. Así, desde el 1 de enero de 2025 las furgonetas de reparto con fecha de primera matriculación posterior al 1.1.2025 deben ser de emisiones cero, o bien EURO 5 (2011), aunque esta medida se irá endureciendo hasta que sean todos de cero emisiones en 2028. En el caso de camiones, la norma mínima es que desde el 1 de enero de 2025 los camiones con una fecha de primera matriculación posterior al 1.1.2025 deben ser de emisiones cero, los rígidos EURO 6 (2020) deben tener una fecha de primera matriculación posterior al 1.1.2020 y las tractoras semirremolque EURO 6 deben tener una fecha de primera matriculación posterior al 1.1.2017, pero tenido en cuenta que a partir del 1 de enero de 2030 todos los camiones han de ser cero emisiones. En cuanto a los **impactos en la calidad del aire de las ZEZ**, existen estudios que han hecho una modelización al respecto, como el de Piccoli et al. (2025) donde la modelización estima mejoras de la calidad del aire en 2030, con una reducción del 54 % de NO₂ en Milán frente a los niveles de 2017, y estima beneficios para la salud como un 50 % menos de mortalidad prematura vinculada a la contaminación atmosférica.

- **Peajes urbanos/tasas de congestión:** se aplican a áreas urbanas concretas, y se controlan mediante cámara o, como en muchas ciudades italianas, mediante la compra de un bono (Figura 4.5) con un código que, junto con la matrícula, se manda por SMS a un número y al entrar en la zona restringida y ser la matrícula fotografiada por una cámara, no es multado el vehículo (si se entra sin dicho bono, se dispone hasta las 24 h de la noche para comprar el bono y enviar el código). Aunque habitualmente se usan para reducir la congestión del tráfico o los atascos en la ciudad también ayudan a mejorar otros problemas, como la calidad del aire y el ruido. En la mayoría de las ciudades, el dinero recaudado por este sistema se suele reinvertir en mejorar el transporte dentro y alrededor de la ciudad. Un ejemplo de peajes urbanos los tenemos en ciudades como **Londres**, en donde afecta a todos los vehículos excepto vehículos con nueve o más asientos, moto-triciclos, motocicletas, vehículos utilizados por personas discapacitadas y vehículos de emisiones ultra bajas, como son los vehículos eléctricos o automóviles y camionetas que emiten 75g/km o menos de CO₂ y cumplen con el estándar de emisiones EURO 5 para la calidad del aire; el peaje se cobra de lunes a Viernes de 07:00 a 18:00, y sábados, domingos y festivos (excepto Navidad y Año Nuevo) de 12:00 a 18:00. En **Estocolmo** se introdujeron los peajes en 2006 como una prueba de siete meses, seguida de un referéndum en el que la mayoría votó a favor de las tasas, de forma que se volvieron a introducir en agosto de 2007, y han estado operativas desde entonces; el peaje se cobra de lunes a viernes, excepto festividad. En cuanto al precio del peaje, este varía según la ciudad, así en **Londres** el peaje tiene un coste de 15£/día (unos 17,2€), en **Milán** 5€/día (de lunes a viernes, de 7:30 a 19:30 h), mientras que en **Estocolmo** el precio varía según sea la hora del día (solo de lunes a viernes de 6 am a 18.30 h) y la época del año, pudiendo oscilar el precio desde casi 1€ (fuera de horas punta) hasta casi 4€ (en horas punta), y con multas de poco más de 40€ por no cumplir. Los peajes urbanos tienen un efecto significativo en las ciudades. Así, en **Göteborg**, un estudio de Börjesson y Kristofferson (2015) reporta una disminución del 12 % de tráfico durante las horas de más carga. En **Estocolmo**, se obtuvo una reducción de los vehículos circulantes del 22 %, y del 15 % del uso total de la carretera dentro del cordón tarifado y las emisiones totales del tráfico en esta zona de NO_x y PM₁₀ disminuyeron un 8,5 % y un 13 %, respectivamente (Johansson et al., 2009). Actualizaciones posteriores de estas evaluaciones, muestran reducciones del 32 % de los vehículos circulantes en 2017 respecto a 2000-2004 (Figure 4.6). En **Milán**, el peaje urbano ha sido eficaz para frenar no sólo las emisiones

contaminantes, sino también la congestión, y el resultado se ha logrado con bajos costes de aplicación y sin gran oposición política (Rotaris et al., 2010); la proporción de BC respecto a PM10 disminuyó un 47 % y un 62 % en la zona *Ecopass* y en la zona peatonal, respectivamente, en comparación con la zona sin restricciones (Invernizzi et al., 2011).



Figura 4.5. Ejemplo de bono de entrada a Palermo.

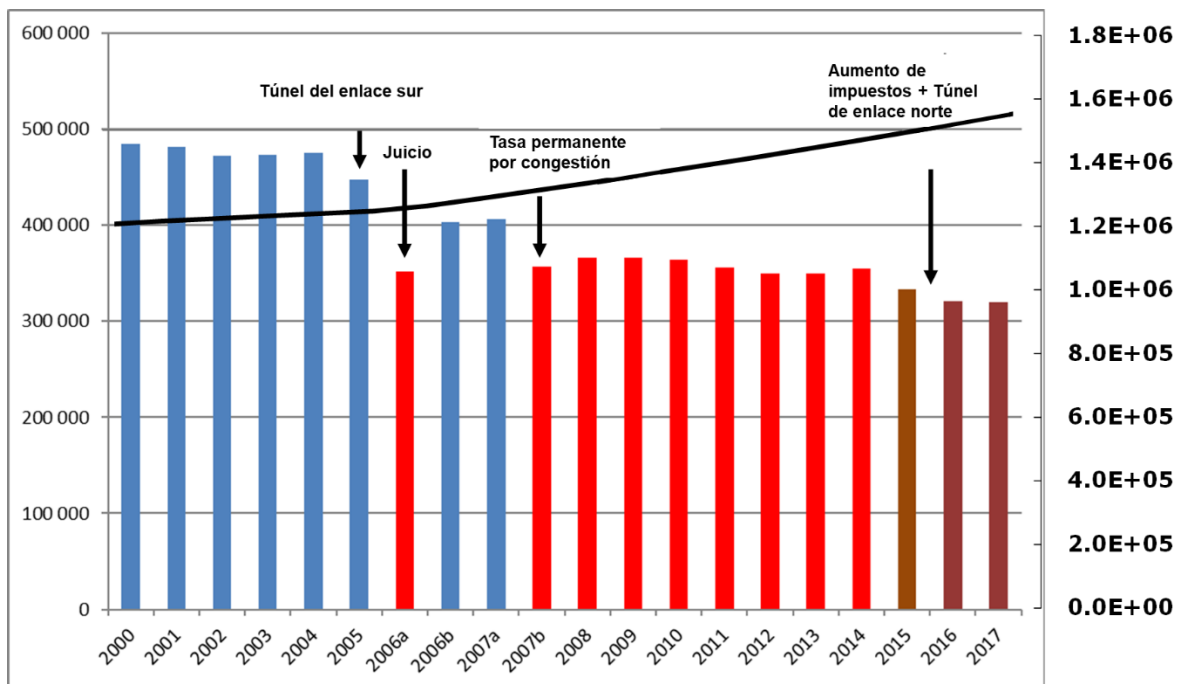


Figura 4.6. Reducciones de vehículos circulantes respecto a 2000-2004 (Cortesía de Dr. Christer Johansson, Universidad de Estocolmo).

- Regulación de **emergencia por contaminación del aire**: se aplica a un área determinada, municipio entero o región, cuando se predice que la calidad del aire superará los valores legales

permitidos, o donde la calidad del aire ha superado dichos valores durante varios días. Pueden implicar una reducción en los límites de velocidad, aplicar una ZBE temporal, consejos para no conducir y / o billetes de transporte público de menor precio, según ciudad. Por ejemplo, Lombardía tiene el proyecto **MOVEIN** (**MO**onitoraggio dei **VE**icoli **IN**quinanti), que permite que los vehículos que no cumplan con el estándar EURO requerido circulen una cantidad limitada de kilómetros que depende de la categoría del vehículo, el tipo de combustible y el estándar EURO; así, los vehículos que participan en MOVEIN no podrán circular cuando exista una restricción de emergencia activa. Pero estas restricciones de emergencia por contaminación del aire no afectan solo a los vehículos, sino que tienen en cuenta otras medidas adicionales como la prohibición de usar generadores de leña para calefacción doméstica, de esparcir efluentes ganaderos, aguas residuales, o superar 19 °C en hogares y establecimientos comerciales, entre otras.

• **Otras regulaciones de acceso:**

- Zonas de **tráfico limitado**, donde solo se permiten ciertos vehículos, a menudo se requieren permisos para ingresar al área, o se permite el acceso en ciertos momentos del día.
- Prohibiciones o **restricciones** de tráfico, a menudo para **vehículos pesados**, como por ejemplo en Ámsterdam, que cuenta con una regulación de acceso para autocares, los cuales pueden circular por el centro de la ciudad a través de un número limitado de rutas fijas y con puntos establecidos para dejar y recoger pasajeros en dicha ruta y con el estacionamiento estrictamente prohibido.
- Ventanas de **tiempo** de acceso/entrega (a veces con requisitos de permiso).
- ‘Superbloques’, en los que el tráfico —especialmente el de paso— se restringe mediante limitaciones de acceso y configuraciones de circulación unidireccional.
- Delimitación de **zonas de estacionamiento coordinados** y establecimiento de **zonas peatonales**. Es el caso, por ejemplo, de las **zonas de Servicio de Estacionamiento Regulado** (SER) de muchas ciudades españolas, diferenciando muchas veces entre zona azul o verde (para residentes). Según el estudio de Gonzalez et al. (2022), las restricciones de aparcamiento en Madrid han reducido la congestión y mejorado la calidad del aire al limitar el tiempo de estacionamiento y aplicar tarifas diferenciadas según la etiqueta ambiental del vehículo. La reducción del tráfico derivado de la búsqueda de aparcamiento ha sido clave para disminuir las emisiones contaminantes, ya que en algunos casos este tráfico puede representar hasta el 74 % del volumen total en ciertas calles. Esta investigación destaca que el 68 % de los encuestados ha usado el SER, lo que indica un cambio en la movilidad, aunque con diferencias según ingresos: quienes tienen más recursos prefieren pagar estacionamiento privado, mientras que los de ingresos medios y bajos han optado más por transporte público o modos activos. El SER también ha influido en la propiedad de vehículos, ya que la posesión de automóviles es menor dentro de la zona de la M30, donde la dificultad para aparcar ha desincentivado la compra de coches adicionales. Sin embargo, las tarifas reducidas para vehículos ECO y 0 emisiones han generado un efecto no previsto: estos usuarios siguen utilizando el coche con frecuencia, reduciendo el impacto positivo de la medida en el largo plazo. Para maximizar sus beneficios, el estudio recomienda reducir aún más la oferta de aparcamiento en la vía pública, aplicar tarifas dinámicas y fomentar alternativas como el transporte público y los sistemas de "Park & Ride" en la periferia.

En la misma línea, en el estudio de Caicedo et al. (2016), se muestra que la gestión del aparcamiento influye en la calidad del aire al reducir el tráfico innecesario. Se estima que hasta el 40 % del tráfico en áreas céntricas proviene de conductores buscando estacionamiento, lo que genera emisiones adicionales de CO₂ y contaminantes como NOx y PM10. Si la ocupación del aparcamiento es alta, esta contaminación puede superar 10t de CO₂ al año. Las restricciones tarifarias pueden aumentar los tiempos de búsqueda, ya que los conductores intentan evitar costos altos, prolongando la circulación y las emisiones. También, limitar la distancia caminable reduce la eficiencia del aparcamiento y agrava el problema. Sin embargo, el uso de tecnología en tiempo real, como paneles VMS y aplicaciones móviles, optimiza la ocupación, disminuye los tiempos de búsqueda y reduce la contaminación. Para minimizar el impacto ambiental, el estudio recomienda tarificación dinámica y menos aparcamiento en vía pública. También Querol et al. (2018) muestra en su estudio como la implementación de la zona SER repercute en la disminución del número de vehículos circulantes en las principales calles de la ciudad de Barcelona.

En cuanto a las **zonas peatonales**, estas ayudan a reducir la circulación de vehículos en esas zonas. Es el caso de **Pontevedra** (de 118,2 Km²), donde se ha peatonalizado el centro histórico y cuenta con una superficie peatonal, incluyendo zonas verdes y parterres, dentro o en continuidad con la zona urbana consolidada, de 1,1 Km² (Figura 4.7) (Concello de Pontevedra, 2023). Así, según datos del Concello de Pontevedra (2023) se ha reducido el tráfico en el centro histórico en un 97 % respecto a 1999: de los 80.000 vehículos que circulaban por el centro urbano a finales de los 90, se había pasado en 2014 a apenas 7.000 (Figura 4.8), lo que también ha repercutido en las emisiones de CO₂ (han caído un 70 %) y mejorado la calidad del aire, en beneficio de la salud y la seguridad de los residentes; además, la siniestralidad se ha desplomado: el balance de fallecidos en siniestros de tráfico pasó de los 30 registrados en la década 1996-2006 a apenas tres entre 2006 y 2016. Los coches pueden aparcar en estacionamientos gratuitos que están a unos 15 minutos a pie del centro de la ciudad y si hay que acceder en vehículo al centro, el tráfico rodado está limitado a 10 km/h en el interior del centro urbano y solamente se permite el acceso, justificado, durante un breve espacio de tiempo, ya que solo se puede estacionar 15 minutos (lo que se estima necesario para recoger a una persona con movilidad reducida, por ejemplo) y 30 minutos en caso de carga y descarga (Figura 4.9). El Ayuntamiento, además, creó Metrominuto (Figura 4.10), un plano como los del suburbano de las grandes ciudades, que marca los tiempos, caminando entre los diferentes puntos, y que supone un gran impulso a la movilidad activa a pie (Euronews, 2022a). Además, en 9 años, la calidad del aire ha mejorado y está dentro de las recomendaciones de la OMS, gracias a las medidas que han favorecido la accesibilidad y priorizado a los peatones (López, 2021) (Figura 4.11).

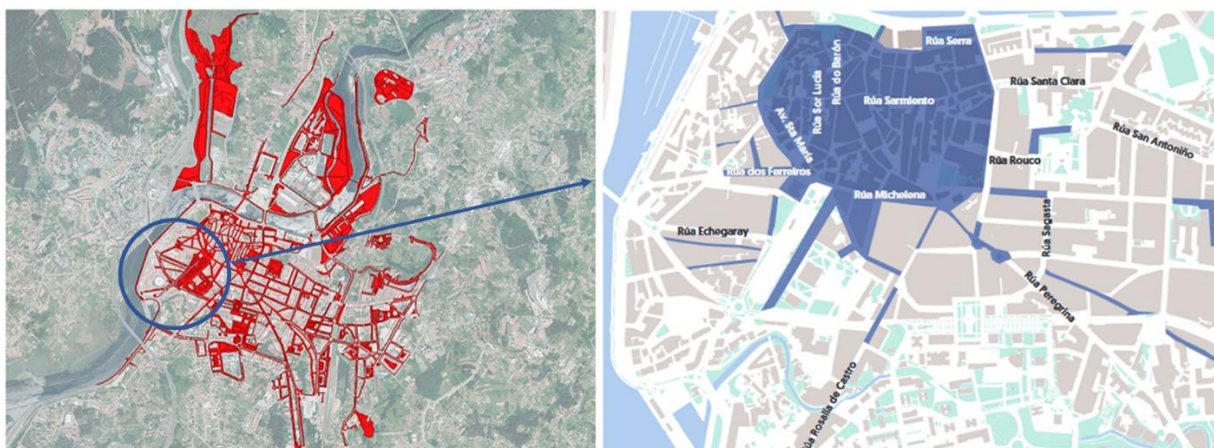


Figura 4.7. A la derecha, superficie peatonal de Pontevedra, y a la izquierda, detalle del casco histórico de la ciudad (Concello de Pontevedra, 2023).

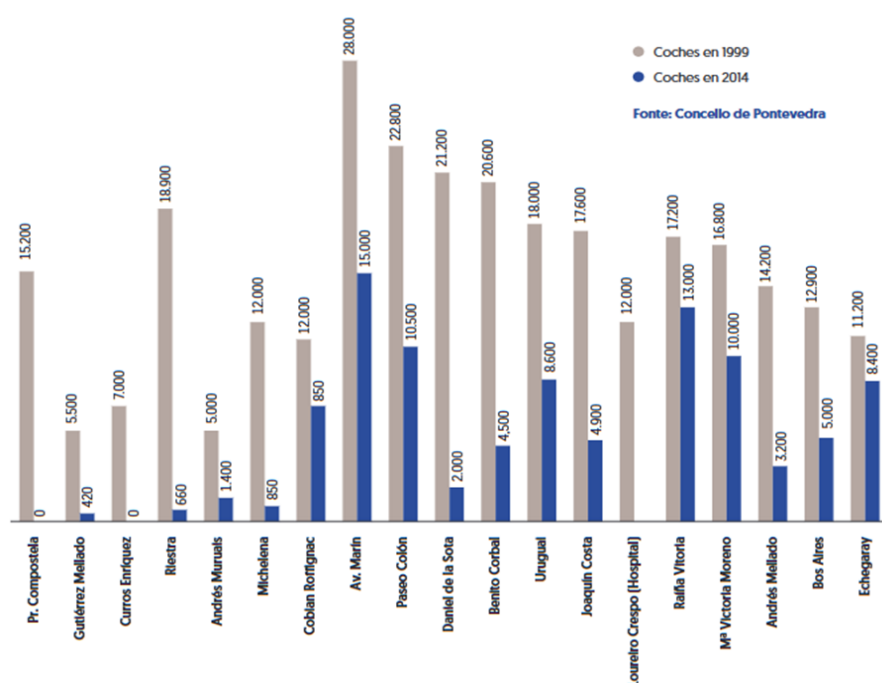


Figura 4.8. Datos de tráfico en 1999 y en 2014 en diferentes calles de la ciudad de Pontevedra (Concello de Pontevedra, 2023).



Figura 4.9. Señalización vial de acceso restringido, solo permitido para bicicletas, autorizados y DUM con limitación a 10Km/h, en la ciudad de Pontevedra.



Figura 4.10. Metrominuto, Pontevedra (<https://metrominuto.pontevedra.gal/es/>).

Prioridad peatonal • Eliminación del tráfico de paso • > 60% de espacio para conducir y aparcar se reasigna a espacios para peatones • Calles peatonales y de coexistencia de tráfico (20 km/h) • Planes peatonales sectoriales • Metrominuto Accesibilidad • Eliminación de barreras • Ensanchamiento de la acera • Iluminación de alta calidad y bajo consumo • Hacer más atractivos los lugares para todos y eliminar obstrucciones y obstáculos	Seguridad vial • Limitación de la velocidad urbana de 30 km/h y 20 km/h • Badenes y rotondas para respetar los límites de velocidad Retención del tráfico rodado • Sólo se permite la conducción y el estacionamiento justificados • Prohibición de aparcar en la acera • Aparcamiento gratuito fuera de los centros urbanos • Sanciones por estacionamiento indebido • Disminución del tráfico de paso y de búsqueda
---	--

Figura 4.11. Actuaciones llevadas a cabo en Pontevedra durante el periodo comprendido entre 1999 y 2015 (adaptado de López, 2021). Las principales medidas se implementaron en 4 ámbitos: i) prioridad peatonal; ii) accesibilidad; iii) reducción drástica del tráfico en la ciudad; iv) seguridad vial (Mosquera, 2016).

- **Medidas para reducir el impacto social negativo de las UVARs**

Todas las UVARs citadas anteriormente deben de ir acompañadas de medidas para **reducir el impacto** en la **población** socio-económicamente **más vulnerable**. Así, por ejemplo, en el caso de los peajes urbanos y de las ZBE pueden usarse cámaras que detecten si hay más de 2 ocupantes en el vehículo, para no tener que pagar por acceder, o usar chips de acceso a las ZBE por un bajo coste, que permitan circular un determinado número de km al año, pensado sobre todo para aquellas personas que no puedan aún permitirse el cambio a un vehículo menos contaminante. También se pueden permitir exenciones a determinados colectivos con menor poder adquisitivo o necesidades especiales como, por ejemplo, es el caso de Milán donde la ZBE tiene excepciones para vehículos de minusválidos, vehículos antiguos de más de 30 años o coche oficiales como los de policía, y ambulancias, entre otros. Otras medidas que se utilizan son: proporcionar ayudas económicas para la renovación de vehículos privados (como el Plan MOVES III, anteriormente citado) o a pequeñas empresas de reparto, facilitar bonos de transporte público (especialmente a propietarios que se puedan ver afectados por las UVAR) y fomentar el uso de coche y moto compartido (*car-sharing*), siempre que cumplan con los requisitos de acceso a la UVAR.

Entre los principales **efectos** que tienen las UVARs están, no solo los dirigidos a resolver problemas de congestión de tráfico, sino también aquellos que pueden tener un impacto positivo en **la mejora de la calidad del aire**, conservación del paisaje urbano (núcleos históricos), mitigación del ruido y hacer que las carreteras sean más seguras para circular por ellas.

Un **ejemplo de UVAR combinado y con efectos positivos** es el de la ciudad de **Milán**, donde en su **ZONA C** (en vigor desde 2011) se combina una ZBE con peaje urbano de acceso: los vehículos deben

pagar para ingresar (3€ para residentes, 7.50€ si es un billete ordinario diario, 22.50€ si es un billete diferido con hasta 7 días para pagarlo) y, además, solo pueden ingresar los vehículos menos contaminantes. Está activa de lunes a viernes 07:30 - 19:30, y los vehículos eléctricos, los híbridos M1 que emitan menos o igual a 100 g de CO₂/km, los ciclomotores y las motocicletas podrán acceder de forma gratuita a ella, así como los residentes de la zona, cuyos 40 primeros accesos anuales a la zona C son gratuitos. Antes de su entrada en vigor, Milán ya había experimentado con otro tipo de medidas de tarificación vial, como el *Ecopass*, una tasa por contaminación introducida en 2008, que se basaba en el principio de quien contamina paga, de forma que los usuarios pagaban en función de la clase de emisiones de su vehículo. Posteriormente, en 2012, la tasa por contaminación evolucionó a tasa por congestión, con una gran aprobación en referéndum (79 %). Así, desde la entrada en vigor de la Zona C, en 2022 (EIT, 2022) se había reducido en un 38.5 % el número de desplazamientos medios diarios a la zona y la proporción de vehículos diésel que entran en la zona ha disminuido del 52,8 % al 43,1 %, mientras que la de vehículos eléctricos e híbridos ha aumentado (del 0.1 % al 2,7 % y del 5,3 % al 22,2 %). En cuanto a la contaminación atmosférica, se ha observado una reducción gradual y constante de la concentración de PM₁₀ y NO_x. Respecto a la DUM, la Zona C tiene ventanas horarias específicas para permitir el paso de vehículos de carga en horas concretas estando prohibido el acceso a los vehículos de carga (excepto los eléctricos) desde las 8 a.m hasta las 10 a.m. Finalmente, en 2019 Milán puso en marcha la mayor Zona de Tráfico Limitado de Italia, la **ZONA B**, una de las mayores ZBE de Europa, con una superficie de 132 km², que abarca aproximadamente el 70 % de la superficie de la ciudad, donde vive el 97 % de la población. Tiene un sistema de control de acceso de la mayoría de los vehículos pesados y contaminantes, integrado con el sistema de la zona C. En 2030, todos los vehículos diésel tendrán prohibida su entrada en la zona B, que afectará no sólo a los vehículos privados, sino también a la flota de autobuses. La ZONA C obtuvo importantes resultados no sólo en la **mejora de la calidad del aire**, sino también en lo que respecta a la sostenibilidad económica y social, ya que la reducción de los coches que circulan por el centro de la ciudad ha permitido **reutilizar los espacios públicos** antes reservados al aparcamiento en zonas peatonales, en nuevas estaciones de uso compartido de bicicletas y en servicios de uso compartido de coches en la ciudad. Además, la reducción del tráfico ha beneficiado a todo el sistema de transporte, incluso en la productividad de las entregas de mercancías en el centro de la ciudad.

Además de las citadas restricciones, Milán ha apostado por desarrollar medidas de apoyo como el *car-sharing*. En 2020, Milán recibió el reconocimiento internacional por sus políticas de fomento y apoyo al uso compartido del coche al tener una de las mayores ofertas de *car-sharing* de la UE, dado que consiguió en cinco años triplicar el número de usuarios de coche compartido hasta superar los 1,1 millones en 2020. La flota de vehículos compartidos era por aquel entonces de unos 3.300 turismos, pero la oferta de movilidad compartida también incluía taxis, motocicletas, bicicletas y dispositivos de micro-movilidad como, por ejemplo, motos eléctricas o *e-scooters* (Polis, 2020).

Así pues, Milán es un ejemplo de integración de diversas UVARs combinadas, con medidas de reducción del impacto social indeseado y un gran éxito en el *car-sharing*. Sin duda, una de las ciudades de referencia para UVARs.

En la UE, las UVARs forman parte del Marco de Movilidad Urbana, que sustituye al Paquete de Movilidad Urbana de 2013 y propone nuevas vías para lograr una movilidad urbana sostenible. Este

marco busca apoyar a las ciudades en su papel como centros de transporte esenciales dentro del mercado único, enfocándose en el transporte público, la movilidad activa, la seguridad vial, flotas sostenibles de taxis y transporte compartido, logística de cero emisiones, centros multimodales y soluciones digitales inteligentes (Figura 4.12; EIT, 2022).



Figura 4.12. Marco de movilidad urbano de la UE (adaptado de EIT, 2022).

Según el informe de EIT (2022), el 73 % de las UVARs en Europa son ZBE. Aunque cada ciudad maneja sus propias UVARs (Figura 4.13), esta diversidad genera desafíos en el mercado interno de la UE, a veces resultando en discriminaciones hacia conductores no residentes. Las ciudades también enfrentan dificultades en la implementación de UVARs, pues requieren políticas coherentes, no discriminatorias y fáciles de usar; además, la falta de información clara para los conductores, especialmente extranjeros, es un problema recurrente, ya que deben registrar sus vehículos antes de circular en ciudades con LEZ, arriesgándose a multas incluso si cumplen con las normativas si no se registran a tiempo.

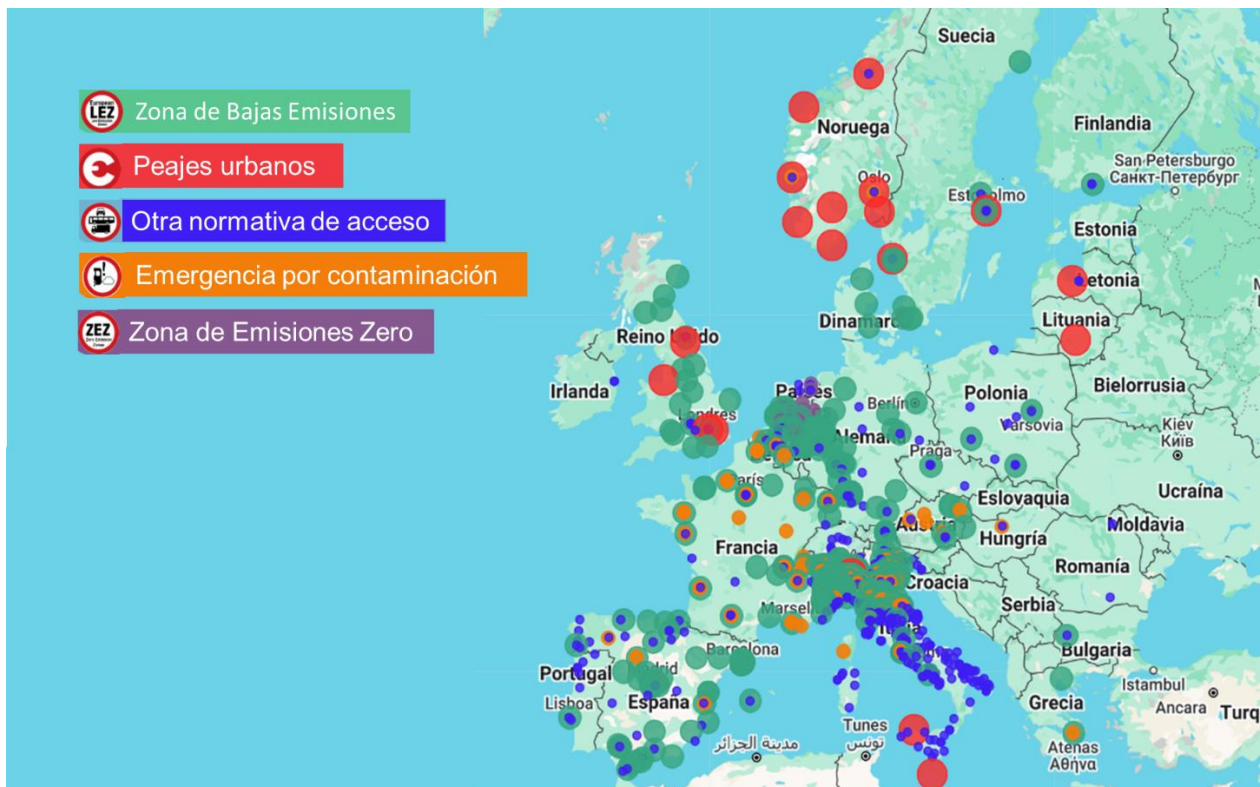


Figura 4.13. Mapa de los diferentes tipos de UVARs en parte de la UE (UAR, 2025).

Para mejorar esta situación, la UE ha puesto en marcha varias iniciativas, como la obligación para las autoridades (desde 2020 a través del Reglamento (UE) 2018/1724) de proporcionar información sobre UVARs a través de un portal digital único. Además, el Reglamento Delegado (UE) 2015/962, revisado en 2022 y aplicable desde 2025, requiere que los Estados Miembros proporcionen datos en tiempo real sobre tráfico y UVARs. También están el proyecto 'UVARbox', que ayuda a las ciudades a digitalizar datos de UVARs, y el 'UVARexchange', que mejora la comunicación de estas regulaciones y facilita su aplicación a vehículos extranjeros. A nivel local, el diseño y la implementación de las UVARs dependen mucho del marco legal de cada país.

Como ya comentamos anteriormente, cabe recordar y destacar que el éxito de la aplicación de las UVAR exige tener en cuenta la cuestión de la **equidad**. Se necesitan las exenciones adecuadas para satisfacer las necesidades de personas concretas (por ejemplo, personas con necesidades de accesibilidad o que no conduzcan a menudo).

El caso específico de las Zonas de Bajas Emisiones

Las ZBE surgieron en Estocolmo en 1996 (para vehículos de distribución urbana de mercancías), pero han sido promovidas por Londres y sobre todo Berlín, ya que en 2008 fue la primera ciudad en aplicarla a todo tipo de vehículos. Hasta entonces se aplicaban solo a vehículos pesados y furgonetas de reparto. De todas las UVARs, la ZBE es la más utilizada e implementada en Europa respecto a las ZEZ, Peajes o ZUBE.

En España, la regulación de las ZBE se articula principalmente a través de la **Ley 7/2021** de cambio climático y transición energética que obliga a los municipios con más de 50.000 habitantes, a los

territorios insulares y a los municipios de más de 20.000 habitantes que superen los valores límite de contaminantes a adoptar, antes de 2023, planes de movilidad urbana sostenible que incluyan, entre otras medidas, la creación de ZBE, para reducir las emisiones derivadas de la movilidad, mejorando así la calidad del aire (y mitigando también las emisiones de gases de efecto invernadero). Esta ley se desarrolla en el **RD 1052/2022**, de 27 de diciembre, por el que se regulan las zonas de bajas emisiones, que establece los requisitos mínimos y comunes para la implantación de las ZBE, definiendo aspectos clave como los objetivos de las ZBE, su extensión, delimitación y condiciones de acceso, aportando seguridad jurídica a particulares y empresas mediante una legislación homogénea en todo el territorio nacional.

El **Real Decreto 1052/2022** concreta además los **principios básicos** de las ZBE: su finalidad es **mejorar la calidad del aire, mitigar el cambio climático, proteger la salud humana y fomentar una movilidad más sostenible e inclusiva**, reduciendo también el ruido y recuperando espacio público. Las entidades locales mantienen la competencia para delimitar y gestionar las zonas, pero deben hacerlo conforme a **criterios técnicos de calidad del aire, ruido y eficiencia energética**, estableciendo **objetivos cuantificables y verificables**. El decreto dispone que las medidas de acceso, circulación o estacionamiento se apliquen según la **clasificación ambiental de los vehículos**, con especial atención a las áreas más sensibles (entornos escolares, sanitarios, etc.), y que se implementen **mecanismos de seguimiento y revisión periódica** —al menos cada tres años— para evaluar su eficacia. Asimismo, exige **procesos de información pública y coordinación administrativa**, junto con una **señalización uniforme** y un régimen sancionador basado en la normativa de tráfico, garantizando la coherencia y aplicación homogénea de las ZBE en todo el territorio español.

A pesar de la obligación legal, a fecha de enero de 2025, en **España** no todos los municipios obligados a ello han implementado las ZBE, puesto que la implementación efectiva de estas zonas aún enfrenta desafíos en diversos municipios del país. Según datos de MITERD, sin contar con los territorios insulares, en enero de 2025 hay 52 ZBE en vigor, 91 en trámite (Figura 4.14) y 9 ZBE pendientes de establecerse, así como 4 municipios que cuentan con ZBE sin estar obligados legalmente.

En **Europa** la implementación de ZBE es bastante desigual en extensión y restricciones (Figuras 4.15 y 4.16) ya que en algunos países se ha priorizado la aplicación de Peajes Urbanos en lugar de ZBE (Figura 4.13).

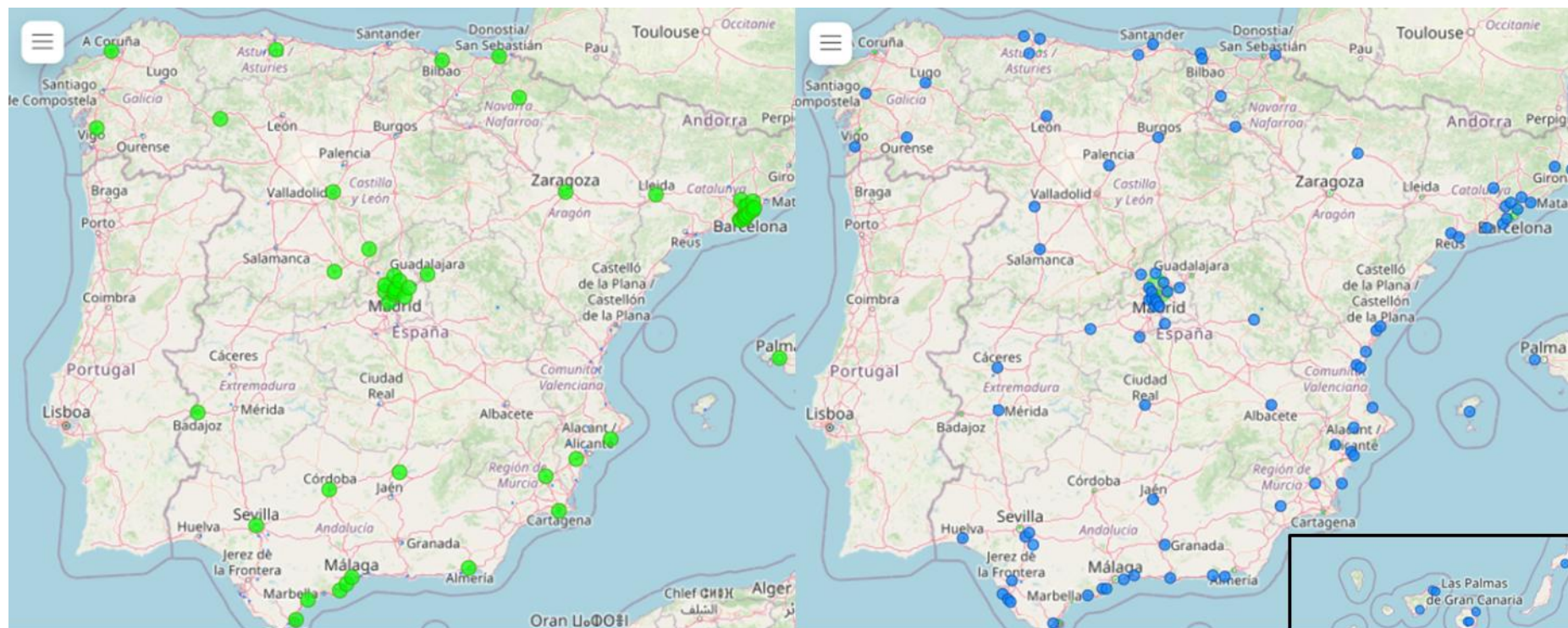


Figura 4.14. Ciudades con ZBE vigentes (izquierda, en verde) y en trámite (derecha, en azul) (MITERD, 2025b). **52 ZBEs obligatorias vigentes en España en enero de 2025:**

A Coruña, Alcobendas, Almería, Ávila, Badajoz, Badalona, Barcelona, Benidorm, Bilbao, Boadilla del Monte, Cartagena, Cerdanyola del Vallès, Córdoba, Cornellà de Llobregat, Donostia/San Sebastián, El Prat de Llobregat, Elx/Elche, Esplugues de Llobregat, Estepona, Fuengirola, Fuenlabrada, Gavà, Guadalajara, L'Hospitalet de Llobregat, La Línea de la Concepción, Las Rozas de Madrid, Linares, Lleida, Madrid, Madrid - ZBEDEP Distrito Centro, Madrid - ZBEDEP Plaza Elíptica, Málaga, Molina de Segura, Mollet del Vallès, Palma, Pamplona, Ponferrada, Pontevedra, Rivas-Vaciamadrid, Sant Adrià de Besòs, Sant Cugat del Vallès, Sant Joan Despí, Segovia, Sevilla, Siero, Terrassa, Torrejón de Ardoz, Torremolinos, Tres Cantos, Valladolid, Viladecans y Zaragoza.

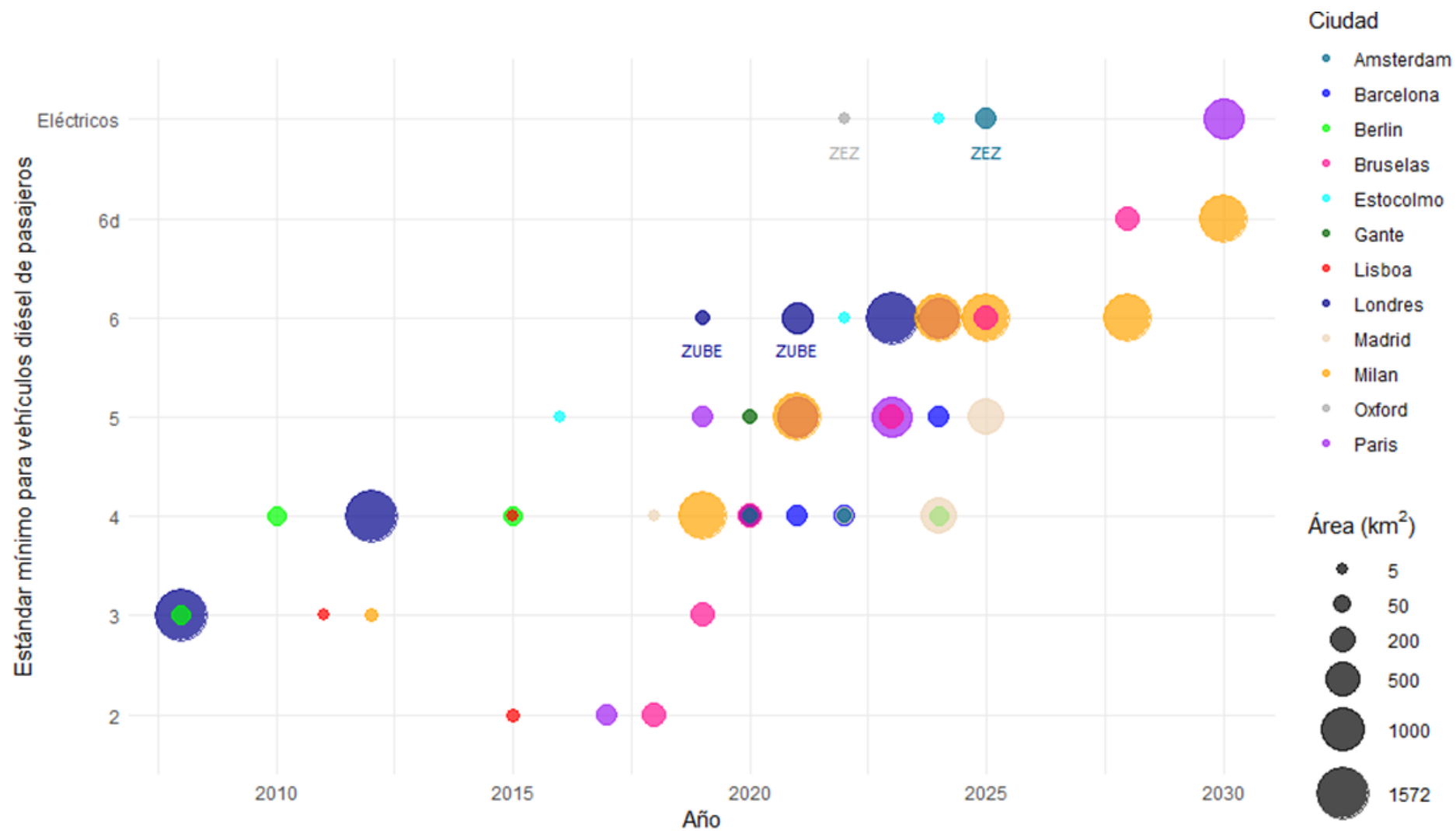


Figura 4.15. Año de implementación y tamaño de las ZBE en Europa, con las limitaciones de acceso según norma EURO para vehículos diésel.

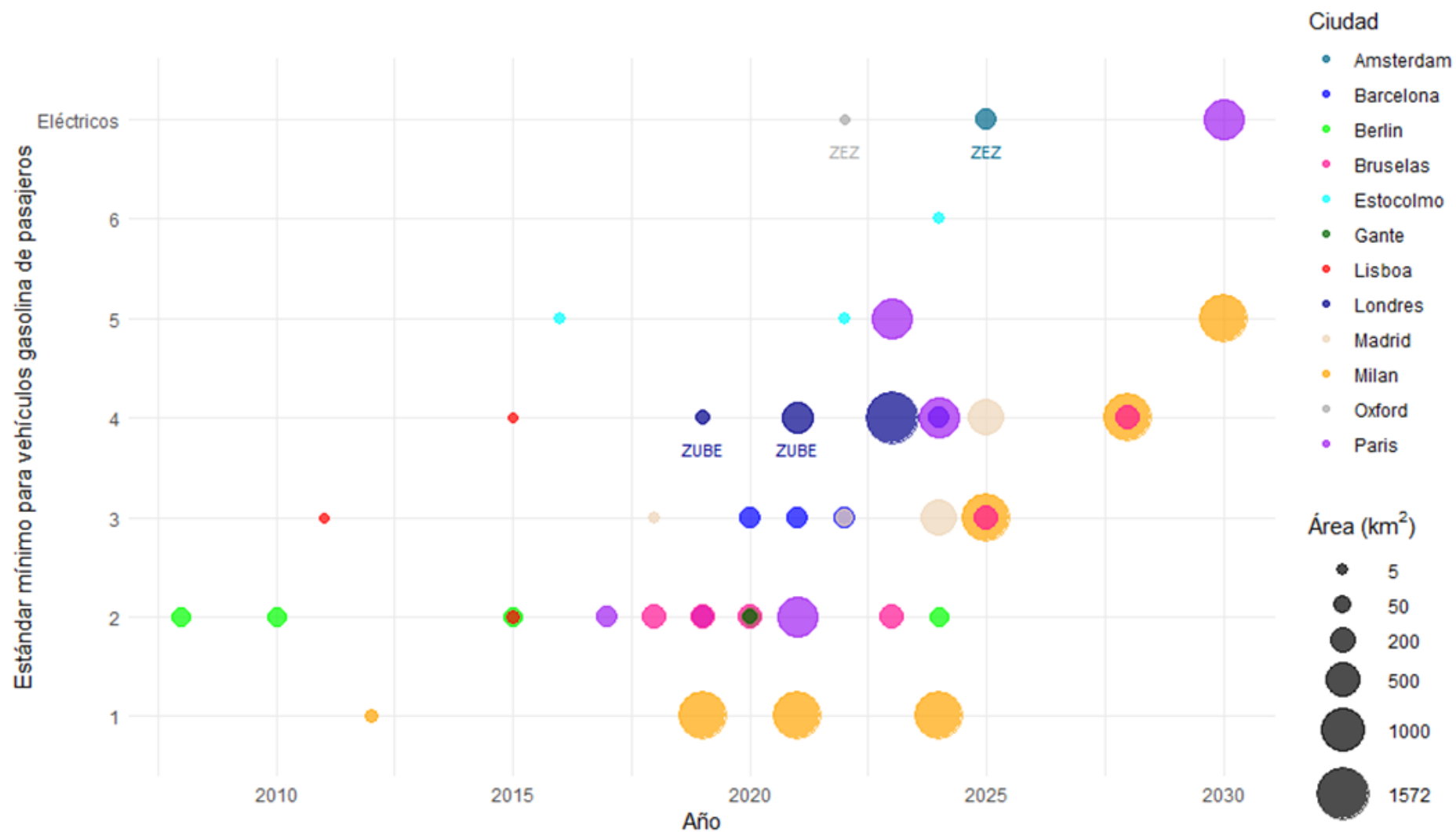


Figura 4.16. Año de implementación y Tamaño de las ZBE en Europa, con las limitaciones de acceso según norma EURO para vehículos gasolina.

El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, en colaboración con la Federación Española de Municipios y Provincias (FEMP), ha publicado el documento “**Directrices para la creación de zonas de bajas emisiones (ZBE)**” (MITERD, 2021), que sirve como guía para las entidades locales en el diseño e implementación de las ZBE. Estas directrices incluyen, entre otros, criterios en materia de calidad del aire, y procedimientos para su implantación y propuestas de indicadores de seguimiento. Además, el documento marca alguno de los objetivos de una ZBE que serían:

- **Mejorar** la calidad del aire y la salud de la ciudadanía, mediante la reducción de las emisiones de contaminantes atmosféricos (conforme a las recomendaciones de la OMS (2021) y los límites establecidos por la directiva de calidad del aire en vigor, Tabla 4.2).
- **Cambiar** hacia modos de transporte más sostenibles y de movilidad activa.
- **Impulsar** la eficiencia energética en el uso de los medios de transporte (por ejemplo, electrificando el mismo).

Pero conseguir esta mejora de calidad del aire en las ZBEs implica también promover su mejora en todo el municipio teniendo en cuenta los PMCA, de forma que haya una coherencia entre las ZBE con otros instrumentos existentes, como Planes de Movilidad Urbana Sostenible (PMUS), entre otros (Figura 4.17).

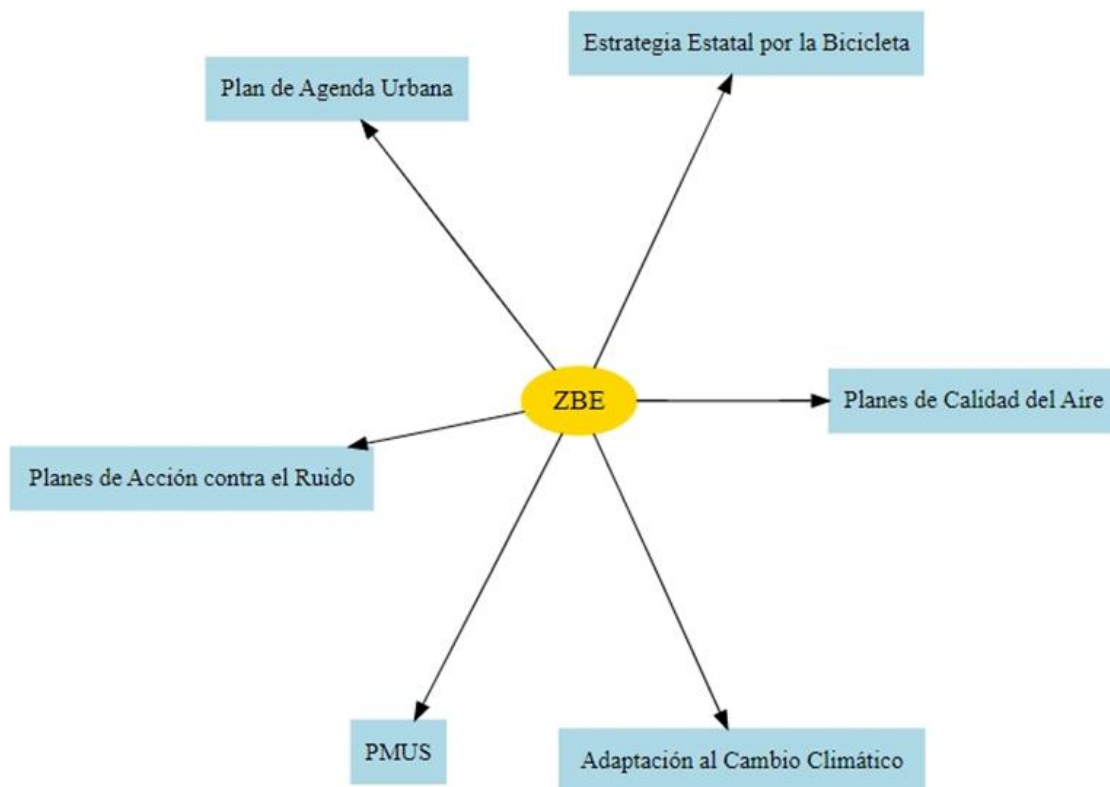


Figura 4.17. Coherencia de ZBE con otros instrumentos existentes.

En la guía también se explican los tipos de ZBEs que se pueden definir conforme a criterios geográficos o de gobernanza (Tabla 4.5 y Figura 4.19).

Tabla 4.5. Tipos de ZBE (MITERD, 2021).

Criterio	Tipo ZBE			
Geográfico	Estructural		Complementaria*	
	Núcleo	Anillo	Especial	Puntual
	Mayores restricciones. Evitar “efecto frontera”. Abarca estaciones que superan niveles de calidad del aire.	Área con medidas graduales que desincentive el “efecto frontera”. La zona mínima abarca estaciones que superan los niveles de calidad del aire	Extensión total del parque empresarial, polígono industrial o campus, ámbito sanitario o educativo. Promoción planes de transporte al trabajo (IDAE, 2019)	Tramo de calle donde asegurar mayor calidad ambiental para grupos de población vulnerables.
De gobernanza	Global			
	Alcanza todo el territorio municipal o metropolitano o, al menos, todo el ámbito de carácter residencial.			

*Tanto las ZBE Especial como las ZBE Puntual deberían diseñarse con criterios de zonas de ultra bajas emisiones (UZBE) donde las restricciones serían más exigentes que en su entorno.

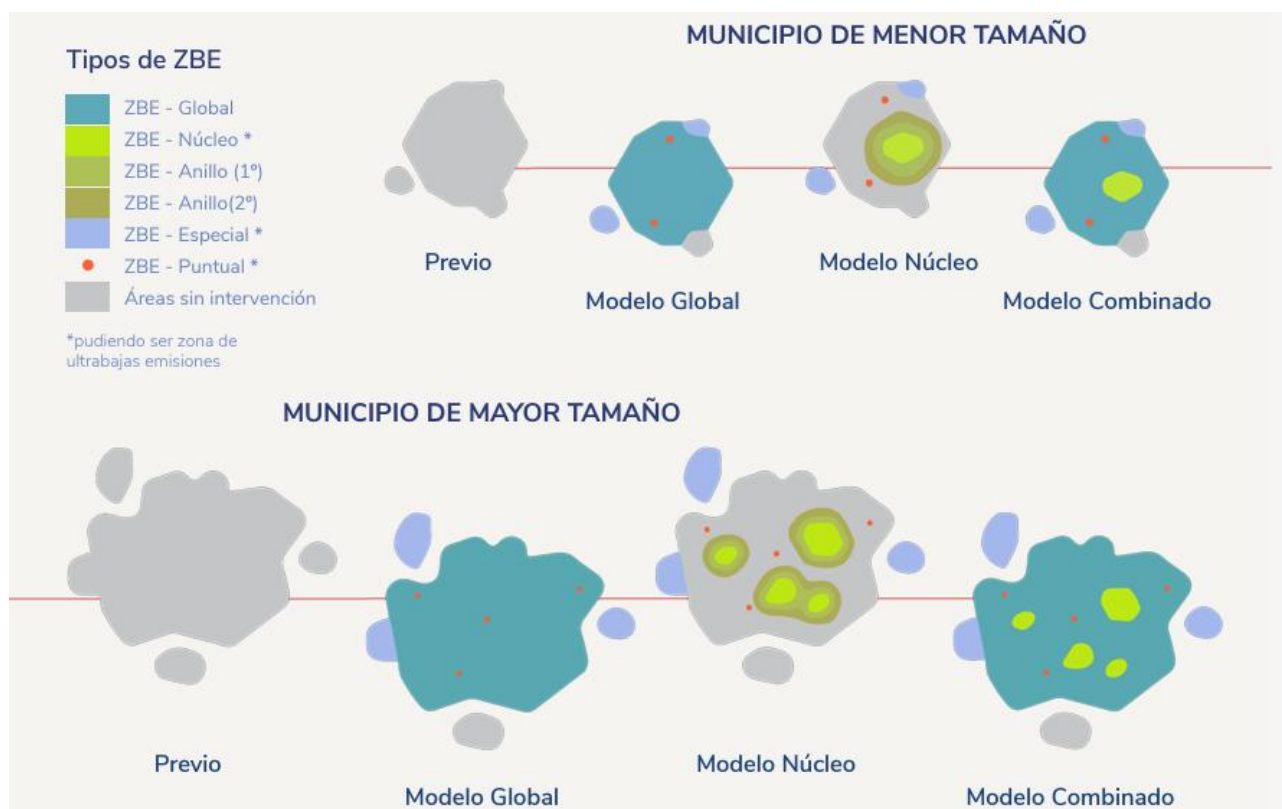


Figura 4.18. Ilustración donde se ejemplifican los tipos de ZBEs (MITERD, 2021).

También se resaltan en la guía los pasos adecuados a seguir para implantar una ZBE, como son:

- Diagnóstico: conocer el escenario de partida, mediante estudios previos del parque circulante, calidad del aire, etc.
- Definición de objetivos que pretenden alcanzarse.

- Definición y señalización de ZBEs (Figura 4.19): delimitar el área, su extensión mínima, el perímetro, número de ZBEs, entre otros.
- Restricciones, excepciones e incentivos, de acuerdo con los objetivos, usando, por ejemplo, el distintivo ambiental de la DGT, pagos de peajes, especificando criterios de aparcamiento, definiendo situaciones específicas y justificando excepciones, así como los criterios de aparcamiento
- Análisis de impacto económico (beneficios y costes) y social.
- Mecanismos de control y sanción (manual y/o automático).
- Mecanismos de seguimiento de los objetivos, monitorización y mejora continua (mediante el seguimiento de, entre otros, la evolución del Índice de Calidad del Aire (ICA), Figura 4.20).
- Calendario de implantación.
- Plan de sensibilización, comunicación y participación.

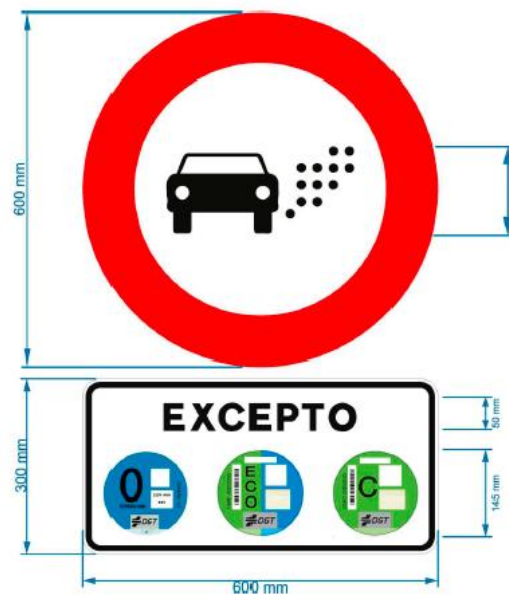


Figura 4.19. Diseño de la señal aprobada por la Dirección General de Tráfico, homogénea para todos los municipios españoles, con el siguiente significado: “Zona de Bajas Emisiones. Entrada prohibida a vehículos de motor, excepto aquellos vehículos que dispongan del distintivo ambiental indicado por la entidad local en la parte inferior de la señal” (DGT, 2021).

CATEGORÍA DEL ÍNDICE	MENSAJES PARA LA SALUD	SO ₂	PM2,5	PM10	O ₃	NO ₂
Buena	Calidad del aire satisfactoria	0-100	0-10	0-20	0-50	0-40
Razonablemente Buena	Calidad del aire aceptable, la contaminación no supone un riesgo para la salud	101-200	11-20	21-40	51-100	41-90
Regular	La calidad del aire probablemente no afecte a la población general pero puede presentar un riesgo moderado para los <i>grupos de riesgo</i>	201-350	21-25	41-50	101-130	91-120
Desfavorable	<i>Toda la población</i> puede experimentar efectos negativos sobre la salud y puede tener efectos mucho más serios en los <i>grupos de riesgo</i>	351-500	26-50	51-100	131-240	121-230
Muy Desfavorable	Condiciones de emergencia para la salud pública, la población entera puede verse seriamente afectada	501-750	51-75	101-150	241-380	231-340
Extremadamente Desfavorable	Condiciones de emergencia para la salud pública, la población entera puede verse gravemente afectada	751-1250	76-800	151-1200	381-800	341-1000

Figura 4.20. Infografía del ICA a fecha de noviembre de 2025 (valores expresados en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, MITERD, 2021).

El documento especifica que la implementación de ZBEs debe ayudar a favorecer la **movilidad activa**, tanto a pie (diseñando itinerarios, seguros, accesibles y cómodos para la población en general y para las personas con movilidad reducida y otros grupos de población vulnerables, en particular), como en bicicleta (promoción de corredores ciclistas, sistemas públicos y privados de préstamo de bicicletas, promoción del uso de la bicicleta en empresas). Se deben establecer **corredores verdes intraurbanos** que conecten los espacios verdes, y se tiene que reducir y limitar el espacio dedicado a los vehículos, incluyendo el aparcamiento, limitar la velocidad y planificar un calmado del tráfico en las vías urbanas. También deben de incluirse medidas para la mejora y uso del **transporte público** con medidas de integración intermodal, buenos precios, y buscando la electrificación en la medida de lo posible. Además, se favorecerá que el transporte privado, de realizarse, sea mediante **vehículos eléctricos** (incluyendo puntos de recarga) e impulsando la movilidad compartida. En cuanto a la **DUM**, se establecerán medidas como la regulación horaria, más áreas de carga y descarga, puntos de recarga específicos para vehículos de mercancías, creación de puntos de recogida local y buscando una última milla lo más sostenible posible. Es importante favorecer **planes de movilidad** al trabajo, y tomar medidas en zonas de especial protección, como los centros educativos. En definitiva, todas las medidas deben ayudar a mejorar la adaptación urbana a los impactos climáticos.

Por su parte, Holman et al. (2015) concluyeron que las ZBEs:

- Deben aplicarse a todos los tipos de vehículos (reparto, taxi, particulares, transporte, ...).

- Deben ser ambiciosas afectando a vehículos aquejados por el *Diesel gate*. Ya que, por ejemplo, la sustitución de un vehículo EURO 3 diésel, que no puede circular en determinadas UVARs, por un vehículo EURO 4 o 5 de segunda mano, afectado por el *Diesel gate* pero que, si puede circular por la UVAR de acuerdo con su etiquetado, podría suponer un incremento de la contaminación. Esto afecta tanto a vehículos privados, como especialmente a vehículos de DUM, que hacen muchos km/día.
- Deben tener una aplicación estricta, acompañada de sanciones.
- Deben aplicar también a motocicletas.
- Deben tener un ámbito grande de aplicación para no crear efectos frontera indeseados.
- En lo posible, se debe utilizar una clasificación de vehículos según las emisiones reales de circulación, más que las derivadas de las normas EURO 1-5 o I-V. Solamente a partir de EURO 6d pueden considerarse equivalentes a los valores normativos.

Por tanto, el establecimiento de las UVARs en las ciudades implica tomar medidas encaminadas a cambiar la flota circulante de vehículos a otra más ecoeficiente. Es por ello que se debe promover desde la Administración (central o autonómica) el despliegue de campañas de ayudas para que este cambio se produzca, si es necesario, con la sustitución del vehículo afectado por uno de bajas emisiones reales, o no afectado por el *Diesel gate*, similar al Plan Moves III pero que sea específico para ZBEs.

4.13. Medidas de actuación y mejora sobre el transporte público y aparcamientos asociados

En los últimos años no sólo se han aprobado medidas para ayudar a la ciudadanía a acceder al transporte público mediante abonos gratuitos/subvencionados de transporte (Es movilidad, 2022), sino que también se ha favorecido la mejora en las flotas de las compañías de transporte, tanto de pasajeros como de mercancías, para que sean más ecoeficientes cambiando los vehículos por otros eléctrico o híbridos.

Así, desde la UE se puso en marcha entre 2013 y 2018 el programa **ZeEUS** (Sistema de Autobuses Urbanos de Emisiones Cero, por sus siglas en inglés) para extender la solución totalmente eléctrica a la parte central de la red de autobuses urbanos y crear un sistema de transporte competitivo y sostenible (ZeEUS, 2014). De esta forma se probaron soluciones de electrificación en el corazón de la red de sistemas de autobuses urbanos mediante demostraciones urbanas en directo y facilitando la incorporación al mercado de autobuses eléctricos en Europa. Además, se hicieron evaluaciones de la viabilidad económica, medioambiental y social de los sistemas de autobuses urbanos eléctricos mediante escenarios operativos reales en toda Europa.

En España se aprobaron medidas para una **Plan de Recuperación** para promover una movilidad sostenible, segura y conectada, gracias a los planes *NextGenerationEU* (Plan de Recuperación, 2024), entre cuyos objetivos están la reducción de las emisiones contaminantes y la dependencia de combustibles fósiles, fomentando modos de transporte eficientes y asequibles y mejorando la competitividad del sector del transporte y garantizando el acceso equitativo a sistemas de transporte que sean seguros y accesibles para todos los ciudadanos. Además, persigue ofrecer soluciones que promuevan la equidad social, la accesibilidad y la calidad de vida mediante un transporte público eficiente que reduzca el uso del automóvil privado y optimice los desplazamientos urbanos e interurbanos, y que permita la intermodalidad (combinar distintos

modos de transporte) para aumentar la eficiencia, permitiendo que los ciudadanos puedan realizar trayectos complejos de manera más rápida, económica y sostenible.

También se ha llevado a cabo un **Programa de transformación** de flotas de vehículos pesados de transporte por carretera, para impulsar la transformación del parque de vehículos pesados de transporte en otros que utilicen energías alternativas y mejorar así la calidad del aire en los entornos metropolitanos (MTMS, 2025b). Dado que la edad media del parque de camiones en España es de unos 15 años y la del de autobuses es de 11 años, con simplemente rejuvenecer las flotas ya se reducirían las emisiones. Un camión de 15 años emite unas 7 veces más NOx que uno nuevo y un autobús de 10 años emite casi 4 veces más NOx que uno nuevo. El **Real Decreto 983/2021** (MTMS, 2025b) regula la concesión directa de ayudas a las comunidades autónomas y a las ciudades de Ceuta y Melilla, en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia. Estas ayudas están destinadas a apoyar la transformación de las flotas de transporte por carretera, tanto de viajeros como de mercancías, operadas por empresas privadas. Se incluyen las empresas que prestan servicios de transporte público, así como aquellas que realizan transporte privado complementario, pero se excluyen las flotas de titularidad municipal. Las subvenciones cubren tanto la renovación de los vehículos como la instalación de puntos de recarga para vehículos pesados. Los vehículos subvencionables incluyen eléctricos puros (BEV), híbridos enchufables (PHEV), eléctricos de autonomía extendida (REEV), eléctricos con células de combustible (FCV), híbridos de células de combustible (FCHV) y vehículos híbridos eléctricos (HEV), según las condiciones especificadas (Figura 4.21).



Figura 4.21. Infografía del Programa de transformación de flotas (MTMS, 2025b).

Además, se han establecido medidas para **mejorar la eficiencia** del transporte (IMPROVE), enfocadas en la implantación de vehículos eléctricos (o de combustible de hidrógeno) y sus

infraestructuras de recarga, que permitan una renovación de los medios de transporte y aumentar la eficiencia en los desplazamientos (OTLE, 2025). Un ejemplo es la compañía pública Correos que está incorporando progresivamente vehículos sostenibles a su flota, especialmente los eléctricos, de forma que han podido reducir sus emisiones en un 33 %. Otro ejemplo es Aena, que tiene como objetivo que toda su flota de vehículos y furgonetas para 2026 sean eléctricas y alcanzar un 78 % de vehículos sostenibles de asistencia en tierra en 2030.

Todas estas medidas aprobadas han permitido que las flotas de autobuses de transporte de pasajeros de las principales ciudades cuenten con una presencia importante de autobuses más ecoeficientes. Por ejemplo, en 2024 EMT-Madrid contaba con un total de 376 vehículos 100 % eléctricos y 1.756 de GNC (de los que 1.624 son EURO VI) (EMT-Madrid, 2024; Figura 4.22), y la flota de TMB está compuesta por 147 autobuses eléctricos (TMB, 2024b).



RESUMEN DEL PARQUE DE MATERIAL MÓVIL DE EXPLOTACIÓN A DÍA 30 DE NOVIEMBRE DE 2024					
Tipo de combustible	Clasificación Ecológica	Marca	Modelo	Vehículos	%
GNC	VEM	BREDAMENARINIBUS	Vivacity GNC	18	0.84%
GNC	VEM	IVECO	Citelis GNC	9	0.42%
GNC	Euro VI	MAN	Lion's City GNC	42	1.97%
GNC	VEM	MAN	NG/313-F GNC Articulado	32	1.50%
GNC	VEM	MAN	NL/313-F GNC	73	3.42%
GNC	Euro VI	MERCEDES	Cit-GNC	718	33.68%
GNC	Euro VI	MERCEDES	Citaro G GNC Articulado	54	2.53%
GNC	Euro VI	SCANIA	N280 UB GNC	543	25.47%
GNC	Euro VI	SCANIA	N280 GNC Aeropuerto	17	0.80%
GNC	Euro VI	SOLARIS	Urbino 12 GNC	250	11.73%
GAS NATURAL				1,756	82.36%
Eléctrico	Sin emisiones	BYD	K9UB	86	4.03%
Eléctrico	Sin emisiones	CARBUS	Volta	18	0.84%
Eléctrico	Sin emisiones	IRIZAR	I2E	35	1.64%
Eléctrico	Sin emisiones	IRIZAR	IEBUS	128	6.00%
Eléctrico	Sin emisiones	IRIZAR	IETRAM	12	0.56%
Eléctrico	Sin emisiones	MERCEDES	Citaro H2 Articulado	1	0.05%
Eléctrico	Sin emisiones	RAMPINI	E60	6	0.29%
Eléctrico	Sin emisiones	SOLARIS	Urbino 12 Eléctrico	89	4.18%
Eléctrico	Sin emisiones	TECNOBÚS	Gulliver	1	0.05%
ELÉCTRICO				376	17.64%
TOTAL PARQUE MÓVIL				2,132	100.00%

Figura 4.22. Resumen del parque móvil de EMT-Madrid (2024).

Para complementar las ayudas al transporte (tanto de pasajeros como de mercancías), se han establecido también medidas para la creación de **aparcamientos disuasorios** (principalmente de

competencia municipal), para alentar a los conductores a dejar su vehículo en ellos y que accedan a la ciudad mediante transporte público o movilidad activa, evitando así a los usuarios conducir por zonas congestionadas por el tráfico y enfrentarse al costo que supone (en caso de ciudades con peajes urbanos de acceso). Desde MTMS se han publicado unas Recomendaciones para proyectos de aparcamientos disuasorios en el marco de las ayudas a Ayuntamientos asociadas a la Inversión 1 del Componente 1 del Plan de Recuperación, “Zonas de bajas emisiones y transformación del transporte urbano y metropolitano” (MTMS, 2025c). Estos aparcamientos pueden estar ubicados en el entorno de estaciones de transporte público (como estaciones de tren o bus) que comunican con otros núcleos urbanos y áreas de actividad económica o centros universitarios situados en núcleos diferentes al del propio aparcamiento, favoreciendo un punto de intercambio modal entre el coche y la red de transporte público interurbano; o también pueden ubicarse en la periferia de la ciudad, junto a una parada de autobús urbano con líneas de conexión directas al centro, o un sistema municipal de alquiler de bicicletas, o en el caso de municipios más pequeños, donde las distancias son más cortas, que permitan el acceso caminando. En este último caso deben apoyarse en medidas de restricción a la circulación y aparcamiento en el interior de la ciudad, para desincentivar que los no residentes accedan con su vehículo al centro de núcleo urbano. En cualquier caso, su ubicación debería ser en la periferia de los núcleos urbanos, siempre en el exterior de zonas de baja emisiones. Se considera que la dotación de aparcamiento en el centro de una ciudad no tiene carácter disuasorio, al contrario, facilita el aparcamiento en destino e incentiva el uso del vehículo privado motorizado. Los aparcamientos disuasorios pueden ser de estacionamiento gratuito, de estacionamiento gratuito pero ligado al uso de los modos sostenibles alternativos que se ofrezcan en el punto intermodal asociado al aparcamiento o pueden tener tarifas que incentiven su uso disuasorio. Además, deberían contar con puntos de recarga de vehículos eléctricos en el propio aparcamiento, y contar con plazas para personas con movilidad reducida.

Es muy importante resaltar que los aparcamientos disuasorios se deben ubicar en origen para evitar el incremento de la contaminación en la zona de la gran ciudad donde se ponga el aparcamiento disuasorio, si este se sitúa en la ciudad de destino. Además, se reduce el número de vehículos a la entrada de la ciudad y se permite una mayor velocidad al transporte público.

5. PROPUESTA DE MEDIDAS PARA REDUCIR LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR EL TRÁFICO RODADO

Como hemos visto anteriormente, con todas las medidas que se han implementado hasta ahora se ha mejorado marcadamente la calidad del aire en España (MITERD, 2024a). Sin embargo, también se ha mostrado que es necesario realizar esfuerzos importantes para cumplir los nuevos valores límite de calidad del aire para 2030 de la Directiva (UE) 2024/2881, y aún más para estar en sintonía con las directrices propuestas por la OMS (2021). En este sentido, resulta fundamental adoptar un **enfoque integral** que combine distintas estrategias para mejorar la calidad del aire, considerando los factores ambientales que influyen en la salud humana.

Esta transversalidad no sólo afecta a las medidas sino a la necesidad de combinar diferentes administraciones (europea, nacional, regional y local) y ciudadanía para mejorar la calidad del aire, ya que para ello es necesario aplicar medidas en sectores muy diversos, tener en cuenta la opinión ciudadana, las implicaciones económicas y sociales, desarrollar tecnología y estrategias de urbanismo, sin producir retroalimentaciones negativas, sino sinergias (Figura 5.1)

● Indica que se necesita el **apoyo de la investigación científica**

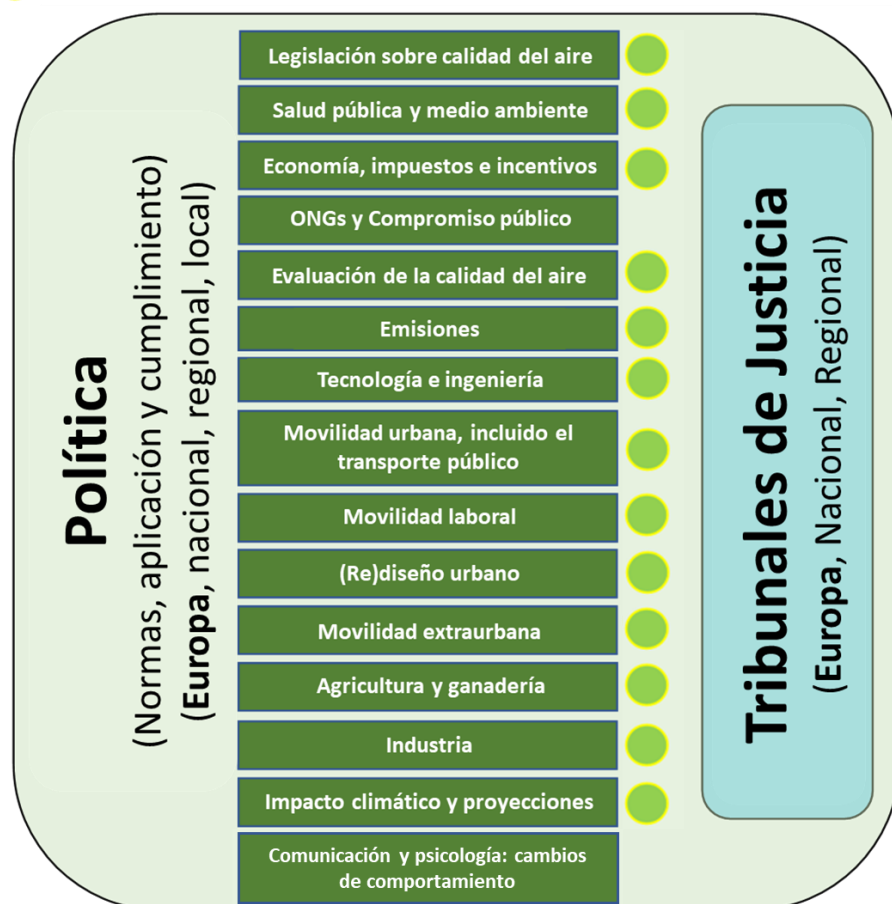


Figura 5.1. Resumen esquematizado de la sinergia que debe haber entre las diferentes disciplinas y estamentos para conseguir un avance positivo en la mejora de la calidad del aire.

Un ejemplo de la necesidad de **medidas combinadas** lo encontramos en el estudio de lungman et al. (2024), donde se analiza cómo las diferentes configuraciones urbanas afectan la calidad del aire y los impactos en la salud de la población. Se centra en la relación entre tráfico motorizado, emisiones contaminantes, acceso a espacios verdes y sus efectos sobre la morbilidad y mortalidad en las ciudades europeas. Este trabajo encontró una correlación entre la configuración urbana y las tasas de mortalidad por causas naturales en Europa. La principal recomendación del estudio es que **cada ciudad debe adaptar sus estrategias** a sus condiciones físicas, geográficas, económicas y sociopolíticas para garantizar una implementación efectiva y equitativa. Concluye que es fundamental el uso de indicadores y herramientas de planificación que permitan evaluar el impacto ambiental y social de los cambios urbanos, asegurando que las medidas adoptadas sean sostenibles y beneficiosas para la comunidad. Para lograrlo, indica que es necesario promover la participación ciudadana y fomentar un trabajo que involucre a expertos en planificación urbana, salud, transporte y sostenibilidad. Así, destaca que la clave para un diseño urbano sostenible radica en la combinación de una densificación equilibrada, la promoción del transporte sostenible, la reducción del tráfico motorizado y la integración de espacios verdes.

En línea con estas recomendaciones científicas, el **Proyecto de Ley 121/000136 de Movilidad Sostenible** (BOCG, 2023) busca precisamente establecer las condiciones necesarias para que la ciudadanía y las entidades públicas o privadas puedan disponer de un sistema de movilidad sostenible, justo e inclusivo para lograr una mayor cohesión social y territorial, que contribuya a un desarrollo económico robusto, y alcanzar los objetivos de reducción de contaminantes para mejorar la calidad del aire (y las emisiones de GEI). Para ello pretende:

- Establecer los principios generales que permitan el desarrollo de un sistema integrado de movilidad para toda la ciudadanía, que sea seguro, sostenible, accesible, inclusivo y digitalizado, a un coste razonable para el usuario y el conjunto de la sociedad.
- Facilitar la existencia de un sistema de transportes multimodal de mercancías y logística eficiente, sostenible y resiliente.
- Dotar a las administraciones públicas de los instrumentos necesarios para la implantación y desarrollo de este sistema integrado de movilidad.
- Fortalecer los mecanismos de coordinación, cooperación y transparencia en el diseño y gestión de las políticas públicas de infraestructuras, transporte y movilidad.
- Establecer un modelo de participación de la Administración General del Estado (AGE) en la financiación del transporte urbano que se rija por los principios de igualdad, estabilidad, certidumbre y proporcionalidad.

También en su artículo 19.2 establece que deben preverse necesariamente los siguientes ámbitos:

- PMUS de entidades locales, para grandes centros de actividad y en el trabajo.
- Planes de movilidad activa, saludable, sostenible y segura en centros educativos y de formación.
- ZBE.
- DUM.
- Política de aparcamiento y aparcamientos disuasorios.
- Implantación de infraestructura y servicios para la circulación segura en bicicleta.

- Diseño de soluciones de movilidad para dar respuesta a las necesidades de los residentes en zonas rurales y de baja densidad de población.

Todo esto sin perder de vista la movilidad inclusiva para personas con discapacidad o movilidad reducida (artículo 31 del proyecto de ley), así como la guía sobre “Directrices para la creación de zonas de bajas emisiones (ZBE)” (MITERD, 2021), de la que ya se habló en puntos anteriores. A la hora de diseñar una buena ZBE que sea efectiva se debe tener en cuenta no solo su ubicación y extensión, sino también otros aspectos como el análisis de impacto económico y social, los mecanismos de control y sanción, o establecer planes de sensibilización, comunicación y participación, entre otros. De igual importancia es que haya coherencia entre las ZBE y otros instrumentos existentes, como PMCA (2025), PMUS, Planes de Acción contra el Ruido, Plan de Acción de la Agenda Urbana Española, Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático o la Estrategia Estatal por la Bicicleta.

La presente guía también se apoya y amplía los resultados del **proyecto LIFE AIRUSE**, una iniciativa financiada por la UE cuyo objetivo era identificar, probar y proponer estrategias de mitigación para mejorar la calidad del aire en ciudades del sur de Europa como Atenas, Barcelona, Florencia, Milán y Porto (AIRUSE, 2016). A partir del análisis de las principales fuentes de contaminación y de la revisión de medidas aplicadas en otras regiones europeas, el proyecto AIRUSE desarrolló un conjunto de recomendaciones adaptadas a las condiciones específicas del sur de Europa. Estas estrategias fueron diseñadas para las particularidades climáticas y socioeconómicas de la región, aunque muchas de ellas son aplicables a otros contextos urbanos. El proyecto abordó medidas para la reducción de emisiones del tráfico, el control de la contaminación industrial y de la construcción, la gestión de emisiones de biomasa y calefacción residencial, la reducción del polvo en resuspensión y la gestión y comunicación ante episodios críticos de contaminación. Las medidas específicas para la reducción del tráfico rodado y la contaminación atmosférica asociada se resumen en la Figura 5.2 y sirven como base para las recomendaciones recogidas en las siguientes secciones de este informe, con estrategias urbanas que no solo sean capaces de reducir la contaminación, sino que también mejoren la calidad de vida en los entornos urbanos.

Por otro lado, siguiendo el **Modelo COM-B** (Capacidad, Oportunidad, Motivación y Comportamiento, por sus siglas en inglés) desarrollada por la Prof. Susan Michie (Michie et al., 2011), se pueden **diseñar e implementar estrategias** efectivas para mejorar la calidad del aire. Este modelo tiene diferentes enfoques, ya que por un lado se **centra en las personas**, destacando la importancia de comprender las necesidades, motivaciones y barreras de las personas para diseñar estrategias efectivas y sostenibles; también tiene un enfoque **holístico**, ya que debe tener en cuenta las emisiones producidas por diferentes sectores, como en este caso transporte, y los estilos de vida. Es un modelo donde se potencia la **participación**, fundamental para desarrollar e implementar estrategias de mejora, mediante la colaboración y la corresponsabilidad. Finalmente, siguiendo este modelo se consigue una **comunicación efectiva**, clara, transparente y accesible a la ciudadanía sobre los problemas de la calidad del aire producidos por el tráfico rodado, las medidas que se toman para mejorarlos y los resultados que se van consiguiendo. Desde esta perspectiva, la aplicación del Modelo COM-B no sólo permite comprender los factores que influyen en el comportamiento de las personas en relación con la calidad del aire, sino que también facilita el diseño de estrategias efectivas y sostenibles. Para que estas estrategias sean exitosas, deben formularse teniendo en

cuenta su viabilidad y aceptación social, promoviendo la participación ciudadana y garantizando que las medidas adoptadas sean percibidas como justas y beneficiosas para la comunidad.

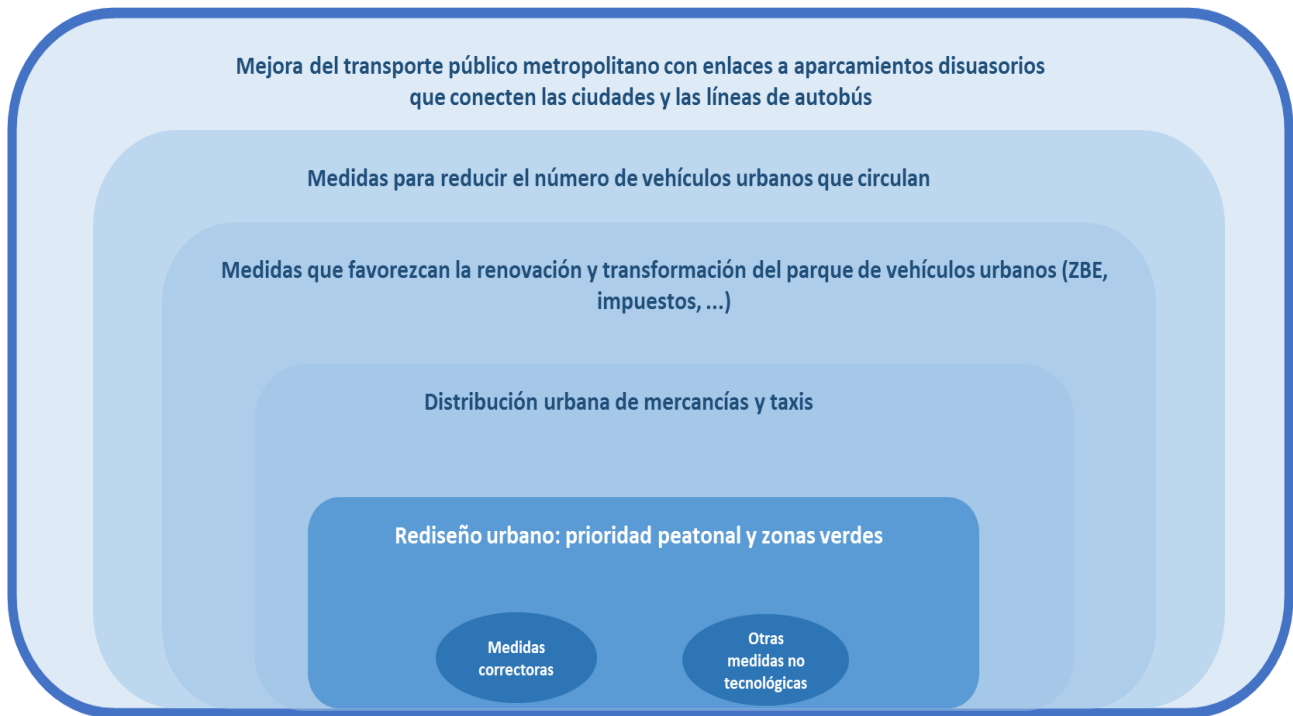


Figura 5.2. Resumen de las propuestas del proyecto AIRUSE para la reducción de la contaminación por tráfico rodado (AIRUSE, 2016).

En este sentido, el presente documento plantea una serie de estrategias que abarcan diferentes ámbitos de intervención (Figura 5.3), con el objetivo de reducir las emisiones del tráfico rodado y mejorar la calidad del aire. Las medidas propuestas, aunque se discutirán de manera desglosada, no pueden considerarse de forma aislada, ya que están profundamente interconectadas y requieren una implementación conjunta para maximizar su efectividad. Algunas estrategias dependen de otras para garantizar su éxito, mientras que otras generan efectos que impulsan nuevas transformaciones. En particular, es fundamental que aquellas medidas que puedan generar desigualdades o barreras de acceso sean acompañadas de mecanismos correctores, como incentivos fiscales o mejoras en el transporte público. El diagrama en la Figura 5.4 ilustra cómo las distintas acciones se complementan, mostrando qué medidas necesitan ir acompañadas de otras y qué efectos derivan de su aplicación.

Las **estrategias propuestas** incluyen:

- Estrategias de **mejora del transporte público**, como:
 - Ampliación y optimización del transporte público metropolitano y de larga distancia.
 - Fomento de la intermodalidad (tren, metro, bus, bicicleta compartida).
 - Incentivos y tarifas reducidas para aumentar su uso.
 - Fomento de vehículos de cero emisiones en transporte público.
 - Aparcamientos disuasorios estratégicos para reducir el tráfico en zonas urbanas.

- Estrategias de **regulación y gestión del tráfico**, que deberían contemplar medidas, como:
 - Reducción del número de vehículos circulantes:
 - Tasas de acceso urbano.
 - Regulación del aparcamiento, con tarifas diferenciadas y restricciones.
 - Teletrabajo.
 - ZBE.
- Estrategias de **optimización de la DUM y los servicios bajo demanda (taxis y VTC)**, como:
 - Micro plataformas de gestión logísticas para la última milla.
 - Fomento de vehículos eléctricos de reparto y normativas de carga y descarga.
 - Mejora de los servicios bajo demanda.
- **Otras estrategias** que actúan sobre el tráfico rodado son:
 - Electrificación del transporte urbano y logístico.
 - Incentivos fiscales a la renovación de flotas.
 - Recogida de residuos.
 - Limpieza y mantenimiento viarios.
 - Sensibilización.
- Estrategias de **rediseño urbano**, como:
 - Aumentar distancia ciudadano-carretera.
 - Planificar barrios densos de usos mixtos (lo que en algunos estudios y contextos se ha denominado ciudades de 15 minutos), facilitando el acceso a servicios esenciales sin necesidad de coche.
 - Ecologización del entorno urbano, mediante:
 - Super bloques urbanos y ejes verdes.
 - Corredores ecológicos y zonas de acceso restringido.
 - Impulso del transporte activo (a pie y en bicicleta), mediante:
 - Red de carriles bici seguros y conectados.
 - Peatonalización de calles y mejora de accesibilidad.

Antes de desarrollar las diferentes estrategias, cabe destacar la importancia de diseñar PMCA a nivel metropolitano, ya que la contaminación del aire en las ciudades no es un problema localizado, sino el resultado de un flujo constante de desplazamientos entre zonas urbanas y periféricas, especialmente en las horas punta (PMCA, 2025). Este fenómeno, similar a un movimiento de sístole y diástole, genera altos niveles de congestión en la mañana, cuando los vehículos se concentran en los centros urbanos, y en la tarde, cuando el tráfico se redistribuye hacia la periferia. Para abordar estos desafíos, es esencial adoptar un **enfoque metropolitano** en la planificación de la movilidad, garantizando que las estrategias de reducción de la contaminación por efecto del tráfico no solo sean efectivas en los centros urbanos, sino que también aborden la movilidad intermunicipal y regional.

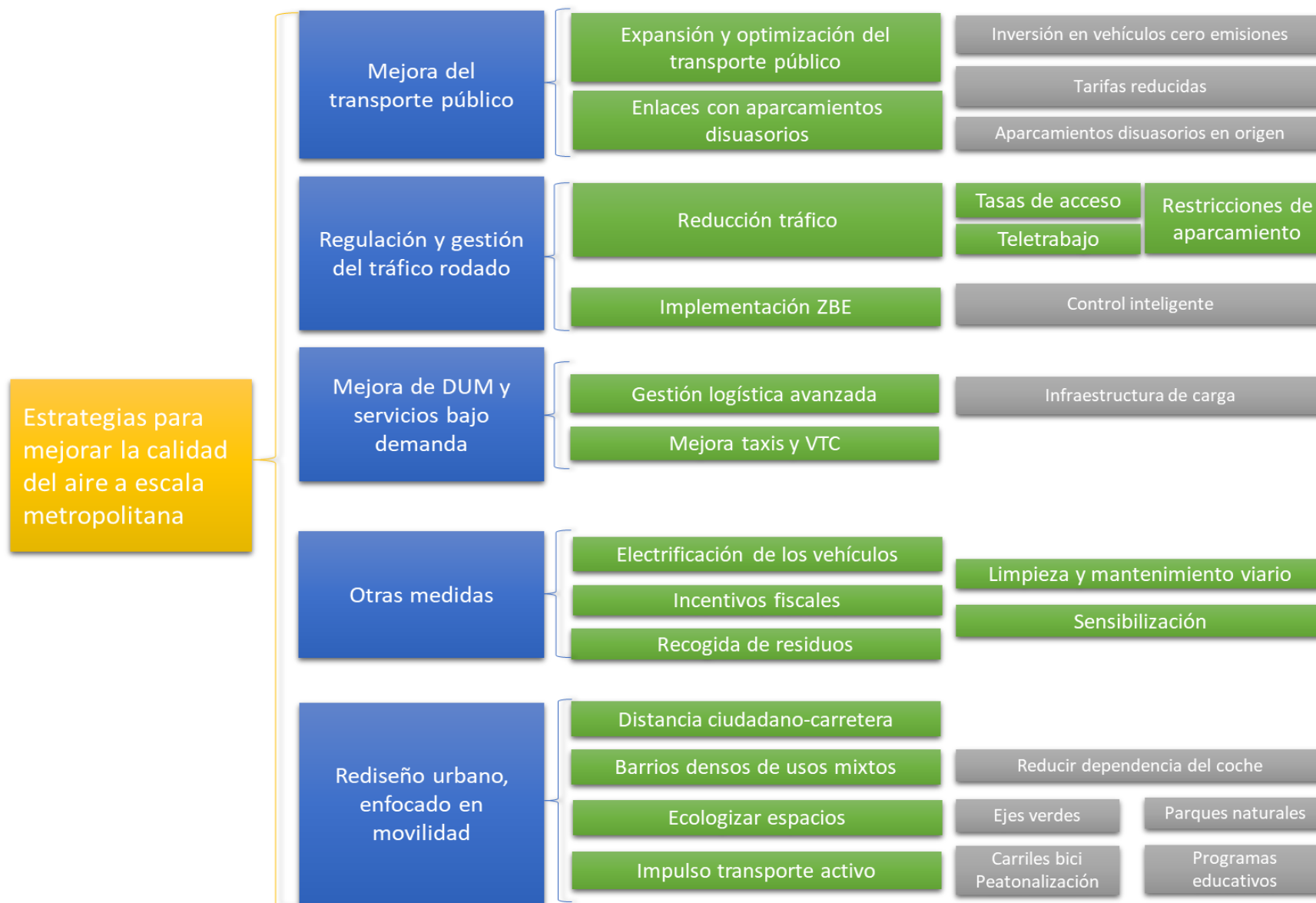


Figura 5.3. Esquema para una estrategia de reducción del tráfico, siguiendo el modelo COM-B.

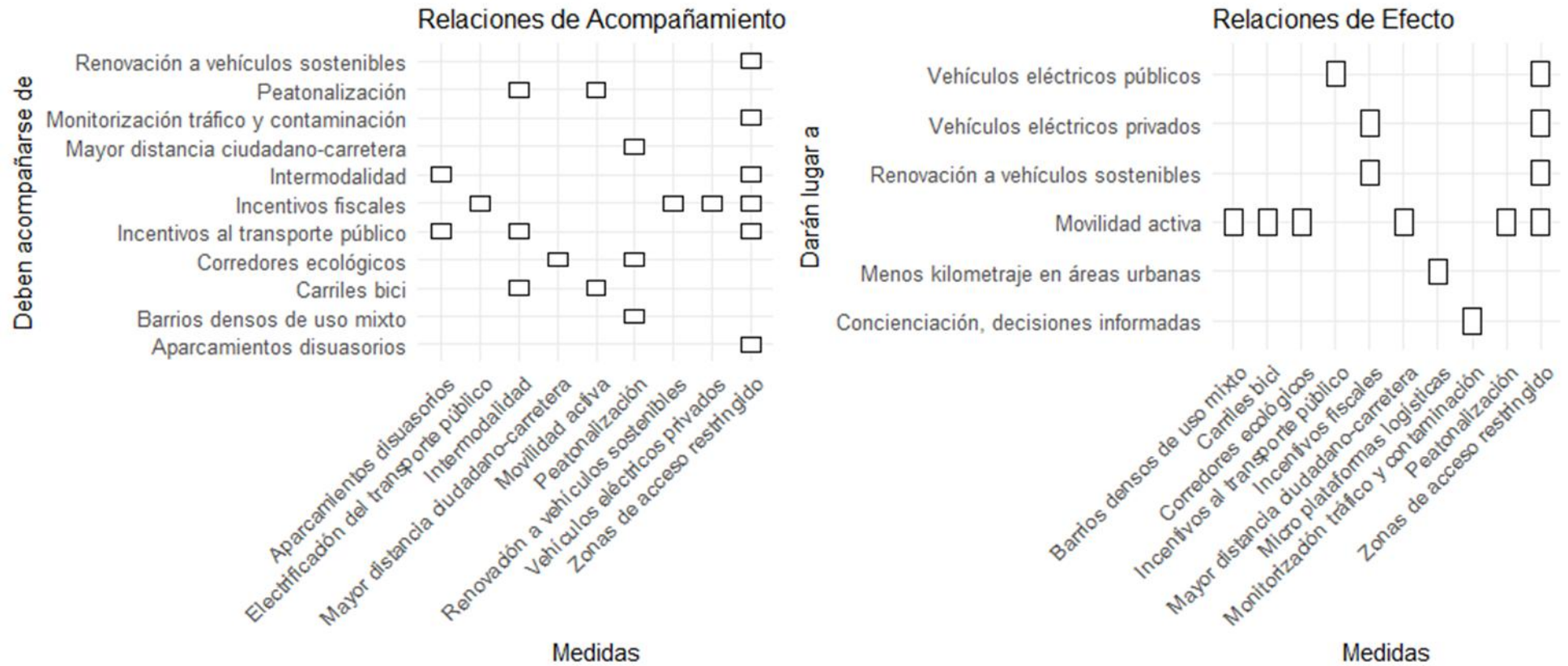


Figura 5.4. Sinergias entre las medidas para reducir la contaminación por tráfico rodado. A la izquierda, se explican qué medidas deben acompañar a las que se desean implementar para que sean efectivas; por ejemplo, los aparcamientos disuasorios deben acompañarse de incentivos al transporte público y de intermodalidad. A la derecha, se muestra la repercusión que tendrán la implementación de unas medidas sobre otras; por ejemplo, los carriles bici darán lugar a una movilidad activa.

5.1. Mejora del transporte público

El desarrollo de un sistema de transporte público fuerte y eficiente es una estrategia fundamental para mitigar la congestión vial, reducir las emisiones contaminantes producidas por el tráfico rodado y optimizar la movilidad. La combinación de infraestructuras ferroviarias, sistemas de autobuses de alta capacidad y aparcamientos disuasorios en el área metropolitana permitiría minimizar el uso del vehículo privado en los desplazamientos urbanos, favoreciendo una red de transporte multimodal integrada. Este enfoque no solo disminuiría la circulación de vehículos en los centros urbanos, sino que también ayudaría a promover el uso de sistemas de transporte más sostenibles y eficientes.

La Figura 5.5 presenta dos esquemas diferentes de **movilidad metropolitana**. En la imagen de la izquierda, se representa un modelo de transporte ineficiente que se caracteriza por una alta dependencia del tráfico rodado privado (representado en azul) debido a la ausencia de un sistema de transporte público robusto, lo que genera saturación en las principales vías de acceso a la ciudad, incrementándose así los tiempos de viaje y disminuyendo la capacidad operativa del sistema viario. Por el contrario, en la imagen de la derecha se representa un modelo optimizado que incorpora una red de transporte público (y aparcamientos disuasorios asociados) estructurada en distintos niveles. Se observa la presencia de una red ferroviaria eficiente (líneas verdes gruesas), que articula los desplazamientos de larga/media distancia con los principales nodos metropolitanos. Paralelamente, se implementa una red complementaria de autobuses de alta capacidad (líneas rojas), que facilita la intermodalidad y permite la capilarización del transporte en zonas con menor cobertura ferroviaria. La ubicación estratégica de aparcamientos disuasorios en puntos periféricos, es decir en origen (bloques marrones), incentiva la transferencia modal desde el vehículo privado hacia el transporte público, reduciendo así la carga vehicular en el núcleo urbano. Este esquema optimizado de movilidad metropolitana no sólo mejora la **eficiencia del transporte**, sino que también optimiza la **distribución de flujos de pasajeros** y la **accesibilidad territorial**. De esta forma, la integración de distintos modos de transporte en un sistema unificado permite una mayor capacidad de adaptación ante la demanda y contribuye a una planificación urbana más sostenible y equitativa. La construcción de grandes aparcamientos disuasorios en destino puede producir efectos negativos alrededor de los mismos en barrios periféricos.

A continuación, se analiza cómo una mejorada red de transporte público junto con una buena ubicación, mejor acceso y óptima integración de los aparcamientos disuasorios pueden contribuir a una movilidad metropolitana más equilibrada y respetuosa, con ciudades menos transitadas por vehículos privados.

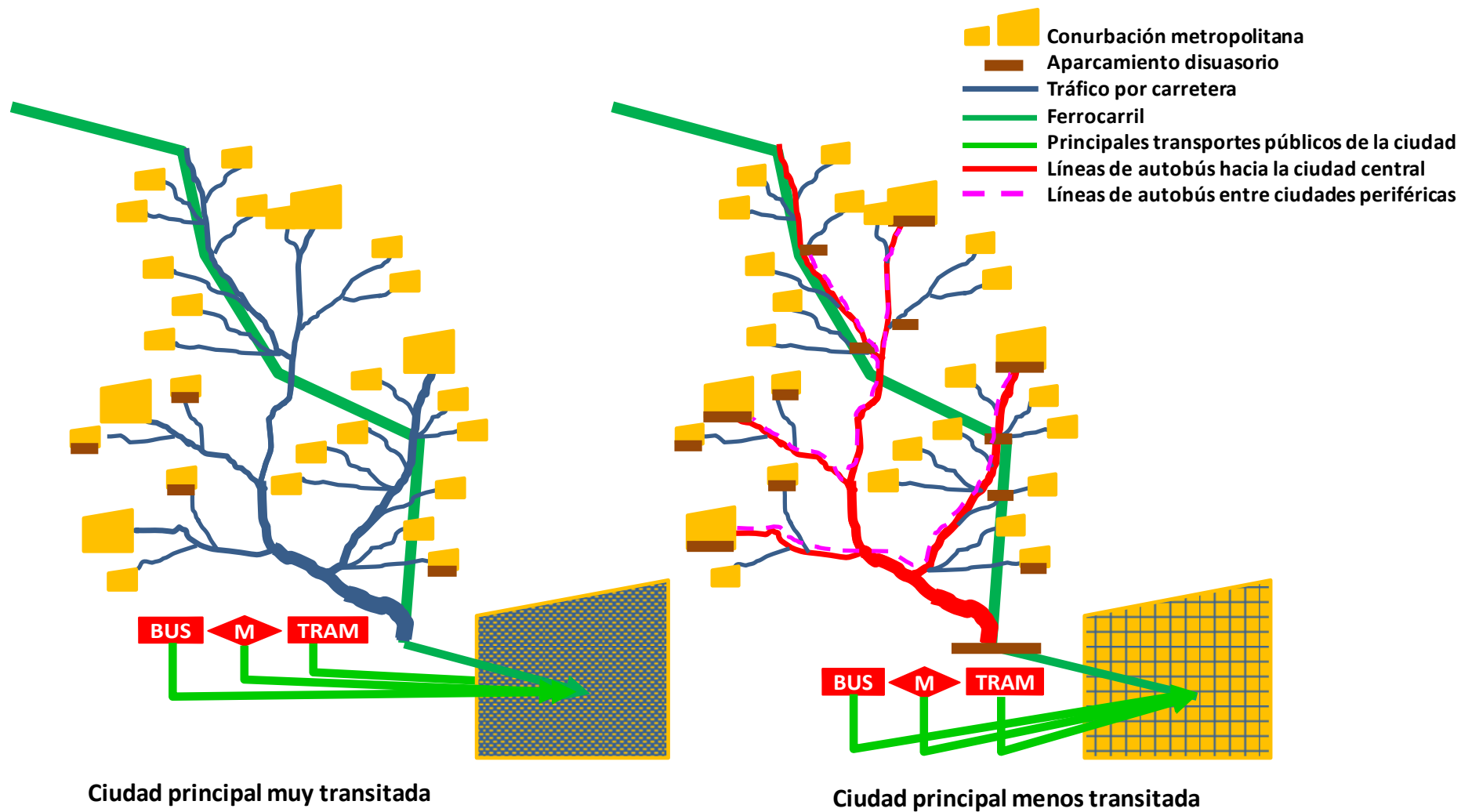


Figura 5.5. Esquema representativo de un transporte metropolitano eficiente (a la derecha) y no eficiente (a la izquierda). Con un sistema reforzado de transporte público y aparcamientos disuasorios en origen, las ciudades se ven menos transitadas por vehículos privados.

5.1.1. Optimización y expansión del transporte público

Reducir el uso del coche privado en los desplazamientos hacia las ciudades es clave para aliviar la congestión del tráfico y minimizar el impacto ambiental del transporte urbano. Para lograrlo, es fundamental apostar por un sistema de transporte público más sostenible, que se convierta en el eje vertebrador de la **movilidad metropolitana**. Este sistema debe contar con una buena frecuencia y rapidez, ser asequible, accesible e intermodal, de modo que incentive su uso frente al vehículo privado. Por tanto, es necesario que haya una buena disponibilidad de múltiples conexiones de transporte público para permitir una mayor flexibilidad a los usuarios para llegar a sus destinos, haciendo que el sistema sea más versátil y atractivo. Estos enlaces de conexión pueden ser con **el transporte público colectivo** (metro, tranvía, bus, cercanías...) o con estaciones de **transporte activo** (como bicicletas de alquiler). Si además van acompañadas de **tarifas de abono** reducidas (o gratuitas) se fomentaría más su uso. Para disponer de un transporte que cumpla con las características anteriormente citadas, es necesario expandir y mejorar la actual red de transporte público metropolitano (no solo urbano), con medidas como, por ejemplo, el aumento de la frecuencia de paso de los autobuses, metro, tren o tranvía, y que estos tengan la opción de usar **carriles de paso exclusivo** (carril bus-VAO no solo a la entrada de la ciudad sino tramos importantes en las autovías de acceso, y carril bici), que ayude a ganar velocidad y tiempo en los desplazamientos. Para quien necesite cambios de transporte público entre diferentes modalidades sería útil poder disponer de **aplicaciones** que integren diferentes modos de transporte en una única plataforma, favoreciendo el uso y acceso a diferentes medios de transporte de forma más eficiente.

A lo largo de estos últimos años se han implementado diferentes estrategias y medidas y se han realizado nuevas propuestas para mejorar el transporte público. A **nivel europeo**, el programa CIVITAS II (financiado por la UE y de aplicación entre 2005–2009) implementó en algunas ciudades europeas varias medidas destinadas a mejorar la calidad del sistema de transporte público y hacerlo más atractivo, mejorando las infraestructuras, la accesibilidad (para que sea más inclusivo) y la seguridad de las paradas (Civitas, 2010a). Posteriormente, se publicó una guía temática de Planificación de un transporte público atractivo (Civitas, 2022), donde se ofrecen orientaciones sobre el transporte público en los PMUS y el proceso de aplicación para conseguir un transporte público más sostenible y atractivo, mediante un enfoque integral de la planificación del transporte público, que garantice una alta calidad de servicio del sistema de transporte público. Según la guía publicada es necesario evaluar la situación actual del sistema de transporte, comprender las necesidades de los usuarios (también los potenciales), tener en cuenta toda la ciudad a la hora de hacer una buena planificación del transporte público (incluidas las zonas periurbanas y rurales) a través de un desarrollo urbano orientado al transporte público y la movilidad activa, y mediante la integración de la planificación física del transporte público, las tarifas y las operaciones. Es importante proporcionar opciones de movilidad de buena calidad, caracterizadas por servicios frecuentes, fiables e integrados, rápidos y asequibles. Las tarifas deben ser más flexibles y se tienen que ajustar a sus desplazamientos, sean más o menos frecuentes, que a menudo no justifican un abono mensual. Las infraestructuras, flotas y servicios de transporte público se tienen que adaptar para garantizar una mejor accesibilidad, centrándose en los grupos vulnerables en sentido amplio. Es indispensable diseñar el PMUS con el transporte público como eje del desarrollo urbano y del sistema de movilidad sostenible, avanzando hacia flotas más limpias, y revisar la asignación del espacio vial, aumentando la infraestructura vial dedicada a carriles prioritarios segregados para el

transporte público, incluida la movilidad activa y compartida. Las nuevas tecnologías, como las aplicaciones para teléfonos inteligentes, pueden facilitar que los servicios de transporte público sean más atractivos y fáciles de usar, sin que suponga un obstáculo para otros grupos de usuarios, con escasos conocimientos digitales o acceso a herramientas informáticas. Se debe garantizar la financiación del sistema de transporte público integrando el transporte público en las estrategias de transporte y desarrollo urbano a largo plazo.

En el proyecto **AIRUSE** se hicieron diferentes propuestas de mejora del transporte público personalizadas para las ciudades europeas participantes (entre ellas Barcelona), centradas en la restricción de la entrada a vehículos al centro de la ciudad, la creación de carriles BUS-VAO (Vehículos de alta Ocupación), la incorporación de una flota más ecoeficiente en toda el área metropolitana, con mayor cobertura y mejor precio (por ejemplo, con billetes gratuitos durante episodios de contaminación anticiclónica), sin perder de vista la mejora en la conexión ferroviaria interurbana en el área metropolitana.

Partiendo de estas premisas, a continuación, se proponen y desarrollan las **medidas necesarias para la mejora del transporte público**, que deben desarrollarse dentro de los PMUS a escala local, interconectando las diferentes infraestructuras de transporte público disponible, siempre sin perder de vista que la movilidad debe ser **inclusiva**, para que sea **accesible** a toda la población en función de sus necesidades específicas (Fortuny, 2024). Estas medidas se pueden abordar a diferentes niveles: municipal, metropolitano y de larga distancia.

A **nivel municipal**, es importante realizar una mejora y optimización del transporte público, que permita una menor dependencia del vehículo privado. Desde el Instituto Sindical de Trabajo, Ambiente y Salud (ISTAS, 2025), se propone el impulso de los servicios de transporte colectivo a demanda (por ejemplo, un servicio regular de autobuses con servicios lanzadera que conecten los polígonos industriales con la ciudad) cuyos horarios de transporte se ajusten al de los trabajadores, con frecuencias de paso y tarifas adecuadas. En el caso de los autobuses, es importante que las paradas cuenten con marquesinas que hagan la espera, aunque breve, lo más confortable posible, sobre todo en caso de lluvia o sol intenso. De esta forma, el personal llega a su puesto con menos estrés, se reduce la siniestralidad *in itinere*, se evita construir zonas de aparcamiento, y supone una buena alternativa para quien no conduce. Sería también interesante instalar estaciones de bicicleta compartida, junto con la instalación de carriles bici, que permite a los usuarios del polígono, desplazarse también mediante sistemas de transporte activo. Un estudio de Midor et al. (2020) muestra cómo el transporte colectivo organizado por la empresa influye a la hora de disminuir la congestión local y la emisión de sustancias nocivas a la atmósfera.

También es importante reorganizar el transporte público para que sea más eficiente. Si además va acompañado de una renovación de la flota y del cierre de calles al tráfico privado se observa una mejora significativa en la calidad del aire. Así, Titos et al. (2015) demostró una reducción de 1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (37 %) en el BC y de 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (33 %) en las concentraciones de PM10 tras la reorganización del transporte público de Granada, y una reducción del 72 % del BC local, de 5,6 a 1,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, tras la aplicación de la restricción en Liubliana (Eslovenia). En Barcelona, Sanz y Perdiguero (2024) examinaron los efectos de la implementación escalonada de la Nueva Red de Bus (2012–2018), una reorganización integral de las rutas de autobús urbano, siguiendo los criterios de **conectividad, eficiencia y racionalidad**. El análisis identificó una reducción de entre 13 % y 16 % en las

concentraciones de NO_x, así como descensos adicionales en SO₂ y CO, aunque no se registraron cambios significativos en otros contaminantes.

Estos casos se suman a una creciente evidencia científica que respalda la mejora del transporte público como estrategia eficaz para reducir la contaminación urbana. La Tabla 5.1 resume una selección de estudios relevantes en distintos contextos geográficos, que analizan el impacto de intervenciones en el sistema de transporte colectivo sobre la calidad del aire.

En Bogotá, la implementación del sistema *BRT TransMilenio* generó una reducción del 43 % en las emisiones de SO₂, del 18 % en NO_x y del 12 % en PM_x (Hidalgo et al., 2013). En Ciudad de México, Bel y Holst (2018) observaron reducciones significativas en CO, NO_x y PM₁₀ tras la implantación del sistema *Metrobús*, así como una disminución en la congestión vinculada a la modernización del sistema de transporte colectivo.

En el ámbito asiático, Zheng et al. (2021) constataron que la expansión del metro en Nanjing (China) produjo una disminución del 3,9 % en los niveles de PM_{2.5} y CO, con efectos especialmente visibles en las áreas próximas a las nuevas estaciones. Por otro lado, Bi et al. (2024) analizaron el programa *Transit Metropolis* en decenas de ciudades chinas, observando reducciones sostenidas en contaminantes como PM y NO_x, junto con una desaceleración en el crecimiento del parque automotor. Un estudio cuantitativo particularmente relevante es el de Sun et al. (2019), que evaluó un panel de 63 ciudades chinas entre 2004 y 2015. Los autores hallaron que cada aumento del 1 % en el número de autobuses se asocia con una reducción del índice de calidad del aire (ICA) entre 0,082 % y 0,678 %, dependiendo del método econométrico utilizado (efectos fijos, 2SLS, GMM). Este impacto fue robusto y sostenido en el tiempo.

Por otro lado, el trabajo teórico-empírico de Borck (2019) aporta una perspectiva complementaria basada en modelos calibrados con datos de áreas metropolitanas de EE. UU. El autor simula dos escenarios: uno con transporte público gratuito y más rápido, y otro en el que se introduce un sistema en una ciudad sin red existente. En el primer caso, las emisiones totales se reducen en 0,4 %, con una caída del 3,7 % en emisiones del transporte. En el segundo escenario, la reducción de emisiones alcanza el 1,7 %. Ambos contextos muestran una disminución del uso del coche entre el 12 % y el 16 %, y un leve incremento en la densidad residencial en el centro urbano, sugiriendo que el transporte público puede tener también efectos indirectos sobre la estructura espacial de la ciudad.

Finalmente, un estudio reciente en España (Albalade et al., 2024) analizó la política de gratuidad del transporte público durante el último cuatrimestre de 2022 y concluyó que, a pesar del incremento en el número de usuarios, no se registraron mejoras significativas en la calidad del aire ni un cambio sustancial en el uso del coche. Esto refuerza la idea de que las mejoras tarifarias, si no se acompañan de medidas estructurales o de restricción al vehículo privado, pueden tener un impacto limitado.

Tabla 5.1. Resumen de diferentes estudios que analizan el impacto de intervenciones en el sistema de transporte colectivo sobre la calidad del aire.

Ciudad / País	Efecto en el tráfico	Reducción contaminantes	Medidas implementadas	Medidas complementarias	Referencia
Barcelona (España)	No especificado directamente, mejora esperada por cambio modal.	Reducción de NOx entre 13 % y 16 %, descensos en SO ₂ y CO.	Reorganización integral de rutas (Nueva Red de Bus, 2012–2018), mejora de conectividad y eficiencia.	No se especifican medidas adicionales en el estudio.	Sanz & Perdiguero (2024)
Granada (España)	Reducción significativa del tráfico en el centro urbano.	Reducción de 37 % en BC (~1,3 µg/m ³) y 33 % en PM10 (~15 µg/m ³).	Reorganización del transporte público, renovación de flota, restricción de tráfico privado en el centro.	Restricción del tráfico privado en el centro urbano.	Titos et al. (2015)
Liubliana (Eslovenia)	Eliminación del tráfico privado en la zona intervenida.	Reducción del 72 % en BC (de 5,6 a 1,6 µg/m ³).	Peatonalización del centro y acceso exclusivo para transporte público.	Peatonalización del centro urbano.	Titos et al. (2015)
Nanjing (China)	Reducción del uso del coche privado en áreas con nuevas estaciones.	Reducción media del 3,9 % en niveles de PM2.5 y CO en zonas cercanas al metro.	Expansión de 8 líneas de metro entre 2014 y 2018.	No se detallan medidas complementarias en el estudio.	Zheng et al. (2021)
China (varias ciudades)	Desaceleración del crecimiento del parque automotor.	Disminución progresiva de PM y NOx en ciudades con el programa <i>Transit Metropolis</i> .	Ampliación de redes de metro y autobús, prioridad al transporte colectivo.	Promoción general del transporte público; posible integración con políticas de movilidad urbana.	Bi et al. (2024)
Ciudad de México (México)	Reducción de congestión y modernización del transporte colectivo.	Reducción de CO, NOx y PM10 en zonas afectadas por el sistema BRT.	Implementación del Metrobús (BRT), corredores exclusivos, sustitución de microbuses.	Corredores exclusivos para BRT y sustitución de flota contaminante.	Bel & Holst (2018)
Bogotá (Colombia)	Disminución del uso del coche y eliminación de flota obsoleta.	Reducción de SO ₂ (43 %), NOx (18 %) y PMx (12 %) tras fases iniciales de TransMilenio.	Implementación del sistema BRT TransMilenio, retiro de buses contaminantes.	Eliminación de flota de autobuses obsoletos, integración de sistema de transporte masivo.	Hidalgo et al. (2013)
EE.UU. (modelo teórico calibrado con datos de MSAs)	Cambio modal importante: reducción del uso del coche entre 12% y 16% según la zona; incremento de residentes en centro urbano (~3-6%).	Subsidio + aumento velocidad transporte público: reducción total de emisiones 0.4 % (-3,7 % por transporte, +1,3 % por energía residencial); Inversión en ciudad sin transporte público previo: -1,7 % emisiones totales.	Transporte público gratuito y aumento de velocidad a nivel de coches. Introducción completa de transporte público en ciudad sin red.	Simulaciones con y sin limitaciones en crecimiento residencial; efectos moderados por equilibrio general; posibles restricciones de zonificación para mejorar impacto.	Borck (2019)
China (63 ciudades)	Disminución de congestión y emisiones por cambio modal hacia el autobús; impacto persistente (lag positivo en AQI).	Cada aumento del 1% en el número de autobuses reduce el ICA en 0,082 % (modelo de efectos fijos), y hasta 0,678 % (modelo 2SLS); resultado robusto con variables instrumentales y GMM.	Aumento de la flota de autobuses urbanos entre 2004–2015; estudio a nivel nacional con panel de 63 ciudades.	Aumento del área construida urbana, áreas verdes y capacidad por autobús; política nacional con inversiones sostenidas.	Sun et al. (2019)

Diferentes estudios indican que la mejora del transporte interurbano puede contribuir significativamente a reducir la contaminación atmosférica a **nivel metropolitano**. Así, una planificación estratégica del transporte desempeña un papel crucial en la mitigación de la contaminación atmosférica al reducir la congestión del tráfico y las emisiones. Se deben incluir medidas con acciones a corto plazo (sistemas de gestión del tráfico, políticas de tarificación eficientes y campañas de concienciación ciudadana para reducir el uso del vehículo) y acciones a largo plazo, como integrar la planificación del uso del suelo con los sistemas de transporte para minimizar la duración de los viajes y promover modos alternativos de transporte activo y el transporte público (Angelevska & Atanasova, 2017; Gwilliam et al., 2004). Es decir, que las políticas de uso del suelo que fomentan los desarrollos de uso mixto (esto es, mezcla de usos de suelo habitacionales, comerciales y de servicio en general de los centros de trabajo), pueden reducir la dependencia de los vehículos privados, mejorando aún más la calidad del aire (Angelevska & Atanasova, 2017). Por otro lado, los carriles exclusivos para autobuses y la mejora de los servicios hacen que el transporte público sea más eficiente y atractivo, reduciendo indirectamente las emisiones (Gwilliam et al., 2004; TACA, 2024). También el fomento de autobuses limpios o flotas electrificadas, reduce significativamente las partículas y las emisiones de contaminantes (Mumtaz et al., 2023), en particular si se sustituyen los modelos diésel más antiguos, pero es necesario que haya políticas de apoyo a la adopción de vehículos eléctricos, junto con las inversiones en infraestructuras de recarga. Así mismo, la optimización de las señales de tráfico y la gestión de la congestión reducen la conducción con paradas y arranques, que es una de las principales fuentes de emisiones (tanto en vehículos privados como en el transporte público), y mejoran la eficiencia del combustible y reducen los niveles de contaminantes (Guo et al., 2020a; MobiliseYourCity, 2025). Por tanto, son necesarios paquetes de políticas integrales, mediante una combinación de intervenciones para lograr mejoras significativas de la calidad del aire (con reducciones de hasta el 50 % en algunas ciudades) y aplicar reformas integradas del transporte urbano orientadas a la sostenibilidad ambiental y económica (Khreis et al., 2024) que vayan acompañadas de políticas fiscales que fomenten el uso de tecnologías más limpias.

En el estudio de Vega Naranjo et al. (2023) se proponen medidas para mejorar los patrones de movilidad interurbana en áreas metropolitanas y rurales a partir del análisis de accesibilidad, encuestas de preferencias reveladas y herramientas GIS, haciendo hincapié en mejorar la movilidad y garantizar un acceso más equitativo a los servicios básicos como la educación, la salud y el empleo, para lo que recomienda inversiones en infraestructuras de movilidad sostenible, priorizando la creación de carriles exclusivos para transporte público y el desarrollo de redes de ciclismo intermunicipales. En línea con lo que se ha expuesto a lo largo de esta guía, este trabajo también destaca la importancia de la implementación de sistemas de intermodalidad, facilitando transbordos fluidos entre trenes, autobuses y medios de movilidad activa como la bicicleta o el transporte a pie. Para lograrlo, es imprescindible la integración de herramientas digitales y sistemas de información en tiempo real, que no solo optimicen la eficiencia del transporte público, sino que también permitan a los usuarios acceder a información actualizada sobre horarios, tiempos de espera y alternativas de ruta. En este sentido, el desarrollo de aplicaciones móviles de planificación de rutas interurbanas contribuiría a mejorar la experiencia de los pasajeros, permitiéndoles combinar diferentes medios de transporte en función de sus necesidades. A esto se suma la implementación de tarifas dinámicas y sistemas de pago digital, que facilitarían la gestión del

transporte público y del estacionamiento. El estudio concluye que para garantizar que estas estrategias sean efectivas a largo plazo, es esencial desarrollar PMUS con un enfoque intermunicipal, asegurando una coordinación adecuada entre diferentes áreas metropolitanas y rurales. Asimismo, es necesario fomentar la creación de estrategias metropolitanas de movilidad conjunta entre municipios vecinos, evitando la fragmentación de políticas que puedan dificultar la interconectividad y la eficiencia del sistema de transporte. Además, cualquier transformación en la movilidad debe ir acompañada de una participación activa de la ciudadanía, asegurando que las decisiones en materia de transporte respondan a las necesidades reales de la población. Promover espacios de diálogo y colaboración entre administraciones, expertos y usuarios es clave para consolidar un modelo de movilidad más accesible, eficiente y sostenible.

Por tanto, la mejora del transporte interurbano mediante la planificación estratégica, los cambios modales, las tecnologías verdes y la gestión del tráfico ofrece una vía para mejorar la calidad del aire metropolitano, mediante medidas que no sólo abordan la contaminación, sino que también mejoran la movilidad, la salud humana y la habitabilidad urbana. Además, es necesario que haya una buena comunicación (horarios, frecuencia y tarifas asequibles) por bus, ferrocarril o transporte activo, no sólo con la ciudad principal, sino también entre los municipios que integran el área metropolitana (especialmente los más cercanos entre sí), favoreciendo que haya menos desplazamientos en vehículos privados entre los mismos. De esta forma, además, se evita que todos los desplazamientos tengan que pasar por la ciudad principal evitando sobrecarga de vehículos en la misma, y acortando tiempo en los desplazamientos.

En cuanto a los desplazamientos de **larga distancia**, también es importante fomentar el uso de transporte público colectivo (especialmente en tren), tanto en los viajes por ocio como en los laborales, mejorando frecuencias, conexiones y tarifas de abono más competitivas, para reducir el acceso de vehículos particulares a las ciudades, e incluso para reducir el uso del avión cuando las distancias sean inferiores a 3h de viaje en tren. Dentro de este ámbito, también se incluyen las medidas de mejora del transporte de mercancías a media-larga distancia, ya que optimizar su eficiencia y sostenibilidad tiene un impacto directo en la movilidad general. La modernización de la red ferroviaria para aumentar la capacidad de transporte de carga, el desarrollo de plataformas logísticas intermodales y la adopción de combustibles alternativos en el transporte pesado son acciones esenciales.

No hay que perder de vista, que la optimización del transporte público también supone invertir en que sea lo menos contaminante posible, apostando por medios de transporte eléctricos, como el tranvía, metro o cercanías, e invirtiendo en que la flota de autobuses sea cada vez menos contaminante, apostando vehículos eléctricos. Distintos estudios demuestran que los sistemas de transporte público eléctrico, cuando se implantan con la infraestructura adecuada, producen mejoras mensurables en los parámetros de calidad del aire urbano, y las ciudades informan de reducciones del 5-50 % en diversos contaminantes. Por ejemplo, en Buenos Aires, los pilotos de autobuses eléctricos redujeron la media de PM₁₀ de 62 µg/m³ en un 50 % (Accorinti et al., 2023); en Taipei el nuevo sistema de metro eléctrico redujo el CO entre un 5 y un 15 % (Yihsu & Whalley, 2012); en Bengaluru, el aumento del uso del metro coincidió con un descenso del 31 % de las PM_{2.5}; y el despliegue de autobuses eléctricos en toda la ciudad de Moscú logró una reducción del 11 % de las emisiones de CO (Vijayalakshmi, 2023). En otro estudio, la transición del diésel a la electricidad

se tradujo en una reducción del 68 % de las emisiones totales considerando todo el ciclo energético, desde la producción hasta el uso final (well-to-wheel) (Miraftabzadeh et al., 2024). En los entornos metropolitanos -con programas para toda la ciudad e infraestructuras adecuadas- los estudios indican sistemáticamente un aire más limpio gracias a la reducción de las partículas y los contaminantes vehiculares (Accorinti et al., 2023).

Es muy importante seguir con las políticas actuales de **subvención al transporte público** (La Moncloa, 2025) que están en funcionamiento desde 2022, tanto por parte de la AGE, de las CCAA y las administraciones locales. Actualmente están en funcionamiento [abonos gratuitos para Renfe](#) -tanto cercanías como media distancia- y para las líneas de autobús estatal, así como ayudas directas a las CCAA y entidades locales para promover la reducción de, al menos, el 50 % del precio de los abonos y títulos multiviaje del transporte público colectivo urbano y metropolitano.

De cara a conseguir una buena intermodalidad y que el acceso al transporte público sea más eficiente, sería útil desarrollar **plataformas de movilidad como servicio** (*Mobility as a Service*, MaaS). De esta forma, se consigue integrar diferentes opciones de transporte en una sola plataforma digital para poder planificar y pagar viajes combinando diferentes modalidades como tren, autobús o bicicletas compartidas, entre otros.

Sería muy beneficioso que las compañías de transporte metropolitanos tuvieran competencias para construir aparcamientos disuasorios metropolitanos en origen asociados a posibles nuevas líneas de autobús, metro, tranvía o tren metropolitanas.

5.1.2. Aparcamientos disuasorios

Un aparcamiento disuasorio (en inglés *park&ride*, P&R) es una infraestructura situada en las afueras de una ciudad o en puntos estratégicos de acceso metropolitano, debidamente conectada para que los usuarios de vehículos privados estacionen y continúen su viaje utilizando el transporte público colectivo o sistemas de bicicletas compartidas (*bike-sharing*) para disminuir la circulación con vehículos privados en las áreas urbanas y metropolitanas. Tienen, por tanto, el objetivo de reducir los kilómetros recorridos en vehículo privado motorizado (MTMS, 2025c).

Si bien el Ministerio de Transportes ha publicado unas recomendaciones sobre la construcción de aparcamientos disuasorios (MTMS, 2025c), a continuación, se amplían **las características que deben tener estos aparcamientos para que sean efectivos** (Figura 5.5).

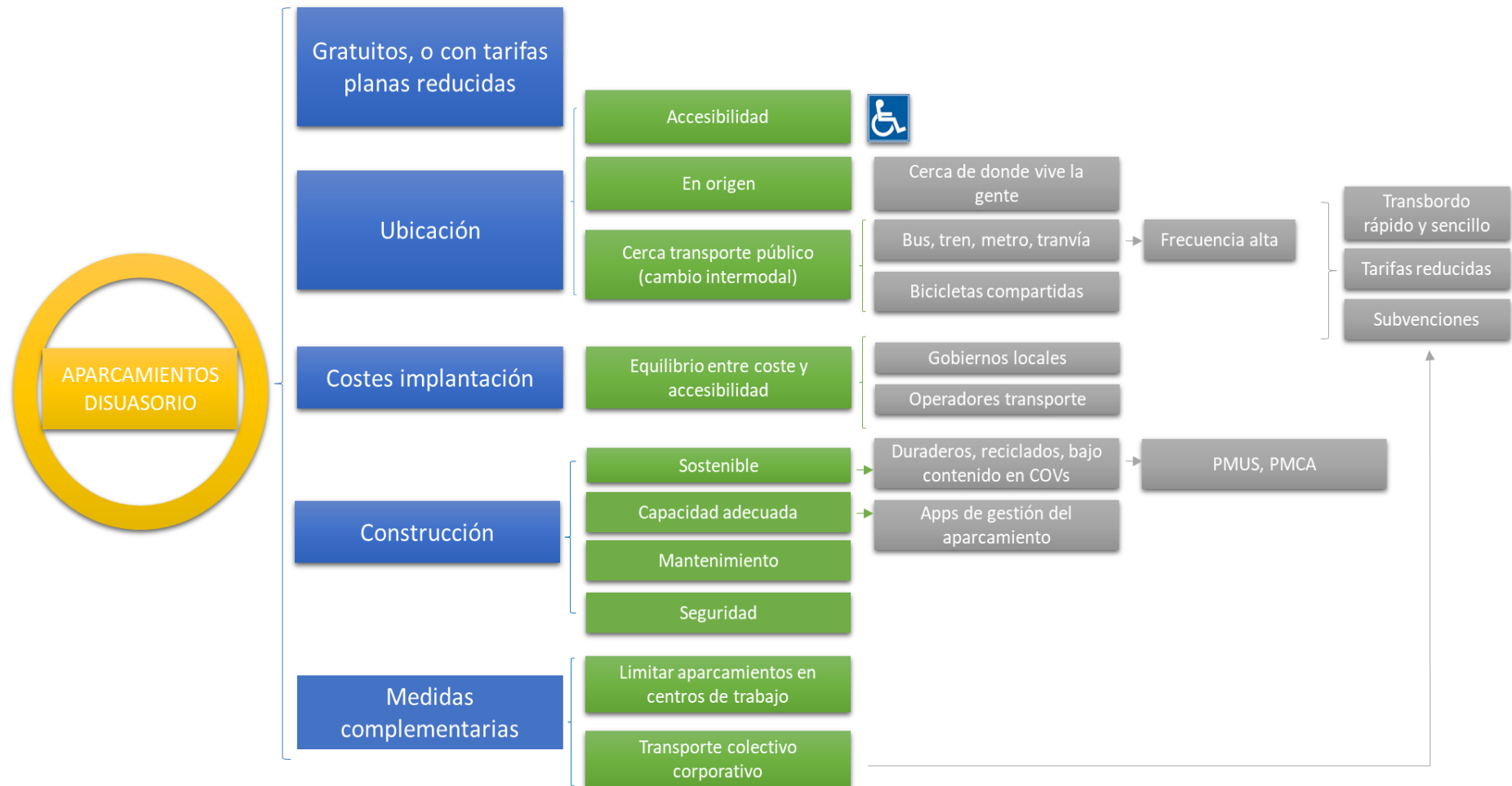


Figura 5.5. Esquema de las condiciones que debería cumplir un aparcamiento disuasorio.

Los **aparcamientos disuasorios en origen** (en la ciudad metropolitana de residencia del viajero o en sus afueras) permiten a los usuarios aparcar sus vehículos privados en las instalaciones designadas y cambiar al transporte público para completar su viaje hasta su centro de trabajo u ocio (Sanvicens, 2024a). Este **cambio intermodal** fomenta el transporte público colectivo, incrementa su rapidez al reducir la congestión del tráfico, reduce emisiones de contaminantes de calidad del aire y de GEI en las zonas metropolitanas y urbanas (y el ruido) al disminuir el número de desplazamientos en vehículo privado a los centros urbanos. Un trabajo de la Cámara de Comercio de España (2021) muestra que con una ocupación del 50 % de plazas de aparcamiento regulado en superficie disponibles se aprecia una disminución significativa en la concentración media de CO y NO₂ en aire ambiente de los municipios estudiados, disminuyendo las concentraciones máximas de partículas conforme se incrementa el número de plazas ocupadas de los estacionamientos regulados y la capacidad de los mismos.

De esta forma, con los aparcamientos disuasorios no sólo se facilita la reducción de los desplazamientos en vehículo privado al centro de las ciudades, sino que también se potencia el uso del transporte público, fomentando un cambio modal hacia una **movilidad urbana más sostenible**.

Para conseguir un uso extendido entre la población de los aparcamientos disuasorios es clave su **ubicación**, ya que deben estar cerca de las principales estaciones de transporte público para garantizar transiciones fluidas entre los modos de transporte privado y público. Otros factores clave que influyen en las decisiones de ubicación son el tiempo de viaje, la comodidad y las condiciones socioeconómicas. Así, los aparcamientos disuasorios que están más cerca de donde vive la población (origen) tienen más probabilidades de ser utilizadas, ya que reducen la parte inicial del viaje en coche privado, haciendo que el cambio al transporte público sea más conveniente, y reduciendo el número de coches que entran en los centros urbanos y aliviando la congestión del tráfico. Pero también hay que tener en cuenta la distancia a los centros de trabajo y ocio, por lo que debe haber una transición rápida y directa al transporte público a la ciudad de destino, garantizando que el viaje a destino sea eficiente y rentable. Así, un estudio de Ortega et al. (2020) evaluó el problema de la ubicación de los aparcamientos disuasorios según el punto de vista de los expertos mediante el método del mejor resultado (*Best Worst Method, BWM*) para estimar la ubicación más adecuada para estas instalaciones utilizando un cuestionario diseñado por diez expertos en transporte en el campo relacionado. Este cuestionario tiene en cuenta criterios como distancia, tiempo de viaje, duración del trayecto, accesibilidad del transporte público, frecuencia de las operaciones de transporte público, número de conexiones de transporte público disponibles, demanda de aparcamiento, coste de implantación del proyecto, y los impactos medioambientales, entre otros. Los resultados pusieron de manifiesto que la accesibilidad del transporte público es el aspecto más importante del problema de la ubicación de los aparcamientos disuasorios.

Para que el sistema funcione, el tiempo total de viaje combinado ha de ser mínimo para que resulte una alternativa viable y atractiva a la conducción directa al centro de trabajo y ocio (Sanvicens, 2024a). Si el trayecto hasta el aparcamiento disuasorio es significativamente más corto que el trayecto hasta el centro de trabajo u ocio es más probable que los conductores opten por este cambio intermodal, y si una vez que los usuarios cambian al transporte público, la duración de esta parte del viaje es rápida y fiable, más usuarios se animarán a dejar sus coches en los aparcamientos disuasorios. La **accesibilidad al transporte público** implica también que haya una buena frecuencia

en los servicios de transporte público para reducir los tiempos de espera y garantizar que los usuarios puedan desplazarse sin retrasos, por lo que los aparcamientos disuasorios deberían estar situados muy cerca de las estaciones o paradas de transporte público, ya que así se minimizaría el tiempo de transbordo, de forma que sea rápido y sencillo, y que se animen más personas a utilizar este sistema, también aquellas con movilidad reducida. Además, la **capacidad de aparcamiento** debe ser adecuada para acomodar el número esperado de usuarios, ya que una subestimación de la demanda puede dar lugar a instalaciones saturadas, mientras que una sobreestimación puede resultar en espacios infrautilizados, lo que puede afectar a la eficiencia del sistema y a la satisfacción de los usuarios. El uso de aplicaciones municipales de gestión del aparcamiento permitiría conocer a los usuarios información de ocupación y disponibilidad de plazas de aparcamiento.

Pero a la hora de implementar estos aparcamientos disuasorios, es importante tener en cuenta los factores económicos, ya que este sistema tiene unos **costes de implantación** (adquisición de terrenos, construcción y desarrollo de infraestructuras), que deben sopesarse frente a los beneficios previstos, como la reducción de la congestión y las mejoras medioambientales. Dado que los terrenos urbanos suelen ser más caros que los suburbanos o periurbanos, hay que buscar un equilibrio entre el coste del suelo y la accesibilidad de estos aparcamientos, sin olvidar el coste de mantenimiento de las instalaciones lo cual garantiza que las instalaciones sigan siendo seguras y fiables, contribuyendo así a la satisfacción de los usuarios. Por lo que estos desafíos en la inversión inicial deben coordinarse entre gobiernos locales y los operadores de transporte público urbano y metropolitano para que sean efectivos.

En cuanto al **impacto medioambiental** de la construcción de los aparcamientos disuasorios, éstos deben construirse siguiendo los principios de sostenibilidad tanto en el uso de materiales (duraderos, reciclados y con bajo contenido en COVs) como en el de rendimiento energético (usando fuentes de energías renovables tanto para iluminación como para permitir la recarga de coches híbridos y eléctricos), y estar integrado dentro del PMUS y PMCA del municipio.

Por otro lado, los aparcamientos disuasorios, deben ser en origen y contruidos en zonas que no conlleven el incremento de la exposición a contaminantes por parte de la población; es decir en zonas periféricas sin viviendas para evitar que la emisión de los vehículos que aparquen afecte a sus habitantes. Los aparcamientos en destino pueden conllevar un incremento de la contaminación en la ciudad debido a la llegada masiva de vehículos a las zonas de aparcamiento, si es que estos se construyen en zona urbana. En este caso no se descongestiona la red viaria metropolitana.

Un estudio de Jagarlamudi (2024) examinó la **eficacia** de los aparcamientos disuasorios en las áreas metropolitanas alemanas, centrándose en su papel a la hora de promover el cambio modal del vehículo privado al transporte público y mitigar la congestión del tráfico urbano. Los resultados, basados en encuestas a usuarios, pusieron de relieve que los aparcamientos disuasorios bien situados y conectados contribuyeron significativamente a reducir la presión sobre el centro de la ciudad y a mejorar la utilización del transporte público, y tuvo percepciones positivas entre los usuarios en cuanto a ahorro de tiempo, reducción del estrés y mejora ambiental. También identificó limitaciones como la seguridad, el mantenimiento y la capacidad, que inciden directamente en la satisfacción de los usuarios y en la eficacia de las instalaciones, por lo que es importante una buena gestión para optimizar sus beneficios.

Otros estudios que también han evaluado el impacto ambiental de los aparcamientos disuasorios muestran resultados variables según su diseño, ubicación y medidas complementarias (Tabla 5.2). Por ejemplo, en Seúl, Kang et al. (2023) documentaron importantes reducciones anuales de concentraciones ambientales de CO, NO_x, PM₁₀, PM_{2.5}, SO_x y COVs, gracias a la optimización de ubicaciones mediante análisis GIS. En Denver, Truong y Marshall (2014) señalaron una reducción de NO₂ y CO₂ en estaciones periféricas asociada a estrategias de tarificación según la ubicación. Por otro lado, en los Países Bajos los resultados de los aparcamientos disuasorios son contrastantes: en Róterdam, Mingardo (2013) identificó un aumento neto en los kilómetros recorridos y en las emisiones, debido a que parte de los usuarios provino de modos de transporte más sostenibles, generándose así un trasvase modal negativo, mientras que en La Haya se consiguió una reducción del tráfico y de las emisiones, gracias a que el sistema logró interceptar el uso del automóvil en una etapa temprana del viaje. Como medida de refuerzo, Mingardo sugiere la implementación de tarifas diarias para mejorar la efectividad del sistema. En Cracovia, el sistema favoreció la descongestión del centro urbano, aunque generó cierta presión en zonas periféricas por atraer a antiguos peatones o usuarios exclusivos del transporte público, lo que pone en valor la importancia de la localización estratégica, la integración con el tranvía y las tarifas combinadas. En Noruega, Tennøy et al. (2019) concluyeron que el efecto en las emisiones depende del punto de intercepción del vehículo, con distancias recorridas por usuario que varían entre -17,8 Km y +2,7 Km, advirtiendo del riesgo de inducir tráfico si no se diseña adecuadamente. En Chelmsford, Mills y White (2018) destacaron una reducción del tráfico en el centro urbano y mejoras en NO_x y PM gracias a tarifas integradas y servicios lanzadera de alta frecuencia. Finalmente, Jaworski et al. (2023) presentaron el caso de Rzeszów, donde la sustitución de 52 autobuses por modelos EURO VI y la implantación de once aparcamientos disuasorios, junto con mejoras intermodales, permitieron una reducción anual media de 703,6 Kg de PM₁₀, 692,7 Kg de PM_{2.5} y 10,4 t de NO_x entre 2021–2022.

Tabla 5.2. Estudios sobre los beneficios de los aparcamientos disuasorios.

Ciudad/Área	Efectos en el tráfico	Efectos en contaminantes	Medidas complementarias	Referencia
Seúl (Corea del Sur)	No especificado	CO: -362,27 t/año NOx: -348,79 t/año PM10: -119,64 t/año PM2.5: -102,37 t/año SOx: -16,12 t/año VOCs: -156,45 t/año	Optimización de ubicaciones con análisis GIS	Kang et al. (2023)
Denver (EE.UU.)	No especificado	Mayor efectividad en reducción de NO ₂ y CO ₂ en estaciones periféricas frente a las internas	Tarifación diferenciada por ubicación	Truong & Marshall (2014)
Róterdam (Países Bajos)	Uso mayoritario para viajes laborales; sin reducción neta de tráfico; +1272 VKT en total debido a efectos no deseados como abstracción de transporte público y bici.	+223,9 kg CO ₂ , +394,3 g NOx, +20,4 g PM10 (neto). Aumento por usuarios que antes usaban transporte público o bicicleta.	Posible introducción de tarifa diaria (€1–2) para reducir efectos no deseados como "park and walk".	Mingardo (2013)
La Haya (Países Bajos)	Uso mayoritario para trabajo; -88.2 VKT netos gracias a función remota de P&R.	-15,5 kg CO ₂ , -27,3 g NOx, -1,4 g PM10 (neto). Reducción atribuida a interceptación temprana de vehículos.	Posibilidad de implementar tarifa diaria (€3–4); se propone preferencia por ubicaciones remotas y control de tarifas en el entorno.	Mingardo (2013)
Cracovia (Polonia)	Desplazamiento modal desde transporte público directo hacia P&R + transporte público.	No se estiman emisiones directamente. Uso intensivo durante días laborales, con influencia positiva en descongestión del centro. Posibles efectos negativos en bordes urbanos por atracción de usuarios antes peatones o usuarios sólo de transporte público.	Localización estratégica en la periferia con acceso directo a tranvía y bus. Sistema de control de entradas y tarifas reducidas con ticket de transporte.	Macioszek & Kurek (2020)
Noruega (12 sitios)	Entre -17.8 km y +2.7 km por usuario según ubicación.	Reducción de GEI solo si el P&R intercepta temprano; riesgo de rebote si mal ubicado.	Ubicación clave cerca del origen; buena conexión transporte público; evitar inducción de tráfico.	Tennøy et al. (2019)
Chelmsford (Reino Unido)	Reducción de tráfico en el centro; aumento de pcu-km en periferia.	Sin reducción neta de CO ₂ ; mejora de NOx y PM en zona centro.	Tarifa integrada (bus + parking); carriles exclusivos y lanzadera de alta frecuencia.	Mills & White (2018)
Rzeszów (Polonia)	No cuantificado	PM10: -703,6 kg/año, PM2.5: -692,7 kg/año, NOx: -10366,3 kg/año	11 aparcamientos disuasorios, renovación de flota (52 autobuses Euro VI), carriles bici (12.5 km), integración intermodal	Jaworski et al. (2023)

El informe de *Transport Focus* (2020) analizó las **percepciones** de usuarios y no usuarios sobre el uso de los aparcamientos disuasorios para reducir la congestión en la red vial estratégica gestionada por *Highways England*. Se evaluó su potencial para ofrecer una alternativa viable a los desplazamientos en coche en trayectos de media y larga distancia. La principal aportación del estudio fue examinar las barreras por parte de la población para adoptar este sistema de aparcamientos disuasorios (Tabla 5.3), que deberían ser consideradas en su diseño. A este respecto, Huang et al. (2022) observaron que los viajeros son más proclives a utilizar los aparcamientos disuasorios cuando reciben información positiva en las redes sociales.

Tabla 5.3. Barreras en la adopción de aparcamientos disuasorios por parte de la población, ordenadas por importancia para cada tipo de viaje (Transport Focus, 2020).

BARRERAS	Viajes SIN restricción de tiempo	Viaje CON restricción de tiempo
Accesibilidad (movilidad reducida)		x
Conveniencia/Molestias	x	x
Costo/Calidad-precio	x	x
Comodidad coche vs bus	x	x
Control sobre el propio viaje		x
Fiabilidad/Puntualidad	x	x
Instalaciones en el recinto	x	
Instalaciones a bordo	x	x
Molestias en el bus	x	
Problemas prácticos (equipaje, asientos)	x	
Seguridad personal	x	x
Seguridad del vehículo	x	x
Tiempo de viaje vs coche		x

A la hora de implementar los aparcamientos disuasorios, también es fundamental tomar **medidas complementarias** que aborden las principales barreras identificadas en los desplazamientos diarios, tanto en viajes con restricción de tiempo como en viajes sin restricción de tiempo. Como, por ejemplo, limitar la disponibilidad de aparcamiento en los centros de trabajo, lo que fomentaría la adopción del transporte público y el uso de aparcamientos disuasorios ubicados en zonas estratégicas. Esta medida, junto con la integración del transporte corporativo en los convenios laborales (tal y como hablamos en el punto anterior), no solo reduciría la percepción de inconveniencia y falta de control sobre el viaje, sino que también aportaría una alternativa estructurada y fiable, mitigando preocupaciones sobre puntualidad, seguridad y comodidad. Por lo tanto, fortalecer las políticas de movilidad sostenible en el ámbito laboral (como veremos en el siguiente punto) puede incentivar aún más el uso de aparcamientos disuasorios. Finalmente, la implementación de subvenciones al transporte público, que reduzcan la carga económica de los desplazamientos, y programas de incentivos para el transporte activo (como bonificaciones por el uso de bicicletas o caminatas) pueden abordar barreras como la percepción de alto coste relativo, la falta de infraestructura adecuada y la resistencia al cambio en los hábitos de movilidad. Todas estas medidas deben ir acompañadas de otras que permitan y favorezcan la reducción del tráfico

en las ciudades, como implementar tasas de acceso, restringir el aparcamiento y fomentar el teletrabajo, como se explicará más adelante.

5.2. Regulación y gestión del tráfico rodado

Para mejorar la calidad del aire en entornos urbanos diversas ciudades han implementado estrategias de gestión del tráfico con el objetivo de reducir las emisiones vehiculares y minimizar la exposición a contaminantes. Sin embargo, la efectividad de estas medidas siempre va a variar según su diseño, alcance y combinación con otras políticas de movilidad sostenible.

Bigazzi & Rouleau (2017) evaluaron 22 de estas estrategias ampliamente utilizadas en ciudades de Norteamérica y Europa (Figura 5.6). El análisis reveló que las ZBE y las tasas de acceso urbano son las intervenciones con mayor potencial para reducir la contaminación del aire, especialmente cuando van acompañadas de incentivos para la adopción de vehículos menos contaminantes y mejoras en el transporte público. No obstante, muchas otras medidas, como la optimización de la gestión del tráfico para incrementar la velocidad del transporte público, o las restricciones parciales de circulación, presentan evidencia limitada sobre su impacto en la calidad del aire, principalmente debido a la falta de evaluaciones exhaustivas posteriores a su implementación.

Además, si bien algunas estrategias pueden generar reducciones locales de emisiones, los efectos indirectos, como la demanda inducida o el desplazamiento del tráfico a otras zonas, pueden atenuar sus beneficios. Asimismo, la evolución del parque vehicular y el uso de vehículos cero emisiones del transporte influirán en la efectividad futura de estas políticas.

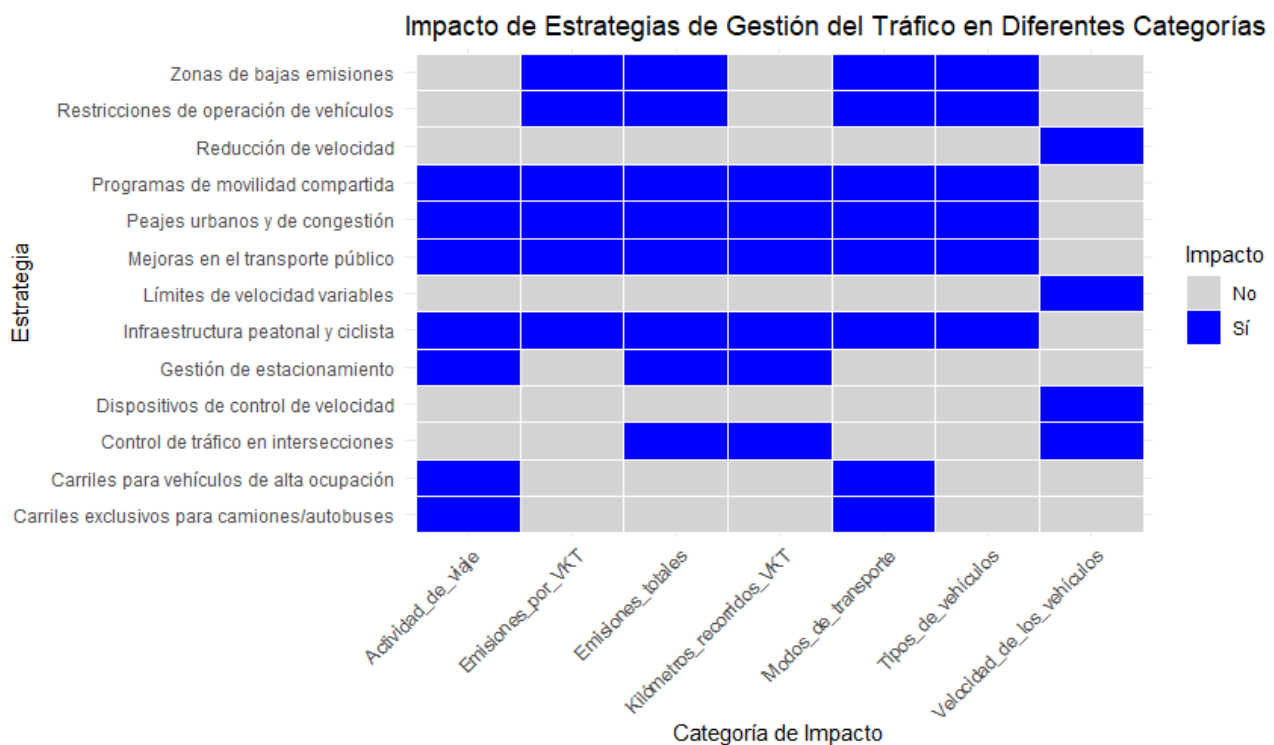


Figura 5.6. Impacto de diferentes estrategias de gestión del tráfico según el estudio de Bigazzi & Rouleau (2017), VKT, kilómetros recorridos por vehículo.

A continuación, se describen recomendaciones para aplicar medidas de regulación y gestión del tráfico, siempre partiendo de la necesidad de una planificación coordinada y basada en datos reales, combinando restricciones al tráfico con mejoras en el transporte público, incentivos a la movilidad sostenible y un monitoreo continuo del impacto de las medidas implementadas.

5.2.1. Reducción del tráfico

Según Ramos Velásquez et al. (2025), reducir en un 25 % el tráfico motorizado en la ciudad de Barcelona supondría un descenso del 17,6 % de los niveles de NO₂. Sin embargo, aun así, se seguiría sin cumplir con los nuevos límites máximos de NO₂ que plantea la UE en la Directiva (UE) 2024/2881 de calidad del aire, por lo que son necesarias mayores reducciones del tráfico, y otras medidas complementarias para el cumplimiento normativo.

En este contexto, se identifican tres ámbitos clave de intervención para reducir de manera efectiva la circulación de vehículos privados en zonas urbanas: **las tasas de acceso, las restricciones de aparcamiento y el fomento del teletrabajo.**

5.2.1.1. Tasas de acceso

Las tasas de acceso, también conocidos como peajes urbanos o tasas de congestión, han demostrado ser una herramienta efectiva para **reducir el tráfico y la contaminación** en las grandes ciudades tal y como ya explicamos en puntos anteriores. No sugerimos el uso de los términos ‘tasa de congestión’ ni ‘peaje’ dado que el objetivo no es reducir la congestión, ni obtener beneficios económicos, respectivamente. Ciudades como Estocolmo, Londres y Milán, entre otras, han implementado con éxito estas medidas, logrando una disminución significativa no sólo en la reducción del número de vehículos circulantes, sino también en las emisiones de contaminantes atmosféricos.

Un estudio de Bernado et al. (2021) comparó la eficacia de las ZBE y las tasas de acceso para reducir el número de vehículos circulantes en una muestra de áreas urbanas europeas durante el periodo 2008-2019, y concluyó que **las tasas de acceso son más eficaces que las ZBE para reducir el número de vehículos circulantes**, ya que las tasas suelen ir acompañados de mejoras en el transporte público, mientras que las ZBE estimulan la renovación del parque automovilístico. Dado que disminuir los vehículos circulantes repercute positivamente en la calidad del aire, medidas como las tasas de acceso parecen más efectivas que tener solo una ZBE para conseguir reducir las emisiones de contaminantes atmosféricos producidos por el tráfico rodado.

Por otro lado, diversos estudios han demostrado que las tasas de acceso en zonas urbanas pueden generar **beneficios** sustanciales no solo en la calidad del aire, sino también en **disminuir la siniestralidad**. Por ejemplo, análisis comparativos entre tasas de acceso y ZBE en Londres, Estocolmo y Milán demuestran la eficacia de las tasas de acceso en la reducción de externalidades negativas como accidentes, reducción de vehículos circulantes y emisiones (Crocì & Ravazzi Douvan, 2016). En Estocolmo, la tasa de acceso dio lugar a un descenso de los casos de asma entre los niños, con un descenso de las visitas al hospital por asma de casi la mitad de la tasa de referencia a lo largo del tiempo (Simeonova et al., 2019), especialmente tras la implementación permanente de la tasa de acceso, cuando las reducciones en la concentración de contaminantes como PM10 y NO₂ se hicieron más pronunciadas y sostenidas.

En el caso de Nueva York, las investigaciones proyectaron que la implementación de este sistema en el Distrito Central de Negocios (CBD) reduciría significativamente las concentraciones de contaminantes asociados al tráfico, como PM_{2.5}, con estimaciones de disminución de hasta un 18 % en esa zona específica (Baghestani et al., 2022). A nivel general, se estimó una reducción del 7–13 % en la exposición poblacional a PM_{2.5}, y entre un 22–28 % en el caso de los trabajadores del CBD (Baghestani et al., 2022). Estos cambios se vincularían también a una caída en los trayectos de vehículos con un solo ocupante, del orden del 30 %, y un aumento del 6 % en el uso del transporte público (Baghestani et al., 2020).

Más allá del caso de Nueva York, un análisis global concluye que los sistemas de peaje urbano tienden a reducir las emisiones atmosféricas, particularmente en ciudades con antecedentes de mala calidad del aire (Veitch & Rhodes, 2024). No obstante, el impacto no es uniforme y puede variar según el contexto urbano y los grupos poblacionales, lo que resalta la necesidad de diseñar políticas con criterios de equidad (Baghestani et al., 2022; Veitch & Rhodes, 2023). Es por ello que hay que **localizar los puntos calientes de emisiones** urbanas asociados a la congestión de vehículos ya que, si bien a nivel regional los efectos de la congestión pueden ser moderados, hay ciertos puntos críticos urbanos que llegan a presentar incrementos de emisiones de hasta un 75 %, lo que subraya la importancia de enfoques basados en datos locales (Gately et al., 2017) para poder hacer intervenciones específicas.

Además, estudios realizados en Madrid han demostrado que la implementación de tasas de acceso podría reducir significativamente el uso del automóvil y aumentar el uso del transporte público (Muñoz & Anguita, 2018; Miguel & Anguita, 2019).

Sin embargo, la aceptabilidad social sigue siendo un reto clave para su implementación (Miguel & Anguita, 2019). En términos sociales, se ha identificado que las políticas de tarificación no necesariamente perjudican a los grupos de bajos ingresos. De hecho, estudios muestran que las carreteras sin tasas de acceso tienden a favorecer a conductores con mayores recursos, mientras que la contaminación resultante afecta en mayor medida a comunidades vulnerables (Manville & Goldman, 2017). En Londres, por ejemplo, la implementación de restricciones al tráfico generó una reducción del 1,1 % en las ausencias escolares en centros con mayoría de estudiantes de nivel socioeconómico bajo (Conte Keivabu & Rüttenauer, 2022). Además, los ingresos obtenidos mediante estas políticas podrían ser destinados a compensar a quienes resulten negativamente afectados, promoviendo así una redistribución más justa (Manville & Goldman, 2017). Más adelante se describen algunas medidas complementarias para reducir este efecto social negativo.

Tonne et al. (2008) modelizaron el efecto del sistema de tarificación que se introdujo en el centro de Londres en febrero de 2003 para reducir el número de vehículos circulantes, y por tanto los niveles de contaminantes asociados. Antes de la introducción del sistema de tarificación la media anual en el centro de Londres era de 39,9 µg/m³ para NO₂ y de 26,2 µg/m³ para PM₁₀, mientras que en las zonas adyacentes a las zonas de tarificación los valores rondaban 54,7 µg/m³ para NO₂ y 30,3 µg/m³ para PM₁₀. Las reducciones absolutas y relativas de las concentraciones de contaminantes tras la introducción del sistema de tarificación fueron mayores en los distritos de la zona de tarificación que en los distritos restantes; de igual manera, en las zonas donde estaba implementada la zona de tarificación la esperanza de vida era mayor. Además, aquellas zonas más desfavorecidas que tenían mayores concentraciones de contaminantes atmosféricos experimentaron mayores

reducciones de la contaminación atmosférica y beneficios de reducción de la mortalidad en comparación con las zonas menos desfavorecidas.

Por otro lado, un estudio de Oltra et al. (2023) en diferentes capitales de provincias españolas investigó la aceptabilidad pública de la peatonalización, las ZBE y las tasas de acceso, así como el efecto de diversas condiciones de encuadre sobre la aceptabilidad de las tasas. Los resultados mostraron que la aceptabilidad pública es mayor en el caso de la peatonalización y las ZBE, y menor en el de las tasas, pero encontraron un efecto positivo sobre la aceptabilidad de la información que destaca los beneficios de las tasas y del **etiquetado en positivo** (comparando, por ejemplo, la redacción «contribución medioambiental» con «peaje urbano»). De esta forma, aunque algunas medidas serían más fácilmente apoyadas que otras, su aceptabilidad por parte de la población podría mejorarse mediante un diseño cuidadoso y una comunicación eficaz. Hay que destacar que en 2006 Estocolmo implementó la tasa de acceso durante un periodo de prueba y luego se hizo un referéndum para su implementación fija o eliminación. El referéndum fue positivo para mantener la tasa al ver los beneficios en la calidad de vida urbana (ocupación de espacio, ruido, calidad del aire, fluidez del transporte público).

En la Tabla 5.4 se resumen las principales ciudades donde se han aplicado tarifas acceso, junto con los resultados obtenidos en la mejora de calidad del aire. Estos sistemas varían en su aplicación, abarcando desde tasas de acceso a toda la ciudad o a áreas centrales. Las **exenciones** en las tasas de acceso urbano varían según la ciudad, pero generalmente incluyen descuentos o exención total para personas con discapacidad, vehículos de emergencia y transporte público. En algunas ciudades, los residentes locales reciben tarifas reducidas (como en Milán o Nueva York), mientras que los vehículos eléctricos tienen beneficios en lugares como Londres, Abu Dabi y Palermo. Otras excepciones incluyen motocicletas, taxis y familias de bajos ingresos en ciertos casos.

Tabla 5.4. Ciudades donde se han aplicado tasas de acceso urbano. Cada ciudad combina el cobro por acceso con otras medidas (mejoras de transporte público, zonas de bajas emisiones, etc.), por lo que las reducciones se atribuyen al conjunto de políticas. Las referencias citadas incluyen informes oficiales, estudios académicos y evaluaciones ambientales que respaldan las cifras proporcionadas. s/i = sin información cuantificada disponible.

Ciudad/País	Estrategia	Tarifas	Reducción CO ₂	Reducción NO _x	Reducción PM10/PM2.5	Otras mejoras cuantificadas	Referencia
Londres (Reino Unido)	Tasa de acceso en el centro, activo de lunes a viernes de 7:00 a 22:00.	15 £ por día en la zona de congestión	16 % (~120 mil ton/año menos)	18 % NO _x	22 % PM10	+183 años de vida/100.000 hab. en zona de cobro; -1.1 % ausencias escolares en escuelas con alumnos de bajo nivel socioeconómico (SES); mejoras sociales y educativas	TFL, 2025a
Estocolmo (Suecia)	Tasa de acceso a toda la ciudad, precio varía por hora.	10-45 SEK por cruce, con un tope diario de ~10 €	13 % (~38 mil ton/año)	15 % NO _x	15 % PM10	Tráfico reducido ~20 % -50 % episodios de asma infantil (0–5 años); efecto acumulativo en salud; beneficio mayor a largo plazo en zonas con baja contaminación inicial	Simeonova et al. (2019)
Milán (Italia)	Zona de tasa de acceso en el centro (Área C), prohíbe vehículos contaminantes.	5 € /día para ingresar al Área C.	35 %	18 % NO _x	18 % PM10	-42 % reducción de BC	C40Cities, 2015
Oslo (Noruega)	Anillos de tasa de acceso a la ciudad, tarifas según emisiones.	~2.5-3 € por cruce	(s/i, en Noruega 11 % 2012-18)	(s/i) NO ₂ dentro de norma desde 2018	(s/i)		Sousa Santos et al., 2020
Singapur	Tasa de acceso electrónica (ERP), tarifas dinámicas por hora/lugar.	0.3-2 € por cruce, tarifa variable según la congestión y la hora	80 ton CO ₂ /día evitadas	(s/i, aire cumple OMS)	(s/i) 10 kg hollín menos/día	Uso de transporte público +20 %	OneMotoring, 2024
Gotemburgo (Suecia)	Tasa de acceso a la ciudad.	8-22 SEK por cruce, con un tope diario	(Estimado) 10 a 19 %	17 % NO _x	19 % PM10	Tráfico reducido ~12 %	TransportStyr elsen, 2024
Abu Dabi (EAU)	Tasa de acceso en 4 puentes principales de	4 AED por cruce en horas punta, sin costo fuera de ellas	(s/i)	(s/i)	(s/i)		OneMotoring, 2024

	acceso a la isla de Abu Dabi.					
Palermo (Italia)	Zona de tráfico limitado con tasa de acceso en el centro.	5 €/día	40-50 % por vetar autos antiguos	40-50 % NOx	40-50 % PM	Municipio de Palermo, 2025
Nueva York (EEUU)	Tasa de acceso en Manhattan (CBD), bajo estudio con escenarios de tarifas desde 5 a 20 USD.	\$5-20 USD por cruce, según escenario	(s/i)	(s/i)	7 % a 13 % promedio general, 22 % a 28 % en empleados del CBD	-33 % menos horas de demora, -32 % menos congestión, +18 % velocidad media, reducción exposición PM2.5 en interiores, beneficios en salud humana proyectados Baghestani et al. (2020, 2022)

Se observa que, en la mayoría de los casos, la implementación de tasas ha logrado una disminución significativa de contaminantes atmosféricos, con reducciones de NOx que oscilan entre el 9 % y el 20 %.

Además de lo expuesto, es necesario **considerar y minimizar los efectos frontera**. Es decir, si la zona afectada por la tasa es reducida puede generar un incremento de la circulación alrededor e incrementar la contaminación en esas zonas. Si la zona afectada por la tasa es grande, este efecto se diluye, pero hay que evaluar su impacto tanto en el diseño como en la evaluación de resultados, y aplicar medidas correctoras en caso de obtenerse impactos negativos.

Para que este sistema sea equitativo y socialmente aceptable, es decir, para evitar que afecte desproporcionadamente a los conductores de bajos ingresos debido al costo adicional, o que las áreas periféricas pueden experimentar mayor tráfico debido al desvío de vehículos fuera de las zonas tarifadas, es importante acompañar las tasas con **mecanismos de mitigación** de estos posibles impactos negativos en ciertos sectores de la población. Para solventar estos desafíos y evitar la discriminación social, dado que los ciudadanos con mayor poder adquisitivo podrían absorber el costo de la tasa sin cambiar sus hábitos de movilidad, se recomienda:

- La implementación de un sistema de deducción fiscal o subsidios para aquellos con menores ingresos.
- Establecer excepciones para determinados vehículos esenciales, como los servicios de emergencia.
- Instalación de cámaras de reconocimiento de matrículas para eximir del pago a los vehículos con un mínimo de 2 o 3 ocupantes, promoviendo así el uso compartido del automóvil, similar a los carriles VAO.
- Uso de chips de acceso con GPS para identificar y beneficiar a personas con menor poder adquisitivo, una medida que ya se aplica en Milán.

En este contexto, el diseño de un sistema de tasas de acceso urbano debe considerar criterios de **eficiencia, equidad y sostenibilidad**, asegurando que los beneficios ambientales y de movilidad no se traduzcan en barreras económicas para ciertos grupos sociales.

En cuanto a las **recomendaciones** que se deberían seguir **para la implementación** de tasas de acceso, éstas deben procurar maximizar los beneficios y minimizar los inconvenientes de esta contribución medioambiental, mediante las siguientes estrategias, que consideren ciertos **aspectos clave**, como:

- **Diseño basado en datos:** utilizar análisis detallados de patrones de tráfico para establecer tarifas dinámicas que se ajusten según la demanda y las condiciones reales.
- **Mejoras complementarias al transporte público:** invertir los ingresos generados en ampliar y mejorar el transporte público para ofrecer alternativas viables a la población.
- **Adaptación flexible:** modificar los niveles de tasas, horarios o zonas de aplicación según los cambios en el comportamiento de los ciudadanos.
- **Evaluación y corrección de efectos frontera:** tener en cuenta y corregir los efectos de posible incremento de tráfico alrededor de la zona afectada por la tasa.

- **Consideración de equidad:** implementar descuentos o exenciones para grupos vulnerables o residentes locales para mitigar impactos económicos negativos.
- **Indicadores claros:** definir objetivos específicos (reducción de emisiones, mejoría en la calidad del aire, disminución del tráfico) y medir progresos constantemente.
- **Transparencia en resultados:** compartir datos con la ciudadanía para demostrar los beneficios alcanzados.
- **Comunicación efectiva:** informar claramente al público sobre los beneficios ambientales, económicos y sociales del sistema para asegurar su aceptación.

La implementación de una tasa de acceso requiere, por tanto, un diseño cuidadoso y un enfoque integral para garantizar su efectividad y aceptación social. En base al informe del Instituto Ostrom (2023) sobre la tasa de acceso urbano en Barcelona, se pueden identificar los **pasos** clave para su **implementación**:

- **Definición de objetivos:** antes de implementar la tasa, es esencial establecer objetivos claros:
 - Reducir el número de vehículos circulantes en áreas urbanas específicas.
 - Mejorar la calidad del aire mediante la disminución de emisiones contaminantes.
 - Promover el uso de transporte público y alternativas sostenibles.
 - Generar ingresos para financiar mejoras en infraestructura y servicios públicos.
- **Diseño del sistema:** el diseño debe considerar varios elementos:
 - **Cobro dinámico:** establecer tarifas variables según horarios, niveles de congestión y características del vehículo (como tamaño y emisiones). Esto permite ajustar la demanda en tiempo real.
 - **Área de aplicación:** definir claramente las zonas donde se aplicará la tasa, priorizando áreas con alta contaminación.
 - **Tecnología:** implementar sistemas automáticos de cobro (como cámaras con reconocimiento de matrículas) para garantizar eficiencia y evitar interrupciones en el tráfico.
- **Medidas complementarias:** para maximizar los beneficios y mitigar posibles impactos negativos:
 - **Mejorar el transporte público:** usar los ingresos generados para ampliar la capacidad y calidad del transporte público.
 - **Fomentar alternativas sostenibles:** construir carriles bici, mejorar las aceras e incentivar el uso de vehículos eléctricos.
 - **Purificación ambiental:** instalar purificadores de aire en puntos críticos para reducir la polución residual. **No aconsejado por la presente guía por la baja eficiencia y altos costes.**
- **Comunicación pública:** la aceptación social es crucial. Es necesario:

- **Informar** sobre los beneficios económicos, ambientales y sociales del sistema.
- **Explicar** cómo se utilizarán los ingresos generados (por ejemplo, mejoras en transporte público).
- **Realizar** campañas educativas para sensibilizar a la población sobre los problemas derivados de la congestión y la contaminación.
- **Consideración de equidad:** para evitar que la medida sea regresiva:
 - Ofrecer descuentos o exenciones a grupos vulnerables (personas con bajos ingresos o residentes locales).
 - Asegurar que las mejoras en transporte público benefician a todas las zonas afectadas.
- **Evaluación y ajustes:** una vez implementado, es fundamental monitorear su impacto:
 - Analizar datos sobre reducción de tráfico, mejora de calidad del aire y aceptación pública.
 - Ajustar tarifas o ampliar áreas según los resultados obtenidos.

Por tanto, la implementación exitosa de una tasa de acceso requiere planificación estratégica, medidas complementarias y comunicación efectiva, todo ello combinado con un enfoque equitativo, para poder alcanzar los objetivos deseados mientras se minimizan los inconvenientes para los ciudadanos.

En conclusión, la tasa de acceso urbano es una herramienta eficaz para reducir el número de vehículos circulantes y la contaminación atmosférica asociada, especialmente cuando se integra con mejoras en el transporte público y estrategias sostenibles. Aunque enfrenta desafíos relacionados con su aceptación pública y equidad, su éxito demostrado en ciudades como Estocolmo, Londres, Milán y Nueva York ofrece un modelo replicable para otras urbes interesadas en transformar su movilidad urbana hacia un futuro más limpio y eficiente. Si además se combina con otras estrategias, como las ZBE, restricciones de aparcamiento y el teletrabajo, se produce una sinergia que ayuda a mejorar más la calidad del aire de las ciudades.

5.2.1.2. Restricciones de aparcamiento

La eliminación progresiva de los aparcamientos en superficie, especialmente en áreas con alta congestión vehicular, junto con la implementación de tarifas obligatorias para el estacionamiento en la vía pública suponen una reducción de tráfico en esas zonas.

Querol et al. (2017) demostró que la implementación de sistemas de aparcamiento en calle de pago, como los denominados "aparcamientos verdes"—que pueden ser exclusivos para residentes del barrio, o bien establecen tarifas elevadas para no residentes y costos muy reducidos para residentes— puede reducir significativamente el número de vehículos circulantes en un rango del 10 al 20 % en las áreas donde se aplican estas medidas (Tabla 5.5; Figura 5.7). Otros estudios han corroborado estos resultados en distintos contextos urbanos (Tabla 5.5). En Gante (Bélgica), la eliminación de plazas de estacionamiento en superficie, combinada con un rediseño del sistema de circulación, permitió reducir las concentraciones de NO₂ en un 18 % (VMM, 2025). En Nottingham (Reino Unido), un gravamen aplicado a las plazas de aparcamiento en centros de trabajo —sin

necesidad de eliminar físicamente las plazas— se asoció a una reducción del 27 % en los niveles de NO₂ en un periodo de siete años (Nottingham City Council, 2022). En Barcelona, dentro de la supermanzana de Sant Antoni, la retirada del tráfico y de las plazas de estacionamiento en calzada contribuyó a una reducción del 25 % del NO₂ y del 17 % de PM10 (Pérez et al., 2025). En Oslo, la retirada de aproximadamente 700 plazas de aparcamiento del centro formó parte de un conjunto de medidas que incluyó tasas de acceso y promoción del vehículo eléctrico, contribuyendo a una reducción significativa del tráfico y una mejora documentada en la calidad del aire (CE, 2021). Por último, en San Francisco, el programa *SFpark*, basado en la tarificación dinámica del aparcamiento en vía pública, permitió reducir el tráfico de búsqueda de estacionamiento (*cruising*) y con ello una disminución estimada del 30 % en las emisiones de GEI asociadas al tráfico urbano (Alemi et al., 2018).

Tabla 5.5. Estudios sobre la Relación entre Gestión del Aparcamiento y Calidad del Aire en Áreas Urbanas.

Ciudad / País	Efecto en el tráfico	Efectos en contaminantes	Medidas implementadas	Medidas complementarias	Referencia
Gante (Bélgica)	Tráfico -12 % centro; ciclismo y transporte público +~25 %.	NO ₂ -18 % (-7.4 µg/m ³). Reducción atribuible a múltiples medidas; eliminación de aparcamiento fue clave dentro del rediseño vial.	Sectorización, eliminación de tráfico de paso y de plazas en superficie.	Refuerzo transporte público, zonas de carga y red ciclista.	VMM (2025)
Nottingham (Reino Unido)	Cambio modal de ~9 % hacia transporte sostenible.	NO ₂ -~27 % (2010-2017). Reducción directamente vinculada al gravamen por aparcamiento laboral (WPL).	Tarifa anual por plazas de parking en empresas (>10 plazas).	Financiación del tranvía, renovación de flota y aparcamientos disuasorios.	Nottingham City Council (2022)
Barcelona (España)	Tráfico -100 % en interior; sin efecto frontera.	NO ₂ -25 % (-14.6 µg/m ³), PM10 -17 %. Reducción asociada a la supresión del tráfico y del aparcamiento en calzada dentro del superbloque.	Cierre de tráfico y eliminación de aparcamiento en 9 manzanas.	Zonas verdes, mobiliario urbano y eventos comunitarios.	Pérez et al. (2025)
Oslo (Noruega)	Tráfico -19 % dentro del anillo central.	Descenso NO ₂ y PM (mejoras cualitativas). Atribuible a combinación de retirada de aparcamientos, peajes y electrificación.	Eliminación de ~700 plazas en el centro, calles peatonales.	Peajes urbanos, refuerzo TP, fomento del vehículo eléctrico.	CE (2021)
San Francisco (EE.UU)	Tiempo búsqueda -15 %, distancia -12 %.	Emisiones GEI -~30 %. Reducción atribuida directamente a menor tiempo de búsqueda de aparcamiento (cruising).	Tarifación dinámica de aparcamiento en vía (<i>SFPark</i>).	App de plazas libres, refuerzo TP y campañas sostenibles.	Alemi et al. (2018)
Barcelona (España)	Reducción del tráfico y aumento de transporte público y modos activos.	NO ₂ -20-40 % (estimado). Asociado a eliminación de tráfico y plazas de aparcamiento en áreas clave.	Eliminación de aparcamiento en superficie y reconfiguración vial.	Red ciclista, refuerzo TP, restricciones de acceso.	Querol et al. (2018)

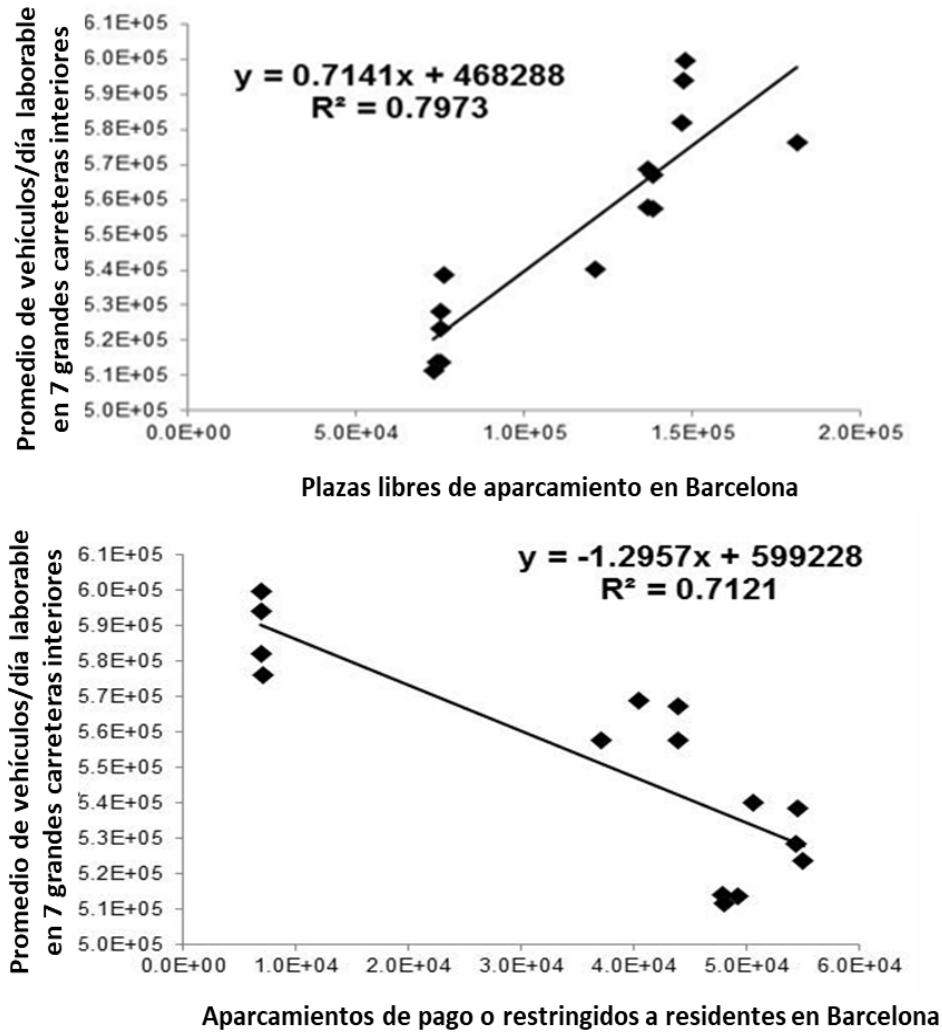


Figura 5.7. Efecto del incremento de zonas con estacionamiento regulado en la reducción del número de vehículos circulantes (Querol et al., 2017).

Por otro lado, Albalade y Gragera (2020) demostraron que la implantación de zona verde de aparcamiento en Barcelona resultó en un incremento de la movilidad privada, ya que debido a las bajas tarifas para residentes (1€ a la semana), se incrementó de forma significativa la probabilidad de tener vehículo privado (y utilizarlo) por parte de los residentes de las zonas verdes que contrarrestó la reducción del uso del vehículo privado por parte de los no-residentes. Es por ello que las **restricciones de aparcamiento deben ir acompañadas de incentivos para el uso del transporte público**, y en aquellos usuarios de fuera de la ciudad los incentivos deben ponerse en el uso de aparcamientos disuasorios con una conexión eficiente con las redes de transporte público.

Estos efectos contrastados evidencian que, para que la regulación del aparcamiento actúe como una herramienta efectiva en la gestión de la movilidad urbana y en la reducción del tráfico, debe diseñarse dentro de una estrategia más estructurada y equilibrada, evitando efectos no deseados. En esta línea, Aroloye (2023) demuestra cómo una regulación bien planificada puede reducir significativamente la frecuencia de uso del coche en el centro urbano, especialmente cuando el

aumento en el precio del estacionamiento se implementa junto con alternativas de transporte público accesibles. Sin embargo, este incremento tarifario también puede generar efectos no deseados, como el desplazamiento de la demanda de aparcamiento a zonas cercanas sin regulación, en lugar de incentivar un cambio modal hacia el transporte público, si este no se refuerza. Otro hallazgo relevante del estudio es que la competitividad del tiempo de viaje influye de manera decisiva en la elección entre el transporte público y el vehículo privado. Cuando el trayecto en transporte público supera en más de un 25 % el tiempo del coche la preferencia por el automóvil sigue siendo elevada, incluso en presencia de aparcamientos disuasorios. No obstante, en ciudades que han implementado un sistema de tarifa integrada, combinando estacionamiento y transporte público, el uso del automóvil para acceder al centro urbano se ha reducido en un 18 % en comparación con aquellas que no cuentan con esta medida, lo que evidencia el impacto positivo de políticas de movilidad coordinadas. Por último, el estudio destaca que la disponibilidad y el coste del aparcamiento también influyen en la propiedad de vehículos. Tener acceso fácil y asequible al estacionamiento en el hogar o el lugar de trabajo es un factor determinante en la decisión de poseer un automóvil. De hecho, en zonas donde el aparcamiento residencial es limitado o costoso, la tasa de propiedad de vehículos es un 22 % menor en comparación con aquellas donde el estacionamiento es gratuito o de bajo coste.

La Tabla 5.6 presenta un esquema de las principales **estrategias de regulación del aparcamiento** y muestra ejemplos concretos de ciudades que han aplicado estas medidas con éxito, demostrando que no existe una solución única, sino un conjunto de medidas **interconectadas** que deben adaptarse a las características de cada ciudad. A modo de ejemplo, Ámsterdam ha reducido en 10.000 el número de plazas de aparcamiento en el centro desde 2019, eliminándolas de manera progresiva y transformando esos espacios en carriles bici, aceras más amplias y zonas verdes, con el objetivo de priorizar la movilidad sostenible y reducir la congestión urbana. De manera similar, Oslo ha eliminado casi 700 plazas de aparcamiento en el centro y ha restringido el acceso de vehículos privados, permitiendo únicamente el estacionamiento en parkings subterráneos o periféricos, lo que ha contribuido a disminuir el tráfico en el núcleo urbano. Por su parte, Zúrich ha optado por un sistema de permisos exclusivos para residentes, limitando de forma significativa el aparcamiento para visitantes en distritos densamente poblados. Mientras que en Nueva York se han habilitado carriles exclusivos para carga y descarga en ciertas avenidas para evitar bloqueos en el tráfico.

Tabla 5.6. Principales estrategias de regulación del aparcamiento, y ciudades donde se aplica.

Estrategia de regulación de aparcamiento	Ciudades donde se aplica
Tarifas dinámicas	San Francisco
Eliminación de aparcamiento en superficie	Ámsterdam, Oslo
Regulación para residentes y visitantes	París, Zúrich
Digitalización y apps	Singapur, Barcelona
Incentivos fiscales para vehículos sostenibles	Londres
Regulación en empresas y centros comerciales	Múnich
Carga y descarga regulada	Nueva York

Las restricciones de aparcamiento, aunque efectivas, por sí solas no funcionan tan eficientemente como si se acompañan de otras medidas de reducción de tráfico en las ciudades, como las tasas de acceso y el teletrabajo.

5.2.1.3. Teletrabajo

La promoción del teletrabajo, siempre que sea posible, no solo en contextos excepcionales como episodios de alta contaminación, representa una estrategia eficaz para reducir el tráfico y mejorar la calidad del aire urbano. El teletrabajo tiene un impacto significativo en la calidad del aire, principalmente al reducir la necesidad de desplazamientos diarios en vehículos motorizados, que son una de las principales fuentes de emisiones contaminantes en las áreas urbanas.

En el caso del Área Metropolitana de Barcelona, Badia et al. (2021) analizaron distintos escenarios de implantación del teletrabajo mediante un modelo de calidad del aire calibrado con datos reales de la red XVPCA (Red de Vigilancia y Previsión de la Contaminación Atmosférica, por sus siglas en catalán), durante el periodo de confinamiento por COVID-19. Considerando que el 85 % de los trabajadores del AMB se dedica al sector servicios y que aproximadamente el 40 % del tráfico de vehículos particulares está vinculado a desplazamientos laborales, se estimó que permitir el teletrabajo dos, tres o cuatro días por semana podría reducir las concentraciones medias de NO₂ en un 4 %, 8 % y 10 %, respectivamente. Estos niveles de mejora corresponden a reducciones del 12,5 %, 25 % y 37,5 % en los desplazamientos laborales, en función de la adopción progresiva del teletrabajo por parte de entre el 20 % y el 40 % de los empleados del sector servicios.

Estos resultados se ven respaldados por estudios en otras regiones (Tabla 5.7). En Suiza, un análisis de datos longitudinales mostró que un aumento del 1 % en la tasa de teletrabajo se asocia a una reducción media del 0,4 % en las emisiones del transporte, con descensos globales de entre el 3 % y el 4 % en contaminantes como NO₂, PM₁₀ y CO (Giovanis, 2018). En ciudades italianas como Roma, Turín, Bolonia o Trento, se ha estimado que cada jornada de teletrabajo puede evitar entre 7 y 15 g de NO_x y hasta 600 kg de CO₂ por trabajador al año (Roberto et al., 2023). En Sacramento (EE.UU.), durante la aplicación masiva del teletrabajo entre marzo y julio de 2020, se observaron reducciones del 28 % en PM_{2.5}, del 13 % en NO₂ y del 10 % en O₃, junto con una caída del 50 % en el kilometraje vehicular diario (Sac Metro AQMD, 2023).

Tabla 5.7. Estudios cuantitativos del impacto ambiental del teletrabajo en contextos urbanos

Ciudad / País	Efecto en el tráfico	Efecto en contaminantes	Medidas implementadas	Medidas complementarias	Referencia
Barcelona (España)	Reducción de emisiones tráfico hasta -25 % según escenario.	NO ₂ -4-10 % según días/semana. O ₃ +3 µg/m ³ (efecto secundario).	Modelización de escenarios con 2-4 días de teletrabajo.	Otros cambios en movilidad: teleeducación, reducción de viajes no esenciales.	Badia et al. (2021)
Suiza (nivel nacional)	Tráfico -~2 %.	NO ₂ , PM10, CO -~3-4 %. O ₃ -~2 %.	Análisis estadístico sobre teletrabajo voluntario (2002–2013).	No aplican.	Giovanis (2018)
Sacramento (EE. UU.)	VMT -50 %, máximo -74 %.	PM2.5 -28 %, NO ₂ -13 %, O ₃ -10 %.	Teletrabajo obligatorio durante confinamiento (mar-jul 2020).	Confinamiento general y cierre de actividades.	Sac Metro AQMD (2023)
Roma, Turín, Bolonia, Trento (Italia)	-3.500 km/año por persona, tráfico -~20 %.	CO ₂ -~600 kg/año por trabajador; NO _x , CO, PM10 -7-15 g-por jornada.	Encuesta empleados públicos + estimación de emisiones evitadas.	No aplican.	Roberto et al. (2023)

Más investigaciones respaldan la correlación positiva entre el aumento del teletrabajo y la reducción de la contaminación atmosférica urbana, especialmente en lo que respecta a NO₂ y PM. En otras ciudades, como Madrid, se ha observado que el teletrabajo puede generar reducciones significativas en las concentraciones de NO₂, con descensos de hasta un 10 % dependiendo del número de días que se trabaje de forma remota (Bañuelos-Gimeno et al., 2024). Aunque los niveles de O₃ pueden experimentar un ligero aumento, el impacto global sobre la calidad del aire sigue siendo favorable. El análisis realizado en las ciudades españolas muestra una disminución neta del uso del automóvil y de las emisiones asociadas (Pérez et al., 2003, Martínez et al., 2003). Los beneficios medioambientales del teletrabajo en la mejora de la calidad del aire van más allá del transporte de pasajeros, aunque puede haber posibles efectos indirectos derivados del aumento del uso del comercio electrónico y en consecuencia de la DUM.

Estos resultados sugieren que el fomento del teletrabajo podría ser una estrategia eficaz para mejorar la calidad del aire urbano a largo plazo y mitigar los picos de contaminación a corto plazo, poniendo de relieve la necesidad de políticas de movilidad sostenible en las zonas urbanas.

Así, podemos ver cómo los **beneficios que el teletrabajo produce en la calidad del aire** repercuten en diferentes aspectos como:

- **Reducción de emisiones vehiculares:** especialmente en ciudades con alta congestión, donde el tráfico es una de las principales fuentes de contaminación, al disminuir los desplazamientos

diarios, el teletrabajo reduce directamente las emisiones de CO₂, NO_x y PM asociadas al tráfico rodado.

- **Disminución de la congestión:** al haber menos vehículos en circulación durante las horas pico se produce menor saturación de las vías, lo que incrementa la velocidad del transporte público.
- **Efectos indirectos:** la reducción del tráfico también disminuye la contaminación acústica y el efecto isla de calor urbano, mejorando el bienestar general en las ciudades.

El ejemplo más evidente lo tenemos durante los confinamientos por la pandemia de COVID-19, cuando el teletrabajo fue ampliamente adoptado, muchas ciudades reportaron mejoras notables en la calidad del aire debido a la drástica reducción del tráfico.

En cuanto a las **recomendaciones para maximizar los beneficios** del teletrabajo en la calidad del aire, están:

- **Fomentar políticas de teletrabajo:**
 - Incentivar acuerdos entre empresas y empleados para establecer días regulares de trabajo remoto.
 - Ofrecer beneficios fiscales a empresas que promuevan el teletrabajo como parte de sus políticas laborales.
- **Complementar con medidas urbanas:**
 - Implementar tasas de acceso urbano para desincentivar el uso innecesario del vehículo privado, y complementarlo con reducciones en plazas de aparcamiento.
 - Mejorar alternativas sostenibles como el transporte público colectivo y las infraestructuras para transporte activo.
- **Monitoreo y evaluación:**
 - Realizar estudios periódicos sobre los efectos del teletrabajo en la calidad del aire para ajustar políticas según sea necesario.
- **Promoción y sensibilización:**
 - Informar a la ciudadanía sobre cómo el teletrabajo contribuye a mejorar la calidad del aire y reducir problemas de salud relacionados con la contaminación.

En conclusión, vemos como el teletrabajo es una herramienta eficaz para reducir los vehículos circulantes y, por tanto, la congestión y las emisiones contaminantes derivadas del tráfico rodado, siempre que vaya acompañado de otras medidas como tasas de acceso urbano y mejoras en transporte público.

5.2.2. Zonas de Bajas Emisiones

En AIRUSE (2016) se propone como medida para la mejora de la calidad del aire urbana la reducción del número de coches en las zonas urbanas, restringiendo la circulación de vehículos a zonas específicas de la ciudad (mediante, por ejemplo, la creación de UVARs), o aplicando medidas que atribuyan una tasa directa a la entrada de un coche en la ciudad, como las tasas de acceso urbano

que ya vimos en el punto anterior. Sin embargo, la creación de ZBE, UZBE o ZEZ, si bien no causan siempre una reducción importante del número de vehículos circulantes, sí que provocan una renovación de la flota con menor proporción de vehículos más contaminantes. Para evitar una posible discriminación a las personas que carecen de medios para cambiar de vehículo se deben implementar medidas compensatorias, como ayudas/subvenciones para poder cambiar de vehículo a otro más ecoeficiente, o permitir la circulación una serie de km/año para los casos más vulnerables.

El área afectada y el grado de restricción a los vehículos son las dos características clave de las ZBE, y estos varían ampliamente en las centenas de ZBE existentes en Europa. Es importante que estas ZBE tengan en cuenta también los vehículos de reparto (DUM), dada su alta ratio km/día. La aplicación a los vehículos DUM es también variable, así en Estocolmo y Londres, inicialmente las ZBE aplicaban solo a vehículos DUM y pesados, mientras que en otras ciudades los vehículos DUM están exentos de cumplir requisitos de las ZBE. El horario de aplicación es variable en función de cada ciudad. En algunas ciudades la ZBE está activa de lunes a viernes de 7:00 h a 20:00 h (sin aplicarse los fines de semana, excepto que haya episodios de contaminación), y en otros casos permanece en vigor las 24 h, sin excepciones.

La Tabla 5.8 resume los principales resultados de diversos estudios científicos sobre ZBE en ciudades europeas, incluyendo efectos en el tráfico, reducciones de contaminantes atmosféricos y medidas complementarias adoptadas. En términos generales, las ZBE han demostrado ser eficaces para reducir la contaminación, especialmente en concentraciones de NO₂, PM₁₀ y PM_{2.5}. Por ejemplo, en Barcelona, la ZBE ha contribuido a una reducción del 11 % en NO₂ (Ajuntament de Barcelona, 2022), mientras que en ciudades alemanas como Stuttgart o Berlín se observaron descensos de hasta 1,8 µg/m³ en PM₁₀ (Gehrsitz, 2017). En estudios agregados, como el de 130 ciudades europeas, se registraron reducciones promedio del 2,5 % al 8,5 % en PM_{2.5}, dependiendo de la severidad y extensión geográfica de la ZBE (Bernardo et al., 2021). Estas políticas, cuando se acompañan de medidas complementarias como tasa de acceso urbano, mejoras en el transporte público, campañas de concienciación o incentivos para el cambio de vehículo, muestran mayor eficacia. Rodríguez-Rey et al. (2022) modelizaron el efecto de diferentes restricciones del tráfico sobre las emisiones y la calidad del aire y concluyeron que, en ausencia de reducciones de la demanda de tráfico, las medidas aisladas como la creación de supermanzanas o la planificación urbana táctica no tienen un impacto global sobre las emisiones. Solo se observan cambios localizados de NO_x (±17 %) debido al desvío del tráfico y a la generación de nuevos cuellos de botella. En cambio, cuando las medidas se combinan con la renovación de la flota de vehículos hacia modelos más ecoeficientes, como ocurre con la implementación de la ZBE, y con la reducción de la demanda de tráfico, se logran reducciones globales de emisiones de NO_x de hasta un 30 %, con descensos de NO₂ de hasta un 36 % en las estaciones de control de calidad del aire del tráfico.

En la evaluación del impacto de las ZBE conviene destacar que se ha de incorporar el efecto de la evolución natural de la flota (sustitución no forzada de vehículos más antiguos por otros nuevos), ya que esta ha influenciado muy marcadamente en la disminución de los niveles de PM, BC y NO₂ en las ciudades europeas (Savadkoohi et al., 2023).

Tabla 5.8. Revisión de estudios científicos e informes oficiales sobre los efectos en contaminantes atmosféricos de las ZBE.

CIUDAD/ZONA	EFFECTOS EN EL TRÁFICO	REDUCCIÓN EN CONTAMINANTES	APLICACIÓN Y MEDIDAS COMPLEMENTARIAS	REFERENCIA
Madrid Central (España)	Reducción dentro del área, aumento en zonas limítrofes	Reducción de NO ₂ , entre 23-34 % (15ug/m ³)	No especificadas	Salas et al., 2019
Madrid (España)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Proyección de reducción de NO ₂ , del 36 %	No especificadas	Clean Cities, 2022
Londres (Reino Unido)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Reducción de NO ₂ , del 44 % tras ampliación	No especificadas	Clean Cities, 2022
Bath (Reino Unido)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Proyección de reducción de NO ₂ , del 43 %	No especificadas	Clean Cities, 2022
Bruselas (Bélgica)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Proyección de reducción de NO ₂ , de hasta 33 %	No especificadas	Clean Cities, 2022
París (Francia)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Proyección de reducción de NO ₂ , del 24 %	No especificadas	Clean Cities, 2022
Oxford (Reino Unido)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Proyección de reducción de NO _x >95 %	No especificadas	Clean Cities, 2022
Ámsterdam (Países Bajos)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Proyección de reducción de NO _x >95 %	No especificadas	Clean Cities, 2022
Berlín (Alemania)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Reducción del PM10 hasta en 1,3 µg/m ³ en estaciones de tráfico. Reducción de 1,1 puntos porcentuales en días que superan el límite diario de 50 µg/m ³ .	Etapas progresivas: de prohibir sin etiqueta (etapa 1), a permitir solo etiqueta verde (etapa 3). Multas, incentivos a transporte público y <i>retrofits</i> .	Gehrsitz, 2017

Colonia (Alemania)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Reducción de 1,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en estaciones de tráfico (PM10)	Zona céntrica, multietapa. Fuerte componente de control y cumplimiento.	Gehrsitz, 2017
Hannover (Alemania)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Reducción de 0,68 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en todas las estaciones (PM10)	Sistema de etiquetas EURO. La ZBE cubre gran parte del centro urbano.	Gehrsitz, 2017
Mannheim (Alemania)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Reducción de aproximadamente 0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en estaciones urbanas (PM10)	ZBE centrada en el núcleo urbano. Implementación rápida con <i>retrofits</i> de vehículos incentivados.	Gehrsitz, 2017
Reutlingen (Alemania)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Reducción de aproximadamente 0,5–0,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en estaciones de fondo (PM10)	Etiquetas ambientales y aplicación de multas.	Gehrsitz, 2017
Stuttgart (Alemania)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Reducción de hasta 1,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (~5,7 %) en estaciones más contaminadas (PM10)	Introducción escalonada, aplicación estricta.	Gehrsitz, 2017
Londres (Reino Unido)	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones	Reducción de NO ₂ : –1,35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (carreteras) y –0,97 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (fondo); sin mejora clara en PM10 o PM2.5; disminución de niños expuestos a >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO ₂ del 99 % al 34 %.	Incentivos a vehículos limpios, modernización de flotas públicas, restricciones a vehículos diésel, planes de transporte urbano, campañas educativas, monitoreo intensivo.	Mudway et al., 2019
Lisboa (Portugal)	Disminución de vehículos pre-EURO 2. Aumento de flota EURO 4 y 5.	Reducción PM10: 22 % (Zona 1), 25 % (Zona 2); Reducción NO ₂ : 13 % (Zona 1), 22 % (Zona 2); PM2.5 y NOx sin reducción significativa; PM10 fondo: –30,5 % (AVL), –22,5 % (ECM).	Reducción de límites de velocidad, mejora del transporte público, control manual de matrículas, reformas urbanas (menos estacionamiento, circulación) en avenidas clave, renovación de flota.	Santos et al., 2019
Varias ciudades alemanas (Berlín, Múnich, Stuttgart, ...)	No se identifican cambios claros en volumen de tráfico por falta de datos. Cambios en la composición del parque vehicular (más EURO 4, menos EURO 1).	Reducción de NO ₂ : hasta –4,07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; PM10: entre –1,56 y –2,06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; CO: –0.034 mg/m ³ ; aumento de O ₃ : +1,24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (por titración en zonas saturadas de NOx). Información no disponible para cada ciudad individualmente.	ZBE reguladas con etiquetas (verde, amarilla, roja). Integración con Planes de Aire Limpio. Restricciones más estrictas en invierno. Multas. Sugerencias de ampliar cobertura ZBE. Mitigar efectos sobre O ₃ y mejorar transporte público.	Sarmiento et al., 2023

130 ciudades europeas	Sin efectos significativos en congestión promedio a nivel ciudad (según datos de <i>TomTom</i>). ZBE no reducen tiempos de viaje de forma clara.	Reducción media de PM2.5: -2,5 %; si ZBE cubre zona amplia: -3,2 %; ZBE estrictas (tipo 3): -8,5 %; ZBE estrictas y amplias: -4,8 %; promedio dentro del área restringida: -3,2 %; fuera: -1,8 %.	ZBE clasificadas por tipo (1 a 3). Efectividad aumenta con cobertura geográfica y severidad. Algunas ciudades combinan ZBE con peajes. Apoyo social superior al de los peajes.	Bernardo et al., 2021
Tesalónica (Grecia)	Estudio según encuesta sobre la aceptación ciudadana: ~71 % de los encuestados cancelaría hasta 2 viajes por semana al centro. ~53 % usaría transporte público. ~14 % seguiría usando coche propio.	No se midieron directamente efectos en contaminantes. La percepción de mala calidad del aire fue factor clave en la disposición a cambiar a coche híbrido.	Propuesta de LEZ aún no implementada; se consideran campañas informativas, incentivos para cambiar de vehículo y mejora del transporte público como medidas necesarias para éxito del esquema.	Sfendonis et al., 2017
Barcelona (España)	Restricciones desde 2020 a vehículos sin distintivo ambiental en 95 km². Reducción significativa del parque vehicular más contaminante. El 70.6 % encuestados reducirían viajes en vehículo privado.	Reducción de NO₂: -11 % desde 2017; estimación de 125 muertes evitadas/año, 110 casos de cáncer de pulmón evitados, y 525 casos de asma infantil evitados si se cumplen recomendaciones OMS; mejora principal en estaciones de tráfico.	Rondas de Barcelona excluidas, control mediante cámaras y registro metropolitano; campañas de comunicación; ampliación progresiva de moratorias; rediseño del transporte público y promoción del cambio modal.	Ajuntament de Barcelona, 2022
Bruselas (región y periferia)	No se analiza directamente el volumen de tráfico. Se mide la accesibilidad a transporte público y proporción de coches no conformes (mayor en zonas de bajos ingresos).	NO₂: relación inversa con ingreso (-0,612 en OLS, promedio -0,380 en GWR). Las zonas de menor ingreso dentro de la LEZ tienen mayor exposición. Alta autocorrelación espacial (Moran's I: 0,89).	Ampliación del análisis más allá del límite administrativo; propuesta de expandir la LEZ para incluir zonas con alta exposición. LEZ definida por estándares Euro. GWR revela desigualdad espacial significativa.	Verbeek & Hincks, 2022
Londres (Greater London)	No se analiza tráfico directamente. Proporción de coches no conformes mayor en zonas de bajos ingresos. Zonas periféricas con peor acceso a transporte público, especialmente noreste y oeste.	NO₂: relación débilmente directa con ingreso en OLS (+0,290), variabilidad local en GWR. Patrón espacial menos claro que en Bruselas. Algunas zonas de bajos ingresos fuera del ULEZ tienen alta exposición y baja accesibilidad.	Expansión del ULEZ desde 2019 a 2021 (x19 en superficie); normas Euro 4 (gasolina) y Euro 6 (diésel). Foco en justicia ambiental y accesibilidad. Necesidad de medidas compensatorias en zonas vulnerables.	Verbeek & Hincks, 2022
Londres	No se analizan directamente los volúmenes de tráfico. Cambios atribuidos a renovación del parque vehicular y restricciones progresivas (LEZ 2008, ULEZ 2019, expansión 2021).	ULEZ 2019: reducción de NO₂ ~9,8 % (-3,46 µg/m³/año), PM2.5 ~10,3 % (-1,14 µg/m³/año); expansión ULEZ 2021: NO₂ -4,6 %, PM2.5 -3,0 %	ULEZ activa 24h con cargos (£12.50/día) a vehículos no conformes; basada en normas Euro; expansiones geográficas sucesivas (2019, 2021, 2023); coordinación con zona de congestión y rediseño del transporte público.	Broster & Terzano, 2025

Dado que el actual sistema de **etiquetaje** permite que algunos **vehículos** potencialmente contaminantes, como los vehículos diésel afectados por el *Diesel Gate*, puedan circular por las ZBE, y que las restricciones a la circulación varían según la ciudad, sería recomendable **establecer una norma unitaria** para todos con un sistema de etiquetaje **independiente**. En este sentido, la clasificación ambiental de la DGT constituye una herramienta útil para armonizar los criterios de identificación de vehículos según su potencial contaminante y apoyar de forma coherente las políticas de movilidad sostenible en todo el territorio nacional. Su amplia difusión entre la ciudadanía facilita la comprensión y aplicación de dichas políticas, evitando la confusión que generaría la existencia de sistemas alternativos. No obstante, para que cumpla plenamente sus objetivos, resulta necesario actualizar y reforzar los criterios técnicos del etiquetado, incorporando datos sobre emisiones reales en condiciones de conducción, así como sobre normas EURO más recientes, de modo que refleje con mayor precisión el impacto ambiental de cada vehículo. Según AIRUSE (2017) a la hora de diseñar un sistema de etiquetado de acceso a las UVARs los principales factores a tener en cuenta son: si la escala de clasificación debe ser absoluta o relativa a la clase de vehículo, si debe basarse en datos de emisión oficiales o en otros datos de emisiones en condiciones reales de circulación (para vehículos anteriores a EURO6d/VI), y si los datos sobre emisiones deben agregarse en una única clasificación o dejarse desagregados; ya que si no la etiqueta no ofrecería un sistema eficaz para hacer comparaciones relativas entre vehículos. Para conseguir un mejor sistema de **clasificación**, teniendo en cuenta las **emisiones reales** de los vehículos, cualquier sistema de discriminación entre vehículos basado únicamente en la fase EURO sería significativamente ineficaz para NO₂ y vehículos anteriores a EURO6d, ya que implicaría la autorización de algunos vehículos con emisiones elevadas en condiciones de circulación real. Sin embargo, una clasificación basada en medidas en condiciones de circulación real para todos los vehículos, como el **índice EQUA** (Figura 5.8, (<https://airindex.com/>)), permitiría perfeccionar el sistema de etiquetado para centrarse mejor en los vehículos más contaminantes. Desde EURO6d las emisiones de las pruebas de homologación ya reflejan las emisiones en condiciones reales de conducción. Se recomienda, por tanto, la adopción de un sistema nacional de etiquetado para hacer cumplir las restricciones de tráfico locales relacionadas con las emisiones.

Además, sería importante incluir en las ZBE aspectos como el kilometraje a recorrer dentro de la misma por determinados vehículos, así como el peso y tipo de vehículo.



Figura 5.8. Índice EQUA para emisiones de NO_x, según el método estándar CWA17379 para considerar la correlación entre la carga útil y las emisiones de NO_x (AirIndex, 2025).

Además, una vez establecido un etiquetaje objetivo de acceso a las UVARs se debe trabajar en una restricción progresiva de aquellos vehículos contaminantes, que puede controlarse gracias a sistemas de vigilancia inteligente y a la instalación de peajes urbanos de acceso a determinadas ZBE donde, además, se implantarían restricciones como la limitación de estacionamiento en centros urbanos (Figura 5.9).

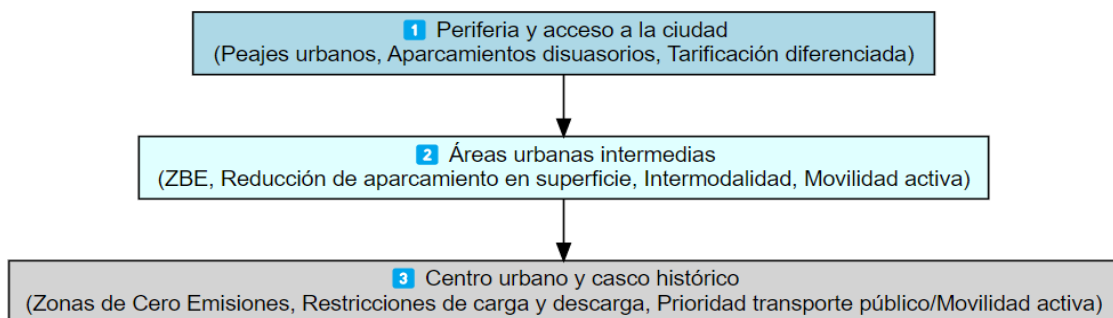


Figura 5.9. Diagrama de aplicación de las diferentes estrategias de UVARs.

La implementación gradual de las ZBE, con periodos de adaptación, junto con medidas complementarias como las que indicamos posteriormente pueden evitar impactos negativos en zonas limítrofes, es decir, pueden evitar que el tráfico se redistribuya hacia zonas adyacentes, en lugar de producirse una reducción real. Los factores que pueden intensificar este llamado efecto frontera son un tamaño pequeño de la ZBE y la falta de alternativas de movilidad.

A continuación, se destacan las principales **recomendaciones para una implementación justa** de las ZBE. Estas medidas, agrupadas en cuatro ejes estratégicos, buscan garantizar que la transición hacia una movilidad urbana más limpia y saludable no genere desigualdades ni exclusiones, destacando

tanto los mecanismos de apoyo a colectivos vulnerables como las acciones de comunicación, participación, renovación tecnológica e impulso de alternativas sostenibles, todas ellas basadas en experiencias prácticas de ciudades europeas.

- **Mitigación del impacto en rentas bajas**
 - Ayudas y subvenciones
 - Exenciones y fases transitorias
 - Movilidad asequible
- **Comunicación y participación**
 - Campañas informativas amplias y tempranas
 - Participación ciudadana en el diseño
 - Transparencia y datos abiertos
 - Señalización y avisos
- **Fomento de alternativas sostenibles**
 - Transporte público mejorado y asequible
 - Movilidad activa
 - Aparcamientos disuasorios y movilidad integrada

La Tabla 5.9 resume las principales **características** comunes de las ZBE europeas consolidadas, extraídas de la experiencia práctica de ciudades como Londres, París, Milán o Ámsterdam. Estas recomendaciones se presentan como guía para la aplicación efectiva y equitativa de nuevas ZBE en otras ciudades. Su estructura permite identificar de forma clara los aspectos críticos de planificación, control, participación y compensación social que deben acompañar a este tipo de políticas para maximizar sus beneficios ambientales y sociales.

Tabla 5.9. Principales características comunes de las ZBE europeas consolidadas.

Aspecto clave	Recomendación basada en la experiencia europea
Delimitación geográfica clara	Definir límites visibles y señalizados; mapas accesibles.
Clasificación ambiental del parque vehicular	Usar etiquetas ambientales oficiales según nivel EURO.
Control automatizado del cumplimiento	Control mediante cámaras ANPR y sanciones automáticas.
Aplicación progresiva por fases	Introducir restricciones gradualmente y con calendario público.
Medidas compensatorias para grupos vulnerables	Ofrecer ayudas económicas, exenciones y permisos especiales.
Alternativas de movilidad asequibles	Reforzar transporte público, fomentar bicicleta y parkings disuasorios.
Participación ciudadana y transparencia	Realizar procesos participativos y publicar datos de resultados.
Compatibilidad con políticas urbanas integradas	Integrar la ZBE en estrategias de movilidad y urbanismo sostenible.

Una ZBE debe establecerse en áreas en las que es necesario reducir de forma eficaz la contaminación atmosférica y proteger la salud humana, normalmente en entornos urbanos con alta densidad de población, congestión de tráfico significativa y mala calidad del aire. La **selección del área específica para una ZBE debe basarse en un estudio preliminar** exhaustivo que tenga en cuenta una serie de **criterios** objetivos, entre los que se incluyen:

- La densidad de población y la presencia de grupos vulnerables (por ejemplo, niños, ancianos).
- Proximidad de instalaciones educativas y sanitarias a carreteras con mucho tráfico.
- Densidad de instalaciones de hostelería, ocio y oficinas.
- Existencia de espacios verdes.
- Niveles de ruido y calidad del aire (mediante mapas e índices de calidad del aire).
- Zonas con mucho tráfico de vehículos y congestión.

El proceso consiste en zonificar la ciudad, analizar estos criterios e identificar las zonas donde el impacto de una ZBE sería mayor. Un análisis multivariante puede ayudar a priorizar las zonas con las puntuaciones más altas de contaminación, congestión y vulnerabilidad, garantizando que la ZBE se dirige a los lugares más necesitados de intervención.

Es muy recomendable realizar mediciones indicativas con dosímetros pasivos para NO₂ de bajo coste (alrededor de 30€/dosímetro, incluido análisis) para obtener mapas de contaminación reales (en verano e invierno) y así delimitar las áreas con mayor contaminación que deben estar incluidas en la ZBE (Figura 5.10). La extensión de una ZBE debería estar apoyada por este tipo de documentación.



Figura 5.10. Dosímetros pasivos instalados en Barberà del Vallès (Barcelona).

En la práctica, las ZBE se suelen aplicar en el centro de las ciudades o en áreas metropolitanas donde la contaminación y el tráfico están más concentrados. Por ejemplo, la principal ZBE de Barcelona abarca la ciudad y parte de ciudades colindantes, dentro de sus rondas de circunvalación, mientras que la ZUBE de Londres abarca todos los distritos de la ciudad. En España, la legislación nacional exige que todas las ciudades de más de 50.000 habitantes establezcan ZBE, lo que refleja la atención prestada a las grandes ciudades. En muy pocos casos, como la ZBE de Sevilla, la ZBE se aplica injustificadamente a zonas periféricas (La Cartuja) con relativamente baja contaminación, y no en zonas céntricas, lo que técnicamente no aporta mucho a la mejora de la calidad del aire en la ciudad.

Por tanto, una **ZBE debe ubicarse en zonas urbanas con alta contaminación, poblaciones densas y riesgos significativos para la salud o el medio ambiente**, determinados a través de una evaluación objetiva y basada en datos de las características y necesidades de la ciudad, considerando además el origen y destino de los desplazamientos sobre los que se estime necesario intervenir.

De este modo, las experiencias más avanzadas en Europa permiten identificar una serie de modelos de referencia que pueden servir de inspiración para diseñar ZBE más eficaces y equitativas. Según Clean Cities (2024), una ZBE bien concebida debería:

- **Apoyar la idoneidad de su ubicación y extensión con mapas de contaminantes** como la gran mayoría de las ciudades.
- **Afectar a la mayor parte de la ciudad y ser tan estricta, y bien reforzada** como ZUBE de Londres.
- Ser tan **inclusiva, bien comunicada** y con visión de futuro como ZBE de Ámsterdam.
- Proporcionar al menos tantas **alternativas y medidas de apoyo** como París y Bruselas.
- Combinarlo con una **revisión general de los planes de tráfico** como Gante.
- Lograr un equilibrio flexible a través de **pases diarios limitados** como en Bruselas.

Aunque las ZBE son las más extendidas, hay otras UVARs más restrictivas como las ZUBE y ZEZ (ver 4.11), que se deberían tener en cuenta a la hora de implementar en las diferentes ciudades. Un **análisis comparativo** entre diferentes tipos de UVARs (ZBE, ZUBE y ZEZ), muestra diferencias en cuanto a su impacto, viabilidad, aplicación y los beneficios sociales que aportan:

- **Impacto Ambiental** (Tabla 5.10):
 - Las ZEZ tienen el mayor impacto en la mejora de la calidad del aire al eliminar drásticamente las emisiones vehiculares dentro de sus límites.
 - Las ZUBE ofrecen un enfoque más integral que incluye medidas urbanísticas y tecnológicas para una mejora progresiva. Logran mayores reducciones por su enfoque en vehículos diésel anteriores a EURO6/VI y anteriores a EURO5/V, principales emisores de NOx y PM, respectivamente (Clean Cities, 2024).
 - Las ZBE mejoran la calidad del aire significativamente, aunque su efectividad depende de la extensión, grado de restricción y cumplimiento.

Tabla 5.10. Reducciones de contaminantes de calidad del aire en diferentes UVARs.

Contaminante	ZBE	ZUBE	ZEZ	Ejemplos
PM10	Hasta 10 %	41 %	44-48 %	Berlín, -10 %PM10 (Clean Cities, 2024), Londres, -41 %
PM2.5	3-5 %	41 %	44-48 %	Londres, -41 %
NO ₂	20-30 %	21-49 %	91-95 %	Lisboa, -22 % (Gómez-Losada & Pires, 2024) Londres Central, -46 % 2019-2022(Clean Cities, 2024) París y Bruselas, -95 % (Clean Cities Campaign and Transport & Environment, 2023)

- **Viabilidad y Aplicación:**
 - Las ZBE son más fáciles de implementar debido a sus restricciones graduales.
 - Las ZEZ requieren una infraestructura avanzada para vehículos eléctricos e hidrógeno.
 - Las ZUBE son ideales para ciudades grandes, combinando múltiples estrategias.
- **Beneficios Sociales:**
 - Todas las zonas contribuyen a la salud humana mediante la reducción de morbilidad y mortalidad prematura asociadas a la contaminación.
 - Las ZUBE destacan por su enfoque en espacios saludables y movilidad sostenible.

Así, las ZEZ son las más efectivas en términos de calidad del aire debido a sus estrictas restricciones, ya que al prohibir vehículos de combustión, logran reducciones cercanas al 95 % en NO₂ (Clean Cities Campaign and Transport & Environment, 2023), mientras que las ZBE y ZUBE ofrecen también mejoras significativas con enfoques más flexibles y adaptables, como la ZUBE de Londres donde la expansión de 2021 redujo el NO₂ un 49 % en el centro (Ward, 2023), o la ZBE de Madrid que redujo PM10 en 5,2 µg/m³ (Gómez-Losada & Pires, 2024). Por lo tanto, la elección en cada ciudad depende de las necesidades específicas y capacidades que tenga.

Sin embargo, para conseguir esta efectividad es necesario que se tengan en cuenta ciertas medidas, como hacer un buen diseño de la zona, asegurar su cumplimiento e invertir en infraestructura; por ejemplo, las ZEZ requieren electrolineras y renovación total de flotas, con costes iniciales altos (Clean Cities Campaign and Transport & Environment, 2023).

Modelaciones para 2030 proyectan que las ZEZ podrían alcanzar niveles de NO₂ de 13,6-23 µg/m³, acercándose al límite de la OMS (10 µg/m³) (Clean Cities Campaign and Transport & Environment, 2023). Sin embargo, para PM_{2.5} se necesitan políticas complementarias (ej. restricción a frenos/neumáticos contaminantes) y reducción de emisiones de precursores de PM a nivel regional, pues como se ha expuesto en apartados anteriores una gran proporción de PM_{2.5} tiene origen regional, más que urbano (Amato et al., 2016).

La evidencia muestra que cuanto más estricta es la regulación, mayores son las mejoras en calidad del aire, siendo las ZEZ la opción más efectiva, aunque requieren mayor inversión inicial.

Por otro lado, hay que tener en cuenta que las medidas de reducción del tráfico y la implementación de las ZBE (sean o no ZUBE o ZEZ), deben gestionarse teniendo en cuenta también la DUM y los servicios bajo demanda (taxis y VTC), ya que son actividades que recorren muchos km/día y con mucho impacto en la calidad del aire de las ciudades, como veremos más adelante.

5.2.3. Medidas complementarias

Existen estrategias complementarias a las anteriores, que pueden facilitar el cambio modal progresivo y mejorar la eficiencia del sistema de transporte urbano (muy necesario para conseguir reducciones de tráfico), como:

- **Movilidad Compartida y Micromovilidad** AIRUSE (2017):
 - *Car-sharing*: los sistemas de alquiler de coches por minutos u horas, en modalidades de ida y vuelta (*round-trip*), punto a punto (*one-way*), y entre particulares (*peer-to-peer*). Migliore et al. (2020) observaron que gracias al *car-sharing* se produjo una reducción de los coches privados y de los kilómetros recorridos, y estimaron los beneficios medioambientales relacionados con esta modalidad de transporte mediante la estimación de las emisiones contaminantes relacionadas con el transporte por carretera en la ciudad de Palermo, donde la contaminación y la congestión causadas por el uso excesivo del coche son notorias. La investigación demostró que gracias al *car-sharing* hubo una reducción del 25 % para PM₁₀ y del 38 % para CO₂.
 - Micromovilidad compartida: servicios de bicicletas y patinetes eléctricos compartidos, que están en crecimiento y requieren regulaciones para garantizar su integración con el resto del transporte (y de los que hablaremos con más detalle en el apartado de transporte activo).
- **Sistemas Inteligentes de Transporte** (ITS, por sus siglas en inglés): herramientas clave para mejorar la eficiencia y sostenibilidad del transporte público:
 - Sistemas de gestión del tráfico en tiempo real encaminados a aumentar la velocidad del transporte público. Los sistemas encaminados a fluidificar el tráfico de forma continuada pueden hacer más atractivo el uso del vehículo privado e incrementar la circulación a medio y largo plazo.
 - Plataformas de movilidad como servicio (MaaS), de las que ya hablamos previamente, y que integran diferentes modalidades de transporte.

- Los ITS son también útiles para enviar alertas a los vehículos en marcha sobre carreteras y atascos, para pagar los peajes de forma electrónica, para la planificación y gestión del tráfico por parte de sus responsables y para el trabajo de los servicios de emergencias. También las plataformas de DUM y *car-sharing* pueden beneficiarse de los ITS (Figura 5.11).

Para poder hacer un uso óptimo de los ITS se necesita una amplia red, que en España estaría respalda no solo por las infraestructuras de la DGT (Dirección General de Tráfico), sino también por las de AEMET (Agencia Española de Meteorología), las redes nacionales, autonómicas o locales, y la Agrupación de Tráfico de la Guardia Civil, entre otras.

ADMINISTRACIÓN	EMPRESA	USUARIO
• Dirección y gestión del tráfico. • Planificación vial. • Señalización vial / respuesta a emergencias. • Supervisión y gestión de autobuses.	• Programación de flota / soporte de ruta. • Alarma en tiempo real en caso de accidente. • Análisis de datos (big data).	• Servicio de información geográfica. • Servicio preciso de información de tráfico. • Información en tiempo real de vehículos y carreteras.

Figura 5.11. Beneficios de la aplicación de los ITS (DGT, 2025).

Para favorecer la expansión tecnológica de estos sistemas, es necesario que, desde las administraciones autonómicas o central, se promuevan incentivos fiscales que ayuden en la mejora del parque de vehículos, y a su gestión más eficiente.

- **Creación de carriles VAO:** Favorecería la movilidad compartida, evitando así el uso individual de vehículos privados, y reduciendo, por tanto, el número de vehículos circulantes en las ciudades. Un estudio de Boriboonsomsin & Barth (2008) analizó las emisiones de vehículos de dos configuraciones diferentes de los carriles VAO en las emisiones de los vehículos en California: carriles VAO de acceso continuo y carriles VAO de acceso limitado, bajo varios escenarios con diferentes niveles de demanda de vehículos. Observaron que la autopista con carril VAO de acceso continuo producía consistentemente menores niveles de emisiones contaminantes en comparación con la autopista con carril VAO de acceso limitado, debido a eventos más intensos y frecuentes de aceleración/desaceleración en las secciones de entradas/salidas dedicadas en la autopista con carril VAO de acceso limitado. Por otro lado, Fontes et al. (2014) estudiaron si los carriles VAO y los eco-carriles (carriles dedicados a vehículos que funcionan con combustibles alternativos) serían una opción sostenible para reducir las emisiones (y mejorar el rendimiento del tráfico), evaluando la introducción de carriles VAO/eco-carriles en tres tipos diferentes de carreteras, autopista, arterias y vías urbanas. Los resultados mostraron que los carriles VAO y ecológicos en una ciudad europea media son viables, y que cuando aumenta la ocupación media de los vehículos (AOV, por sus siglas en inglés), en las autopistas, la mayoría de los vehículos pueden reducir su tiempo de viaje (2 %) con un impacto positivo en términos de emisiones del tráfico (-38 % de NOx, -39 % de HC, -43 % de CO y -37 % de CO₂). En los corredores urbanos y

arteriales, la reducción de las emisiones sólo podría lograrse si el AOV aumenta de 1,50 a 1,70 pasajeros/vehículo. Las emisiones totales del corredor con un AOV de 1,70 pasajeros/vehículo pueden reducirse hasta un 35-36 % para la ruta urbana, mientras que los valores pueden reducirse en un 36-39 % para la carretera arterial.

Aunque las estrategias de reducción del tráfico pueden mejorar eficazmente la calidad del aire en las zonas urbanas, sus efectos varían en función del contexto demográfico y socioeconómico, por lo que es importante aplicar una **combinación de medidas** que se refuercen mutuamente para así maximizar las mejoras de la calidad del aire en distintos contextos urbanos (Quarmby et al., 2019).

5.3. Optimización de la DUM y de los servicios bajo demanda

Dado que los operadores de DUM y de los servicios bajo demanda (taxis y VTC) realizan actividades con un alto volumen de km/día y contribuyen al aumento del tráfico rodado en las ciudades, mejorar su eficiencia y sostenibilidad requiere que haya una coordinación entre las diferentes partes que están involucradas, buscando una convergencia para que las soluciones sean aceptables para todos, a pesar de las diferencias que pudieran existir.

Según Arango Serna et al. (2017) entre los principales problemas a solventar en DUM están la integración (de información y tiempos, para lo cual son necesarias las TIC's), coordinación (de recursos y etapas en la entrega), sostenibilidad (ambiental, social y económica) y movilidad (tiempos de tránsito y accidentalidad), por lo que las diferentes estrategias que se planteen han de tener siempre en cuenta las características particulares de cada ciudad y de la zona particular de esa ciudad (un centro histórico). Parte de la solución a estos problemas pasa por establecer decisiones políticas como las **ventanas de tiempo** y las **restricciones vehiculares**, así como regular el tráfico y los accesos a las ZBE, establecer áreas eficientes de carga y descarga, priorizar una DUM nocturna, usar la tecnología, y buscar otras iniciativas de tiempo compartido. También es necesaria la consolidación de esquemas y medidas dirigidas a mejorar la cadena de suministro en ámbito urbano como lo son los espacios logísticos urbanos, puntos de recogida y centros de consolidación urbana (Domínguez, 2013).

Por otro lado, los servicios de taxis y VTC enfrentan sus propios desafíos como el uso predominante de los vehículos de combustión interna, así como una infraestructura insuficiente para vehículos eléctrico o los desplazamientos ineficientes (falta de carriles exclusivos o desplazamientos vacíos entre clientes).

Es necesario, por tanto, que haya una regulación ambiental más estricta que obligue a estos operadores a usar vehículos menos contaminantes. En algunas ZBE los vehículos DUM han sido exentos de las restricciones, y ello es un claro error, pues son los vehículos que más km/día recorren y acostumbran a ser los vehículos con flota más antigua y a gasóleo. En muchas ciudades serán necesarias las subvenciones de la AGE o de las CCAA para renovar flotas, especialmente en las pequeñas empresas de DUM.

A continuación, se detallan las estrategias que se deberían implementar para optimizar la gestión logística de la DUM y los servicios bajo demanda, para avanzar hacia un modelo de ciudad donde estos servicios se desarrollen de forma eficiente, sostenible y segura.

5.3.1. Gestión logística

Es necesario implementar diferentes estrategias de gestión logística que permitan una DUM más **eficiente y respetuosa** con el medio ambiente, ya que pueden influir significativamente en los indicadores de calidad del aire de las ciudades. Distintos estudios han demostrado que la reducción del volumen de tráfico y la restricción de los vehículos más antiguos y contaminantes pueden disminuir las emisiones de NO, NO₂, NO_x, PM₁₀ y PM_{2,5} entre un 28 % y un 78 % en calles con efecto cañón urbano, con mejoras de la calidad del aire de entre un 3 % y un 44 % en función del contaminante (Oleniacz et al., 2023). Sin embargo, los altos niveles de contaminación de fondo urbano pueden limitar la eficacia de estas medidas.

Un análisis bibliométrico revela un creciente interés por la logística de **última milla** y propone indicadores de rendimiento de la DUM (como indicadores de tiempo, eficiencia económica y financiera, impacto ambiental, rendimiento operativo, gestión de infraestructura, indicadores de solución del modelo, utilización de recursos, indicadores de calidad o impacto vial, entre otros) (Gómez-Marín et al., 2024). Estudios realizados en Buenos Aires y ciudades españolas han explorado políticas innovadoras para mejorar la DUM, incluyendo entregas fuera de horario y centros de distribución urbanos (Abad et al., 2022). La implantación de puntos de transbordo de bicicletas de carga para las entregas de última milla también puede reducir los gases de efecto invernadero, las PM₁₀ y las emisiones de NO_x (Assmann et al., 2020). Los centros logísticos se proponen como solución para mejorar las estrategias de distribución en las ciudades, pero su éxito depende de su adecuada ubicación, dimensionamiento e integración con las políticas urbanas existentes (Antón, 2013).

El documento “*Estrategia municipal de la distribución urbana de mercaderías de Barcelona*” (EDUM; Ajuntament de Barcelona, 2023a) señala que la mayoría de las actividades de carga y descarga se realizan en la vía pública, donde se habilitan unas 10.000 plazas, siendo el 60 % de las operaciones concentradas entre las 8 h y las 14 h. Se indica además que las operaciones de DUM no se reparten homogéneamente entre servicios: el 46 % del tiempo de ocupación corresponde a la DUS (distribución urbana de servicios), frente al 18 % del B2B (distribución urbana de mercancías entre empresas o abastecimiento a establecimientos) y el 9 % del B2C (entrega directa al consumidor final). También se resalta la necesidad de adaptar la oferta de espacios y horarios de carga y descarga a las diferentes tramas urbanas, promoviendo el uso nocturno, carriles multiuso, plazas polivalentes y puntos subterráneos de consolidación.

Las buenas prácticas a nivel internacional están apostando claramente por el transporte eficiente y menos contaminante, buscando alternativas al gasóleo y la gasolina. De hecho, se van abriendo camino los camiones propulsados con gas natural para la media distancia, las furgonetas eléctricas para la “última milla” e incluso los vehículos sin motor. Si a estas soluciones le sumamos un buen mantenimiento técnico de los motores, la reducción de emisiones de efecto invernadero pueden llegar hasta el 58 % y la reducción de emisiones que tienen un impacto para la salud humana pueden llegar hasta el 96 % (Montanyà y Palau, 2022).

En la Figura 5.12 se expone un resumen de ciudades donde se han aplicado buenas prácticas en DUM, según lo reporta OMM (2023). Complementariamente, en la Tabla 5.11 se recogen casos documentados en estudios oficiales que analizan el impacto de medidas específicas sobre el reparto

de mercancías en la última milla, con atención tanto a los efectos cuantitativos sobre el tráfico como a la reducción de emisiones. En Londres, el centro de consolidación operado por *Gnewt Cargo* con flotas eléctricas permitió reducir en un ~67 % la distancia recorrida por paquete y eliminar completamente las emisiones locales de CO₂, NO_x y partículas procedentes del tubo de escape, con una mejora operativa observable en menos de un año desde su implementación (Mayor of London, 2017). En Gotemburgo, el proyecto público-privado *Stadsleveransen* consolidó entregas para más de 500 comercios, reduciendo un ~20 % los viajes logísticos al centro y evitando la emisión de unas 68 toneladas de CO₂ en el primer año de operación (*Interreg Europe*, 2018). En Berlín, el piloto “*KoMoDo*” permitió a cinco operadores logísticos repartir 160.000 paquetes mediante bicicletas eléctricas durante un periodo de 12 meses, lo que supuso una reducción de ~11 toneladas de CO₂ y la eliminación de al menos 11 furgonetas diarias en circulación (Zhen, 2021). Por su parte, París ha promovido desde principios de la década de 2010 la entrega en bicicleta de carga mediante *microhubs* urbanos. En 2014, se estimó una reducción diaria de entre 2,6 y 3,6 toneladas de CO₂, alcanzando cerca de 1.000 toneladas menos al año, observadas tras varios años de despliegue progresivo (Koning & Conway, 2016). En Nueva York, el programa de bicicletas de carga —implementado en 2019— alcanzó en menos de tres años un volumen de más de 5 millones de paquetes entregados, con una reducción acumulada de >650.000 toneladas de CO₂ para 2022, además de disminuir la congestión urbana y las emisiones locales de NO_x y PM_x (NYC DOT, 2023). En contraste, el caso de Bristol muestra los riesgos de sostenibilidad en ausencia de políticas de apoyo: su centro de consolidación urbano, aunque permitió reducir hasta un 60 % las emisiones en las entregas realizadas a través del centro de consolidación, no logró una mejora global de la calidad del aire por su baja adopción (20 % de los comercios) y cerró tras poco más de dos años de operación al agotarse los fondos públicos (Vahrenkamp, 2013).

Diversos estudios de referencia, entre ellos los de Holguín-Veras et al. (2020a, 2020b), Robusté et al. (2000) y Robusté (2003) —así como Estrada et al. (2018)—, identifican una serie de factores estratégicos a la hora de mejorar y optimizar la DUM, que se detallan a continuación:

- Incentivar a los comercios a recibir mercancías en horarios nocturnos o fuera de las horas de mayor congestión, reduciendo así el tráfico y la contaminación durante el día. Esta medida requiere la coordinación entre autoridades, empresas y transportistas, y suele implicar incentivos económicos para los receptores de mercancía
- Implementar centros de consolidación urbana y sistemas de reparto capilar, donde los vehículos de gran tamaño entregan en *hubs* y desde allí vehículos más pequeños realizan la distribución final. Esto optimiza la capacidad de carga y reduce recorridos innecesarios en el centro urbano. Instalación de *hubs* logísticos cercanos a los centros de demanda, permitiendo una distribución más ágil y menos invasiva.
- Usar tecnología y estrategias para agrupar pedidos y optimizar rutas, maximizando la eficiencia y reduciendo el número de vehículos necesarios.
- Fomentar acuerdos entre empresas para compartir recursos logísticos, reducir costes y mejorar la sostenibilidad de las operaciones.
- Usar la tecnología para monitorizar y gestionar en tiempo real la ocupación de zonas de carga y descarga, facilitando la rotación y el cumplimiento de las normativas.
- Adaptar los horarios y condiciones de uso de las zonas de carga/descarga en función de la demanda y las características del entorno urbano, permitiendo una mayor eficiencia.

- Fomentar el uso de aplicaciones para la reserva previa de zonas de carga y descarga, sistemas de *tracking* y *big data* para la predicción de demanda, así como inteligencia artificial para optimizar rutas y aparcamientos.

Así, vemos que entre las **estrategias** más eficientes para conseguir una **reducción del impacto ambiental de la DUM** (Figura 5.13), están las siguientes:

- **DUM nocturna:** la DUM nocturna suele superar a la diurna en términos de reducción de costes y ahorro de emisiones, especialmente cuando se utilizan vehículos de gran tamaño (Estrada et al., 2018). Son múltiples las ventajas que aporta (Tabla 5.12), ya que por un lado mejora significativamente la velocidad de desplazamiento debido a la ausencia de congestión, repercutiendo positivamente en un menor tiempo de entrega y en una mayor seguridad vial. Además, permite una mejor planificación de rutas con cadenas de suministro más eficaces, así como una mayor flexibilidad en la distribución, entre otras. Sin embargo, plantea retos logísticos, regulatorios y económicos, como el impacto sonoro de la actividad (con las consiguientes quejas de comunidades locales) y los costos iniciales en adaptación de vehículos y sueldos adicionales por trabajo nocturno.

Por tanto, la DUM nocturna contribuye en (Navas, 2021):

- **Reducción de la congestión** de tráfico, ya que los repartos se realizan en horas de menor densidad vehicular, lo que disminuye los tiempos de viaje y el número de vehículos circulando simultáneamente. Los vehículos de carga nocturnos operan con 25-30 % menos tiempo de viaje que durante el día, gracias a la menor congestión. Esto se traduce en:
 - 8-11 % menos emisiones de CO₂ por viaje (Civitas, 2020; ALICE, 2022).
 - Disminución del 18 % en congestiones urbanas. Por ejemplo, en París entre mayo y septiembre de 2021 se llevó a cabo un experimento de reparto nocturno en el distrito 13 de París, y se observó que, en comparación con las entregas diurnas, los tiempos de recorrido de las entregas nocturnas se redujeron en una hora (5h35 frente a 6h30), el tiempo medio de descarga se redujo en 8 minutos, y las emisiones de GEI disminuyeron una media del 8 % (Kardinal, 2025).
 - Optimización del consumo de combustible: 2,7-3,6 litros/100 km menos en operaciones nocturnas (Civitas, 2020).
- **Menor generación de emisiones** contaminantes (NO₂, PM10, PM2.5), ya que los vehículos de reparto pueden operar de forma más eficiente, con menos paradas y arranques, lo que reduce el consumo de combustible y las emisiones asociadas.

La DUM nocturna con vehículos eléctricos podría reducir 8-9 veces las emisiones de NO_x y PM2.5 comparado con diésel (Przenioslo, 2013), especialmente al evitar paradas frecuentes (aumentan el consumo en 140 % en recorridos cortos) y los vehículos antiguos. Se estima una reducción del 29-34 % en emisiones de NO_x y PM al combinar horarios nocturnos con vehículos limpios (Civitas, 2020). Además, la utilización de vehículos eléctricos disminuiría el ruido, que es uno de los posibles inconvenientes de la DUM nocturna.

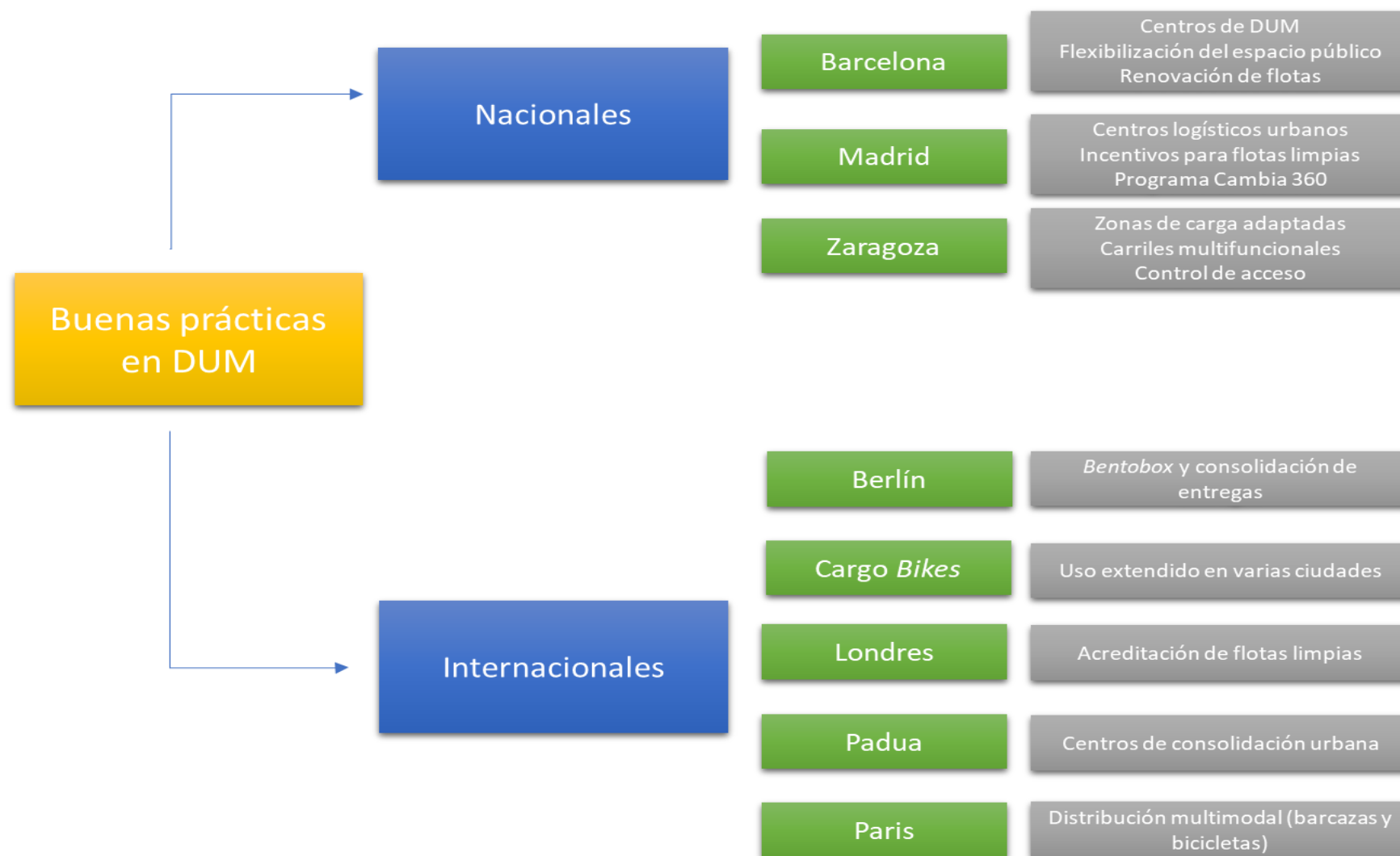


Figura 5.12. Ciudades donde se han aplicado buenas prácticas en DUM (ejemplos descritos en OMM, 2023).

Tabla 5.11. Impacto de medidas específicas sobre el reparto de mercancías en la última milla.

Ciudad / País (Modelo)	Efecto en el tráfico	Reducción de contaminantes	Medidas implementadas	Medidas complementarias	Referencia
Londres (Reino Unido) Consolidación + EV	Reducción de ~67 % en distancia recorrida por paquete; menos furgonetas en el centro.	100 % eliminación de emisiones de tubo de escape (CO ₂ , NO _x , PM); ~85 % menos consumo energético.	Centro de consolidación con flota de furgonetas eléctricas (Gnewt Cargo).	Piloto 'Agile Urban Logistics'; zona ULEZ.	Greater London Authority, 2017
París (Francia) Bicicletas de carga	Transferencia modal redujo la carga motorizada (~20 % del tráfico en 2011).	~2,6–3,6 t CO ₂ /día menos; eliminación local de NO _x y PM.	Micro-plataformas y flotas de bicicletas eléctricas (La Poste, Chronopost).	Zonas de bajas emisiones; subvenciones; campañas de sensibilización.	Koning & Conway, 2016
Gotemburgo (Suecia) "Stadsleveranse"	~20 % menos viajes de transporte al centro; 500–800 paquetes/día desde microhub.	~68 t CO ₂ menos en un año; menores ruidos y contaminantes locales.	Centro de consolidación; vehículo eléctrico modular + bicicletas eléctricas.	Proyecto SMARTSET (UE); cofinanciación municipal.	Interreg Europe, 2018
Berlín (Alemania) Microhub "KoMoDo"	160.000 paquetes en 12 meses; ~11 furgonetas menos al día.	~11 t CO ₂ evitadas en un año; reducción de ruido	Centro de micro-consolidación compartido por 5 operadores (<i>cargo-bikes</i>).	Cesión de espacio público; evaluación de escalabilidad.	Zhen, 2021
Nueva York (EE. UU.) Bicicletas de carga	>130.000 viajes; ~5 millones de paquetes; 2 bicis reemplazan a 1 camión.	~14 t CO ₂ /año por camión sustituido; >650.000 t CO ₂ evitadas en 2022.	Uso de cargo-bikes por Amazon, DHL, UPS; microhubs en barrios céntricos.	Regulación para bicis de hasta 4 ruedas; plan 'Delivering NYC'.	NYC DOT, 2023
Bristol (Reino Unido) Centro de Consolidación Urbana (contraejemplo)	Poca reducción real; baja adopción (~20 % comercios).	Hasta 60 % menos emisiones en entregas UCC; sin mejora significativa en calidad del aire.	Consolidación en almacén periurbano; reparto centralizado.	Sin incentivos fuertes; cierre tras perder financiación pública.	Vahrenkamp, 2013

Entre los **factores clave** para maximizar **beneficios** de la DUM nocturna:

- Usar vehículos eléctricos, ya que éstos reducen emisiones directas a cero y disminuyen la contaminación acústica (Kardinal, 2025; Przenioslo, 2013).
- Coordinación logística: Centros de consolidación urbana y ventanas horarias definidas (ej. 22 h a 07 h)
- Implementar políticas complementarias, como las ZBE, y las restricciones a vehículos diésel (ALICE, 2022).

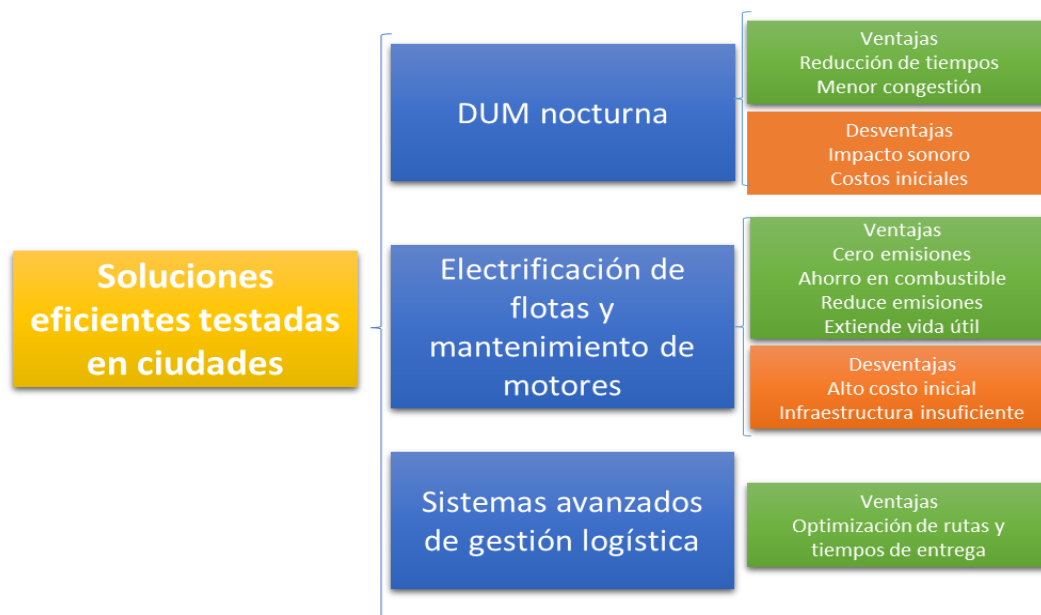


Figura 5.13. Resumen de soluciones eficientes para la DUM.

Tabla 5.12. Principales beneficios de la DUM nocturna.

Beneficios	Descripción
Entregas más rápidas	Menos tráfico implica que la mercancía llegue antes de las horas de apertura.
Menos interrupciones	No hay interferencias entre plantilla y distribuidores.
Mejor gestión del inventario	Permite disponer de existencias justo a tiempo y reduce las necesidades de stock.
Ahorro de costes	Menores costes operativos y de combustible, menor necesidad de stocks.
Mayor productividad	Más entregas por conductor, mejor uso de los vehículos y las instalaciones.
Mejoras medioambientales	Menores emisiones gracias a la reducción de la congestión y el ralentí.
Mayor flexibilidad	Respuesta rápida a las necesidades de existencias urgentes o de última hora.
Mejor organización/seguridad	Entregas eficientes, a menudo desatendidas, con protocolos seguros.

Experiencias piloto en ciudades europeas (como Barcelona, Estocolmo y otras) han mostrado que la implementación de la DUM nocturna puede reducir los tiempos de viaje hasta un 75 % respecto al reparto diurno y disminuir la congestión y la contaminación acústica (cuando se utilizan vehículos eléctricos). En Barcelona se estimó una reducción total de 70.000 toneladas de CO₂ en un solo año gracias a la distribución nocturna. En Estocolmo, hicieron un proyecto

piloto donde camiones nocturnos diseñados para reducir ruido y contaminación consumieron un 8,2 % menos de combustible y operaron un 31 % más rápido que los diurnos, demostrando la viabilidad de esta estrategia si se adapta adecuadamente.

Entre sus **limitaciones**, están por un lado los costes de adaptación infraestructural, la aceptación social, y el ruido nocturno, para lo que se requieren medidas como: usar plataformas de carga silenciosas (por ejemplo, utilizar vehículos eléctricos, equipar los vehículos con portones traseros eléctricos, puertas levadizas que absorban el ruido, transpaletas eléctricas, etc.), formar a conductores, manipuladores y receptores para que trabajen en silencio (apagar el motor cuando el vehículo esté parado, optimizar las entregas en función del espacio urbano, evitando que los carros rueden sobre adoquines, entre otros), gestionar la entrega de mercancías en puntos de entrega seguros si no hay nadie presente *in situ*, por ejemplo, mediante una tarjeta identificativa, el conductor puede dejar la mercancía en una zona segura sin necesidad de entrar en la tienda (Kardinal, 2025).

Tres ventajas adicionales de la distribución nocturna desatendida (el repartidor tiene la llave del local o puede acceder de forma autónoma a un espacio limitado del comercio, como el situado entre la persiana exterior y la puerta de acceso) es la menor exposición de la población (menos personas circulando por las calles), reducción de multas por mal aparcamiento y la mayor velocidad de reparto (Holguin.Vera et al., 2020b).

También hay que tener en cuenta que las emisiones de tráfico durante el día contribuyen significativamente a la contaminación del aire urbano, con NO₂, PM, BC, UFP dominando durante las horas punta. En zonas con potentes inversiones térmicas nocturnas, el impacto del cambio de las actividades de DUM del día a la noche debe evaluarse en función de las condiciones meteorológicas y de tráfico para determinar el efecto global sobre la calidad del aire (Askariyeh et al., 2018).

Por tanto, aunque la DUM nocturna requiere una coordinación compleja y una inversión inicial, los beneficios ambientales —incluida la mejora de la calidad del aire— son claros, especialmente si se acompaña de la renovación de flotas hacia vehículos menos contaminantes.

Es necesario incidir que, debido a la no linealidad de las externalidades de la congestión del tráfico, el **evitar la DUM en horas punta** (de 7 a 9 h de la mañana), especialmente en condiciones meteorológicas desfavorables y cuando la densidad de tráfico es alta, y la velocidad del viento baja, mejoraría la calidad del aire en episodios de contaminación (Querol, 2018; F. Robusté, UPC, comunicación personal).

- **Electrificación de flotas para la DUM**: como ya hemos señalado es clave para reducir emisiones y cumplir objetivos de sostenibilidad. Dado que circulan muchos km/día, y aunque representen solo el 17,5 % de los km recorridos por vehículos en Barcelona, generan el 34 % del NO₂ y el 31 % de las PM₁₀ (Ajuntament de Barcelona, 2023a), por lo que su electrificación aporta grandes beneficios como ayudar a mejorar la calidad del aire, permitiendo un ahorro en combustible, tasas y mantenimiento, y además tienen acceso sin restricciones a UVARs. Se calcula que electrificar un vehículo de reparto, equivaldría a electrificar 11 vehículos particulares por kilometraje. Un ejemplo práctico es el de los proyectos LEAD y ECCENTRIC en **Madrid**, que

emplean triciclos eléctricos y furgonetas para distribución desde *micro-hubs* urbanos, mostrando modelos exitosos de logística sostenible. Por el contrario, tiene la desventaja de tener un alto coste inicial, así como verse limitada la DUM a la autonomía de las baterías, ya que hay escasez de infraestructuras de carga, y hay poca oferta de vehículos eléctricos competitivos en el mercado. Para compensar estas desventajas, se ha de minimizar el coste en inversión inicial, proporcionando subvenciones para estos vehículos prioritariamente sobre los de uso privado, e invertir en infraestructura de carga, para que no haya limitaciones con la autonomía de los vehículos. Sobre la electrificación de vehículos se hablará con más detalle más adelante.

- Implementar **sistemas avanzados de gestión logística** que optimicen las rutas y tiempos de entrega en la **última milla** de forma que se obtenga una DUM más eficiente (Estrada et al., 2018; Holguin-Veras et al., 2020a). Esto incluye la distribución nocturna de la que hablamos anteriormente, así como el uso de plataformas logísticas urbanas, desde las cuales se consolida la carga proveniente de la periferia y se realiza la distribución con vehículos preferiblemente eléctricos o de bajas emisiones, capaces de transportar distintos tipos de productos en un solo viaje. Estas plataformas pueden estar ubicadas en zonas intermedias o incluso dentro de la ciudad (*microhubs*), permitiendo una logística más sostenible y descongestionada. La consolidación de envíos y el suministro conjunto de distintos productos no solo reduce el número de vehículos necesarios, sino también los costes logísticos y las emisiones contaminantes. Por ejemplo, en **Padova (Italia)**, el centro de consolidación *Cityporto* permitió evitar 5 millones de kilómetros de circulación de furgonetas convencionales entre 2005 y 2019, lo que supuso una reducción acumulada de 1.891 toneladas de CO₂ y 442 kg de PM10. En **Londres**, la centralización de las entregas a edificios municipales a través de un centro compartido logró una reducción del 41 % de CO₂, 51 % de NOx y 61 % de partículas, además de casi la mitad del número de viajes realizados. En **Madrid**, el proyecto *Citylogin* para la cadena *Sephora* logró disminuir en un 45 –50 % las emisiones contaminantes asociadas al reparto, sustituyendo camiones diésel por híbridos y eléctricos desde un centro intermedio en Villaverde. En **París**, *Chronopost* utiliza microcentros logísticos en el centro de la ciudad desde los que se entregan todos los paquetes mediante furgonetas eléctricas y triciclos, eliminando el uso de camiones diésel y evitando unos 200.000 km al año, lo que se traduce en 219 toneladas menos de CO₂. **Berlín** desarrolló el proyecto *KoMoDo*, un *microhub* compartido por cinco grandes operadores logísticos desde donde se reparten los paquetes con bicicletas eléctricas de carga, evitando 11 toneladas de CO₂ en un año. **Oslo** apostó por una red de *city hubs* de reparto 100 % eléctrico que permitió a la empresa *Schenker* eliminar por completo sus emisiones urbanas, con un ahorro de 400 toneladas de CO₂ anuales y unos 500 viajes de camión menos al año en el centro. Fuera de Europa, se han observado resultados relevantes en **Nueva York**, donde el uso de bicicletas de carga desde *microhubs* urbanos permitió en 2022 repartir más de 5 millones de paquetes, evitando con ello miles de trayectos en furgoneta y mejorando la seguridad y fluidez del tráfico urbano.

Además, es muy aconsejable establecer **puntos de recogida automatizados** (casilleros) **cerca de estaciones de transporte público**, donde el transportista pueda dejar los paquetes por la noche y el usuario los recoja al día siguiente. Por ejemplo, el documento EDUM del Ajuntament de Barcelona (2023a) propone consolidar mercancías en centros intermedios y ampliar el uso de puntos de recogida, cuya red en Barcelona supera los 680 puntos, aunque todavía carece de una integración plena entre operadores logísticos. Una red compartida y fácilmente accesible

permitiría reducir significativamente los trayectos de última milla, generando beneficios tanto en términos de emisiones evitadas como de espacio público liberado. Estos ejemplos se resumen en la Tabla 5.13.

Además de las medidas expuestas, es necesario indicar que, aunque muchos ayuntamientos tienen ordenanzas para regular el volumen de almacén en bares, restaurantes y otros comercios, muchos de ellos lo han reducido para ganar superficie comercial. Por ello, en muchos casos la necesidad de suministro de mercancías es superior a lo que sería conveniente. Un estudio realizado en Manhattan (que tiene 10.000 restaurantes o bar-restaurantes) mostró que cada negocio de restaurante/bar recibía 7 vehículos DUM cada día, y que un almacenamiento mayor y una logística que combine repartos de varios tipos de productos o marcas al mismo tiempo, podrían reducir marcadamente el número de vehículos DUM necesarios. Es por tanto necesario además de implementar este tipo de logística de DUM, realizar inspecciones para el cumplimiento de las ordenanzas en cuanto a volumen de espacio de almacenamiento por superficie comercial.

Todas estas medidas sobre la DUM deben complementarse, como veremos a continuación, con la mejora en los servicios bajo demanda, ya que también realizan un elevado número de km al día.

Tabla 5.13. Tabla comparativa de casos destacados de plataformas logísticas urbanas sostenibles.

Ciudad (Proyecto)	Tipo de plataforma	Vehículos/tecnología	Impacto medido (emisiones, congestión)	Referencia
Padova Cityporto	Centro de consolidación urbano (UCC) fuera de la ciudad, con <i>cross-docking</i> centralizado	Furgonetas GNC y eléctricas; Zonas de Acceso Limitado y carriles bus	-1.891 t CO ₂ y -442 kg PM10 (2005–2019); 5 millones km evitados; 1 furgoneta = 10 convencionales	Solé, 2025
Londres LBCC	Centro de consolidación para dependencias municipales. Uso obligatorio para entregas a edificios públicos	Camiones Euro V/VI (bajas emisiones); próximamente eléctricos	-41 % CO ₂ , -51 % NOx, -61 % PM; -46 % viajes y -45 % km recorridos	TFL, 2025b
París ELU (Bercy)	<i>Microhubs</i> urbanos (<i>Espaces Logistiques</i>) en intramuros; consolidación última milla	Vehículos 100 % eléctricos (furgonetas, triciclos) y algunos GNV	-219 t CO ₂ /año; cero emisiones locales (NOx, PM, CO); ~200.000 km menos recorridos	Chronopost-presse, 2025
Berlín KoMoDo	<i>Microhub</i> compartido (5 empresas) en distrito céntrico; reparto colaborativo en radio 3 km	Bicicletas de carga eléctricas (11 unidades) con contenedores modulares	160.000 paquetes/año; -11 t CO ₂ /año; menos ruido y menos furgonetas en doble fila	Zhen, S., 2021
Oslo City Hub	Microcentro urbano modular en zona portuaria céntrica; colaboración público-privada	Flota 100 % eléctrica (camiones 16t, furgonetas, bicis de carga)	-400 t CO ₂ /año; 100 % reparto eléctrico en Oslo (Schenker); ~500 viajes camión menos	CityHubs, 2021
Madrid Citylogin	Centro de consolidación urbano + micrologística última milla a tiendas (ej. Sephora)	Camiones híbridos y furgonetas eléctricas; uso de Metro explorado	-45 % a -50 % emisiones CO ₂ , NOx, PM; ~3,3 t CO ₂ y 3.000 g NOx evitadas (39 envíos)	CITYlogin, 2025
Nueva York Cargo Bikes	<i>Microhubs</i> urbanos con bicicletas de carga; marco regulatorio específico	Bicicletas eléctricas de carga; 2 bicis = 1 camión	5 millones de paquetes (2022); -7 t CO ₂ por bici/año; menos congestión y más seguridad	City of New York, 2024

5.3.2. Taxis y VTC

Los servicios de movilidad compartida bajo demanda —así como la micromovilidad y la movilidad personal— pueden convertirse en aliados clave para una gestión más eficiente de la movilidad urbana. Su adecuada integración puede maximizar los beneficios de medidas como las ZBE, al ofrecer alternativas viables al vehículo privado, contribuyendo a una ciudad más limpia y equitativa (Tarrés et al., 2023).

En este contexto, debe fomentarse el progresivo desplazamiento del vehículo privado hacia modos de uso compartido, como los taxis y VTC, gestionados mediante plataformas digitales que optimicen rutas, ocupación y consumo energético. Estas aplicaciones permiten integrar estos servicios como un actor más dentro del sistema de movilidad urbana.

Además, resulta estratégico incorporar los taxis y VTC en los **sistemas ITS y MaaS**, tal como recomienda el *International Transport Forum* (ITF, 2021), con el fin de ofrecer una solución flexible, accesible y eficiente, especialmente para personas con movilidad reducida, mayores o residentes en zonas con escasa cobertura de transporte colectivo. En estos sistemas, los taxis y VTC pueden actuar como un conector clave en redes intermodales, mejorando la cobertura espacial del transporte y contribuyendo a la equidad del sistema. Su integración en plataformas digitales unificadas, junto con modos públicos y compartidos, puede facilitar decisiones de movilidad más sostenibles, siempre que se desarrollen bajo una gobernanza de datos adecuada y regulaciones flexibles que fomenten la innovación sin comprometer la competencia o la sostenibilidad urbana.

Diversos estudios recientes respaldan el potencial de estos servicios para mejorar la calidad del aire. Chen et al. (2020), por ejemplo, señalan que factores como el uso del suelo, la morfología urbana y las características del viaje influyen en la elección modal entre taxis, metro y bicicletas compartidas. Asimismo, la aplicación de tecnologías de teledetección ha permitido evaluar las emisiones reales de taxis y autobuses, revelando reducciones significativas de NOx como resultado de la aplicación de las nuevas normas EURO (Middela et al., 2024).

De forma complementaria, el estudio de Ward et al. (2021) demuestra que reemplazar los viajes en vehículo privado por servicios de VTC puede reducir hasta en un 50–60 % las emisiones de contaminantes como NOx y PM2.5 debido a la menor frecuencia de arranques en frío y a que la flota de VTC tiende a ser más nueva y eficiente. Sin embargo, advierten que el incremento de desplazamientos sin pasajeros (*deadheading o backhauling*) genera un aumento del 20 % en el consumo de combustible y un 60 % en los costes externos relacionados con la congestión, los accidentes y el ruido. Por tanto, el balance neto medio de externalidades es negativo si no se aplican medidas correctoras, aunque puede revertirse mediante flotas eléctricas o viajes compartidos (*ridesharing*).

El sistema de **taxis compartidos** en ciudades como Madrid y Lisboa ofrece varios beneficios clave (El Guadarramista, 2024; El Economista, 2021) que contribuyen no solo a reducir la circulación de taxis vacíos y, por tanto, la congestión y el impacto ambiental en las ciudades, sino también a:

- **Reducir el número de taxis vacíos circulando:** al permitir que varios usuarios compartan un mismo taxi en trayectos similares, se optimiza la ocupación de los vehículos. Esto significa que

hay menos taxis circulando sin pasajeros, ya que un solo vehículo puede cubrir la demanda de varios usuarios en un solo viaje.

- **Abaratar el coste para el usuario:** el precio del trayecto se reparte entre los ocupantes, haciendo el servicio más accesible y competitivo frente a otras alternativas de movilidad.
- **Disminuir la congestión y contaminación:** al reducir el número de taxis necesarios para transportar a la misma cantidad de personas, disminuye la congestión del tráfico y las emisiones contaminantes asociadas al transporte urbano.
- **Mejor aprovechamiento de recursos:** la digitalización y las aplicaciones permiten reservar plazas y optimizar rutas, evitando desvíos innecesarios y mejorando la eficiencia del servicio.

Por ello, el uso compartido de taxis tiene un potencial significativo para reducir costes, emisiones de CO₂ y optimizar las distancias de viaje en comparación con los viajes individuales en taxi (Barán et al., 2017; Kaufmann y Nagler, 2023). Los sistemas de taxi compartido pueden reducir las emisiones de CO₂ hasta en un 9 % en escenarios de alta demanda (D'orey et al., 2012).

Para avanzar hacia un sector del **taxi más sostenible** (véase Figura 5.14), las ciudades están adoptando múltiples **estrategias**, entre las que destacan:

- La electrificación e hibridación de las flotas de taxis y VTC.
- El impulso de plataformas inteligentes de gestión, que optimicen la recogida de pasajeros y reduzcan el número de vehículos circulando sin ocupación.
- El fomento de prácticas de uso compartido del taxi, incluyendo emparejamiento, encaminamiento y tarificación dinámica (Qiu et al., 2022).
- La capacitación de conductores en técnicas de conducción eficiente.
- La sensibilización de usuarios sobre el impacto ambiental de sus decisiones de movilidad.
- La implementación de planes de reducción de emisiones y medidas fiscales y regulatorias que incentiven el cambio hacia tecnologías limpias.

La colaboración entre administraciones públicas, asociaciones de taxistas y operadores privados es crucial para que estas medidas se implementen con éxito y generen un impacto significativo.

No obstante, junto a los beneficios potenciales de los servicios de movilidad compartida bajo demanda, cabe subrayar un aspecto crítico relacionado con su viabilidad económica y sostenibilidad financiera. De acuerdo con la UITP (2022), los servicios de transporte a la demanda (*Demand Responsive Transit*, DRT) tienden a presentar costes de operación significativamente más altos por pasajero que los modos convencionales, lo que obliga a recurrir a subsidios públicos sustanciales. Mientras que el transporte colectivo tradicional (autobús o metro) suele cubrir mediante tarifas una parte relevante de sus costes —en torno a un tercio de los gastos de operación—, los sistemas DRT apenas logran recuperar una fracción mucho menor, lo que limita su escalabilidad sin una estrategia clara de financiación. Esta realidad implica que, aunque el DRT y otros servicios de movilidad compartida pueden contribuir a la reducción del uso del coche privado y a la mejora de la accesibilidad, resulta esencial considerar también su sostenibilidad económica a largo plazo y el diseño de modelos de gobernanza y financiación que permitan equilibrar equidad, eficiencia ambiental y viabilidad financiera.

Además, como subraya Tarrés et al. (2023), es fundamental que las regulaciones locales integren de forma activa a taxis y VTC como operadores necesarios para el éxito de las ZBE. Su exclusión o falta de regulación específica podría perjudicar la viabilidad de una movilidad urbana verdaderamente sostenible. También se propone que, en el contexto de la electrificación, estos servicios tengan **prioridad en el uso de puntos de recarga públicos**, como medida de apoyo a su reconversión tecnológica.

Estos esfuerzos se enmarcan en una evolución tecnológica y normativa más amplia: en los últimos 60 años, los avances en control de emisiones y las regulaciones más estrictas han contribuido a una reducción sustancial de la contaminación urbana. Se espera que este proceso se acelere con la renovación de flotas y la expansión del vehículo eléctrico (Wallington et al., 2022), y con la creación de sistemas de transporte urbano más sostenibles, que ayuden a mitigar el impacto ambiental (Viana et al., 2020; Chen et al., 2020).

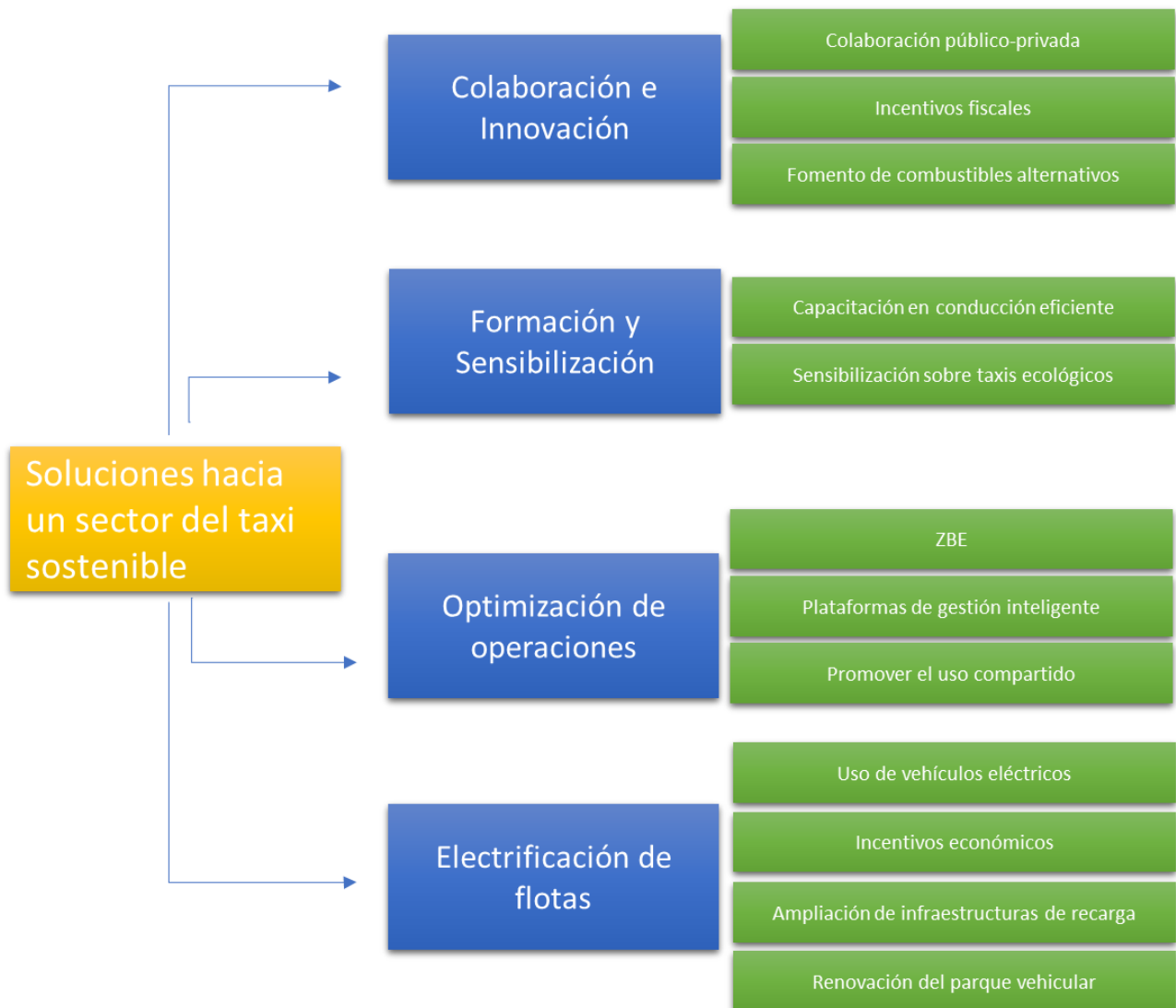


Figura 5.14. Soluciones hacia un sector del taxi sostenible.

5.4. Otras medidas sobre el tráfico rodado

Existen múltiples estrategias complementarias orientadas a la mejora de la calidad del aire vinculada al tráfico rodado. Algunas intervienen de manera directa sobre las fuentes de emisión, como es el caso de la electrificación progresiva del parque vehicular o la renovación de flotas públicas y comerciales. Otras medidas, aunque de impacto más indirecto, desempeñan un papel relevante al modificar las condiciones urbanas que favorecen la acumulación y resuspensión de contaminantes. Entre ellas destacan los incentivos fiscales para vehículos de bajas emisiones, la optimización de los sistemas de recogida de residuos, el refuerzo de las labores de limpieza viaria —fundamentales para reducir la resuspensión del polvo de rodadura— y las campañas de sensibilización ciudadana que promueven cambios de comportamiento y una mayor conciencia sobre la exposición a contaminantes atmosféricos.

5.4.1. Electrificación y mantenimiento de los vehículos

De igual manera que la tecnología ha resultado muy útil para conseguir una conducción más segura (gracias a por ejemplo los sistemas antibloqueo de frenos, el asistente a la frenada de emergencia, el repartidor electrónico de frenada, los sistemas de control de tracción o el control electrónico de estabilidad, entre otros), también ha supuesto un activo para conseguir reducir las emisiones del tráfico rodado. Por un lado, se han desarrollado **soluciones tecnológicas para disminuir las emisiones** contaminantes de los vehículos como, por ejemplo, convertidores catalíticos (ubicados en el tubo de escape, ayudan a reducir las emisiones de NOx, HC y CO), sistemas de recirculación de gases de escape (reducen las emisiones de NOx), Filtros de Partículas Diésel (DPF) o tecnologías de parada y arranque automático, entre muchos otros. Pero también se han desarrollado los **vehículos eléctricos** que, directamente, evitan las emisiones de combustión del tubo de escape y de evaporación del depósito de combustible.

El proceso de transición hacia una movilidad urbana de cero emisiones requiere de una estrategia coordinada de renovación de la flota, centrada en la electrificación progresiva de los vehículos y en el fortalecimiento de sus protocolos de mantenimiento. El programa de **renovación de flota** incorpora criterios de priorización basados en la antigüedad, el tipo de motorización y el nivel de emisiones (EURO IV o anteriores), promoviendo su sustitución por vehículos eléctricos puros (BEV) o híbridos enchufables (PHEV) con autonomía eléctrica suficiente para el entorno urbano. Esta transición se acompaña de una mejora en la planificación y digitalización del mantenimiento predictivo, con el fin de optimizar el rendimiento energético, reducir el consumo de recursos y minimizar el riesgo de fallos operativos.

Asimismo, se establecen indicadores de seguimiento como la ratio de electrificación sobre el total de la flota operativa, la media de emisiones gCO₂/km por vehículo y el coste de mantenimiento por km recorrido. En términos normativos, el programa se alinea con las directrices del Reglamento (UE) 2019/1242 en lo relativo a los objetivos de reducción de emisiones para vehículos pesados, y con los marcos nacionales de ayudas a la descarbonización del transporte, como el Programa MOVES en España. Además, las recomendaciones del *Sustainable Transport Forum* de la CE destacan la importancia de integrar la electrificación con una **infraestructura de recarga adecuada** y con sistemas de gestión del ciclo de vida del vehículo, tanto para flotas públicas como privadas (CE, 2022b).

Diversas investigaciones han demostrado que la adopción de vehículos eléctricos (VE) en entornos urbanos contribuye significativamente a la mejora de la calidad del aire (Tabla 5.14). Los modelos de simulación confirman que un mayor grado de electrificación vehicular se traduce en una disminución de contaminantes como PM_{2.5}, NO_x y CO (Du et al., 2015; Skipper et al., 2023). En el caso de California, la sustitución completa de las flotas de carretera permitiría reducir la concentración media anual de PM_{2.5} ponderada por la población en unos 0,5 µg/m³ y la cuarta concentración más alta de O₃ MDA8 en 4,3–6,6 ppb, con beneficios particularmente marcados en comunidades próximas a infraestructuras viales (Skipper et al., 2023; Chang et al., 2023). No obstante, la relación entre el grado de electrificación y las mejoras en la calidad del aire no es lineal. Según Raman et al. (2024), existen umbrales mínimos de penetración de VE necesarios para observar efectos significativos, y es indispensable complementar la electrificación con políticas de apoyo, infraestructura de recarga y una red eléctrica descarbonizada. Los beneficios varían según las características locales, el tipo de vehículos electrificados y la fuente de energía. En Alemania, un estudio controlado indicó que quienes habían experimentado la conducción de VE mostraban una mayor predisposición a renunciar a la propiedad de vehículos convencionales (Firnborn & Müller, 2015). En China, Lyu et al. (2024) identificaron una correlación entre el uso de BEV privados y una reducción del índice de calidad del aire (AQI) del 1,1 %, con descensos adicionales en PM_{2.5} (0,5 %), PM₁₀ (0,2 %), CO (0,7 %), SO₂ (1,4 %) y O₃ (6,3 %), aunque con un aumento del NO₂ (+2,5 %), especialmente en determinados segmentos del parque (tipo A00-, C-, MPV). Liang et al. (2019) también documentaron reducciones sustanciales de PM_{2.5} y O₃ con la expansión del uso de BEV. Desde una perspectiva experimental, Woo et al. (2022) compararon las emisiones totales de partículas de vehículos eléctricos y de combustión interna, concluyendo que los VE generan niveles más bajos de PM₁₀ (47,7–57,7 mg/V-km frente a 56,5–72,0 mg/V-km en ICEV). En Wuhan, el estudio de Xie et al. (2023) demostró que la combinación de VE y estaciones de recarga (EVCS) mejora sustancialmente la predicción de la calidad del aire en áreas urbanas densamente pobladas. En el ámbito español, el estudio de Santiago et al., 2023 subraya que, aunque la implantación de VE reduce notablemente las concentraciones de NO₂, son necesarias estrategias más ambiciosas (hasta un 80 % de reducción del tráfico) para cumplir los límites de la UE. Calatayud et al. (2023) prevén que un 70 % de electrificación en Valencia podría disminuir el NO₂ entre un 34 % y un 55 %, aunque con escasos efectos sobre partículas y un posible aumento del O₃ troposférico. Rey y Cremades (2023) estiman que una electrificación total del parque automovilístico nacional permitiría reducir las emisiones diarias de NO_x en 314 toneladas y de partículas en 17 toneladas, requiriendo una inversión superior a los 25.400 millones de euros en infraestructura energética. Simulaciones realizadas para Barcelona y Madrid indican que escenarios con una electrificación del 40 % podrían reducir entre un 11 % y un 17 % las emisiones de NO_x y hasta un 16 % las concentraciones máximas horarias de NO₂, aunque PM₁₀ y PM_{2.5} se verían menos afectadas debido a la relevancia de las emisiones de desgaste de frenos y ruedas (Soret et al., 2014). Ramos et al. (2025) han modelizado tres escenarios para Barcelona: eliminación de vehículos contaminantes, reducción del 25 % del tráfico privado, y reducción combinada con la electrificación del puerto. Según los resultados, la reducción del tráfico en un 25 % permitiría evitar cerca de 199 muertes prematuras al año, cifra que se eleva a 228 si se electrifica el puerto. Otros casos internacionales también evidencian estos beneficios. En Turín, se proyecta que una electrificación masiva reduciría el NO₂ en un 52–87 % y las partículas en torno al 50 %, con beneficios sanitarios asociados (Rizza et al., 2021). En Oslo, la adopción de VE —que ya representa más del 80 % de las nuevas matriculaciones— ha contribuido

a una reducción del 30 % en las emisiones de CO₂ del transporte desde 2009 (Reuters, 2025). En California, se ha observado una caída del 3,2 % en las visitas a urgencias por asma infantil en zonas con alta densidad de VE (Garcia et al., 2023). Por último, Aboushaqrah et al. (2021) realizaron un análisis multicriterio que comparó vehículos autónomos, eléctricos y convencionales, concluyendo que los BEV alimentados por energía solar representan la opción más sostenible.

Un grupo especialmente relevante en este proceso de electrificación de vehículos es el de la DUM, los taxis y VTC, ya que comentamos anteriormente su alto kilometraje diario amplifica su impacto ambiental. Por ello, se debe priorizar la transición de estos vehículos hacia modelos eléctricos o híbridos, garantizando incentivos, como veremos en el siguiente punto, que hagan viable este cambio para los profesionales del sector.

La electrificación de los vehículos DUM debe aplicar tanto en operaciones de corta como de larga distancia. Este sector representa una proporción significativa de las emisiones urbanas de contaminantes y gases de efecto invernadero, y su transformación es clave para alcanzar los objetivos de neutralidad climática. Para lograr una transición efectiva, es esencial establecer un **marco de incentivos fiscales y regulatorios** ambicioso. Un ejemplo paradigmático es el caso de **Noruega**, donde los vehículos eléctricos están exentos del impuesto de matriculación, del IVA, de los peajes en autopistas e incluso de los costes asociados a los viajes en ferris. Estas medidas han contribuido a que el país alcance una de las tasas de penetración de vehículos eléctricos más altas de Europa (IEA, 2024).

Es también fundamental considerar la **electrificación de las motocicletas y ciclomotores**, dado que en muchas ciudades su parque es numéricamente relevante y su uso intensivo agrava las emisiones locales, especialmente en zonas densamente pobladas. Impulsar la transición eléctrica en este segmento puede generar mejoras rápidas y visibles en la calidad del aire urbano.

Siguiendo el lema de “quien contamina, paga”, introducido en 1972 por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), e incorporado en el Tratado constitutivo de la Comunidad Europea (artículo 174.2), usar **sistemas de tarificación inteligente**, con tarifas dinámicas y personalizadas según la demanda y la contaminación generada por el vehículo, favorecería un cambio hacia vehículos más ecoeficientes.

En paralelo, desde el ámbito público debe promoverse la **electrificación del transporte colectivo** como eje estructurante de una movilidad urbana sostenible. La renovación de las flotas de autobuses urbanos y metropolitanos por modelos eléctricos o de cero emisiones, junto con el refuerzo de modos ya electrificados como el tranvía o el metro

Fomentar la electrificación de los medios de transporte (público y privado, colectivo y particular) conlleva que también se hagan **inversiones en infraestructuras de recarga** que permitan una mayor accesibilidad a todos los usuarios. Si bien es cierto que en los últimos años ha habido un incremento considerable de los puntos de recarga (Figura 5.15), éstos aún son insuficientes para poder avanzar en la electrificación de los vehículos.

Tabla 5.14. Estudios sobre los efectos de la adopción de vehículos eléctricos.

Ciudad / País (Modelo)	Efecto en el tráfico	Reducción de contaminantes	Medidas implementadas	Medidas complementarias	Referencia
Barcelona y Madrid (España)	Sustitución parcial (~40 %) de flota por VE en escenarios.	NOx -11–17 %; NO ₂ -hasta 16 % horas pico; PM -<5 %.	Escenarios teóricos de electrificación parcial de la flota.	Se sugiere combinar con control de emisiones no-exhaustivas.	Soret et al. (2014)
Madrid (España)	Electrificación parcial de la flota.	NO ₂ -significativa; se requieren reducciones de hasta el 80 % para cumplir valores UE.	Escenarios de electrificación parcial.	Descarbonización energética y medidas de gestión del tráfico.	Santiago et al. (2023)
Valencia (España)	Electrificación del 70 % de la flota.	NO ₂ -34–55 %; efectos limitados sobre partículas; posible ↑ de O ₃ .	Escenarios de electrificación parcial.	Infraestructura de recarga y políticas complementarias.	Calatayud et al. (2023)
España (nacional)	Electrificación total del parque automovilístico.	NOx -314 t/día; partículas -17 t/día.	Escenarios de electrificación total.	Inversión en renovables > 25.400 M€.	Rey y Cremades (2023)
Barcelona, España (escenario 1)	Eliminación de los vehículos más contaminantes sin reducir el número total de vehículos.	NO ₂ -5,9 %; 67 muertes prematuras evitadas anualmente.	Implementación del Plan de Movilidad Urbana 2018–2024.	Medidas de urbanismo táctico y creación de zonas de bajas emisiones.	Ramos et al. (2025)
Barcelona, España (escenario 2)	Reducción del 25 % del tráfico privado.	NO ₂ -17,6 %; 199 muertes prematuras evitadas anualmente.	Implementación del Plan de Movilidad Urbana 2018–2024.	Medidas de urbanismo táctico y creación de zonas de bajas emisiones.	Ramos et al. (2025)
Barcelona, España (escenario 3)	Reducción del 25 % del tráfico privado y electrificación del puerto.	NO ₂ -19,4 %; 228 muertes prematuras evitadas anualmente.	Implementación del Plan de Movilidad Urbana 2018–2024 y electrificación del puerto.	Medidas de urbanismo táctico y creación de zonas de bajas emisiones.	Ramos et al. (2025)

Noruega (nacional)	Adopción masiva de VE (~80 % nuevas ventas); sustitución sin reducir movilidad.	NOx urbano - significativamente; CO ₂ transporte en Oslo -~30 % desde 2009.	Incentivos fiscales, exención de tasas, red de carga rápida.	Electrificación de ferries y maquinaria, fondo NOx para emisiones marítimas.	Reuters (2025)
Reino Unido (nacional)	Renovación acelerada de parque vehicular hacia VE sin reducir demanda.	~4 % menos NOx vs EURO 6 solo; PM2.5 apenas ↓.	Prohibición de ventas gasolina/diésel 2030, estándares EURO 6d.	Sugerencia de gestión de demanda y reducción del coche.	Mehlig et al. (2021)
Turín (Italia)	Sustitución del 4–5 % flota al 2025, masiva al 2030.	NO ₂ -52–87 %, PM ₁₀ y PM2.5 ~50 %; mejora sanitaria proyectada.	Escenarios con electrificación parcial/masiva de vehículos.	ZTL libre para VE, subsidios e incentivos asumidos.	Rizza et al. (2021)
Alemania (nacional)	Mayor disposición a renunciar a la compra de coche privado tras uso de VE.	Reducción del uso del coche privado.	Ensayo controlado aleatorio.	Movilidad compartida y transporte público.	Firnkorn & Müller (2015)
California (EE. UU.)	Aumento de VE por 1.000 hab. de 1.4 a 14.6 (2013–2019).	NO ₂ ↓; -3.2 % visitas urgencias por asma.	Mandato ZEV, incentivos VE, regulación estricta.	Programas para comunidades vulnerables, otras políticas locales.	Garcia et al. (2023)
EE. UU. (camiones, escenario 2050)	Electrificación 100 % flota de camiones pesados.	-84 % muertes por contaminación vs flota diésel.	IRA 2022, estrategia Justice40, estándares federales.	Electrificación prioritaria en zonas vulnerables, descarbonización red eléctrica.	McNeil et al. (2025)
California, EE. UU. (escenario 2028)	Electrificación completa de flotas de vehículos de carretera.	PM _{2.5} -0,5 µg/m ³ ; MDA8 O ₃ - 4,3–6,6 ppb.	Escenarios de electrificación total de la flota; modelización de calidad del aire.	Descarbonización del sector energético; políticas de apoyo.	Skipper et al. (2023)
China (nacional)	Aumento del uso de BEV.	PM2.5 y O ₃ -significativa.	Promoción de vehículos eléctricos.	Desarrollo de infraestructura de carga.	Liang et al. (2019)

China (nacional)	↑ 10 % en viajes mensuales en BEV.	AQI -1,1 %; PM2.5 -0,5 %; NO ₂ ↑ 2,5 %.	Promoción de BEV privados.	Incentivos a BEV tipo A0/B/SUV.	Lyu et al. (2024)
Wuhan (China)	Incorporación de VE y estaciones de recarga.	Mejora en la predicción de calidad del aire.	Despliegue de EVCS en áreas urbanas.	Planificación urbana sostenible.	Xie et al. (2023)
China (laboratorio)	Comparación directa entre VE e ICEV.	PM ₁₀ ↓: VE (47,7–57,7 mg/V-km) < gasolina (56,5–70,5) y diésel (58,0–72,0).	Estudio experimental controlado.	Evaluación de PM primarias y secundarias.	Woo et al. (2022)

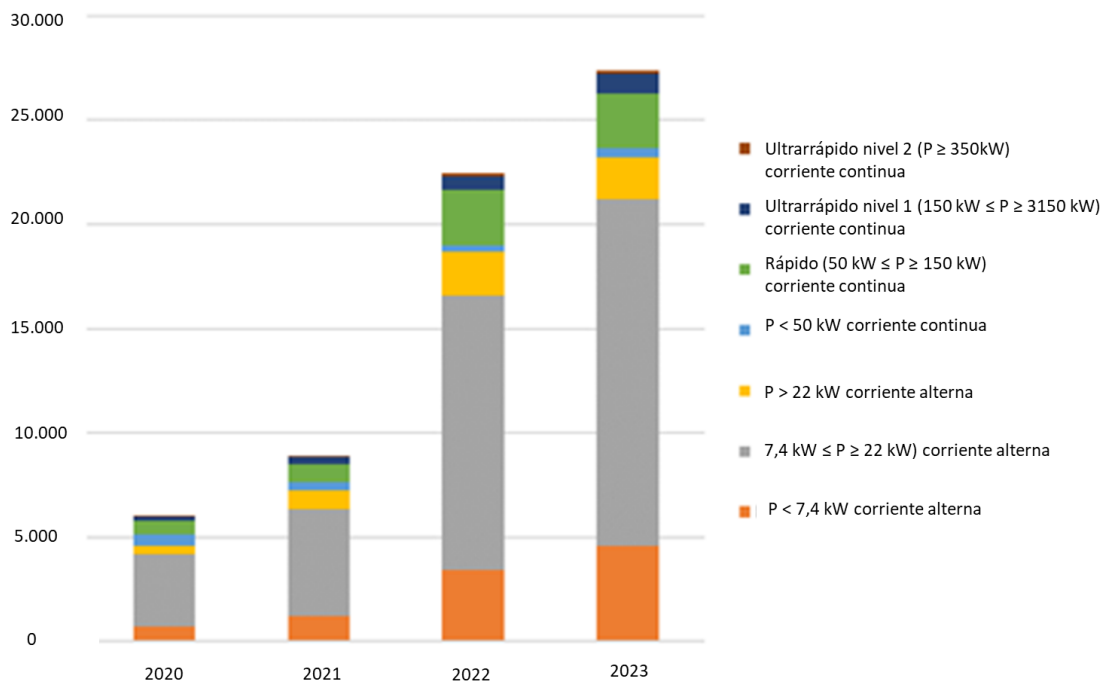


Figura 5.15. Evolución del número de puntos de recarga en España, según características de los puntos de recarga. Ultrarrápido nivel 2, ultrarrápido nivel 1, rápido, corriente continua y corriente alterna (OTLE, 2025).

También hay que tener en cuenta que hay otros vehículos que pueden considerarse a la hora de renovar flotas como son los que tienen como fuente de combustible el hidrógeno. Pero actualmente, aunque los coches de hidrógeno pueden repostar en el mismo tiempo que los de combustión (y con una autonomía similar), tienen dificultades en cuanto a su baja eficiencia lo cual dificulta su expansión (en Europa, hay pocos coches de hidrógeno a la venta y unas 228 estaciones de servicio, EuroNews, 2022b). La baja eficiencia se debe a que experimentan pérdidas de hidrógeno tanto en su transporte a estaciones de servicio como en carretera y, además, mientras que los coches eléctricos de batería consiguen aprovechar el 90 % de la energía almacenada en la batería en movimiento, los coches de hidrógeno solo aprovechan entre un 30-40 % (InformaEnergía, 2025). También hay que tener en cuenta que el hidrógeno es muy inflamable, difícil de almacenar y supone un riesgo para la seguridad en caso de accidente. En cuanto a su presencia en el mercado mundial, en la primera mitad de 2024 se matricularon 30,3 millones de coches nuevos, de los que de hidrógeno supusieron sólo el 0,018 %. En ese mismo periodo se vendieron en Europa 594 coches de hidrógeno frente a 1,5 millones de coches eléctricos de batería (Gutiérrez, 2024). Por tanto, la falta de infraestructura, el alto coste de los vehículos y del hidrógeno, y la competencia con otras tecnologías más maduras y accesibles, hace que apostar por vehículos de hidrógeno sea más difícil e inaccesible.

La expansión del hidrógeno como fuente de energía parece ser más apropiada para grandes instalaciones industriales con alta demanda térmica, como cerámica, metalurgia y cemento, entre otras. Aun así, en Asia la apuesta por vehículos de hidrógeno parece ser algo superior a la europea (EuroNews, 2022b).

Por otro lado, es importante destacar que las emisiones de los vehículos no provienen únicamente del tubo de escape, sino también del **desgaste de frenos, neumáticos y la resuspensión** de partículas en la calzada. Por ello, además de promover la renovación de la flota, es fundamental fomentar estilos de **conducción sostenible**, como el uso eficiente del acelerador y el freno, evitando frenadas bruscas, aceleraciones innecesarias y tiempos prolongados de ralentí. Estudios como el de Mensing et al. (2014) han demostrado que la conducción eficiente puede reducir significativamente las emisiones de contaminantes, mejorar la eficiencia del combustible y prolongar la vida útil de los componentes del vehículo. Cabe resaltar que las normas EURO 7/VII contemplan límites de emisión de PM para frenos (no para ruedas), con valores límite de 3 a 11 mg/km, en muchos casos muy superiores a los fijados por la misma norma para las emisiones de PM del tubo de escape (4,5 mg/km). Las emisiones de PM por desgaste de las ruedas caben esperar que incrementen con el incremento del peso de los vehículos eléctricos. Por tanto, no puede hablarse de vehículos ‘cero’ emisiones para estos vehículos.

En cuanto al **mantenimiento de vehículos**, una adecuada conservación de los mismos –mediante inspecciones técnicas rigurosas y mantenimiento preventivo– desempeña un papel crítico en la reducción de emisiones contaminantes en entornos urbanos. Diversos estudios científicos y experiencias prácticas han demostrado que incrementar la frecuencia y el rigor de las inspecciones técnicas vehiculares (ITV) puede disminuir sustancialmente las emisiones de NOx, PM y CO, mejorando la calidad del aire. En Europa, diferentes estados miembros utilizan un amplio rango de detalle de la inspección ITV, destacando Alemania por su nivel de detalle en lo que concierne a las emisiones de contaminantes urbanos. El Programa I/M en **México** (Monterrey) estimó que implementar un programa de Inspección/Mantenimiento en el Área Metropolitana de Monterrey podría reducir las emisiones actuales de **NO** en ~28 %, las de CO en ~42 % y las de HC en ~69 % (Huertas et al., 2020). En **EE.UU.**, la inspección vehicular en California logró reducciones masivas de contaminantes (Singer et al., 2003) tras la adopción del programa “*Smog Check*”; en 1999 se estimó que las inspecciones obligatorias en California eliminaron diariamente alrededor de **81 toneladas de NOx, 1.690 toneladas de CO y 97 toneladas de HC**, equivalentes a recortes del **14 %** en NOx, **34 %** en CO y **26 %** en HC de las emisiones que se habrían producido sin dicho programa (Singer et al., 2003). La mayor parte de este beneficio provino de las **reparaciones** realizadas a vehículos que inicialmente fallaron la inspección, junto con mantenimiento preventivo antes de la prueba. En Asia, el control de “súper-emisores” en **Hong Kong** permitió identificar y reparar miles de vehículos con emisiones excesivas, de tal modo que los investigadores calcularon que, gracias a estas reparaciones dirigidas, las emisiones totales de **NO** disminuyeron en torno al **39 %**, las de **CO** en **47 %** y las de **HC** en **22 %** en la flota intervenida (Phys Org, 2022). Asimismo, en un programa piloto con 600 taxis a GLP, reemplazar componentes defectuosos (principalmente convertidores catalíticos de tres vías y sensores de oxígeno) redujo la tasa de vehículos fuera de norma del **63 %** al **7 %**, demostrando cuantitativamente cómo el mantenimiento correctivo mejora la conformidad ambiental. En cuanto a **España**, los beneficios ambientales de la **ITV** fueron estimados por un estudio del Instituto de Seguridad Vehicular de la Universidad Carlos III (ISVA) y obtuvieron que las inspecciones técnicas vigentes en España evitan aproximadamente **575 muertes prematuras al año** por exposición a partículas, al retirar de la circulación o exigir reparaciones a vehículos con emisiones excesivas (AECA-ITV, 2024).

La Figura 5.16 resume de forma esquemática las principales recomendaciones técnicas para reforzar los programas de inspección vehicular basadas en experiencias recogidas en la literatura (Organ et al., 2019; AECA-ITV, 2023; ARB, 2025). Estas directrices incluyen el aumento de la frecuencia en vehículos intensivos, la ampliación de los parámetros evaluados, la incorporación de tecnologías avanzadas de detección y el mantenimiento preventivo en flotas públicas, con el objetivo de maximizar la detección de vehículos contaminantes y mejorar la calidad del aire urbano.



Figura 5.16. Recomendaciones técnicas para inspecciones eficaces.

Para que este cambio en la flota llegue a implementarse tanto en vehículos privados, como en medios de transporte de pasajeros y mercancías, es necesario una fuerte inversión en incentivos fiscales, de los que hablaremos a continuación.

5.4.2. Incentivos fiscales

Los incentivos fiscales pueden jugar un papel crucial en la transición hacia una movilidad sostenible, pero deben diseñarse cuidadosamente para evitar efectos regresivos y garantizar que **beneficien a todos los segmentos de la población** (especialmente a los más vulnerables).

Los incentivos fiscales y los subsidios pueden tener un impacto significativo en las emisiones de los vehículos y la calidad del aire en los entornos urbanos. Se ha demostrado que los impuestos sobre los vehículos basados en el CO₂ en Europa reducen las emisiones de CO₂, pero pueden aumentar inadvertidamente las emisiones de NOx y PM, contrarrestando potencialmente los beneficios ambientales (Linn, 2016; Linn y Lin, 2019). Las pruebas experimentales indican que la introducción y el refuerzo de los impuestos sobre los NOx pueden hacer que los consumidores opten por vehículos con menos emisiones (Choisdealbha et al., 2020). Además, la **presentación de la información** sobre eficiencia de combustible en términos de unidades de viaje por coste fijo de combustible, en lugar de coste de combustible por unidad fija de viaje, puede fomentar la selección

de vehículos más eficientes en combustible (Choisdealbha et al., 2020). Otros trabajos que examinaron los efectos de los incentivos fiscales y las subvenciones en las opciones de transporte respetuosas con el medio ambiente, como el de Jacqz y Johnston (2024) constataron que la adopción de VE se concentra en los barrios más favorecidos y menos contaminados, pero las **subvenciones dirigidas** según los ingresos podrían reducir la contaminación en las zonas de ingresos más bajos. Hirota y Poot (2003) estudiaron el impacto de los incentivos fiscales y los precios del transporte público en el uso del coche privado en ciudades de la OCDE y de Asia, concluyendo que los sistemas basados en incentivos que recompensan un mayor rendimiento medioambiental pueden ser eficaces. Queda por tanto demostrada la importancia de diseñar cuidadosamente las políticas para maximizar los beneficios medioambientales y abordar las disparidades en la adopción y el impacto (Jacqz y Johnston, 2024; Köppl y Schratzenstaller, 2021; Hirota y Poot, 2003). Por otro lado, Köppl y Schratzenstaller (2021) revisaron la literatura sobre incentivos fiscales beneficiosos para el medio ambiente, señalando su potencial para apoyar la descarbonización de las flotas de automóviles y fomentar el uso del transporte público.

Entre los principales incentivos que se pueden promover se destacan:

- Impuestos y Tasas Medioambientales.
 - Reducción de impuestos para vehículos de menor impacto ambiental.
 - Tasas de acceso sin aplicación a vehículos eco-eficientes.
- Incentivos a la Compra de Vehículos de Bajas Emisiones, especialmente dirigidos a ZBE.
 - Subvenciones para la adquisición de vehículos eléctricos y de combustibles alternativos (como el hidrógeno, que redunde en menores emisiones).
 - Programas de retirada de vehículos contaminantes con incentivos económicos para la compra de modelos más limpios.
- Transformación de Costos Fijos en Costos Variables.
 - Reducción de impuestos sobre la compra de vehículos eléctricos y sustitución de impuestos fijos sobre los automóviles (como el de tenencia) por sistemas de cobro en función del uso del vehículo, como impuestos sobre el kilometraje recorrido o impuestos dinámicos sobre el combustible.
 - Modelos de pago por uso, como el sistema de "*pay-at-the-pump auto insurance*", que ajusta el costo del seguro en función del consumo de combustible y el kilometraje recorrido.
- Incentivos a la Infraestructura y el Transporte Público.
 - Deducciones fiscales para empresas que inviertan en flotas de transporte sostenible o en infraestructuras de recarga eléctrica.
 - Subvenciones y exenciones fiscales para proyectos de transporte público de bajas emisiones.
 - Incentivos para la mejora de la accesibilidad a alternativas de movilidad sostenible.

Otras medidas fiscales complementarias relacionadas mejoran la calidad del aire, aunque no se trata de incentivos fiscales directos, son:

- ZBE con diferenciación fiscal de los vehículos.
- Tarifación acceso combinada con subvenciones a los vehículos limpios (EEA, 2018).
- Sistemas fiscales graduales que favorecen a los vehículos de bajas emisiones (AIRUSE, 2017).

En conjunto, estos resultados demuestran que unas políticas fiscales bien diseñadas pueden impulsar cambios tecnológicos y estructurales en las economías urbanas, lo que se traduce en mejoras cuantificables de la calidad del aire. Sin embargo, su eficacia depende del rigor en su aplicación, de las características económicas regionales y de su integración con normativas complementarias.

5.4.4. Recogida de residuos

Los camiones de recolección de residuos urbanos, típicamente propulsados por diésel, tienen un impacto desproporcionado en la contaminación del aire urbano. Aunque su número es reducido en comparación con los vehículos ligeros, su contribución a las emisiones de contaminantes es muy elevada debido a su gran tamaño, constante operación y uso de motores de combustión interna de alta potencia. Diversos estudios han demostrado que la implementación de estrategias combinadas se traduce en mejoras medibles de la calidad del aire. A continuación, se detallan algunos ejemplos:

- **Renovación de la flota:** un estudio de la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU. modeló el impacto de electrificar vehículos pesados en entornos urbanos y concluyó que la concentración de NO₂ ambiente podría reducirse en hasta un 25 % en calles con alto tráfico de camiones, al eliminar las emisiones de escape de diésel. Además, se evitarían miles de kilogramos de PM_{2.5} anuales por ciudad, mejorando la salud humana (Zalesak et al., 2024). De manera más concreta, la ciudad de Los Ángeles estimó que su plan de transición a camiones de basura eléctricos (en curso) eliminará 50 toneladas anuales de NO_x y 3 toneladas de PM_{2.5} para 2030 en el área metropolitana (McNeil et al., 2025). La ciudad de Madrid durante la década pasada sustituyó buena parte de su flota de residuos por camiones a gas natural. Mediciones posteriores mostraron una disminución de aproximadamente 30 % en las concentraciones de NO_x en horarios nocturnos en ciertas calles residenciales, atribuido en parte a que los camiones de recogida de residuos a GNC emiten menos NO_x que los antiguos diésel (Cadena Ser, 2025). De igual forma, un estudio comparativo en Milán analizó las emisiones de camiones diésel de recogida de residuos y a GNC, encontrando que los vehículos propulsados por GNC presentaban menores emisiones de NO_x y PM, contribuyendo a mejoras en la calidad del aire urbano (Fontaras et al., 2012).
- **Optimización de rutas y “smart bins”:** la implementación de contenedores inteligentes y rutas dinámicas en varias ciudades europeas (por ejemplo, en Rotterdam y Barcelona) ha permitido reducir en un 15-20 % el número de viajes de recolección. Según un informe de la consultora Eunomia (2023), esta reducción de kilómetros recorridos se tradujo en un 15 % menos de NO_x y PM emitidos por la flota de recogida de residuos en las zonas piloto, con mejoras locales en la calidad del aire.
- **Mantenimiento predictivo y vehículos en buen estado:** mantener la flota en condiciones óptimas a través de mantenimiento preventivo y predictivo es otro pilar para minimizar la contaminación. Los motores diésel fuera de ajuste, con averías o pobre mantenimiento tienden a emitir más contaminantes: por ejemplo, inyectores sucios o filtros obstruidos pueden causar una combustión incompleta, aumentando la emisión de PM, BC y CO, y convertidores catalíticos dañados elevan las emisiones de NO_x.

5.4.5. Limpieza y mantenimiento viario

La limpieza viaria puede desempeñar un papel clave en la reducción de la contaminación atmosférica urbana, al limitar la resuspensión de partículas depositadas sobre el firme de rodadura. Entre las principales técnicas destacan el **baldeo con agua** —subterránea, no de boca— y el barrido mecánico mediante **barredoras de aire regenerativo**. Estas intervenciones están orientadas a mitigar las emisiones de partículas en suspensión (PM10 y PM2.5) generadas indirectamente por el tráfico, particularmente a través de la turbulencia vehicular que remueve polvo previamente sedimentado en la calzada.

El polvo de rodadura constituye una fuente relevante de PM (especialmente PM10) urbano, con presencia documentada de metales pesados, microplásticos y compuestos orgánicos derivados del desgaste de frenos, neumáticos y del propio firme (Amato, 2018). En este contexto, Das y Wiseman (2024) evaluaron la efectividad del barrido y aspiración urbanos y observaron una capacidad media de eliminación del 76 % para PM10, junto con una reducción significativa (entre el 35 % y el 65 %) de metales y metaloides en vías arteriales. No obstante, los resultados se vieron condicionados por el estado de conservación del pavimento, lo que resalta la necesidad de adaptar las tecnologías y frecuencias de limpieza a las características locales del viario y al volumen de tráfico. Es necesario destacar que existe una gran variedad en la eficiencia de retirada de polvo de rodadura en el mercado de vehículos de aspiración de PM. Para obtener una elevada eficiencia es necesario utilizar sistemas avanzados de aspiración con cortinas de agua o sistemas de borboteo para no reemitir el PM aspirado (AIRUSE, 2013).

Por su parte, el baldeo no elimina directamente las partículas PM10 y PM2.5 depositadas en el firme de rodadura, pero actúa disminuyendo su resuspensión al mantener húmeda la superficie. Su efectividad depende en gran medida del momento de aplicación: Karanasiou et al. (2012) demostraron que, tras 8h desde una precipitación, se recupera hasta el 50 % del potencial de resuspensión del PM. Por ello, se recomienda aplicar el **baldeo entre las 4:00 y las 5:00 horas (3-5h antes de la hora punta del tráfico matinal), evitando su ejecución en días de lluvia**. El uso conjunto de aspiradores con sistemas de limpieza interna del flujo de aire, seguido del baldeo es especialmente aconsejable tras episodios de intrusión de polvo sahariano, ya que el polvo depositado se resuspende fácilmente en condiciones secas (Amato et al., 2014).

De acuerdo con las recomendaciones del proyecto AIRUSE (2013), la combinación de barrido y, especialmente, lavado con agua puede reducir diariamente entre un 7 % y un 10 % las emisiones de polvo del viario. Para maximizar su eficacia, estas operaciones deben programarse antes de la hora punta matinal (5:00–6:00 h), especialmente en periodos secos o tras más de 10 días sin precipitaciones.

Además de los sistemas que reducen la resuspensión del PM depositado, el buen estado del firme viario resulta crucial para limitar la generación de PM derivadas de su desgaste. La existencia de zonas con firme en mal estado genera fragmentación del mismo, y tras el paso de vehículos se produce una molienda de los fragmentos hasta alcanzar las fracciones PM10.

Por último, en este apartado de polvo de rodadura, cabe destacar que, la reducción de la velocidad de circulación de 50 a 30 km/h puede disminuir la emisión de PM de polvo de rodadura en un 20 %. Sin embargo, ello puede incrementar un 20 % las emisiones de NOx (Figura 5.17).

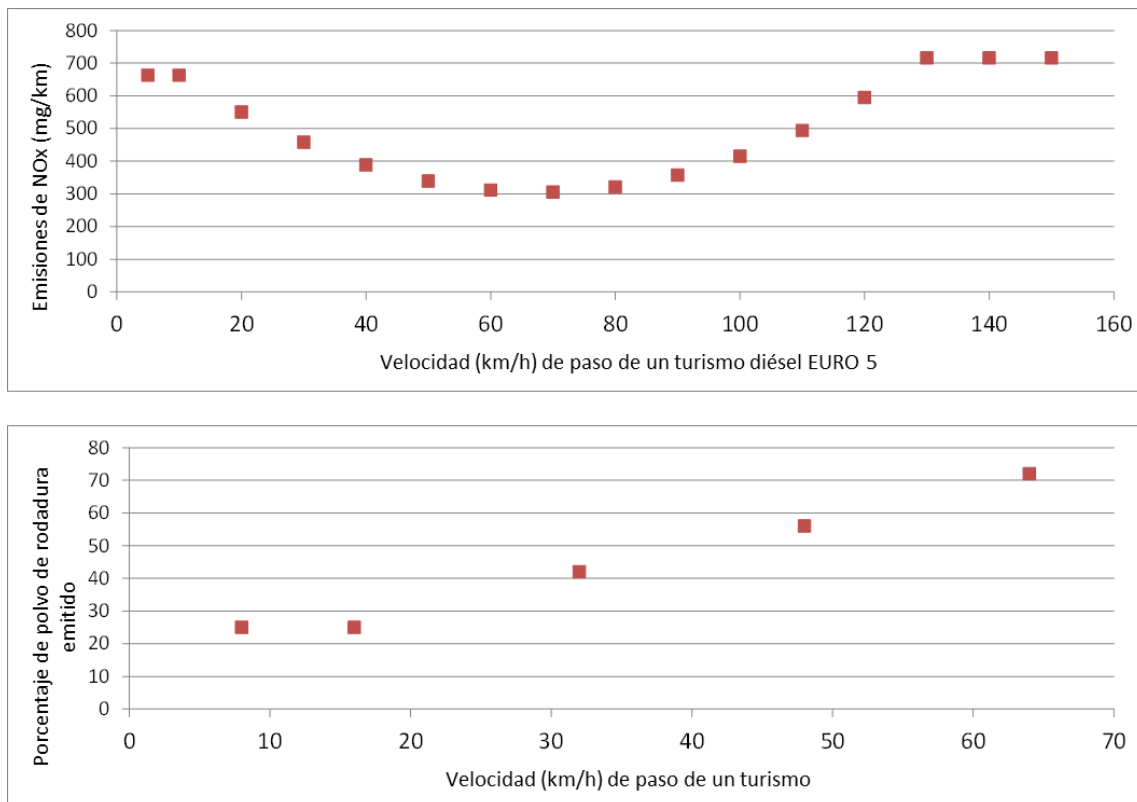


Figura 5.17. Las medidas eficaces para un determinado contaminante pueden no ser positivas para otros. Arriba: Emisiones de NOx en función de la velocidad para un turismo diésel EURO 5, según COPERT 10, v4.1 (2005, <https://copert.emisia.com/>). Abajo: Porcentaje de polvo de carretera más fino de 12 μm emitido por un pavimento por el que circuló 10 veces un turismo (Nicholson & Branson, 1990).

5.4.6. Sensibilización

Para concienciar a la población sobre una movilidad sostenible y así reducir el impacto del tráfico rodado es fundamental diseñar programas integrales que combinen educación, comunicación y participación ciudadana. También son relevantes las campañas de retroalimentación informativa a la población que ha adoptado cambios de transporte más sostenibles, para informar de los beneficios de sus actuaciones.

Estos programas de sensibilización pueden funcionar y tienen un gran potencial para mejorar la calidad del aire, mejorar los resultados sanitarios y promover prácticas sostenibles si se tienen en cuenta varios factores, como el diseño de las campañas, la continuidad en el tiempo, la integración con otras políticas públicas y la participación activa de la ciudadanía.

Diversos estudios y experiencias internacionales demuestran que las campañas de sensibilización y educación vial lograron resultados positivos en la modificación de conductas y en la promoción de hábitos de movilidad más sostenibles. Por ejemplo, la educación vial en ciudades de alta densidad poblacional ha conseguido una reducción de incidentes viales de hasta un 20 % y ha mejorado la eficiencia del tránsito y la reducción de la contaminación, especialmente cuando se combina con formación práctica y campañas dirigidas a públicos específicos (Celing, 2024a; Civitas, 2010b).

Además, iniciativas en ciudades como Barcelona y Copenhague han mostrado que la capacitación intensiva y la promoción activa del uso de la bicicleta y el transporte público incrementan la seguridad y el uso de modos sostenibles (Celering, 2024a).

Hay estudios que demuestran que la educación ambiental basada en la web puede mejorar la calidad percibida del aire y del agua, los esfuerzos de reducción de residuos y la concienciación sobre el consumo de energía (Yang y Fang, 2024). Además, la educación de la población se ha identificado como un factor crucial en la resolución de problemas de política pública relacionados con la contaminación del aire, con modelos de toma de decisiones multicriterio que ayudan a evaluar la eficacia de tales programas (Hsueh & Cheng, 2017). Así, iniciativas educativas innovadoras como el *Proyecto Global Ozono* y *AQTreks* de **ciencia ciudadana** para el monitoreo de la contaminación del aire, no solo contribuyeron a la investigación científica, sino que también aumentaron la conciencia sobre los problemas de calidad del aire (Ellenburg et al., 2019). Un estudio sobre pacientes con enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC) reveló que la educación sobre las PM mejoraba los conocimientos sobre la prevención de la contaminación atmosférica, reducía los niveles de PM en interiores y mejoraba la gestión de los síntomas (Guo et al., 2020b). Del mismo modo, los programas de educación ambiental implementados en escuelas urbanas y parques nacionales brasileños demostraron impactos positivos en el aumento de las áreas verdes, la conciencia ecológica y el bienestar de la comunidad (Vieira et al., 2022), de forma que las poblaciones urbanas pueden reconectar con la naturaleza, reduciendo potencialmente el riesgo de enfermedades crónicas y trastornos mentales asociados con estilos de vida urbanos artificiales. Así, queda demostrada la importancia de la educación para abordar los retos medioambientales.

Sin embargo, cambiar los hábitos de movilidad es un proceso complejo y la sensibilización por sí sola no siempre es suficiente para lograr un cambio modal significativo. Es fundamental que las campañas se acompañen de **información clara, incentivos, alternativas reales de transporte** y procesos participativos que permitan a la ciudadanía comprender los beneficios y consecuencias de sus decisiones de movilidad (Civitas, 2010b). Además, la **repetición constante de los mensajes** y la **adaptación a los diferentes grupos** destinatarios potencian el impacto de estas iniciativas (Civitas, 2010b).

Por tanto, los programas de sensibilización funcionan mejor cuando son parte de una **estrategia integral** que combina educación, incentivos, mejoras en la oferta de transporte y participación ciudadana. Si se diseñan y ejecutan adecuadamente, contribuyen de manera significativa a la reducción del tráfico rodado y al avance hacia una movilidad más sostenible (Celering, 2024a; Civitas, 2010b).

Algunas de las acciones y buenas prácticas que se pueden llevar a cabo en temas de sensibilización, son (Celering, 2024b; Agencia andaluza de energía, 2021; Civitas, 2010b; Asepeyo, 2024, 2025; Fesvial, 2025; Conama, 2023; DS consultores, 2025):

- **Programas educativos en centros escolares y comunitarios.**
 - Integrar contenidos sobre **movilidad sostenible en el currículo escolar** desde edades tempranas, abordando temas como el uso de la bicicleta, el transporte público y los impactos ambientales del tráfico rodado. Un ejemplo es la “Guía para el desarrollo de proyectos ambientales en centros escolares: Calidad del aire y contaminación acústica”

(MITERD, 2022), donde se proporcionan herramientas metodológicas y de sensibilización para que los centros escolares hagan proyectos de ciencia ciudadana, midan, analicen y propongan actuaciones, y fomenten la movilidad sostenible como parte de la solución a la contaminación por tráfico rodado.

- Realizar campañas como “Al cole en bici”, que **incentiven** a estudiantes, familias y profesores a utilizar la **bicicleta** mediante premios, desayunos y servicios de mantenimiento gratuitos durante eventos como la Semana Europea de la Movilidad. Un ejemplo destacado es el programa STARS (*Sustainable Travel Accreditation and Recognition for Schools*), implementado en varias ciudades europeas (Madrid, Londres, Bruselas, etc.). Este programa involucra a alumnos de primaria y secundaria, junto con padres y profesores, en actividades para ir al colegio a pie o en bicicleta en lugar de en coche (DGT, 2022). En Madrid, el proyecto STARS (2014-2017) logró una alta participación en 48 centros escolares (encuestando ~8.000 estudiantes) y fomentó la creación de “bicibuses” (caravanas de niños en bici acompañados por adultos) y “pedibuses” (grupos a pie) para ir al colegio. Según sus coordinadores, se alcanzó un cambio modal significativo reduciendo el uso del coche en los desplazamientos escolares, cumpliendo los objetivos ambientales de ahorro de emisiones y menos tráfico alrededor de los colegios (Civitas, 2025). De hecho, se observó que las escuelas con mayor participación en actividades como bicibuses obtuvieron mejores resultados en la reducción de viajes en coche. Otro caso es el programa “*Protegitim les Escoles*” en Barcelona, una iniciativa municipal surgida tras campañas comunitarias (como la Revuelta Escolar de familias). Su objetivo es pacificar los entornos escolares, limitando o prohibiendo el tráfico frente a las escuelas para mejorar la seguridad y el aire que respiran los niños. Desde 2020 se han transformado las calles adyacentes a más de 200 escuelas (Equipamiento y Servicios Municipales, 2023). Un estudio preliminar (Valls, 2023) evaluó 8 escuelas y halló que en las calles con intervenciones de “calle escolar” (cierre total al tráfico en horarios de entrada/salida) el flujo de vehículos se redujo ~80–90 %. En consecuencia, la calidad del aire mejoró en todas las escuelas analizadas, con disminuciones de NO₂ entre 2 % y 7 % tras la pacificación del tráfico. Aunque la reducción porcentual de NO₂ es modesta, representa una mejora tangible en entornos donde la contaminación previamente superaba límites recomendados. Estas campañas escolares, además de reducir emisiones cerca de los colegios, tienen un efecto educativo: los niños se convierten en “embajadores” que transmiten hábitos sostenibles a sus familias y vecindario.
- **Campañas de concienciación pública multicanal.**
 - Desarrollar campañas informativas a través de medios tradicionales (prensa, radio, televisión) y digitales (redes sociales, blogs, vídeos, infografías) para **llegar a distintos segmentos de la población**.
 - Utilizar mensajes emocionales y **proporcionar datos claros sobre los beneficios de la movilidad sostenible y los riesgos del tráfico excesivo**, enfatizando tanto la salud como el medio ambiente.

- Distribuir folletos y **bonos de transporte público** en estaciones y paradas para incentivar su uso y familiarizar a los ciudadanos con las ventajas del transporte colectivo.
- **Formación y capacitación específica.**
 - Ofrecer talleres y cursos de **conducción ecológica** (*eco-driving*) y segura para conductores profesionales y particulares, utilizando simuladores de alta inmersión y recursos interactivos para cambiar hábitos de conducción. Un estilo de conducción **eficiente** evitando aceleraciones rápidas y frenazos bruscos reduce significativamente el consumo de combustible y las emisiones contaminantes a la atmósfera de NO_x, PM, y también de CO₂. Por ejemplo, mantener una velocidad constante en lugar de fluctuar entre 75-85 km/h puede reducir el consumo de combustible en un 20 % y las técnicas de conducción suave, como cambiar pronto de marcha y anticiparse al flujo de tráfico, pueden reducir las emisiones hasta un 25 % (CE, 2025). La conducción a velocidades óptimas (50-80 km/h) es la más eficiente en términos de consumo de combustible. Por ejemplo, conducir a 120 km/h consume un 20 % más de combustible que a 100 km/h (*Vehicle Certification Agency*, 2023). Así mismo, reducir el ralenti, apagando el motor durante paradas prolongadas, evita el consumo innecesario de combustible y las emisiones (EPA, 2024b). Por tanto, entre las principales técnicas de conducción para reducir las emisiones están, anticiparse al tráfico, desacelerar por inercia en lugar de frenar, hacer un uso eficiente de las marchas, evitando el exceso de revoluciones, reduciendo el esfuerzo del motor y, cuando se pueda, utilizar el control de crucero en autopista, ya que ayuda a mantener una velocidad constante, optimizando la eficiencia del combustible. Un estudio de Coloma et al. (2020) demostró que las técnicas de conducción ecológica fueron muy eficaces para reducir el consumo de combustible y las emisiones de CO₂, tanto en las grandes ciudades congestionadas como en las pequeñas, con valores de ahorro de entre el 5 % y el 12 %. Por otra parte, Ng et al. (2021) obtuvieron resultados cuantitativos de la reducción de emisiones tanto en conductores experimentados como inexpertos, con reducciones del consumo de combustible y de las emisiones de NO, NO₂ y hollín entre un 5-6 %, 56-65 %, 39-50 % y 19-35 %, respectivamente, con el dispositivo de seguridad ecológica a bordo.
 - Realizar acciones de e-learning y **formación continua en empresas** y organizaciones, fomentando la adopción de planes de movilidad y la prevención de accidentes laborales viales.
- **Incentivos y recompensas para conductas sostenibles.**
 - Implementar programas de **incentivos económicos** para quienes optan por modos de transporte sostenibles, como el transporte público, la bicicleta o caminar, siguiendo ejemplos innovadores de ciudades europeas.
 - Ofrecer **bonificaciones**, descuentos o premios canjeables en comercios locales a usuarios que reduzcan el uso del coche privado.
 - Informar, en ambos casos, a posteriori sobre los beneficios conseguidos con los cambios adoptados, en calidad del aire y en salud por reducir sedentarismo, para conseguir una retroalimentación positiva.

- **Participación ciudadana y colaboración multisectorial.**
 - **Involucrar a asociaciones vecinales, colectivos ciclistas** y empresas en el diseño y ejecución de las campañas, permitiendo que la ciudadanía proponga mejoras y participe activamente en la transformación de la movilidad urbana.
 - Promover la figura de “guías pedestres” y voluntarios para acompañar a escolares en rutas seguras, fomentando la cohesión social y la seguridad.
- **Dar ejemplo desde la administración y el sector empresarial.**
 - **Impulsar el uso de la bicicleta y el transporte público** entre el personal municipal y empresarial, para que sirvan de modelo a seguir por el resto de la ciudadanía.
 - Implementar **planes de movilidad en empresas**, con acciones de sensibilización y formación para reducir los desplazamientos en coche y los accidentes laborales de tráfico.
 - Informar, en ambos casos, a posteriori sobre los beneficios conseguidos con los cambios adoptados, en calidad del aire y en salud por reducir sedentarismo, para conseguir una retroalimentación positiva.
- **Eventos y celebraciones temáticas.**
 - Participar en iniciativas como la **Semana Europea de la Movilidad**, organizando actividades, talleres, concursos y jornadas de puertas abiertas que visibilicen alternativas al coche privado y refuercen el mensaje de sostenibilidad.

Estas estrategias, combinadas y adaptadas al contexto local, permiten crear una cultura de movilidad responsable, reducir el tráfico rodado y mejorar la calidad de vida urbana. La clave está en la continuidad, la creatividad en los mensajes y la implicación de todos los actores sociales.

5.5. Rediseño urbano

El diseño urbano tiene como función no únicamente gestionar la ubicación de las edificaciones en la ciudad, sino que pretende articular los espacios que las relacionan, mejorando la comodidad y seguridad de sus ciudadanos mediante la creación de espacios de encuentro como son plazas o parques, entre otros (Universidad Europea, 2023, López de Lucio, 1986)

La creación de estos espacios tiene como objetivo no únicamente la modificación del medio físico, sino generar un impacto positivo en la salud física y mental de las personas. Para ello, el diseño urbano utiliza diversas estrategias, como la creación de espacios naturales, que fomenten la movilidad activa, lo que se traduce en una disminución de los niveles de estrés de sus usuarios (Bratman et al. 2019) o articulación de espacios naturales que promuevan la interacción social, mejorando las funciones cognitivas y la salud mental de las personas (White et al. 2019).

Igualmente, la articulación de entornos que favorecen la movilidad activa e incentivan mediante el diseño la utilización de medios de transporte blandos tiene un impacto directo en la reducción del sedentarismo de la población y, por consiguiente, en la mejora de su salud física (Mueller et al., 2015). Por lo tanto, introducir estrategias de diseño urbano que integre el medio natural, urbano y las infraestructuras de movilidad es esencial para afrontar los retos derivados del rápido crecimiento urbano y la creciente presión sobre los recursos naturales (Van Heerden et al. 2020).

Un examen exhaustivo de las prácticas de construcción sostenible (como la utilización de energías renovables, los materiales ecológicos y las tecnologías energéticamente eficientes) y sus efectos en las comunidades en el marco del diseño urbano de Parekh & Smith (2024) muestra que la aplicación de estas prácticas no sólo minimiza el impacto ambiental de los desarrollos urbanos, sino que también refuerza la resiliencia del entorno construido y pueden mejorar el espíritu comunitario, elevar la calidad de vida de los residentes y apoyar la equidad social. Implementar estrategias que promuevan un desarrollo urbano más sostenible y equitativo no solo mejora la calidad del aire y la salud humana, sino que también fortalece la cohesión social y la eficiencia del transporte, y ayuda a las comunidades a reducir su huella ecológica y fomentar espacios urbanos más sanos, resistentes e integradores. Es por ello que en los últimos años se tiende hacia un urbanismo sostenible con espacios que atiendan a las necesidades sociales de sus habitantes y que tenga un menor impacto medioambiental. Un estudio de Ramos-Vidal & Domínguez de la Osa (2024) para determinar el efecto que las características físicas de los espacios públicos y su calidad percibida tienen sobre el sentido de comunidad de los residentes sugieren que la calidad percibida de los espacios públicos ejerce efectos positivos moderados sobre el sentido de comunidad, al igual que la posibilidad de ir andando a los espacios públicos del barrio. Por lo tanto, el diseño de espacios públicos que faciliten la interacción social es el principal factor para mejorar el sentido de comunidad, y justificarían el diseño de espacios públicos y entornos construidos que favorezcan las relaciones interpersonales entre los residentes, y que sirvan como contextos para la socialización y la participación comunitaria mediante, por ejemplo, a través de eventos culturales y recreativos.

En la Tabla 5.15 se presentan algunas de las principales medidas para transformar las ciudades en entornos más habitables y accesibles, recogidas en cuatro estrategias conectadas y dependientes, que se desarrollarán con más detalle en los puntos siguientes.

Tabla 5.15. Medidas para transformar ciudades.

ESTRATEGIA	ACCIONES CLAVE	FACTIBILIDAD	ACEPTACIÓN SOCIAL
Aumentar distancia ciudadano-carretera	Implementación de rutas escolares seguras, ampliación de aceras, reducción de carriles de tráfico en entornos educativos y residenciales, y creación de barreras verdes entre peatones y carreteras, etc.	Media: requiere planificación urbana y reestructuración del espacio vial, pero puede adaptarse progresivamente.	Alta: generalmente bien aceptado por familias y comunidades, aunque puede generar oposición por parte de conductores.
Planificar barrios densos de usos mixtos	Facilitar el acceso a servicios esenciales sin necesidad de coche mediante su descentralización.	Media: implica planificación y descentralización, con costos significativos.	Media: beneficios claros, pero puede aumentar desigualdades si no se implementa equitativamente.
Ecologización del entorno urbano	Implementación de supermanzanas urbanas y calles verdes. Creación de corredores ecológicos y zonas de acceso restringido.	Media: inversión elevada en urbanismo.	Media-Baja: puede generar resistencia en grupos con mayor dependencia del automóvil y afectar a personas con menos recursos si implica renovar el vehículo.
Impulso del transporte activo	Desarrollo de una red de carriles bici seguros y conectados. Peatonalización de calles y mejora de accesibilidad.	Alta: requiere inversión moderada en infraestructura, pero es viable en la mayoría de las ciudades.	Alta: generalmente bien recibida, aunque puede generar conflictos con conductores.

5.5.1. Distancia ciudadano - vía de tráfico

Los estudios coordinados por la OMS en Europa (REVIHAAP) han establecido que vivir a menos de 100 m de carreteras principales incrementa el riesgo de enfermedades respiratorias y cardiovasculares, especialmente en niños (OMS, 2013), por lo que aumentar la distancia entre el lugar donde viven, trabajan o estudian los ciudadanos y estas vías ayuda a mejorar la calidad del aire ya que, se produce dispersión de contaminantes y un rápido descenso de la concentración de los mismos (Tabla 5.16), y esto repercute positivamente en la salud de las personas. Los modelos y los datos empíricos muestran que la disminución más drástica de la concentración de contaminantes se produce en los primeros 20-100 metros desde la carretera, después de lo cual los niveles se aproximan a las concentraciones de fondo (EPA Victoria, 2006).

Tabla 5.16. Reducción de contaminantes por distancia a carreteras principales (Mattahios, 2024; EPA Victoria, 2006).

Distancia desde la carretera principal	Reducción de PM2.5	Reducción de NO2	Reducción de BC
>3km	63 %	35 %	22 %
100 m	Hasta 60 %	Fuerte descenso	Significativo

*Varía según el contaminante y las condiciones locales.

Para aumentar la distancia entre las zonas habitadas y las vías con alta densidad de tráfico, es necesario replantear el diseño urbano, alejando escuelas, hospitales, residencias de mayores y áreas residenciales de las principales arterias viales. Otras acciones efectivas, más fáciles de aplicar, consisten en incorporar elementos naturales y artificiales —como jardines, muros verdes o parques— que actúen como barreras frente a la contaminación del aire (Mattahios, 2024; Gustaffson, 2022). Por ejemplo, la plantación de árboles en las calles, actuando como zonas verdes de amortiguación, producen una reducción significativa de las concentraciones de PM_{2.5} (Kim et al., 2017).

Un ejemplo ilustrativo es el de Utrecht, en los Países Bajos, donde se han planificado barrios de baja accesibilidad vehicular, priorizando áreas verdes que sirven de separación entre carreteras y viviendas (Network Nature, 2023). También se han limitado los flujos de tráfico en torno a escuelas, centros sanitarios y espacios recreativos infantiles. Es fundamental que los recorridos peatonales, ciclovías y caminos escolares se diseñen evitando el contacto directo con el tráfico.

Este enfoque es coherente con la evidencia recogida en ciudades como Toronto, donde se ha identificado que las zonas de mayor exposición a la contaminación del tráfico se extienden entre 100 y 500 metros desde las vías principales, dependiendo del volumen vehicular. Las autoridades locales han delimitado franjas de amortiguamiento para evitar la ubicación de escuelas y centros sensibles en esos entornos (Bell et al., 2017).

De forma similar, en California, las guías estatales desaconsejan construir escuelas a menos de 150 metros de autopistas con más de 100.000 vehículos diarios, ya que en los primeros 100 metros las concentraciones de contaminantes como BC o UFP pueden superar entre un 60 % y un 80 % los niveles de fondo urbano (Zhu et al., 2002; EPA, 2023).

Estas acciones urbanísticas no solo mejoran la calidad del aire, sino que generan entornos más saludables para niños y otros colectivos sensibles. La evidencia científica ha mostrado cómo la proximidad al tráfico influye directamente en la exposición a contaminantes como el BC y las UFP, tanto en patios escolares como dentro de las aulas (Reche et al., 2014; 2015b; Amato et al., 2019). Así, los centros educativos rodeados de más vegetación y menos superficie vial podrían presentar menores niveles de estos contaminantes, lo que apunta a un posible efecto protector del entorno urbano verde sobre la exposición (Figura 5.18).

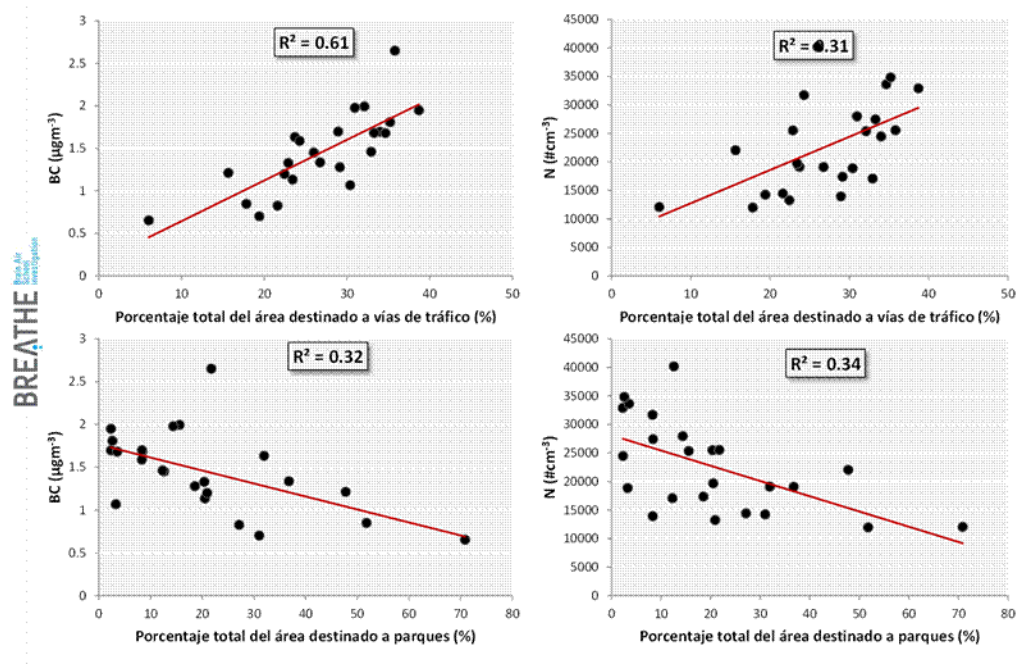


Figura 5.18. Correlación entre los niveles medios de BC y las concentraciones de partículas ultrafinas en diferentes distritos de la ciudad de Barcelona y el porcentaje de superficie destinada a la red viaria y a parques. Datos Reche et al. (2014, 2015b).

El trabajo de Amato et al. (2019) muestra que la concentración de BC (trazador del hollín emitido por vehículos diésel) disminuye notablemente con la distancia al tráfico, aunque este descenso varía según el tipo de vía y el diseño urbano (Figura 5.19). Los resultados muestran que como media en una ciudad se ha de alcanzar 25 m de distancia al borde de la vía de tráfico para reducir la concentración de BC un 50 %, con un alto rango de variación según la geometría de la calle. En muchas calles a 7 m se consigue una reducción muy marcada. Las conclusiones apuntan a la necesidad de ubicar carriles bici, caminos escolares, centros de educación, centros de atención médica, y parques de juego, entre otros, lejos de las carreteras, emplear barreras vegetales para reducir la exposición. La reurbanización de los ejes de planificación con mejoras de la red de transporte público (Abilov et al., 2021) tienden a reducir las emisiones globales de contaminantes (Tabla 5.17).

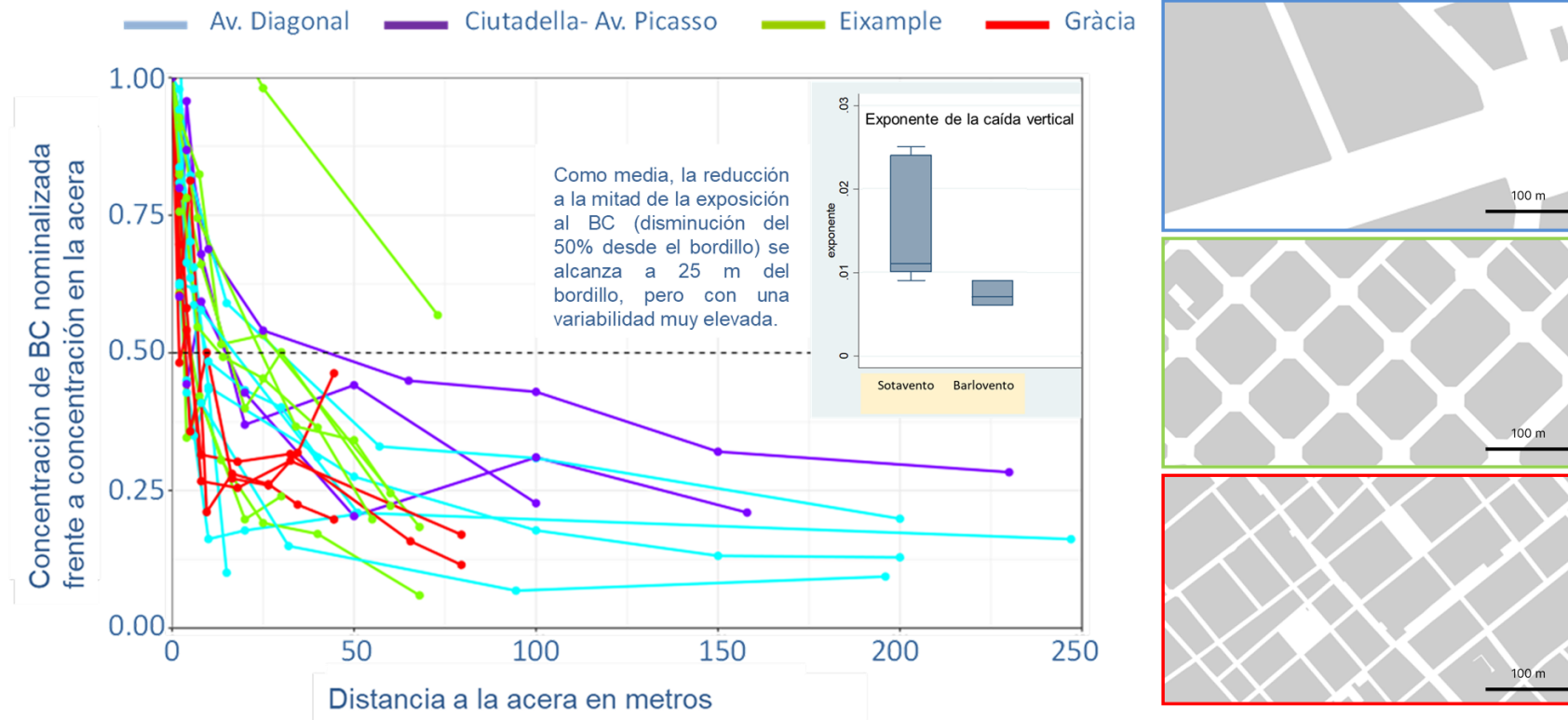


Figura 5.19. A la izquierda, se observa que, en promedio, la reducción a la mitad de la exposición al BC (un 50 % menos respecto al bordillo) se alcanza a una distancia de 25 metros, aunque con una variabilidad muy elevada. A la derecha, se presentan los resultados desglosados por tipología urbana: en carreteras abiertas de alto tráfico (línea azul), la reducción del 50 % se alcanza a 32 metros y la concentración de fondo a 80 metros; en cañones urbanos (línea verde), la reducción del 50 % se produce a 26 metros y la concentración de fondo a 49 metros; y en centros históricos (línea roja), la reducción del 50% se logra a 22 metros, alcanzándose la concentración de fondo a 56 metros. Fuente: Amato et al. (2019).

Tabla 5.17. Estrategias urbanas y su efecto en la calidad del aire.

Tipo de estrategia	Cambio en Calidad del Aire	Referencia
Ampliación de carreteras	Aumento niveles PM2.5	Wang and Zhong, 2023
Estrecha red de calles y pequeñas manzanas con tráfico reducido	Descenso de PM2.5	Wang et al., 2017
Urbanismo denso con tráfico reducido y transporte público desarrollado	Descenso de PM2.5	Lee, 2019
Optimización del viario urbano interior para mejorar la distribución del tráfico	Reducción emisión contaminantes	Monzón et al., 2007
Desarrollo policéntrico con múltiples núcleos urbanos que reducen desplazamientos concentrados	Mejora calidad aire	Perera, 2006
Desarrollo de nuevos ejes de planificación y red de transporte	Reducción en densidad de emisiones	Abilov et al., 2021

Otra intervención efectiva es la implantación de caminos escolares y carriles bici protegidos, diseñados teniendo en cuenta el comportamiento del aire en cada calle. Estos pueden reducir significativamente la exposición de peatones y ciclistas (Figura 5.20).

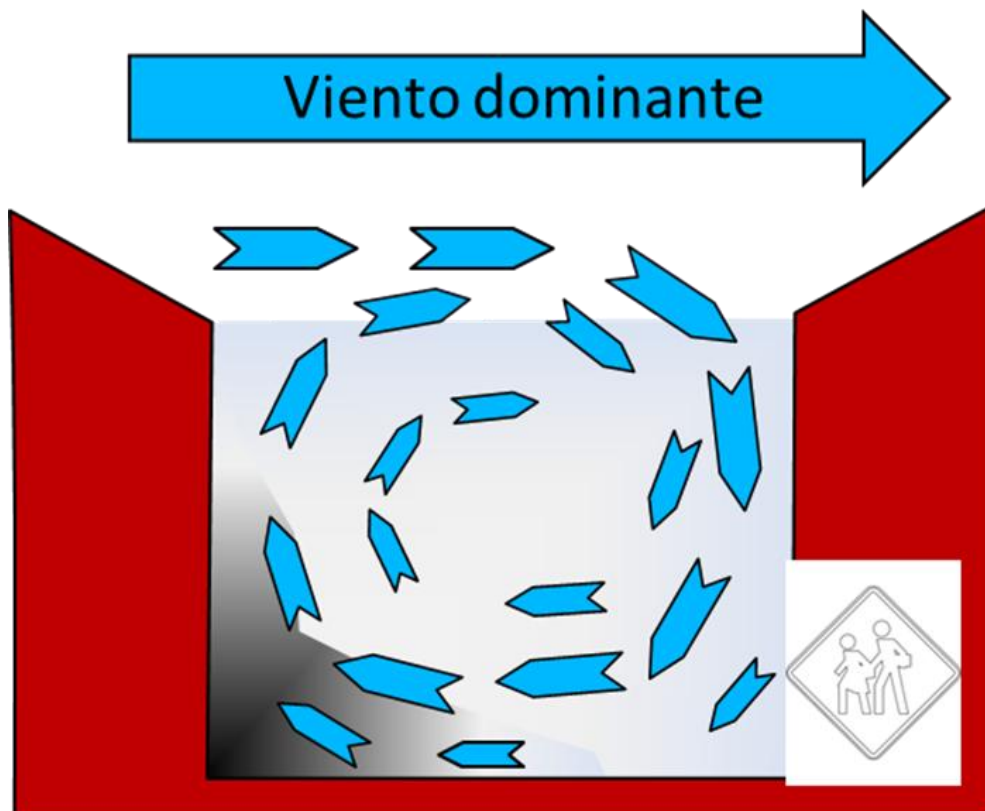


Figura 5.20. Modelo idealizado de desplazamiento de la contaminación en una calle con tráfico y viento perpendicular, mostrando las ventajas de ubicar el camino escolar verde o carril bici en la parte derecha.

Así, las estrategias de mitigación más eficaces combinan dos enfoques fundamentales:

- **Descongestionar** zonas sensibles: reducir el tráfico en los alrededores de escuelas, centros de salud, geriátricos, parques infantiles y deportivos. Esto puede lograrse mediante peatonalizaciones, ampliación de aceras, incorporación de vegetación, reubicación de paradas de autobús o zonas de carga, disminución de carriles o velocidad, y ubicación periférica de los aparcamientos. Es imprescindible planificar estas intervenciones tras una previa reducción del tráfico general para evitar desplazamientos del problema a otras áreas. Además, deben aplicarse con criterios de equidad territorial, alcanzando también a barrios con menos recursos.
- **Planificación** urbana preventiva: evitar construir nuevas instalaciones frecuentadas por población vulnerable cerca de vías principales, optando por ubicaciones con menor carga vehicular.
- **Crear caminos escolares y carriles bici** siguiendo los criterios de incremento de distancia al tráfico rodado y la relación con el viento predominante expuestos anteriormente (Amato et al., 2019).

El estudio de Rivas et al. (2018) refuerza muchas de las medidas anteriores y añade otras de aplicación sencilla con gran impacto positivo, como:

- Fomentar la **concienciación** sobre los riesgos de la contaminación del aire, promoviendo el uso del transporte público y modos activos de desplazamiento.
- Controlar la **ventilación** en las aulas, evitando abrir ventanas en momentos de alta contaminación exterior. Aunque ventilar es importante para reducir la carga de contaminantes interiores, se debe hacer fuera del horario lectivo o cuando la calidad del aire lo permita, sobre todo si las aulas están orientadas hacia calles muy transitadas.
- Facilitar la **movilidad activa** mediante transporte escolar colectivo, aparcamientos para bicicletas y entradas escalonadas.
- Realizar la **limpieza de las aulas** tras la jornada escolar con ventilación adecuada y productos respetuosos con la salud.
- **Sustituir** periódicamente la **arena en patios** sin pavimentar **por otras limpias**, dado que estos contribuyen notablemente a la presencia de PM2.5 por resuspensión de polvo. Según Amato et al. (2014), las concentraciones en patios sin pavimentar pueden ser hasta seis veces superiores a las de patios pavimentados, y este efecto se traslada también al interior de las aulas. Las arenas a lo largo del tiempo se hacen más finas y afectan al PM2.5, y además acumulan contaminantes por depósito atmosférico seco y húmedo.

Es necesario enlazar esta medida de rediseño urbano con la necesidad de incorporar modelos de ciudades -y partes de la ciudad- densos, accesibles y de usos mixtos, que permitan el desarrollo de la vida diaria de la ciudadanía en proximidad.

5.5.2. Planificar barrios densos y de usos mixtos

La urbanística, como disciplina, surge por la necesidad de definir instrumentos y herramientas que velen por el buen funcionamiento de la ciudad y el bienestar general de su población (Fariña et al., 2019). Ya a mediados del siglo XIX, Ildefons Cerdà se refería a la ciudad como un “organismo vivo que cumplía determinadas funciones y proponía una novedosa idea de ciudad en base a la dialéctica establecida entre el espacio privado o intervías (las manzanas) y el espacio público (las vías de circulación)” (García González, 2020). En La Teoría General de la Urbanización (1859), Cerdà

defendía la necesidad de regular la ubicación de estas funciones con el fin de garantizar el cubo de aire atmosférico adecuado para la población (Grau i Fernández, 2010), entendiéndose este como una porción de espacio libre por individuo resultante de la correcta distribución de los usos en el espacio y su descongestión en el centro urbano fruto de una visión higienista del planeamiento urbano.

Es por todo lo anterior que el urbanismo reconoce el interés general por encima del individual y ha establecido herramientas, como la clasificación de suelos o la expropiación de los mismos con el objetivo de promover un consumo de suelo no únicamente racional, sino que sea coherente con los objetivos de bienestar del conjunto de la comunidad que lo habita.

Pese a que esta ordenación de funciones ha utilizado una clasificación restrictiva de los usos permitidos en polígonos muy definidos, en tiempos más recientes, la revalorización de la proximidad ha resurgido en el debate internacional gracias a conceptos como la “ciudad de 15 minutos”, la “ciudad de los 20 minutos” o las propuestas de “cronourbanismo” que, promovidas por gobiernos y organismos internacionales (UN-Habitat, 2023), se han posicionado para influir directamente en las políticas urbanas contemporáneas (Lamíquiz et al., 2022).

Esta revalorización de la proximidad ha permitido la adopción de modelos que plantean la reorganización del espacio urbano basado en la accesibilidad a pie o en bicicleta a lo que denominan funciones urbanas esenciales (Moreno, 2024) y la misma ha comenzado a traducirse en transformaciones concretas del espacio urbano que buscan generar impactos positivos en ámbitos como la movilidad, confort, cohesión social o dinamismo económico (Moreno et al., 2021) y que se detallan en la Tabla 5.18.

Tabla 5.18. Mejoras de los barrios densos y de usos mixtos en el ámbito social, económico y medioambiental (Moreno et al., 2021).

MEDIO AMBIENTE	SOCIAL	ECONÓMICO
Mayor accesibilidad	Aumentar la seguridad	Proximidad empleo-vivienda
Reducción de la dependencia del automóvil	Participación	Reducción del coste de la asistencia sanitaria
Reducción de las emisiones de GEI	Comunidad inclusiva y equitativa	Reducción de la demanda de aparcamiento
Mejora la transitabilidad	Mayor cohesión	Desajuste entre empleo y cualificaciones
Descentralización de los servicios urbanos	Fomento de los encuentros sociales	Aumento de la productividad
Subsanar las deficiencias espaciales y temporales en el acceso a los servicios urbanos	Desplazamientos diarios más cortos	Apoyo a la economía local
Relleno y desarrollo de zonas industriales abandonadas	Reducción de los accidentes de tráfico	Costes de transporte mínimos
Actividad física complementaria	Sentido del lugar	Viviendas asequibles
Protección de la agricultura y las tierras rurales		Reducción de la cadena de suministro
Aumento de los espacios verdes		

Además de su impacto ambiental y social, el modelo contribuye a una planificación urbana mejor preparada para afrontar los efectos del cambio climático, al reducir la huella de carbono asociada a la movilidad y fomentar la autosuficiencia energética y alimentaria en proximidad. La implementación de estos modelos de proximidad se ha presentado como catalizadora de procesos de regeneración urbana y reequilibrio territorial (SanVicens, 2024b) pero también conlleva una serie de desafíos que han generado amplios debates en el ámbito urbanístico y social (Lamíquiz et al., 2024; Baker & Weedon, 2023; Ajuntament de Barcelona, 2020). La Tabla 5.19 enumera algunos de los principales desafíos de estos modelos con algunas de las contramedidas teóricas que permitirán una implementación más eficiente y distribuida de los mismos.

La conversión de los tejidos urbanos existentes para su evolución a entornos densos, compactos, mixtos y dinámicos requiere de una serie de modificaciones de diversa escala, tanto en función de su estado actual como en función de los agentes o del tipo de medidas a implementar.

En primer lugar, es básico que los organismos responsables ejerzan la inversión necesaria para asegurar la disponibilidad de dotaciones urbanas básicas a la totalidad de su población: educación, atención sanitaria, cultura, etc. a una escala comunitaria. Por ejemplo, la Modificación del Plan General Metropolitano de Barcelona en relación con los equipamientos (AMB, 2023) actualiza y refuerza la regulación de los espacios con destino de uso de equipamiento para asegurar la prestación adecuada de servicios.

Por otro lado, es necesario modificar la regulación necesaria que fomente la implantación de una amplia diversidad de actividades, desarrollando entornos con una elevada presencia de suelos de uso mixto que permitan la reducción de los tiempos de trayecto a su población, haciendo posible la resolución de la movilidad diaria en un entorno de proximidad. Esta regulación debe ir acompañada de una serie de incentivos, por parte de las administraciones públicas, que modifiquen las dinámicas de hipercentralidad de las grandes urbes y promuevan la aparición y atracción de usos necesarios, que aporten las dotaciones que garanticen la centralidad -esto incluye la inserción de Oficinas de Atención Ciudadana y espacios de gestión administrativa- o que favorezcan la utilización de locales en plantas bajas para la creación de espacios colectivos -comercios o servicios, pero también espacios compartido o de encuentro-.

Así mismo, se puede potenciar el uso compartido y flexible de espacios tanto públicos como privados. Por ejemplo, permitir que en los edificios de titularidad municipal (como los patios de las escuelas públicas), dado que los fines de semana están vacíos, se puedan realizar actividades deportivas u organizar eventos culturales; en el caso de negocios privados, si su actividad es de tarde o nocturna, podrían habilitar ese espacio para uso diurno, generando así espacios de trabajo ocasionales compartido y repartido en el tiempo, que además ayude a reducir los costes de mantenimiento del local. Se debería tender a explotar al máximo los usos del barrio para abastecer a su población con servicios en proximidad.

Tabla 5.19. Desventajas y soluciones de las ciudades de 15 minutos.

DESAFÍO	DESCRIPCIÓN	POSIBLE SOLUCIÓN
GENTRIFICACIÓN	El aumento en la calidad de vida y la accesibilidad de los barrios puede incrementar el precio de la vivienda, desplazando a los residentes originales.	Implementar políticas de control de alquileres, viviendas sociales y subsidios para evitar el desplazamiento de la población vulnerable.
SEGREGACIÓN SOCIOESPACIAL	La autosuficiencia de los barrios podría intensificar la separación entre comunidades con diferentes niveles socioeconómicos, reduciendo la diversidad social.	Diseñar políticas de inclusión, incentivando una distribución equitativa de los servicios y promoviendo el acceso a vivienda asequible en todas las áreas.
DIFICULTADES EN LA IMPLEMENTACIÓN	Adaptar ciudades ya consolidadas a este modelo requiere inversiones significativas y una planificación urbana meticulosa.	Fases progresivas de implementación con planes piloto y financiamiento público-privado para minimizar costos iniciales.
LIMITACIONES EN EL EMPLEO	No todas las profesiones pueden ofrecerse dentro de un radio de 15 minutos, lo que puede generar desigualdad en el acceso al trabajo.	Mejorar la conectividad de transporte público eficiente entre los barrios y fomentar el teletrabajo en sectores donde sea posible.
RESISTENCIA AL CAMBIO	Algunos ciudadanos y comerciantes pueden resistirse a las restricciones al tráfico de automóviles y a la redistribución del espacio urbano.	Campañas de concienciación, participación ciudadana en la planificación y períodos de prueba antes de cambios definitivos.
DESAFÍOS EN LA MOVILIDAD	Si bien se fomenta el uso de transporte activo (bicicleta, caminar), algunas personas con movilidad reducida pueden verse afectadas.	Garantizar infraestructura inclusiva con accesibilidad universal, transporte público eficiente y espacios adaptados para todas las edades y capacidades.
SOSTENIBILIDAD ECONÓMICA DEL COMERCIO LOCAL	Frecuentemente hay quejas sobre que la peatonalización podría afectar negativamente a ciertos negocios que dependen de clientes externos a la comunidad. Por lo general el efecto final es el contrario.	Mostrar ejemplos de peatonalizaciones anteriores para ver el efecto positivo en comercios.
MARCO REGULATORIO	Los planes de ordenación urbana actualmente clasifican las actividades de forma generalista y tienen dificultades normativas para discriminar de forma precisa los usos a desarrollar.	Redactar planes de ordenación urbana que definan con mayor precisión la disposición y compatibilidad de usos en los distintos puntos de la ciudad (Lamiquiz et al., 2024)
PRECIO DEL SUELO	La distancia que separa muchos usos interdependientes en las ciudades responde al coste del suelo que cada actividad puede soportar.	Desde los planes de ordenación urbana clasificar suelos para actividades esenciales, y revisar la planificación en la ciudad consolidada para realizar las expropiaciones necesarias.

El aparcamiento en superficie gestionado por administraciones públicas, ya sea gratuito o de pago, (con un precio menor al aparcamiento privado) actúa como incentivo a la propiedad y uso del vehículo privado por parte de los residentes (Wilson et al., 1990; Guo, 2013; Karjalainen et al., 2021, Narayanan et al., 2024). Es por ello que paralelamente a las políticas de desincentivo del vehículo privado, se recomienda sustraer paulatinamente los espacios destinados a este, no utilizados o con menor intensidad, con el objetivo de recuperar espacio público para el uso comunitario y evitar que estos puedan ser un reclamo para nuevos vehículos. Estos nuevos espacios pueden ser destinados a la ampliación de aceras, la creación de infraestructuras seguras para ciclistas o la incorporación de zonas verdes y estancias que fomenten la vida comunitaria y el confort urbano.

Es necesario permitir a través de regulaciones urbanísticas transformar el uso de los aparcamientos infrautilizados para que acojan otras funciones en la ciudad, como por ejemplo convertirse en centros de consolidación de última milla para los que hoy muchas ciudades necesitan obtener espacio.

Como se muestra en la Tabla 5.20 (casos de estudio), diversas ciudades han desarrollado estrategias urbanas alineadas con el incentivo de la movilidad activa y la planificación de los usos cotidianos, obteniendo resultados destacados.

En París, las diversas políticas puestas en marcha, que han combinado regulaciones en favor de la movilidad activa y desincentivando la movilidad motorizada, con la modificación de la regulación del suelo y la puesta en marcha de diversas iniciativas en favor de la descentralización de servicios públicos, han contribuido a la disminución del 45 % del tráfico entre 2011 y 2022, así como una reducción de aproximadamente el 40 % en los niveles de NO_x (EEA, 2019b).

En Gante, el enfoque de ciudad compacta y las diversas medidas de movilidad han logrado una reducción del 17 % en el tráfico motorizado y un aumento del 50 % en el uso de la bicicleta. A nivel ambiental, se ha registrado una disminución del 18 % en los niveles de NO₂, gracias a, entre otros, la reconfiguración de la circulación, la ampliación del espacio peatonal y medidas como el refuerzo del transporte público y los aparcamientos disuasorios (VMM, 2018; Eurocities, 2024).

Milán ha comenzado a aplicar el enfoque de ciudad de 15 minutos a través del programa *Mi15 – Spazi e servizi per Milano a 15 minuti*, destinado a fomentar la descentralización de servicios esenciales y fortalecer la economía de proximidad a escala barrial (Comune di Milano, 2024). Además, medidas como la implantación de la zona de tráfico restringido “Area C” han permitido reducir de forma significativa la circulación en el centro histórico y mejorar la calidad del aire urbano.

Por su parte, Melbourne (Australia) incorporó la idea de “20-minute neighbourhoods” en su plan metropolitano para fomentar suburbios autosuficientes, menos dependientes del coche (Jiang & Ma, 2025). Portland (EE.UU.) ha promovido iniciativas de barrios completos con servicios próximos, aunque su impacto ambiental documentado aún es limitado (Simon, 2022).

Todas estas medidas de fomento de modelos urbanos densos y mixtos deben ir acompañadas de estrategias que garanticen la ampliación y el mantenimiento de la calidad de la infraestructura verde de las ciudades, en paralelo a las estrategias de recuperación de espacio peatonal, de forma que, en vez de priorizar el tráfico de vehículos que ha caracterizado el desarrollo de las ciudades en el siglo

XX, se ponga en el centro el desarrollo de espacios públicos, colectivos, amables y vibrantes que garanticen el bienestar de la sociedad en su conjunto.

5.5.3. Ecologización de espacios

La ecologización del entorno urbano ha emergido como una estrategia fundamental para el desarrollo de ciudades amables, climáticamente resilientes, que sean capaces de responder a la pérdida de biodiversidad y que apoyen el avance de los objetivos y metas de desarrollo sostenible (ODS; Kumar et al. 2025).

Ésta implica la progresiva introducción de flora en las ciudades mediante la puesta en marcha de diversas políticas, iniciativas y diseños que incrementen la vegetación en el paisaje urbano (Eisenman, 2015), lo que implica una profunda transformación de infraestructuras dominadas por el tráfico motorizado a espacios más seguros, atractivos y saludables para la ciudadanía.

Esta transformación involucra la paulatina ocupación de espacios tradicionalmente destinados a la infraestructura viaria, así como la naturalización de calles y plazas con vegetación y elementos que favorezcan el confort climático y la calidad del aire (Holm Pedersen, 2025).

Es fundamental que esta transformación implique, de forma inherente, una reducción global del tráfico motorizado, pues si no se acompaña este rediseño de una estrategia eficaz de reducción del volumen total del tráfico y de la mejora en su eficiencia ambiental, existe el riesgo de trasladar las problemáticas ambientales a nuevas áreas.

En este sentido, incrementar la separación funcional y física entre las emisiones debidas al tráfico motorizado y la ubicación de las actividades diarias, especialmente en zonas sensibles como escuelas, centros de salud, áreas de juego o instalaciones deportivas se presenta como una estrategia fundamental que no sólo reduce la exposición a contaminantes atmosféricos, sino que estimula y refuerza paulatinamente la movilidad activa, permitiendo reducir la infraestructura viaria para generar espacios que promuevan esta movilidad.

Por otro lado, la vegetación urbana, como árboles, arbustos y espacios verdes, puede contribuir a reducir la contaminación atmosférica en las ciudades, pero la eficacia, la escala e incluso la dirección de su impacto dependen en gran medida del contexto y a veces son limitadas. Por ejemplo, Klingberg et al. (2017) observaron en los parques urbanos y las zonas verdes una reducción del NO₂ y los HAPs en comparación con los lugares sin vegetación. Por otro lado, Pugh et al., 2012 observaron que, en los cañones de las calles, los muros verdes produjeron reducciones de hasta el 40 % en NO₂ y del 60 % en PM, mientras que Deshmukh et al., 2019 observaron que las plantaciones densas en los bordes de las carreteras redujeron las UFP en un 50 % y el BC en un 27 %.

Sin embargo, la magnitud de la reducción de contaminantes depende de varios factores, como:

- La **configuración de la vegetación**: Nemitz et al. (2020) informaron de reducciones de PM (del 1 % al 10 %) y de gases (del 30 % en el caso del SO₂, del 24 % en el del NH₃ y del 15 % en el del O₃) cuando la vegetación cubría una amplia zona urbana.
- La **morfología y el diseño urbanos**: Bonn et al. (2016) constataron un descenso del 33 % en las concentraciones de PM y de aproximadamente el 18 % en los niveles de O₃ en zonas arboladas, mientras que las simulaciones de Tong et al. (2016) sugieren que una cobertura completa del

suelo al dosel (con una densidad de área foliar de al menos 3,0 m²/m³) puede producir reducciones significativas de PM a lo largo de las calzadas.

- Las **condiciones estacionales y climáticas**: los estudios realizados en climas septentrionales (Setälä et al., 2013) o con variaciones estacionales de hojas encendidas/hojas apagadas (Klingberg et al., 2017; Salmond et al., 2013) señalan que los beneficios podrían ser menos pronunciados en determinadas condiciones.

Entre los **factores que influyen en la eficacia de la vegetación** urbana para mitigar la contaminación atmosférica podemos encontrar:

- **Morfología urbana**: los cañones de las calles muestran un alto potencial de reducción de la contaminación con muros verdes al afectar al flujo de aire y a la dispersión de contaminantes (Pugh et al., 2012), mientras que en las zonas abiertas los efectos pueden ser más modestos.
- **Tipo de contaminante**: los diferentes contaminantes interactúan de manera diferente con la vegetación. Los metaanálisis y los estudios de campo muestran que la vegetación urbana puede reducir significativamente las concentraciones de PM, NO_x y SO₂, con reducciones medias que oscilan entre el 13,9 % y el 36,2 % para el NO_x, entre el 16,5 % y el 26,7 % para las PM y entre el 20,5 % y el 47,8 % para el SO₂ (Gong et al., 2023; Diener & Mudu, 2021). Sin embargo, la cantidad absoluta de contaminación eliminada es a menudo una pequeña fracción de las emisiones urbanas totales, normalmente menos de unos pocos puntos porcentuales (Patel, 2020).
- **Escala de aplicación**: las evaluaciones a escala urbana o nacional tienden a mostrar efectos más modestos en comparación con las intervenciones localizadas.
- **Variaciones estacionales**: Klingberg et al. (2017) y Salmond et al. (2013) destacan los diferentes efectos observados durante los periodos de entrada y salida de la hoja.
- **Clima**: en los climas más fríos o septentrionales, con estaciones de crecimiento cortas, la capacidad de eliminación de contaminantes de la vegetación urbana es menor (Setälä et al., 2013).
- **Características de la vegetación**:
 - La vegetación densa y las configuraciones con alta densidad de área foliar generalmente muestran una mayor reducción de la contaminación de hasta un 50 %. (Deshmukh et al., 2019; Tong et al., 2016).
 - El tipo de vegetación a usar dependerá de las características del entorno, ya que no es lo mismo los cañones de las calles que entornos más abiertos.
 - La distribución vertical de la vegetación es importante; algunos estudios sugieren que la cobertura completa desde el suelo hasta la parte superior del dosel es más eficaz (Tong et al., 2016). Sin embargo, las densas copas de los árboles en los cañones de las calles (calles estrechas flanqueadas por edificios altos) pueden restringir la ventilación, empeorando a veces la calidad del aire local al atrapar los contaminantes (Barwise & Kumar, 2020), en estos casos es mejor usar setos y vegetación baja.
 - Para la selección de la vegetación es muy recomendable evaluar el posible efecto en la población alérgica para evitar plantas con altas emisiones de polen alérgico. Además, es muy importante seleccionar plantas con bajas emisiones de COVs, pues estos pueden influir en la formación de O₃ troposférico y PM orgánico.

La combinación de vegetación con barreras sólidas puede ser especialmente eficaz para reducir las concentraciones de PM a favor del viento (Tong et al. (2016).

Un ejemplo de intervención urbana orientada a la ecologización del espacio público es el programa de Supermanzanas (*Superilles*) impulsado en Barcelona (Figura 5.21). Este modelo propone una reorganización del viario con el objetivo de obtener nuevo espacio para los peatones. La propuesta busca generar un entorno más saludable, seguro y justo, incrementando la presencia de vegetación y fomentando la economía de proximidad y las relaciones sociales. En estas áreas, los peatones y bicicletas tienen prioridad, y el tráfico motorizado se restringe a una velocidad máxima de 10 km/h. Según Rueda (2025), la implementación generalizada de este modelo en toda la ciudad permitiría liberar más del 70 % del espacio público, afectando al 15 % del tráfico urbano. Esta estrategia parte de un objetivo explícito: maximizar la recuperación de espacio público con la mínima reducción posible del tráfico rodado. Sin embargo, este enfoque, en según qué contexto, puede considerarse insuficiente frente a los retos actuales de calidad del aire y reducción de emisiones. Estudios recientes, como Ramos Velásquez et al. (2025), señalan que una reducción mínima del 25 % del tráfico es necesaria para lograr beneficios significativos en salud humana y sostenibilidad urbana. En este sentido, el modelo de supermanzanas puede ser percibido más como una estrategia de reorganización del coche que como una de su reducción efectiva.

Por otra parte, el proyecto de los **ejes verdes** (Figura 5.22), que actualmente complementa la estrategia de las supermanzanas, plantea una intervención más focalizada y ambiciosa. Su objetivo declarado es reducir el tráfico en un 25 %, priorizando la estancia, la interacción social y la renaturalización del espacio sin condicionar la intervención a una mínima afectación del vehículo privado. Esta iniciativa convierte calles concretas en entornos más habitables y sostenibles, con mayor presencia de vegetación y menor protagonismo del coche, alineándose de forma más clara con los escenarios recomendados de descarbonización urbana. El plan de ejes verdes de Barcelona ha mostrado cómo la transformación de una de cada tres calles en espacios con vegetación puede generar beneficios significativos para la salud humana (lungman et al., 2025). Gracias al aumento del 3,64 % en la cobertura de áreas verdes, se estima que se pueden prevenir 178 muertes prematuras al año debido a la mejora en la calidad del aire (Ramos Velásquez et al., 2025; Vidal Yáñez et al., 2023). Además, se ha evidenciado una reducción en la temperatura promedio de 0,05°C, con picos de hasta 0,42°C en ciertas áreas, lo que contribuye a disminuir el estrés térmico urbano y mejorar la calidad de vida en la ciudad. Sin embargo, los resultados también sugieren que, para maximizar los beneficios en la reducción del calor urbano, es necesario combinar la infraestructura verde con otras estrategias como el uso de techos fríos y pavimentos permeables.



Figura 5.21. Supermanzanas (Rodríguez-Rey et al., 2022). Vista de la intersección entre las calles Consell de Cent y Rocafort, en la ciudad de Barcelona (Pauné, 2022).

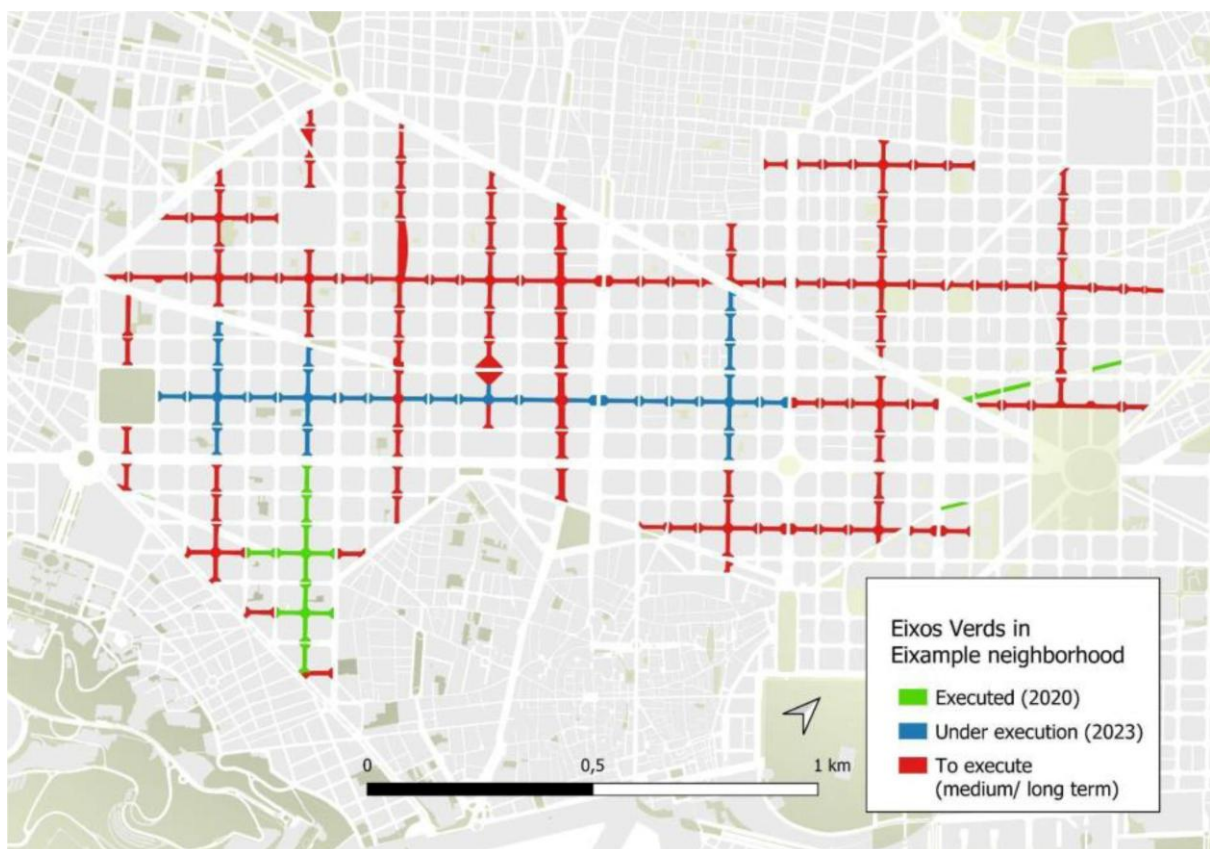


Figura 5.22. Ejes verdes (Vidal Yáñez et al., 2023).

Otro caso destacado es el análisis realizado en una escuela del **Reino Unido**, donde se instaló una barrera verde compuesta por 31 especies de plantas para evaluar su capacidad de reducir la contaminación en el patio escolar (Redondo Bermúdez et al., 2023). Tras dos años de seguimiento, se encontró que los niveles de NO₂ disminuyeron un 13 % y, en periodos de baja movilidad como durante la pandemia, la reducción alcanzó el 25 %. Aunque el impacto en PM_{2.5} fue más limitado, el análisis de partículas atrapadas en las hojas confirmó que la vegetación juega un papel clave en la retención de contaminantes provenientes del tráfico.

Por otro lado, un informe de la Autoridad del Gran Londres analizó diversas intervenciones de infraestructura verde en la ciudad, evaluando su impacto en la dispersión y retención de contaminantes (Mayor of London, 2019). Se encontró que los arbustos y muros verdes pueden reducir hasta un 50 % la exposición a contaminantes, siempre y cuando tengan una altura mínima de dos metros y sean lo suficientemente densos para bloquear la dispersión del aire contaminado.

Estos factores dependientes del contexto subrayan la necesidad de una planificación cuidadosa y que tenga en cuenta las condiciones locales a la hora de aplicar estrategias de vegetación urbana para mitigar la contaminación atmosférica. También pone de relieve la importancia de las evaluaciones específicas de cada lugar y de los enfoques adaptados para maximizar los beneficios de la vegetación urbana para la calidad del aire. En **Madrid**, de la Paz et al. (2022) observaron que la vegetación puede tener efectos significativos en la meteorología urbana debido a los cambios inducidos en propiedades relevantes de la superficie como el albedo, la longitud de rugosidad o la emisividad; así, la plantación de nuevos árboles en zonas urbanas consolidadas provoca un efecto de enfriamiento (hasta -0,15 °C de media anual) que puede aumentar ligeramente los niveles de concentración debido a una mezcla vertical menos eficaz y a la reducción de la velocidad del viento causada por el aumento de la rugosidad. Esto pone de manifiesto la necesidad de combinar soluciones basadas en la naturaleza con medidas de reducción de emisiones.

Más allá de la calidad del aire, la vegetación urbana proporciona importantes servicios ecosistémicos, como la refrigeración urbana, el apoyo a la biodiversidad, la gestión de las aguas pluviales y beneficios para la salud mental (Venter et al., 2024). Además, el efecto más importante, es que en la mayoría de las ocasiones la vegetación ocupa espacios que antes los ocupaba el tráfico rodado.

Sin embargo, la vegetación urbana no debe considerarse un sustituto de la reducción de las emisiones en la fuente, que sigue siendo la estrategia más eficaz para mejorar la calidad del aire urbano. Una planificación urbana eficaz debe, por tanto, utilizar la vegetación de forma estratégica, adaptada a las condiciones locales, y dar siempre prioridad a la reducción directa de las emisiones para conseguir mejoras sustanciales de la calidad del aire urbano.

A partir de estos hallazgos, se puede concluir que la combinación de estrategias de movilidad y el uso adecuado de infraestructura verde puede reducir significativamente la exposición a la contaminación del aire en entornos urbanos, así como favorecer iniciativas de transporte activo, que a su vez producen una retroalimentación positiva en la calidad del aire.

5.5.4. Transporte activo

Los cambios en el diseño urbano orientados a una movilidad sostenible permiten impulsar el uso del transporte activo, tanto a pie como en bicicleta o VMP. Según el informe de la OMS (2023), caminar y desplazarse en bicicleta son estrategias clave para mejorar la calidad del aire, reducir emisiones de carbono y promover la salud humana. Este enfoque también favorece una mayor equidad urbana al ofrecer alternativas de movilidad más asequibles. La **peatonalización** de determinadas zonas y la construcción de **carriles bici segregados** no solo mejoran la experiencia de desplazamiento, sino que también aumentan la seguridad vial, especialmente en rutas escolares. Estas transformaciones contribuyen a descongestionar los centros urbanos al reducir desplazamientos innecesarios y facilitan la implementación del modelo de “ciudades de 15 minutos”, donde los servicios esenciales están disponibles a distancias accesibles sin necesidad de vehículo motorizado.

Una revisión sistemática de Mueller et al. (2015) concluye que el transporte activo genera **beneficios** sustanciales para la salud, como la reducción del riesgo de enfermedades cardiovasculares, diabetes tipo 2, ciertos tipos de cáncer y trastornos de salud mental. Los autores destacan que los beneficios para la salud superan ampliamente los posibles riesgos (como la exposición a la contaminación o a siniestros viales), especialmente cuando existe una infraestructura segura y adecuada. Esto refuerza la necesidad de considerar la movilidad activa como una herramienta central de prevención sanitaria en las políticas urbanas.

Ciudades como Copenhague y Ámsterdam han demostrado el impacto positivo de una planificación urbana centrada en el transporte activo: más del 40 % de los desplazamientos diarios se realizan en bicicleta, gracias a redes integradas de ciclovías y políticas de fomento (The Bicycle Account, 2019; van der Zee, 2015). En Nueva York, el programa “Complete Streets” ha reconfigurado calles para priorizar peatones y ciclistas (New York City, 2012). En Boston, el uso de bicicletas compartidas se triplicó en rutas dotadas de carriles bici segregados (Karpinski, 2021). Por su parte, el estudio de Manresa Görgen (2020) sobre la implantación del sistema de bicicletas compartidas mostró una reducción del 14 % de los niveles de PM2.5 entre 2008 y 2016.

Además, el fomento del uso de bicicletas eléctricas puede ampliar significativamente el público que adopta el transporte activo. Según Bigazzi y Wong (2020), las bicicletas eléctricas sustituyen desplazamientos que antes se realizaban en coche o transporte público en una proporción notable, facilitando viajes más largos o con menor esfuerzo físico. Esto las convierte en una herramienta eficaz para reducir las emisiones y descongestionar el tráfico, sin renunciar a los beneficios del transporte activo. Su integración en sistemas de bicicletas compartidas o mediante subsidios específicos puede ser clave para aumentar su adopción.

Tal como se recoge en la Figura 5.23 (OMS, 2022), las estrategias clave para fomentar el transporte activo abarcan desde la planificación urbana y la seguridad vial hasta incentivos económicos y educación, destacando la infraestructura adecuada como un pilar clave para su implementación efectiva. En este sentido, el enfoque Visión Cero —orientado a eliminar las muertes y lesiones graves en el tráfico mediante un diseño seguro del sistema viario— refuerza la necesidad de priorizar entornos urbanos que protejan a los usuarios vulnerables. Carriles bici bien diseñados, con

separación física del tráfico motorizado y señalización específica, aumentan la seguridad para todos los usuarios de la vía (Sanmiguel-Rodríguez y Arufe, 2021).

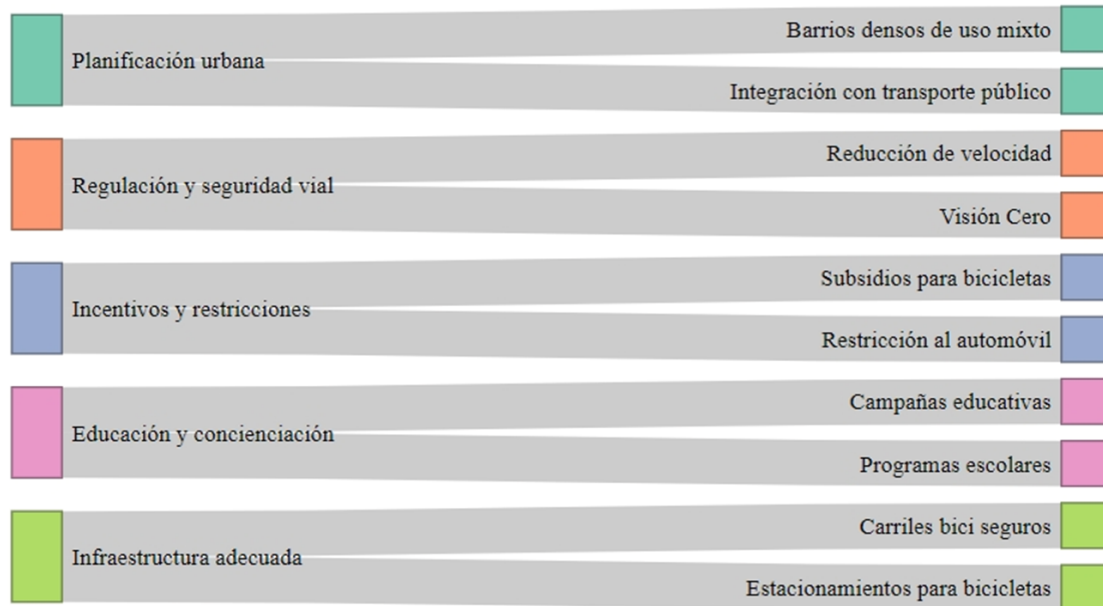


Figura 5.23. Medidas para fomentar el transporte activo recogidas en OMS (2023).

Por tanto, para poder incorporar el transporte activo en las ciudades es necesario (Martínez Euklidiadas, 2023; TMA, 2025; Celering, 2024c; AUE, 2019; Plan de Recuperación, 2024; Cámara Valencia, 2024):

- **Desarrollo de infraestructura segura y accesible.**

- Construir la infraestructura alejándose del tráfico rodado y teniendo en cuenta los efectos de la dirección del viento, tal como se ha expuesto en el apartado del incremento de la distancia entre ciudadanos y vías de tráfico (Amato et al., 2019).
- Proporcionar información en aplicaciones que muestren los niveles de contaminantes en las calles (en tiempo real) para poder tomar decisiones sobre las rutas.
- Construir y ampliar carriles bici protegidos y hacer aceras anchas, bien iluminadas y conectadas, que garanticen la seguridad y comodidad tanto de ciclistas (en el carril bici) como de peatones (en las aceras).
- Instalar estacionamientos seguros para bicicletas en puntos clave como estaciones de transporte público, centros comerciales y centros de trabajo.
- Implementar sistemas de bicicletas compartidas para facilitar el acceso a quienes no poseen bicicleta propia.
- Diseñar la infraestructura ciclista con perspectiva de género con el fin de que estas sirvan al mayor número de usuarios potenciales posibles. Se ha visto que separar los carriles bici del

viario, e incrementar la anchura de los carriles, puede tener un efecto positivo en el incremento de usuarios ciclistas (Pellicer-Chenoll et al., 2025).

- Eliminar las barreras arquitectónicas en el espacio público (Gupta et al., 2025).
- Diseñar el espacio público poniendo atención al envejecimiento de la población y el requerimiento de disponer bancos, barandillas y otros puntos de apoyo durante los desplazamientos (ARUP, 2019).
- Diseñar el espacio público atendiendo la necesidad de adaptación al nuevo régimen climático de temperaturas extremas y la necesidad de proveer sombra a los trayectos de desplazamiento (World Bank 2025).
- **Integración con el transporte público.**
 - Conectar la red ciclista y peatonal con estaciones de autobús, tren y metro, permitiendo transbordos sencillos y fomentando la **intermodalidad**.
 - Diseñar intercambiadores de transporte que actúen como nodos de transferencia entre diferentes modos de movilidad.
 - Eliminar las barreras arquitectónicas en el transporte público y diseñar los espacios de forma inclusiva (Mwaka et al. 2023).
- **Diseño urbano orientado a la proximidad.**
 - Promover barrios densos y de usos mixtos, donde viviendas, comercios y servicios estén a distancias caminables o ciclables, reduciendo la necesidad de desplazamientos en vehículo privado, y donde sea posible el correcto abastecimiento de servicios comunitarios (Garrido-Jiménez et al., 2021; Crosas Armengol & Gómez Escoda, 2024).
 - Priorizar el espacio urbano para peatones y ciclistas, equilibrando el reparto del espacio con el tráfico motorizado.
- **Políticas públicas y regulación.**
 - Establecer ZBE y restringir el acceso de vehículos privados a áreas sensibles, como entornos escolares o centros históricos.
 - Peatonalización de las ciudades de forma integral, como es el caso de Pontevedra (Pazos-Otón et al. 2024).
 - Coordinar los horarios de distribución de mercancías para que no coincidan al mismo tiempo poblaciones vulnerables (niños) y vehículos pesados de transporte de mercancías, como es el caso del Plan de Movilidad de *Ciutat Vella* (Ajuntament de Barcelona, 2019).
 - Ofrecer incentivos para el uso de medios de transporte sostenibles y limitar el estacionamiento de automóviles en zonas céntricas.
 - Impulsar campañas educativas y de concienciación para promover hábitos de movilidad activa.

- Obligar un número mínimo de plazas de aparcamiento de bicicletas en las viviendas de nueva construcción.
- Promover la movilidad sostenible al trabajo (Mosteiro, 2022).
- Regular las actividades económicas con reparto a domicilio con el fin de que su actividad no sustraiga espacio público para los viandantes cómo realiza el Plan de Usos de Actividades Vinculadas al Reparto a Domicilio (Ajuntament de Barcelona, 2023b).
- Regular el reparto de mercancías, mediante centros de consolidación de barrio y el reparto nocturno a estos, con el fin de descongestionar las vías principales e incrementar la superficie para los viandantes.
- **Inversión y planificación estratégica.**
 - Movilizar fondos públicos y europeos para financiar infraestructuras y programas de movilidad activa, como lo hace el Plan de Recuperación en España.
 - Elaborar PMUS que incluyan objetivos claros para aumentar la proporción de desplazamientos a pie y en bicicleta.

Por tanto, incorporar el transporte activo en las ciudades requiere una combinación de infraestructura adecuada, integración con el transporte público, diseño urbano inteligente, políticas públicas favorables, inversión y campañas educativas. Estas acciones, coordinadas y adaptadas al contexto local, permiten transformar la movilidad urbana hacia modelos más sostenibles, saludables y eficientes. Además, promover el transporte activo no solo mejora la calidad del aire al reducir emisiones contaminantes, sino que también genera beneficios adicionales para la salud humana y la sostenibilidad urbana. Estas políticas son especialmente efectivas cuando se enfocan en reducir el uso del automóvil y se acompañan de mejoras en la seguridad vial y la infraestructura para peatones y ciclistas.

5.5.5. Casos de estudio de rediseño urbano

A continuación (Tabla 5.20), se muestran diferentes medidas de rediseño urbano aplicadas en ciudades de diferentes partes del mundo.

Tabla 5.20. Medidas de rediseño urbano aplicadas en diferentes ciudades, y sus efectos en la mejora de la calidad del aire.

Ciudad / País (Modelo)	Efecto en el tráfico	Reducción de contaminantes	Medidas implementadas	Medidas complementarias	Referencia
Barcelona, España (Supermanzanas)	Tráfico eliminado; -17–27 % en calles intervenidas	NO ₂ -25 % (–14,6 µg/m ³), PM10 -17 % (–4,1 µg/m ³)	<i>Superilles</i> , espacios verdes, mobiliario urbano	PMUS, carriles bici, participación ciudadana	Mueller et al., 2020
Madrid, España (Madrid Central)	Sin efecto frontera; aumento uso metro	NO ₂ -25 % (~–11 µg/m ³) en zona central; -1,8 µg/m ³ en periferia	ZBE Madrid Central (acceso restringido por etiqueta ambiental)	Refuerzo transporte público, promoción modos activos, regulación aparcamiento	Salas et al., 2021
Pontevedra, España (Centro peatonal)	Peatonalización centro y casco histórico, calles plataforma única	-66 % CO ₂ ; NO ₂ y PM bajo límites OMS	-97 % tráfico vehicular en el centro histórico	Estacionamiento disuasorio, acceso limitado a residentes	Bratman et al., 2019
Vitoria-Gasteiz, España (Superbloques)	Reordenación vial barrial, calles peatonales, rediseño del espacio público	-42 % NO _x y CO ₂ en zonas de <i>superblock</i> , -38% PM	-33 % viajes en coche; -5,5 dB ruido en zonas interiores	Pacto de movilidad, reducción aparcamiento, refuerzo del transporte público	Callahan&Mischkowski, 2022
Gante, Bélgica (Ciudad compacta)	Tráfico -17 %, ciclismo ↑ 50 %	NO ₂ -18 % (–7,4 µg/m ³)	Zonificación vial, +100 % superficie peatonal	ZBE, aparcamientos disuasorios, refuerzo TP	VMM, 2018; Eurocities, 2024
Milán, Italia (Ciudad de 15 minutos)	Reducción del tráfico en barrios piloto; ↑ movilidad activa	PM10 -18 % (estimaciones locales)	Urbanismo táctico post-COVID, descentralización de servicios (Mi15), reorganización barrial	Plan de movilidad sostenible, incentivos al comercio de proximidad, refuerzo del transporte público	Comune di Milano, 2024
París, Francia (Ciudad de 15 minutos)	Tráfico -45 % (2011–2022)	NO _x ~–40 % (~15 µg/m ³) desde 2011	Ciclovías, usos mixtos, calles escolares, reordenación vial	ZBE Crit’Air, límite 30 km/h, mejoras TP interbarrios	EEA, 2019b

Londres, Reino Unido (<i>Low Traffic Neighbourhood</i>)	Tráfico -58,2 % dentro, -13 % perímetro	NO ₂ -5,7 % en zonas, -8,9 % en perímetros (~2–4 µg/m ³)	Filtrado modal, tráfico local, calles escolares	Ciclovías emergentes, aceras ampliadas	Yang et al., 2022
Londres, Reino Unido (Calles escolares)	<i>School Streets</i> : cierres temporales al tráfico frente a escuelas	-23 % NO ₂ en horario escolar	+18 % movilidad activa infantil	Control voluntario, sensores de calidad del aire	Air Quality Consultants, 2021
Londres, Reino Unido (Guía Infraestructura Verde)	No medido directamente; reducción esperada por atracción a corredores verdes	Hasta -50 % exposición local inmediata detrás de barreras vegetales (NO ₂ , PM10); -23 % NO ₂ en caso escolar (<i>King's College London</i>)	Barreras verdes (setos, muros verdes, árboles densos), corredores verdes, criterios según tipo de vía	Guía técnica GLA, AQEG, planificación <i>Healthy Streets</i> , recomendaciones específicas según configuración urbana	Mayor of London, 2019
Sheffield, Reino Unido (Escuela con barrera verde)	Sin cambios apreciables	NO ₂ -13 % (desestacionalizado); PM2.5 -2 %; -45,66 % NO ₂ en zona de juego	Barrera verde multiespecie perimetral (31 taxones); separación física y baja porosidad	Sensores fijos y móviles, implicación comunitaria, análisis químico de PM	Redondo Bermúdez et al., 2023
Portland, EE.UU. (Barrios de 20 minutos)	No reducción significativa de VMT (millas recorridas en vehículo) entre 2010 y 2020	Mejora no cuantificada	Mejora de aceras, conectividad vial, acceso a escuelas, parques, comercios, transporte frecuente	Plan integral de accesibilidad, promoción de movilidad activa y desarrollo orientado al tránsito	Simon, 2022
Melbourne, Australia (Barrios de 20 minutos)	Fomento de la movilidad activa y reducción de la dependencia del automóvil	Mejora no cuantificada	Implementación del Plan Melbourne 2017–2050, desarrollo de barrios con acceso a servicios esenciales en 20 minutos a pie o en bicicleta	Promoción de la densificación urbana, mejora del transporte público y creación de espacios verdes	The State of Victoria, 2017

Seúl, Corea del Sur (Restauración <i>Cheonggyecheon</i>)	Demolición autopista elevada, parque lineal peatonal	-35 % PM10	-169.000 vehículos/día; +15.1 % uso de autobús	Renovación transporte público	Robinson & Myvonwyn, 2011
30 ciudades, China (Ciudades esponja)	No medido; posibles mejoras puntuales	PM2.5 ~9 %; AQI -1,4 pts; riesgo respiratorio -10,4 %	Jardines de lluvia, humedales, pavimentos permeables	Normas de suelo, drenaje sostenible, educación ambiental	Li, 2024

5.6. Resumen de medidas propuestas

Como resumen de lo que hemos visto anteriormente, vemos que es necesario incrementar las estrategias que nos permitan cumplir con los nuevos valores límite de calidad del aire para 2030 de la Directiva (UE) 2024/2881, y aún más para estar en sintonía con las directrices propuestas por la OMS (2021), para lo que se necesita adoptar un **enfoque integral** que combine distintas estrategias, no solo en cuanto a las medidas sino también a la hora de combinar diferentes partes de la administración (europea, nacional, regional y local) y ciudadanía (Figura 5.24).

● Indica que se necesita el **apoyo** de la **investigación científica**

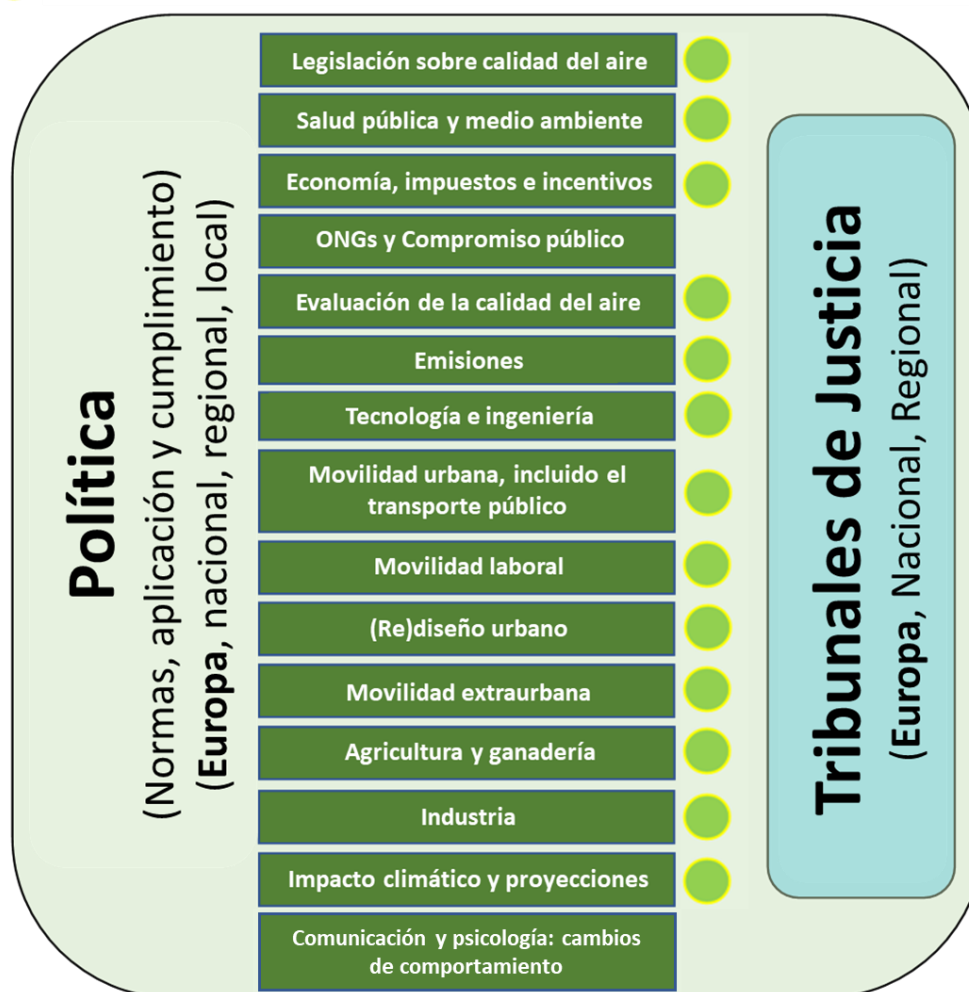


Figura 5.24. Resumen esquematizado de la sinergia que debe haber entre las diferentes disciplinas y estamentos para conseguir un avance positivo en la mejora de la calidad del aire.

Cada ciudad debe adaptar sus estrategias a sus condiciones físicas, geográficas, económicas y sociopolíticas para garantizar una implementación efectiva y equitativa, para lo cual es fundamental el uso de indicadores y herramientas de planificación que permitan evaluar el impacto ambiental y social de los cambios urbanos, asegurando que las medidas adoptadas sean sostenibles y beneficiosas para la comunidad. También es necesario promover la participación ciudadana y

fomentar un trabajo que involucre a expertos en planificación urbana, salud, transporte y sostenibilidad. Además, es necesario:

- Establecer los principios generales que permitan el desarrollo de un sistema integrado de movilidad para toda la ciudadanía, que sea seguro, sostenible, accesible, inclusivo y digitalizado, a un coste razonable para el usuario y el conjunto de la sociedad.
- Facilitar la existencia de un sistema de transportes multimodal de mercancías y logística eficiente, sostenible y resiliente.
- Dotar a las administraciones públicas de los instrumentos necesarios para la implantación y desarrollo de este sistema integrado de movilidad.
- Fortalecer los mecanismos de coordinación, cooperación y transparencia en el diseño y gestión de las políticas públicas de infraestructuras, transporte y movilidad.
- Establecer un modelo de participación de la Administración General del Estado (AGE) en la financiación del transporte urbano que se rija por los principios de igualdad, estabilidad, certidumbre y proporcionalidad.

Todo esto sin perder de vista la movilidad inclusiva para personas con discapacidad o movilidad reducida y la guía sobre “Directrices para la creación de zonas de bajas emisiones (ZBE)” (MITERD, 2021). Es importante tener en cuenta a la hora de diseñar una buena ZBE que sea efectiva, ya que se debe tener en cuenta no solo su ubicación y extensión, y otros aspectos como el análisis de impacto económico y social, los mecanismos de control y sanción, o establecer planes de sensibilización, comunicación y participación, entre otros. De igual importancia es que haya coherencia entre las ZBE y otros instrumentos existentes, como PMCA (2025), PMUS, Planes de Acción contra el Ruido, Plan de Acción de la Agenda Urbana Española, Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático o la Estrategia Estatal por la Bicicleta.

Las medidas específicas para la reducción del tráfico rodado y la contaminación atmosférica asociada se resumen en la Figura 5.25 y sirven como base para las recomendaciones recogidas en las siguientes secciones de este informe, con estrategias urbanas que no solo sean capaces de reducir la contaminación, sino que también mejoren la calidad de vida en los entornos urbanos.

Por otro lado, se pueden **diseñar e implementar estrategias** efectivas para mejorar la calidad del aire siguiendo el **Modelo COM-B** (Michie et al., 2011), ya que por un lado se **centra en las personas**, destacando la importancia de comprender las necesidades, motivaciones y barreras de las personas para diseñar estrategias efectivas y sostenibles, pero también tiene un enfoque **holístico**: ya que debe tener en cuenta las emisiones producidas por otros sectores, como en este caso transporte, en los estilos de vida. Es un modelo donde se potencia la **participación**, fundamental para desarrollar e implementar estrategias de mejora, mediante la colaboración y la corresponsabilidad. Finalmente, siguiendo este modelo se consigue una **comunicación efectiva**, clara, transparente y accesible a la ciudadanía sobre los problemas de la calidad del aire producidos por el tráfico rodado, las medidas que se toman para mejorarlos y los resultados que se van consiguiendo.

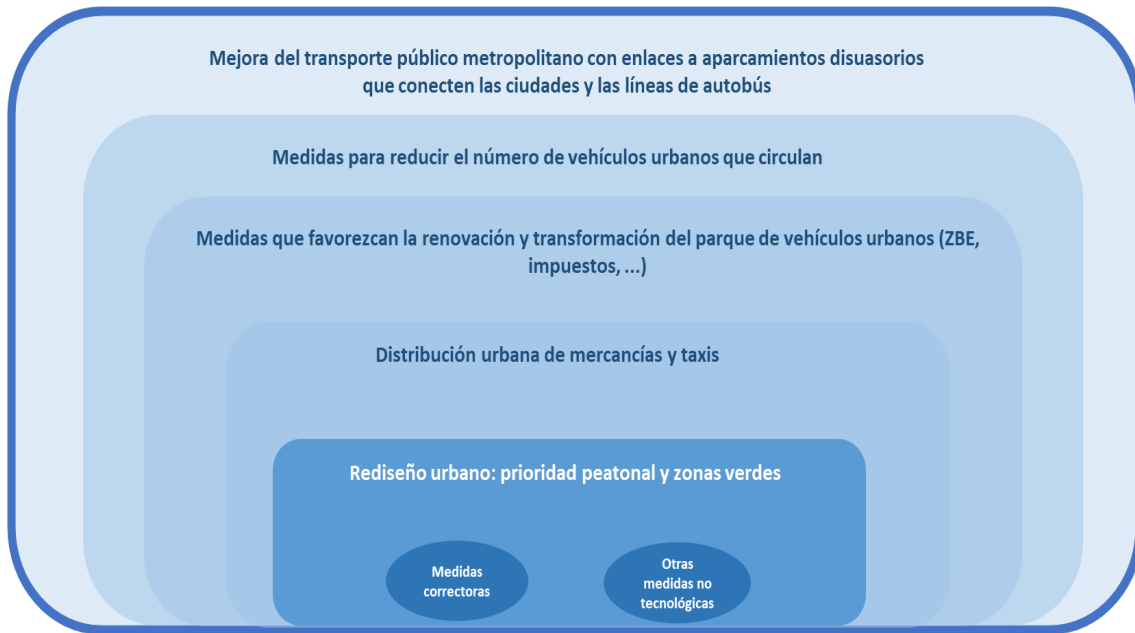


Figura 5.25. Resumen de las propuestas del proyecto AIRUSE para la reducción de la contaminación por tráfico rodado (AIRUSE, 2016).

En este sentido, el presente documento plantea una serie de estrategias que abarcan diferentes ámbitos de intervención. Las **estrategias propuestas** incluyen:

- Estrategias de **mejora del transporte público**, como:
 - Ampliación y optimización del transporte público metropolitano y de larga distancia.
 - Fomento de la intermodalidad (tren, metro, bus, bicicleta compartida).
 - Incentivos y tarifas reducidas para aumentar su uso.
 - Fomento de los vehículos de emisiones cero del transporte público.
 - Aparcamientos disuasorios estratégicos para reducir el tráfico en zonas urbanas.
- Estrategias de **regulación y gestión del tráfico**, que deberían contemplar medidas, como:
 - Reducción del número de vehículos circulantes:
 - Tasas de acceso urbano.
 - Regulación del aparcamiento, con tarifas diferenciadas y restricciones.
 - Teletrabajo.
 - ZBE.
- Estrategias de **optimización de la DUM y los servicios bajo demanda (taxis y VTC)**, como:
 - Micro plataformas de gestión logística para la última milla.
 - Fomento de vehículos eléctricos de reparto y normativas de carga y descarga.
 - Mejora de los servicios bajo demanda.
- **Otras estrategias** que actúan sobre el tráfico rodado son:
 - Electrificación del transporte urbano y logístico.
 - Incentivos fiscales a la renovación de flotas.
 - Recogida de residuos.
 - Limpieza y mantenimiento viarios.
 - Sensibilización.

- Estrategias de **rediseño urbano**, como:
 - Aumentar distancia ciudadano-carretera.
 - Barrios densos de usos mixtos, facilitando el acceso a servicios esenciales sin necesidad de coche.
 - Ecologización del entorno urbano, mediante:
 - Ejes verdes.
 - Corredores ecológicos y zonas de acceso restringido.
 - Impulso del transporte activo (a pie y en bicicleta), mediante:
 - Red de carriles bici seguros y conectados.
 - Peatonalización de calles y mejora de accesibilidad.

Cabe destacar la importancia de diseñar PMCA (PMCA, 2025) con un **enfoque metropolitano**, ya que la contaminación del aire en las ciudades no es un problema localizado, sino el resultado de un flujo constante de desplazamientos entre zonas urbanas y periféricas, especialmente en las horas punta, cuando se generan altos niveles de congestión en la mañana y en la tarde.

5.6.1. Mejora del transporte público

El desarrollo de un sistema de transporte público eficiente y bien planificado constituye el eje vertebrador de una movilidad metropolitana sostenible, no solo porque reduce la congestión vehicular y las emisiones contaminantes, sino porque crea las condiciones necesarias para transformar profundamente los hábitos de desplazamiento en las ciudades (Figura 5.26).

Este sistema debe articularse con **redes ferroviarias rápidas, líneas de autobús de alta capacidad** y complementarse con una infraestructura estratégica de **aparcamientos disuasorios en origen**, para así generar una **red multimodal integrada** que facilite el cambio modal desde el vehículo privado hacia alternativas más sostenibles. Esta mejorada red de transporte público (y aparcamientos disuasorios asociados) debe seguirse por los principios de **conectividad, eficiencia** (para optimizar la distribución de flujos de pasajeros y la accesibilidad territorial), **racionalidad, inclusividad** (accesible a toda la población) y **sostenibilidad**, para convertirse en el eje vertebrador de la movilidad metropolitana, y ser capaz de adaptarse a las necesidades reales de los usuarios.

Además, la red de transporte público debe **estructurarse en distintos niveles** para ser eficaz, tanto en los desplazamientos interurbanos como en los locales, integrando estaciones intermodales y servicios complementarios como bicicletas compartidas o plataformas digitales que permitan planificar rutas combinadas. La clave está en **la reorganización del transporte público** para que no solo sea una alternativa, sino la opción preferente por su eficiencia y comodidad. Todo ello requiere una planificación integrada que abarque tanto la ciudad como su entorno metropolitano, considerando las zonas periurbanas y rurales, así como el desarrollo y uso de aplicaciones que integren diferentes modos de transporte en una única plataforma (**plataformas de movilidad como servicio**), favoreciendo el uso y acceso a diferentes medios de transporte de forma más eficiente.

Además, se debe **aumentar la frecuencia de paso** de los autobuses, metro, tren o tranvía, y que estos tengan la opción de usar **carriles de paso exclusivo** para ganar velocidad y tiempo en los desplazamientos, así como optimizar la instalación de las señales de tráfico y la gestión de la congestión para reducir paradas y arranques en la conducción.

La construcción de **aparcamientos disuasorios** en origen (siguiendo siempre los principios de sostenibilidad en su construcción) refuerza esta estrategia al facilitar la transición del coche privado al transporte colectivo, permitiendo reducir la presión sobre el centro urbano. Su efectividad se materializa cuando están **bien conectados con las redes de transporte** público, ubicados en puntos estratégicos para una transición rápida y directa al transporte público a la ciudad de destino, y con buena frecuencia, que minimicen el tiempo de viaje y con una **capacidad de aparcamiento adecuada**, y gestionada mediante aplicaciones municipales que permitan conocer en tiempo real la disponibilidad de plazas. Es precisamente en esta **sinergia entre transporte público y aparcamientos disuasorios** donde se multiplica el impacto positivo. El diseño y la ubicación de los aparcamientos disuasorios son determinantes, bien pensadas, conectadas con líneas de metro, tranvía o autobús de alta frecuencia, y con **tarifas integradas**, favorecen una descongestión real del núcleo urbano y una mejora sustancial en la calidad del aire. Por ello, es deseable favorecer el uso del suelo que fomentan los desarrollos de uso mixto, y que las compañías de transporte metropolitanos tengan competencias para construir estos aparcamientos disuasorios metropolitanos en origen.

Se deben implementar **medidas complementarias**, como:

- Limitar la disponibilidad de aparcamiento en los centros de trabajo,
- Incorporar transporte corporativo en los convenios laborales y desarrollar servicios de transporte colectivo a demanda (por ejemplo, un servicio regular de autobuses con servicios lanzadera que conecten los polígonos industriales),
- Mantener las subvenciones al transporte público,
- Promover los viajes de larga distancia en tren siempre que los desplazamientos sean inferiores a 3h,
- Aprovechar la red ferroviaria para aumentar la capacidad de transporte de carga,
- Renovar la flota (electrificación) de la red de transporte público,
- Cerrar calles al tráfico privado,
- Implementar estrategias metropolitanas de movilidad conjunta entre municipios vecinos,
- Abrir vías de diálogo y colaboración entre administraciones (locales, regionales y nacional).

Por tanto, la clave no reside en implementar medidas aisladas, sino en diseñar sistemas coordinados en los que el transporte público y los aparcamientos disuasorios se complementen mutuamente. Un PMUS bien diseñado debe abordar esta complementariedad desde una perspectiva intermunicipal. La mejora del transporte público no solo requiere infraestructuras, sino también gobernanza, visión a largo plazo y voluntad de fomentar un modelo urbano donde moverse sea más eficiente, más equitativo y más saludable para todos.

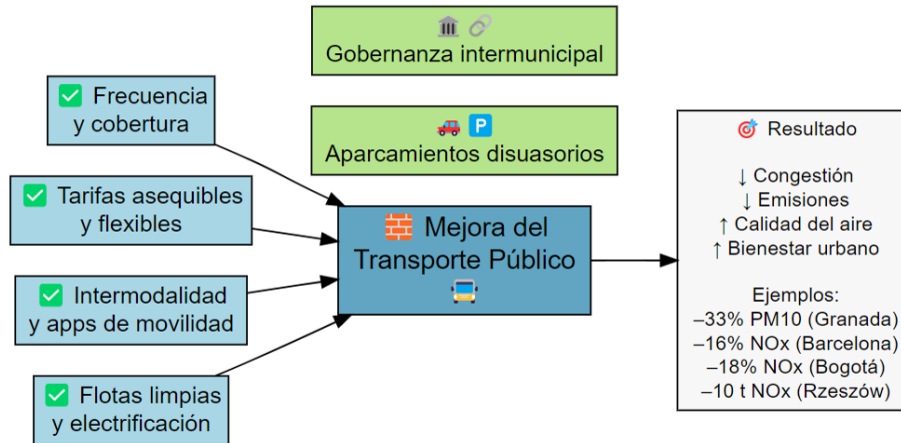


Figura 5.26. Esquema de medidas para mejorar el transporte público.

5.6.2. Regulación y gestión del tráfico rodado

5.6.2.1. Reducción del tráfico

Las estrategias de regulación y gestión del tráfico rodado se centran principalmente en la **reducción del tráfico** (mediante estrategias como las tasas de acceso, restricciones de aparcamiento o la implantación del teletrabajo), que ya han demostrado su eficacia, especialmente cuando se implementan de manera coordinada y adaptada al contexto local (Tabla 5.21).

La medida más efectiva se encuentra en las **tasas de acceso**, y su impacto se multiplica cuando se acompañan de inversiones en transporte público y de un rediseño urbano que favorezca modos sostenibles. A la hora de **implementar** las tasas de acceso es necesario que haya una adaptación flexible, definir objetivos específicos, medir progresos constantemente y compartir datos con la ciudadanía para demostrar los beneficios alcanzados (y en qué se invertirán), para así poder trabajar en la aceptabilidad social, con un etiquetado en positivo (contribución medioambiental vs tasas de acceso). Además, es necesario localizar los puntos calientes de emisiones (con mapas de dosímetros pasivos de NO₂, y por modelización, por ejemplo) para definir claramente las **zonas donde se aplicará** la tasa, priorizando áreas con alta congestión y contaminación, y usar análisis detallados de patrones de tráfico para establecer **tarifas dinámicas** que se ajusten según la demanda y las condiciones reales, es decir, tarifas variables según horarios, niveles de congestión y características del vehículo (como tamaño y emisiones) que permiten ajustar la demanda en tiempo real. El cobro debería realizarse mediante sistemas automáticos (cámaras de reconocimiento de matrículas, chips de acceso con GPS, entre otros) para evitar interrupciones de tráfico y que éste sea más fluido. Debe establecerse **mecanismos de mitigación** que garanticen la equidad, como deducciones fiscales o subsidios a grupos vulnerables, a los vehículos de emergencia y al transporte público, instalando cámaras de reconocimiento de matrículas para eximir del pago a los vehículos con un mínimo de 2 o 3 ocupantes, o con tarifas reducidas a los vehículos eléctricos. Otras excepciones pueden incluir motocicletas, taxis y familias de bajos ingresos en ciertos casos. También son necesarias medidas complementarias, como mejoras en el transporte público, fomentar el transporte activo y realizar

campañas educativas para sensibilizar a la población sobre los problemas derivados de la congestión y la contaminación.

Tabla 5.21. Estrategias para regular el tráfico rodado y cómo se relacionan con otras medidas.

ESTRATEGIA	ASPECTOS CLAVE	RELACIÓN CON OTRAS MEDIDAS
Tasas de acceso	Tarifas variables Exenciones para colectivos vulnerables.	Se refuerzan con transporte público. sinergia con carriles VAOs. Refuerzan ZBE.
ZBE	Afectar a elevadas proporciones de la ciudad; ser exigente en el grado de restricción de vehículos; implementación progresiva. Posibilidad de ZEZ/ZUBE.	Sinergia con tasas y transición tecnológica. Refuerzo desde transporte público y aparcamiento
Gestión del aparcamiento	Eliminación de plazas. Tarifas disuasorias. Gravámenes a empresas.	Complemento a ZBE y tasas. Depende de transporte público.
Teletrabajo	Fomento voluntario. Incentivos fiscales.	Reduce presión en transporte. Se refuerza con tasas y aparcamiento.
Movilidad compartida	<i>Car-sharing</i> . Bicicletas y patinetes. Regulación de micro movilidad.	Reduce propiedad de coche. Aumenta efectividad de ZBE. Apoya redistribución urbana.
Carriles VAO / Eco-carriles	Alta ocupación o vehículos limpios. Acceso a la ciudad.	Complemento a movilidad compartida, ZBE y tasas.
Mejora del transporte público	Ampliación de cobertura. Integración con parkings. Prioridad en la vía.	Columna vertebral de todas las medidas restrictivas.
Transición tecnológica	Renovación de flotas. Subvenciones. Infraestructura de recarga.	Clave para ZBE y eco-carriles. Debe ser equitativa.
Redistribución del espacio público	Eliminar carriles para coches. Ampliar aceras y bici. Urbanismo táctico.	Refuerza ZBE, reducción aparcamiento y micro movilidad.
Equidad y aceptación social	Exenciones. Participación ciudadana. Redistribución de ingresos.	Condición de viabilidad para todas las estrategias.

Respecto a las **restricciones de aparcamiento**, la eliminación progresiva de plazas en superficie o la aplicación de tarifas elevadas en zonas de alta congestión contribuye a disminuir el número de vehículos. Sin embargo, para evitar efectos contraproducentes, como el desplazamiento del tráfico a zonas no reguladas, estas políticas deben integrarse con soluciones como incentivos para el uso del transporte público, para el uso aparcamientos disuasorios bien conectados y accesibles, y una mejora en el transporte público, especialmente en los tiempos de desplazamiento ya que, si el tiempo de viaje en transporte colectivo supera en más de un 25 % al del automóvil, la preferencia por este último se mantiene, incluso ante restricciones de aparcamiento. Por tanto, el precio del estacionamiento debe implementarse junto con alternativas de transporte público accesibles.

El fomento del **teletrabajo** aparece también como una estrategia eficaz, aunque más estructural, para reducir los desplazamientos diarios, y disminuir la exposición urbana a contaminantes sin necesidad de grandes intervenciones físicas, al reducir la necesidad de desplazamientos diarios en vehículos motorizados. Para **maximizar los beneficios** del teletrabajo en la calidad del aire deben fomentarse **políticas de teletrabajo**: con incentivos para llegar a acuerdos entre empresas y empleados para establecer días regulares de trabajo remoto, y ofrecer beneficios fiscales a empresas que promuevan el teletrabajo como parte de sus políticas laborales. Es necesario que estas **medidas acompañen a las principales**, como las tasas de acceso, y reducciones en plazas de aparcamiento, para desincentivar el uso innecesario del vehículo privado, y mejorar alternativas sostenibles como el transporte público colectivo y las infraestructuras para transporte activo, y realizar campañas informativas para sensibilizar a la ciudadanía sobre cómo el teletrabajo contribuye a mejorar la calidad del aire y reducir problemas de salud relacionados con la contaminación.

Otras **estrategias complementarias** son la movilidad compartida, la micromovilidad y los carriles VAO, que favorecen la eficiencia del sistema sin depender exclusivamente de la restricción directa del uso del automóvil. Además, los sistemas ITS permiten mejorar la eficiencia y sostenibilidad del transporte, porque realizan una medición del tráfico en tiempo real para optimizar el flujo de vehículos y reducir la congestión, y permiten el desarrollo de plataformas MaaS que integran diferentes modalidades de transporte.

En ciudades de gran tamaño se recomienda la aplicación de las tasas de acceso a grandes zonas de la ciudad, acompañadas de las medidas de reducción del impacto económico-social descritas. Pueden equiparse los vehículos de la población más vulnerable con chips que les permita acceso libre, y crear carriles VAO para gratuidad del paso de vehículos con más de 3 ocupantes.

5.6.2.2. Zonas de Bajas Emisiones y renovación del parque circulante urbano

Dentro de este conjunto de políticas integradas, las **ZBE** se han convertido en una herramienta ampliamente utilizada para renovar el parque automovilístico y reducir la exposición a contaminantes.

Las ZBE deben aplicarse en poblaciones de más de 50.000 habitantes (tal como exige el PNCCA y la guía sobre “Directrices para la creación de zonas de bajas emisiones (ZBE)” de MITERD (2021), pero pueden también aplicarse en otras poblaciones como herramienta de mejora de la calidad del aire.

Para su aplicación las ZBE deben seguir la guía de MITERD al respecto. A continuación, se listan una serie de **recomendaciones adicionales**:

- Una ZBE debe ubicarse en zonas urbanas con alta contaminación, poblaciones densas y riesgos significativos para la salud o el medio ambiente, determinados a través de una evaluación objetiva y basada en datos de las características y necesidades de cada ciudad.
- Debe incluir el centro de las ciudades o áreas metropolitanas donde la contaminación y el tráfico están más concentrados. En muchos casos, las ZBE deberían ocupar territorios metropolitanos de varias ciudades.
- La AGE y/o las CCAA deberían elaborar programas de subvenciones para el cambio de flotas urbanas circulante específicos para vehículos afectados por ZBE.
- Realizar mapas de concentraciones de NO₂ mediante el uso de numerosos dosímetros pasivos de bajo coste, en verano e invierno para delimitar las áreas más contaminadas y así aplicar la ZBE de manera que estas estén incluidas.
- El efecto real de la ZBE sobre calidad del aire dependerá de la conjunción entre: extensión geográfica, grado de restricción de la circulación de vehículos y cumplimiento estricto.
 - La ZBE debe afectar a una alta proporción de la extensión de la ciudad o área metropolitana para reducir efectos frontera y para que la reducción de emisiones sea relevante. En ciudades grandes, se recomiendan extensiones superiores a los 150 km².
 - El grado de restricción de la circulación debe ser ambicioso, utilizando como mínimo restricción para los vehículos diésel EURO4/IV y gasolina EURO3/III, incluidos, y más antiguos. En el caso de los vehículos diésel referidos, estos no tienen obligatoriedad de filtros de partículas. Progresivamente debe incrementarse el grado de restricción a los vehículos diésel EURO5/V y gasolina EURO 4/IV; los primeros muy afectados por el *Diesel gate* para NO_x. Las motocicletas con motor de combustión de baja cilindrada de uso urbano deberían empezar a prohibirse en las ZBE.
 - El cumplimiento de las restricciones debe ser estricto y su control y sanciones reforzados.
- Clasificación ambiental del parque vehicular mediante etiquetas DGT, pero definidas en función de las condiciones de circulación real.
- Debe aplicar a todos los vehículos, incluido motocicletas y DUM.
- Control automatizado del cumplimiento (cámaras inteligentes ambientales).
- Aplicación para horarios concretos, como 7:00-20:00 h de lunes a viernes, excepto en episodios de contaminación que puede ampliarse a las 24 h y días de la semana.
- Aplicación progresiva por fases, y combinarlo con una revisión general de los planes de tráfico.
- La ZBE debe contemplar evaluaciones sobre posibles impactos colaterales indeseados y aplicar medidas al respecto. Estos deben incluir al menos: reducir al máximo efecto frontera, y el impacto socio-económico sobre la población más vulnerable (ver más abajo).
- El diseño y aplicación de la ZBE debe ser inclusiva, bien comunicada y con visión de futuro: participación ciudadana y transparencia (publicar datos resultados).
- Compatibilidad con políticas urbanas integradas (PMUS, PMCA, entre otros).
- Lograr un equilibrio flexible a través de pases diarios limitados.
- Deben combinarse con medidas de apoyo a la electrificación, tasas de acceso, aparcamientos disuasorios metropolitanos en origen y mejoras en el transporte público para obtener sinergias con efectos muy marcados.

Medidas para reducir efectos colaterales indeseados:

- Evaluar y aplicar medidas para reducir al máximo efecto frontera. Las ZBE grandes reducen el efecto frontera (mayor contaminación por vehículos que circulan buscando aparcamiento para no entrar en la ZBE) por diluir la circulación asociada, mientras que en las pequeñas este efecto se incrementa. En caso de ZBE pequeñas <50 km² se aconseja tener en cuenta el efecto y aplicar medidas para corregirlo, como aparcamientos disuasorios en origen y transporte público asociado. Es por ello que la implementación de un ZBE debe hacerse en el ámbito metropolitano.
- Para mitigar posibles impactos socio-económicos negativos a rentas bajas deben promoverse incentivos, ayudas y subvenciones para la renovación de la flota destinados a colectivos vulnerables afectados por ZBE. Además, se puede desarrollar la aplicación de chips que permitan la circulación de un número fijo de km/año en la ZBE para vehículos afectados, pero con propietarios de muy baja renta y que necesitan utilizar el vehículo privado, como se hace en Milán.

5.6.3. Optimización de la DUM y de los servicios bajo demanda

La optimización de la DUM y de los servicios bajo demanda nos permiten mejorar la calidad del aire en las ciudades, así como disminuir la congestión de las mismas. Se proponen a continuación una serie de medidas al respecto:

- Es crucial **adaptar los horarios de reparto** para evitar las horas punta de tráfico, cuando la contaminación y la congestión alcanzan sus máximos niveles, y generalmente la velocidad del viento es baja, en muchas ciudades, comparado con las horas más centrales del día.
- La optimización de la **DUM favoreciendo e impulsando**:
 - Usar **sistemas avanzados de logística** para optimizar rutas y disminuir tiempos de entrega y establecer **puntos de recogida automatizados** (casilleros) **cerca de estaciones de transporte público**.
 - **Sistemas de logística combinados** que realicen la entrega simultánea de varios tipos de productos y/o marcas para reducir el número de entregas.
 - **Inspecciones del cumplimiento del volumen de almacenaje** requerido por las ordenanzas en los espacios comerciales y transformación de las laxas “*recomendaciones de disponer de almacenes para stock*” a obligación.
 - La **DUM nocturna**, con grandes vehículos silenciosos que accedan a una zona espaciosa y de allí se repartan las mercancías no perecederas de manera desatendida (el repartidor tiene una llave electrónica del comercio para entregar desatendidamente). Estos vehículos deben ser eléctricos o bicicletas para reducir problemas de ruido, y el sigilo debe extenderse a los elementos de *handling* y a la propia operativa de descarga (ruidos, conversaciones). Desde este *microhub* temporal salen los vehículos de reparto que entregan varios tipos de productos al mismo comercio.
 - Subvencionar (AGE y/o CCAA) la **electrificación** de las flotas (especialmente las que trabajan en última milla).
 - Realizar campañas de medida de emisiones para asegurar un buen mantenimiento de los motores.

- La integración de **centros de consolidación y microhubs** logísticos en la planificación urbana permite reducir desplazamientos innecesarios y liberar espacio público. Es necesario promover la **coordinación entre operadores** logísticos y **administraciones** para lograr una gestión más eficaz de los recursos urbanos.

En cuanto a los servicios de **VTC y taxis**, se pueden implementar las siguientes medidas (Albalade et al., 2023):

- **Transición a flotas de cero emisiones:** promover la electrificación de los vehículos utilizados por taxis y VTC, incentivando la adquisición de vehículos eléctricos o híbridos enchufables mediante ayudas económicas, exenciones fiscales o acceso preferente a puntos de recarga en la vía pública.
- **Regulación y promoción de servicios compartidos:** facilitar la contratación compartida de taxis y VTC a través de plataformas digitales, reduciendo el número de vehículos en circulación y optimizando la ocupación por pasajero.
- **Uso de plataformas digitales:** impulsar el uso de aplicaciones móviles para gestionar de manera eficiente la oferta y demanda, reduciendo los kilómetros recorridos sin pasajeros y optimizando rutas.
- **Integración con transporte público:** fomentar la colaboración entre taxis, VTC y transporte público colectivo, especialmente en servicios de última milla, para mejorar la conectividad y reducir la dependencia del vehículo privado.
- **Preferencia en puntos de recarga:** otorgar prioridad a taxis y VTC en el uso de estaciones de carga eléctrica situadas en la vía pública, asegurando su operatividad y contribución a la movilidad sostenible.
- **Promoción de movilidad bajo demanda en zonas de baja densidad:** implementar servicios de VTC y taxis en áreas con poca cobertura de transporte público, garantizando una alternativa sostenible y eficiente.
- **Campañas de sensibilización:** informar a los operadores y usuarios sobre los beneficios ambientales de utilizar vehículos de bajas emisiones y servicios compartidos.

Estas acciones no solo contribuirán a mejorar la calidad del aire, sino que también optimizarán la movilidad urbana y reducirán las externalidades negativas asociadas al transporte privado. Vemos, por tanto, cómo estas medidas se complementan entre sí y con otras previamente comentadas, como las ZBE, la reducción del tráfico y la mejora del transporte público. Pero es necesario añadir más medidas para que todo el entramado sea efectivo, como la recogida de residuos, la limpieza viaria y el rediseño urbano, como veremos en los puntos siguientes.

5.6.4. Otras medidas sobre el tráfico rodado

Entre las diferentes medidas que se pueden implementar a mayores de las ya comentadas (Figura 5.27), se resaltan las **soluciones tecnológicas para disminuir las emisiones** contaminantes de los vehículos, como por ejemplo la **electrificación** de la flota de vehículos, priorizando primero los vehículos de **transporte** colectivo y de **mercancías**, sobre los vehículos privados y dentro de éstos, priorizar la **electrificación de las motocicletas y ciclomotores**. Esta medida es fundamental que vaya acompañada de la mejora en el transporte público y en la DUM, para que sea efectiva, así como de **inversiones en infraestructuras de recarga, incentivos fiscales** y usar **sistemas de tarificación**

inteligente, con tarifas dinámicas y personalizadas según la demanda y la contaminación generada por el vehículo, para favorecer un cambio hacia estos vehículos más ecoeficientes.

Dado que las emisiones de los vehículos también son causadas por **desgaste de frenos, neumáticos y la resuspensión** de PM del firme de rodadura, es fundamental fomentar estilos de **conducción sostenible**, así como invertir en un buen **mantenimiento de vehículos**, con ITV más restrictivas en cuanto emisiones de contaminantes urbanos, como PM y NOx.

Los **incentivos fiscales** deben evitar efectos regresivos y garantizar que **beneficien a todos los segmentos de la población** (especialmente a los más vulnerables), mediante **subvenciones dirigidas** según los ingresos. Los incentivos deben compaginarse con la aplicación de impuestos sobre combustibles en función de su impacto ambiental, y la introducción de tasas de acceso urbano. Los incentivos pueden enfocarse en diferentes campos: compra de vehículos ecoeficientes, con deducciones para empresas que inviertan en una flota de transporte sostenible, subvenciones o bonos de transporte público colectivo, tarifas de tasas de acceso y aparcamiento reducidos para vehículos menos contaminantes.

Otro sector en donde es interesante hacer un cambio es en los vehículos de la **recogida de residuos**, típicamente propulsados por diésel, dado que tienen un impacto elevado en la contaminación del aire urbano, por lo que se hace necesario apostar por la **renovación de la flota**, para que sea más ecoeficiente, trazar **rutas dinámicas optimizadas** y usar **contenedores inteligentes** que permitan conocer el estado de los mismos y si están listos para ser vaciados. Finalmente, también en este sector es necesario un mantenimiento de vehículos, que permitan minimizar la contaminación.

También es importante apostar por una **limpieza viaria** que ayude a eliminar el PM producido por el polvo de rodadura y desgaste de ruedas y asfalto: la combinación de barrido mecánico mediante **barredoras de aire regenerativo** y, especialmente, **baldeo con agua freática** puede reducir diariamente entre un 7 % y un 10 % las emisiones de polvo del viario. Para maximizar su eficacia, estas operaciones deben programarse antes de la hora punta de tráfico matinal (4:00–5:00 h), especialmente en periodos secos o tras más de 10 días sin precipitaciones. Asimismo, el buen estado del firme viario resulta crucial para limitar la generación de partículas derivadas de su desgaste. Para reducir este PM de rodadura se aconseja reducir la velocidad de 50 a 30 km/h en cañones urbanos.

Finalmente, es necesario **sensibilizar** a la población sobre una movilidad sostenible, y así reducir el impacto del tráfico rodado, mediante programas integrales que combinen educación, comunicación y participación ciudadana. Las campañas deben acompañarse de **información clara, incentivos, alternativas reales de transporte** y procesos participativos, además de potenciar su impacto mediante la **repetición constante de los mensajes** y la **adaptación a los diferentes grupos** destinatarios:

- Programas educativos en **centros escolares y comunitarios (movilidad sostenible**, incentivar el uso de la bicicleta).
- **Campañas de concienciación pública multicanal.**
- Ofrecer **formación y capacitación específica** (como cursos de conducción ecológica, formación continua en empresas para promover planes de movilidad laborales).
- Establecer **incentivos y recompensas para conductas sostenibles.**
- Promover la **participación ciudadana y colaboración multisectorial.**

- Participar en iniciativas como la **Semana Europea de la Movilidad**.
- **Dar ejemplo desde la administración pública y el sector empresarial.**

Entre los ejemplos más destacados de integración de medidas tecnológicas, fiscales y urbanas, se encuentran ciudades como Oslo, donde la electrificación del parque móvil se ha combinado con la reorganización del espacio público y una red de transporte colectivo eficiente, alcanzando reducciones sostenidas de CO₂ y NO_x desde 2009. En Barcelona, los proyectos de pacificación de entornos escolares y las zonas de bajas emisiones se articulan con planes de electrificación del puerto y campañas escolares, logrando beneficios combinados en salud humana y reducción de emisiones. Estos casos demuestran que, para maximizar el impacto de las medidas sobre el tráfico, es imprescindible abordarlas en conjunto con un rediseño urbano que recupere el espacio público para usos sostenibles y saludables.

Todas estas mejoras propuestas, tanto en mejora del transporte público, como en regulación del tráfico, y todas las que acabamos de mencionar, se pueden llevar a cabo de una forma más eficiente si se realiza conjuntamente una inversión en mejorar el rediseño urbano, del que hablaremos a continuación.

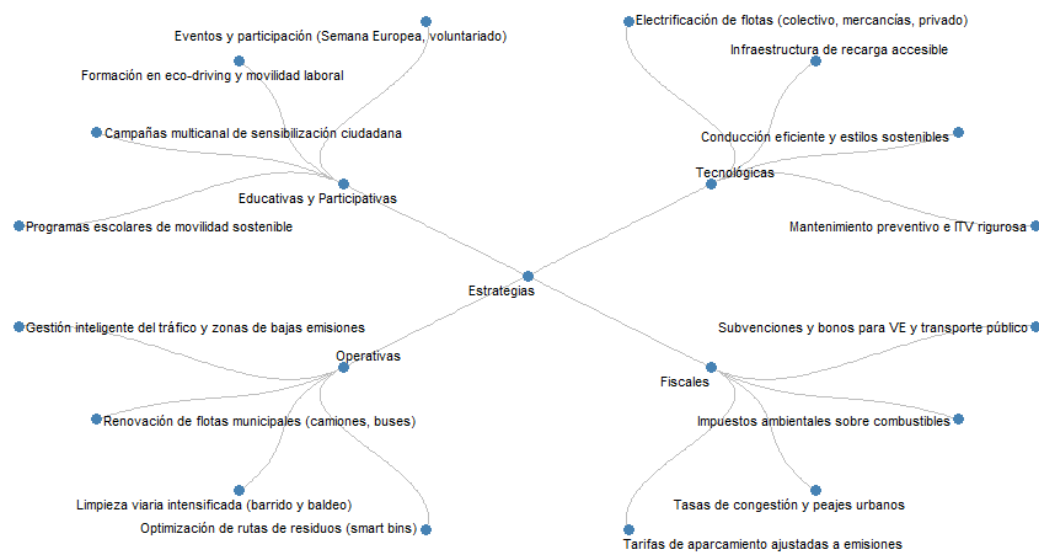


Figura 5.27. Esquema resumen de otras medidas sobre el tráfico rodado.

5.6.5 Rediseño urbano

Los resultados presentados evidencian el potencial del rediseño físico del entorno urbano como herramienta efectiva para mejorar la calidad del aire y reducir el tráfico motorizado en áreas urbanas. A diferencia de las estrategias basadas en gestión del tráfico (como tasas de acceso o ZBE), estas intervenciones se centran en **reorganizar el espacio público** para priorizar la movilidad activa, reducir la exposición de la ciudadanía al tráfico y fomentar usos urbanos de proximidad.

Experiencias como los ejes verdes de Barcelona o los Superbloques de Vitoria-Gasteiz han demostrado reducciones sustanciales en contaminantes como NO₂ (–25 % en Sant Antoni,

Barcelona) o emisiones locales de CO₂ y NO_x (–42 %), junto a una disminución del tráfico interno superior al 90 % en algunos casos. Ciudades como París, han logrado una reducción acumulada del tráfico del 45 % desde 2011, acompañada de una disminución estimada del 40 % en los niveles de NO_x. En contextos más puntuales, como las calles escolares en Londres, la aplicación de filtros modales ha permitido reducir la exposición a NO₂ en horarios críticos en más de un 20 %, al tiempo que aumenta la proporción de desplazamientos activos (Figura 5.28).

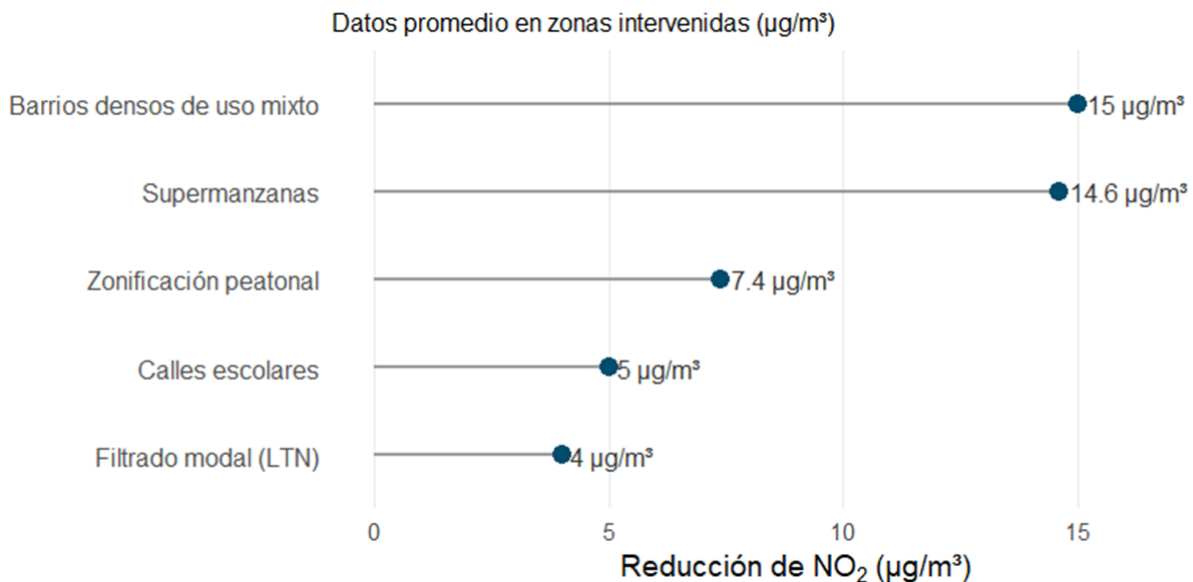


Figura 5.28. Efectos en reducción de niveles de NO₂ de diferentes modelos de rediseño urbano.

Estas transformaciones urbanas comparten un **enfoque estructural**: redistribuir el espacio viario, ecologizar el entorno y reforzar la conectividad a pie y en bicicleta, lo que ha derivado no solo en mejoras ambientales, sino también en beneficios en salud humana, seguridad vial y habitabilidad. Los resultados analizados refuerzan así la utilidad del rediseño urbano como política de mejora estructural de la calidad del aire en las ciudades, especialmente cuando se aplica de forma integrada y con una visión de largo plazo. En definitiva, las **estrategias** más eficaces para reducir la exposición a la contaminación del tráfico en zonas sensibles combinan dos líneas de acción complementarias:

- **Reordenación del entorno urbano sensible:** consiste en transformar los espacios que rodean a escuelas, centros de salud, residencias de mayores y parques infantiles, aplicando intervenciones que disuadan la circulación motorizada y prioricen la salud humana. Entre ellas se incluyen:
 - Peatonalización de accesos.
 - Ampliación de aceras.
 - Incorporación de vegetación como filtro natural.
 - Reubicación de paradas de transporte o zonas de carga.
 - Reducción de carriles y/o velocidad.

- Control del estacionamiento en superficie.

Para que estas actuaciones sean efectivas, deben ir precedidas por una reducción global del tráfico y acompañarse de criterios de equidad territorial, priorizando también los barrios más vulnerables.

- **Planificación preventiva y adaptativa:** implica evitar la implantación de nuevas instalaciones sensibles en proximidad a ejes viarios de alta densidad, optando por ubicaciones más protegidas o ambientalmente favorables. Este enfoque debe complementarse con un diseño consciente de los recorridos peatonales y ciclistas —especialmente los escolares—, teniendo en cuenta la orientación de los vientos, la morfología urbana y las dinámicas locales de dispersión de contaminantes.

Para aplicar estrategias de rediseño urbano que permitan mejorar la calidad del aire en las ciudades hay que centrarse por un lado en:

- **Aumentar la distancia entre los ciudadanos y las vías de tráfico,** procurando:
 - Descongestionar las zonas más sensibles (escuelas, centros de salud, geriátrico, parques infantiles y deportivos) mediante peatonalizaciones, ampliación de aceras, incorporación de vegetación, reubicación de paradas de autobús o zonas de carga, disminución de carriles o velocidad, y ubicación periférica de los aparcamientos con criterios de equidad territorial, alcanzando también a barrios con menos recursos.
 - También es necesaria una planificación urbana preventiva, y que las nuevas instalaciones que se construyan no se ubiquen próximas a zonas sensibles.
- Todo lo anterior debe combinarse con el diseño de **barrios densos** (lo que en algunos estudios y contextos se ha denominado Ciudades de 15 minutos), donde se debe apostar por el uso mixto del suelo (integrar viviendas, comercios, escuelas y servicios básicos en radios de 800-1.000 metros, priorizando la accesibilidad peatonal y ciclista) y desarrollar centros urbanos alrededor de estaciones de metro o autobús.
- Es útil utilizar mapas para identificar áreas con déficit de servicios y redistribuirlos así equitativamente.
- También es necesario integrar la **ecologización de espacios públicos** de forma que se produzca una conversión de plazas y calles (por ejemplo, reemplazar plazas de aparcamiento con corredores verdes, jardines pluviales y áreas de sombra) en zonas peatonalizadas, por lo que debe acompañarse de una restricción de vehículos (sobre todo los más contaminantes) e instalar infraestructuras multifuncionales, que ayuden a dispersar la contaminación y a reducir el efecto isla calor.
- Finalmente, es necesario apostar por un **transporte activo**, mediante la creación de redes ciclistas protegidas, es decir, construir carriles bici segregados del tráfico motorizado y con prioridad en semáforos, ampliar aceras, bien iluminadas y añadiendo mobiliario urbano (bancos, fuentes) para favorecer el uso por parte de los peatones. Seguir los criterios de Amato et al. (2019) para alejar los peatones y los ciclistas del tráfico rodado y ubicar vías peatonales y carriles bici teniendo en cuenta distancias al tráfico y direcciones del viento.
- Todas estas estrategias de rediseño urbano suelen funcionar mejor si se implementan planes de **participación ciudadana**.

6. CONSIDERACIONES FINALES

A lo largo de esta guía se han analizado en profundidad las principales fuentes de emisiones del tráfico rodado, las normativas vigentes, así como un amplio abanico de medidas para mitigar su impacto sobre la calidad del aire. Esta sección final tiene como objetivo sintetizar los aprendizajes clave, destacar las interrelaciones entre las distintas estrategias abordadas y ofrecer una visión integradora que sirva como orientación para la implementación efectiva de políticas de movilidad sostenible. Asimismo, se plantean reflexiones sobre los desafíos pendientes y se subraya la importancia de una coordinación institucional, técnica y social para avanzar hacia entornos urbanos más saludables y conseguir una mayor satisfacción de la población respecto a la calidad del aire de sus ciudades (Figura 6.1). Las recomendaciones específicas para cada área de trabajo se pueden encontrar resumidas al final de cada sección.

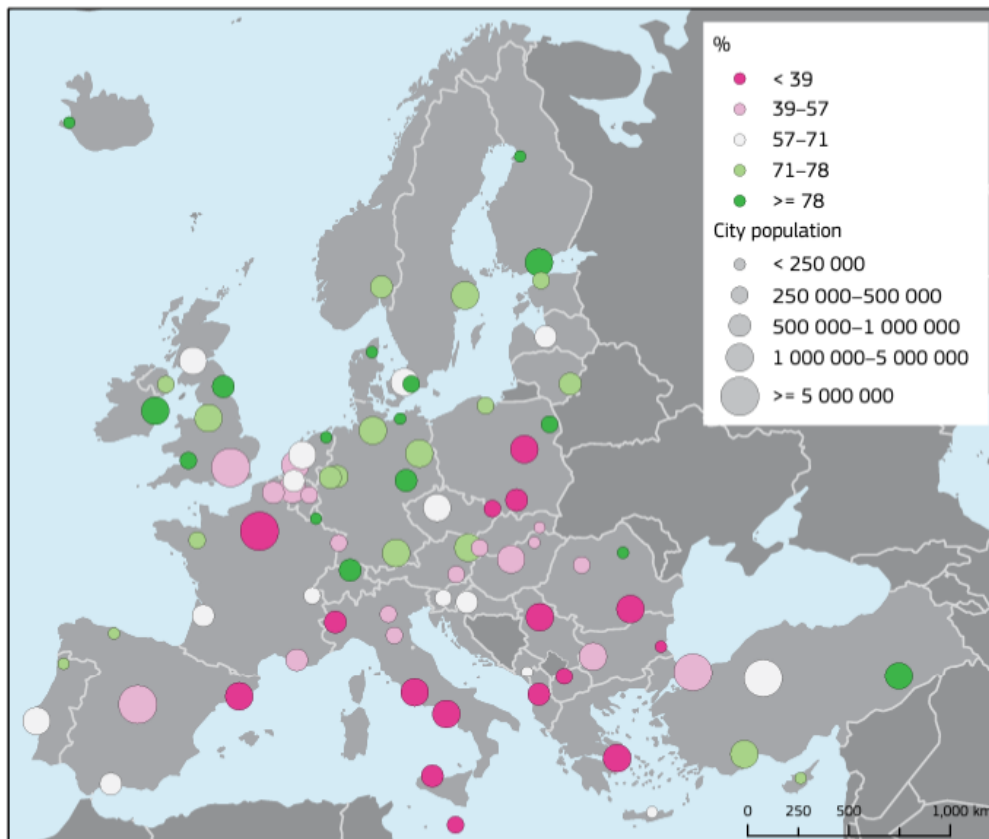


Figura 6.1. Satisfacción de la población con la Calidad del aire en sus ciudades (CE, 2024a).

Se han cartografiado sistemáticamente las intervenciones políticas urbanas dirigidas a las emisiones del tráfico y la contaminación atmosférica, proporcionando valiosos recursos a los responsables políticos (Khreis et al., 2023).

La evidencia presentada demuestra que no existe una solución única para reducir la contaminación atmosférica asociada al tráfico rodado. Las actuaciones más eficaces son aquellas que combinan

intervenciones estructurales, como la mejora del transporte público y el rediseño urbano, con medidas de regulación directa, como las Zonas de Bajas Emisiones (ZBE) o la fiscalidad ambiental. El éxito de estas políticas depende en gran medida de su integración dentro de planes más amplios de movilidad y planificación urbana, así como de su adaptación al contexto específico de cada ciudad o área metropolitana (Tabla 6.1).

Tabla 6.1. Desafíos clave en la mejora de la calidad del aire por tráfico rodado.

CATEGORÍA	DESAFÍO	DESCRIPCIÓN DEL RETO
Ambiental	Cumplimiento normativo	Adaptarse a los nuevos límites europeos y guías OMS (2021) exige actuaciones más estrictas, especialmente en NO ₂ y PM
Ambiental	Control del O₃ troposférico	Reducir NOx sin controlar COVs puede incrementar O ₃ ; se requiere un enfoque integrado que aborde ambos contaminantes
Ambiental	Planificación urbana protectora	El diseño urbano debe minimizar la exposición de grupos vulnerables (niños, mayores, enfermos...) mediante filtros verdes, distancias al tráfico y rediseños
Implementación	ZBE	Las ZBE deben aplicarse con ambición y coherencia respecto a otros planes como PMUS o PMCA, evitando soluciones superficiales
Implementación	Evaluación y coordinación	Falta seguimiento sistemático, coordinación entre políticas y participación ciudadana; se requiere un enfoque transversal y evaluable.

Del mismo modo, es crucial reforzar la evaluación continua del impacto de las medidas aplicadas (Tabla 6.2). Para ello, resulta imprescindible disponer de sistemas robustos de monitorización de emisiones e inmisiones, junto con indicadores de salud humana y movilidad. Esta evaluación debe permitir reajustar las estrategias en función de su efectividad real, promoviendo un enfoque dinámico y basado en evidencia. Solo mediante un compromiso sostenido, una planificación coherente y una participación activa de todos los actores implicados será posible avanzar hacia una movilidad urbana verdaderamente sostenible y compatible con los objetivos de calidad del aire y justicia ambiental.

Tabla 6.2. Resumen de las medidas propuestas para mejorar la calidad del aire.

Medida propuesta	Acciones necesarias	Sinergias clave
Optimización del transporte público	Aumentar frecuencias, crear nuevos corredores, intermodalidad y prioridad semafórica.	Es necesaria para el éxito de peajes, restricciones de aparcamiento y ZBE.
Aparcamientos disuasorios	Ubicar en periferia conectados con transporte público y con servicios básicos.	Funciona en tándem con restricciones de acceso y mejora del transporte público.
Tasas de acceso urbano	Diseñar tarifas equitativas que disuadan el uso innecesario del coche.	Depende de una buena red de transporte público y aparcamientos disuasorios.
Restricciones de aparcamiento	Tarifas dinámicas, plazas limitadas en zonas sensibles, control digital.	Complementa teletrabajo, aparcamientos disuasorios y rediseño urbano.
Fomento del teletrabajo	Impulsar acuerdos laborales y facilitar infraestructuras para trabajo remoto.	Refuerza la eficacia de restricciones de tráfico y uso del transporte público.
Zonas de Bajas Emisiones (ZBE)	Definir perímetros, señalización, vigilancia, gradualidad por etiquetas ambientales.	Requiere coordinación con regulación de acceso, mejorar el transporte público, fiscalidad y aparcamientos disuasorios.
Gestión logística urbana (DUM)	Implantar <i>microhubs</i> , horarios inteligentes, vehículos eléctricos y sistemas de control.	Está vinculada con electrificación, fiscalidad y ordenación del reparto urbano.
Regulación de taxis y VTC	Priorizar servicios compartidos, zonas de carga, flota menos contaminante.	Complementaria con ZBE, control de tráfico y planificación metropolitana.
Electrificación del transporte	Renovar flotas públicas y privadas, invertir en recarga, aplicar normativas exigentes.	Depende de ZBE, logística y VTC limpia y medidas fiscales para flotas.
Incentivos fiscales verdes	Bonificaciones por renovación, penalizaciones al uso intensivo y contaminante.	Complementa electrificación, ZBE y fiscalidad logística.
Barrios densos de uso mixto	Reorganizar equipamientos básicos para garantizar accesibilidad a pie o en bici.	Conecta con fomento del transporte activo, y equipamientos distribuidos.
Ecologización del espacio público	Crear corredores verdes, supermanzanas y muros vegetales en calles y plazas.	Vinculada a transporte activo y ciudades de 15 minutos.
Fomento del transporte activo	Desarrollar red ciclista protegida y conectada, peatonalización con mobiliario urbano.	Dependencia del rediseño urbano.
Sensibilización y educación ambiental	Campañas continuas, participación comunitaria, acciones escolares y formativas.	Apoya todas las medidas facilitando su aceptación e integración local.

7. REFERENCIAS

- Abad, J., Moleres, C., Dobrusky, F., Pérez Martín, J., Sánchez, J., Fiadone, R., Suyai Mendiberri, L., Fulponi, J.I., Parisi, M., Spadaro, P., Pipicello, T., 2022. Distribución urbana de mercancías en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires: propuestas para la innovación en políticas públicas en infraestructura, marco regulatorio y procesos logísticos, Banco Interamericano de Desarrollo, <https://doi.org/10.18235/0004466>
- Abilov, A. Z., Anzorova, M.A., Bityukova, V.R., Makhrova, A., Khojikov, A. V., Yaskevich, V.V., 2021. Planning Structure As A Road Traffic Pollution Differentiation Factor: A Case Study Of Nur-Sultan, Geography, Environment, Sustainability, 14, 3, <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2021-061>
- Aboushaqrah, N.M., Onat, N.C., Kucukvar, M., Hamouda, A.M.S., Kusakci, A.O., Ayvaz, B., 2021, Selection of alternative fuel taxis: a hybridized approach of life cycle sustainability assessment and multi-criteria decision making with neutrosophic sets, International Journal of Sustainable Transportation, 16(5):1-14, <http://dx.doi.org/10.1080/15568318.2021.1943075>
- Accorinti, J., Allende, D., Puliafito, S.E., 2023. The impact on air quality of PM10 emissions from the bus fleet of Buenos Aires City, Springer Nature Applied Sciences, 5, 6 (2023). <https://doi.org/10.1007/s42452-022-05231-5>
- AECA-ITV, 2023. Contribución de la Inspección Técnica de Vehículos (ITV) a la seguridad vial y al medioambiente, <https://www.aeca-itv.com/wp-content/uploads/2022/07/Diptico-Estudio-UC3M-Contribucio%CC%81n-ITV.pdf>
- AECA-ITV, 2024. La ITV reduce cada año la emisión de casi 40 mil toneladas de partículas contaminantes al medio ambiente, <https://www.aeca-itv.com/sala-de-prensa/noticia/la-itv-reduce-cada-ano-la-emision-de-casi-40-mil-toneladas-de-particulas-contaminantes-al-medio-ambiente/>
- Agencia andaluza de energía, 2021. Plan de Comunicación, Divulgación y Sensibilización, Ayuntamiento de Roquetas de Mar, <https://roquetasdemar.es/wp-content/uploads/2021/03/Propuestas-comunicacion-9.pdf>
- Air Quality Consultants, 2021. Air Quality Monitoring Study: London School Streets, Mayor of London, https://www.london.gov.uk/sites/default/files/school_streets_monitoring_study_march21.pdf
- AIRUSE, 2013. The scientific basis of street cleaning activities as road dust mitigation measure, https://www.airuse.eu/wp-content/uploads/2013/11/B7-3-ES_road-cleaning.pdf
- AIRUSE, 2016. REPORT ON TRAFFIC SOURCES CONTRIBUTION, Report 12, https://airuse.eu/wp-content/uploads/2013/11/R12_AIRUSE-Report-on-traffic-sources-contribution.pdf
- AIRUSE, 2017. Measures to improve urban air quality, Ed. X. Querol and F. Amato, 175 pp, ISBN: 978-84-697-5499-3, <https://www.cleanaircities.net/>
- Ajuntament de Barcelona, 2019. Pla de Mobilitat Document de síntesi Ciutat Vella 2018-2024, p. 53, https://ajuntament.barcelona.cat/ciutatvella/sites/default/files/documents/pmd_cv_afsenselin_iestall_reduit-1.pdf
- Ajuntament de Barcelona, 2020. Diagnosi estratègica dels impactes sobre el teixit econòmic de les futures transformacions urbanes al districte de l'Eixample, <http://hdl.handle.net/11703/122814>
- Ajuntament de Barcelona, 2022. Informe d'implantació i seguiment de la ZBE, <https://ajuntament.barcelona.cat/premsa/wp-content/uploads/2022/03/Informe-implantacio-ZBE-VFFFdef.pdf>

- Ajuntament de Barcelona, 2023a. Estrategia para la mejora de la distribución urbana de mercancías, <https://www.barcelona.cat/mobilitat/es/servicios/distribucion-urbana-de-mercancias-dum/estrategia-para-la-mejora-de-la-distribucion-urbana>
- Ajuntament de Barcelona, 2023b. Pla especial d'usos d'activitats vinculades al repartiment a domicili [Aprovació definitiva], Butlletí Oficial de la Província de Barcelona, 202310043870, <https://bop.diba.cat/anunci/3405790/aprovacio-definitiva-del-pla-especial-d-usos-d-activitats-vinculades-al-repartiment-a-domicili-ajuntament-de-barcelona>
- Albalate, D. and Gragera, A., 2020. The impact of curbside parking regulations on car ownership, *Regional Science and Urban Economics*, 81, 103518, <https://doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2020.103518>
- Albalate, D., Fageda, X., Tarrés, M., 2023. El papel de las VTC y taxi en la implementación y extensión de las Zonas de Bajas Emisiones, Universitat de Barcelona, https://www.ub.edu/oap/wp-content/uploads/2023/06/Informe-final-ZBE_def.pdf
- Albalate, D., Borsati, M., Gragera, A., 2024. Free rides to cleaner air? Examining the impact of massive public transport fare discounts on air quality, *Economics of Transportation*, 40, 100380, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecotra.2024.100380>
- Alemi, F., Rodier, C., Drake, C., 2018. Cruising and on-street parking pricing: A difference-in-difference analysis of measured parking search time and distance in San Francisco, *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 111, 187-198, <https://doi.org/10.1016/j.tra.2018.03.007>
- Alexander, D., Schwandt, H., 2019. The Impact of Car Pollution on Infant and Child Health: Evidence from Emissions Cheating (REVISED November 2019), Federal Reserve Bank of Chicago, Working Papers, 2019-04, <https://www.chicagofed.org/publications/working-papers/2019/2019-04>
- ALICE, 2022. Urban Freight, Research and Innovation Roadmap, Alliance for Logistics innovation through Collaboration in Europe, <https://www.etp-logistics.eu/wp-content/uploads/2022/08/Urban-Freight-Roadmap.pdf>
- Amato, F., Karanasiou, A., Cordoba, P., Alastuey, A., Moreno, T., Lucarelli, F., Nava, S., Calzolari, G., Querol, X., 2014. Effects of Road Dust Suppressants on PM Levels in a Mediterranean Urban Area, *Environmental Science & Technology*, 48 (14), 8069-8077, <https://doi.org/10.1021/es502496s>
- Amato, F., Alastuey, A., Karanasiou, A., Lucarelli, F., Nava, S., Calzolari, G., Severi, M., Becagli, S., Gianelle, V. L., Colombi, C., Alves, C., Custódio, D., Nunes, T., [...] and Querol, X., 2016. AIRUSE-LIFE+: a harmonized PM speciation and source apportionment in five southern European cities. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 3289–3309, <https://doi.org/10.5194/acp-16-3289-2016>
- Amato, F., 2018. Non-exhaust emissions : an urban air quality problem for public health; impact and mitigation measures, London: Academic Press, an imprint of Elsevier, 330 pp, ISBN 9780128117514, <https://searchworks.stanford.edu/view/12366049>
- Amato, F., Rivas, I., Viana, M., Moreno, T., Bouso, L., Reche, C., Àlvarez-Pedrerol, M., Alastuey, A., Sunyer, J., Querol, X., 2019. Sources of indoor and outdoor PM_{2.5} concentrations in primary schools, *Science of The Total Environment*, 490, 757-765, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.051>
- AMB, 2023. MPGM en relació amb la regulació del sistema d'equipaments comunitaris (clau 7). Aprovació definitiva del 12 de desembre de 2023, Àrea Metropolitana de Barcelona, <https://www.amb.cat/web/territori/urbanisme/planejament-urbanistic/detall/->

- /plaurbanistic/mpgm-en-relacio-amb-la-regulacio-del-sistema-d-equipaments-comunitaris/14964425/11656
- Angelevska, B. and Atanasova, V., 2017. Urban transport planning as a support to air pollution control, *Machines. Technologies. Materials*, 11, 2, 70-73, <https://stumejournals.com/journals/mtm/2017/2/pdf>
- Antún, J.P., 2013. Distribución urbana de mercancías: Estrategias con centros logísticos, Banco Interamericano de Desarrollo, <https://doi.org/10.18235/0009989>
- APBA, 2024. Estadísticas Puerto de Algeciras, <https://www.apba.es/estadisticas>
- Arango Serna, M.D., Gómez Marín, C.G., Serna Urán, C.A., 2017. Modelos logísticos aplicados en la distribución urbana de mercancías, *Revista EIA*, 14, 57-76, <https://doi.org/10.24050/reia.v14i28.1055>
- ARB, 2025. Clean Truck Check, California Air Resources Board, <https://ww2.arb.ca.gov/our-work/programs/CTC>
- Aria Technologies, 2000. Bilan Environnemental du transport de marchandises en ville. Agglomération de Marseille, Rapport pour le compte de l'ADEME et d'EDF, novembre, 70 p. + annexes
- Armengol, J.M., Carnerero, C., Rames, C., Criado, A., Borge-Holthoefer, J., Soret, A., Solé-Ribalta, A., 2024. City-scale assessment of pedestrian exposure to air pollution: A case study in Barcelona, *Urban Climate*, 58, 102183, <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2024.102183>
- Aroloye, A., 2023. Parking Policies to Reduce Car Use and Congestion in Urban Areas, School of Transportation Sciences, Master of Transportation Sciences, Master's thesis, <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4605119>
- ARUP. 2019. Cities Alive: Designing for Ageing Communities, <https://www.arup.com/insights/cities-alive-designing-for-ageing-communities/>
- Asepeyo, 2024. Buenas prácticas para la prevención y el control de los accidentes laborales viales, <https://prevencion.asepeyo.es/wp-content/uploads/R1E23332V02-Buenas-practicas-Seguridad-Vial.pdf>
- Asepeyo, 2025. Planes de movilidad, una necesidad en su empresa <https://prevencion.asepeyo.es/campanas-prevencion/planes-de-movilidad-una-necesidad-en-su-empresa/>
- Askariyeh, M.H., Vallamsundar, S., Farzaneh, R., 2018. Investigating the Impact of Meteorological Conditions on Near-Road Pollutant Dispersion between Daytime and Nighttime Periods, *Transportation Research Record Journal of the Transportation Research Board*, 2672(1):036119811879696, <http://dx.doi.org/10.1177/0361198118796966>
- Assmann, T., Lang, S., Müller, F., Schenk, M., 2020. Impact Assessment Model for the Implementation of Cargo Bike Transshipment Points in Urban Districts, *Sustainability* 2020, 12(10), 4082; <https://doi.org/10.3390/su12104082>
- AUE, 2019. Favorecer la proximidad y la movilidad sostenible, Agenda Urbana Española, https://www.aue.gob.es/recursos_aue/03_oe_05.pdf
- Backes, A.M., Aulinger, A., Bieser, J., Matthias, V., Quante, M., 2016. Ammonia emissions in Europe, part II: How ammonia emission abatement strategies affect secondary aerosols, *Atmospheric Environment*, 126, 153-161, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.11.039>
- Badia, A., Langemeyer, J., Codina, X., Gilabert, J., Guilera, N., Vidal, V., Segura, R., Vives, M., Vilalba, G., 2021. A take-home message from COVID-19 on urban air pollution reduction through mobility

- limitations and teleworking, *npj Urban Sustain*, 1, 35, <https://doi.org/10.1038/s42949-021-00037-7>
- Baghestani, A., Tayarani, M., Allahviranloo, M., Gao, H.O., 2020. Evaluating the Traffic and Emissions Impacts of Congestion Pricing in New York City, *Sustainability*, 12, 3655, <https://doi.org/10.3390/su12093655>
- Baghestani, A., Tayarani, M., Allahviranloo, M., Nadafianshahamabadi, R., Kucheva, Y., Mamdoohi, A.R., Gao, H.O., 2022. New York City cordon pricing and its impacts on disparity, transit accessibility, air quality, and health, *Case Studies on Transport Policy*, 10, 1, 485-499, <https://doi.org/10.1016/j.cstp.2022.01.009>
- Baker, N. and Weedon, A., 2023. What is the «15-minute city» conspiracy theory? ABC News, <https://www.abc.net.au/news/2023-02-27/the-15-minute-city-conspiracy/102015446>
- Banister, D. and Finch, E., 2011. Urban Transport and the Environment, London, UK, Case study prepared for Global Report on Human Settlements 2013, https://unhabitat.org/sites/default/files/2013/06/GRHS.2013.Case_Study_London.UK_.pdf
- Barán, B., Beverungen, D., Müller, O., 2017. An open-data approach for quantifying the potential of taxi ridesharing, *Decision Support Systems*, 99, 86-95, <https://doi.org/10.1016/j.dss.2017.05.008>
- Barwise, Y., and Kumar, P., 2020. Designing vegetation barriers for urban air pollution abatement: a practical review for appropriate plant species selection, *npj Clim Atmos Sci* 3, 12, <https://doi.org/10.1038/s41612-020-0115-3>
- Bigazzi, A., and Wong, K., 2020. Electric bicycle mode substitution for driving, public transit, conventional cycling, and walking, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 85, 102412, <https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102412>
- Bel, G. and Holst, M., 2018. Evaluation of the impact of Bus Rapid Transit on air pollution in Mexico City, *Transport Policy*, 63(C), 209-220, <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2018.01.001>
- Bell, S., Gower, S., Lachapelle, B., Morgan, C., Drew, K., Macfarlane, R., Campbell, M., 2017. Avoiding the TRAP: Traffic-Related Air Pollution in Toronto and Options for Reducing Exposure, Technical Report, City of Toronto, <https://www.toronto.ca/legdocs/mmis/2017/pe/bgrd/backgroundfile-108667.pdf>
- Bernardo, V., Fageda, X., Flores-Fillol, R., 2021. Pollution and congestion in urban areas: The effects of low emission zones, *Economics of Transportation*, 26–27, 100221, <https://doi.org/10.1016/j.ecotra.2021.100221>
- Bessagnet, B., Belis, C. A., Crippa, M., Dentener, F., van Dingenen, R., Thunis, P., 2024. Trends of methane emissions and their impact on ozone concentrations at the European and global levels, European Commission: Joint Research Centre, Publications Office of the European Union, <https://data.europa.eu/doi/10.2760/376659>
- Bi, S., Hu, J., Shao, L., Feng, T., Appolloni, A., 2024. Can public transportation development improve urban air quality? Evidence from China, *Urban Climate*, 54, 101825, <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2024.101825>
- Bigazzi, A.Y., and Rouleau, M., 2017. Can traffic management strategies improve urban air quality? A review of the evidence, *Journal of Transport & Health*, 7, Part B, 111-124, <https://doi.org/10.1016/j.jth.2017.08.001>
- BOCG, 2023. PROYECTO DE LEY 121/000136 Proyecto de Ley de Movilidad Sostenible, Boletín oficial de las Cortes Generales, Congreso de los Diputados, https://www.congreso.es/public_oficiales/L14/CONG/BOCG/A/BOCG-14-A-136-1.PDF

- Bonn, B., Schneidemesser, E., Andrich, D., Quedenau, J., Gerwig, H., [...] & Lawrence, M.G., 2016. BAERLIN2014 – the influence of land surface types on and the horizontal heterogeneity of air pollutant levels in Berlin, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 16(12):7785–7811, <http://dx.doi.org/10.5194/acp-16-7785-2016>
- Borck, R., 2019. Public transport and urban pollution, *Regional Science and Urban Economics*, 77, 356-366, <https://doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2019.06.005>
- Borge García, R., 2024. Tráfico rodado en la calidad del aire urbano en Europa, Fundación Repsol, <https://openroom.fundacionrepsol.com/es/contenidos/trafico-rodado-en-la-calidad-del-aire-urbano-en-europa/>
- Börjesson, M., Kristoffersson, I., 2015. The Gothenburg congestion charge. Effects, design and politics, *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 75, 134-146, <https://doi.org/10.1016/j.tra.2015.03.011>
- Boriboonsomsin, K. and Barth, M., 2008. Impacts of freeway high-occupancy vehicle lane configuration on vehicle emissions, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 13, 2, 112-125, <https://doi.org/10.1016/j.trd.2008.01.001>
- Boucher, J. and Friot, D., 2017. Primary Microplastics in the Oceans: a Global Evaluation of Sources, *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources*, ISBN 978-2-8317-1827-9, <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>
- Bratman, G. N., Anderson, C. B., Berman, M. G., Cochran, B., [...] and Daily, G.C., 2019. Nature and mental health: An ecosystem service perspective, *Science Advances*, 5(7), <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0903>
- Broster, S., and Terzano, K., 2025. A systematic review of the pollution and health impacts of low emission zones, *Case Studies on Transport Policy*, 19, 101340, <https://doi.org/10.1016/j.cstp.2024.101340>
- Butler, T., Lupascu, A., Nalam, A., 2020. Attribution of ground-level ozone to anthropogenic and natural sources of nitrogen oxides and reactive carbon in a global chemical transport model, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20, 17, 10707–10731, <https://doi.org/10.5194/acp-20-10707-2020>
- BYCS, 2023. Calles escolares para modelar ciudades adecuadas para los niños: Un breve repaso de las mejoras en seguridad, calidad del aire, desplazamientos activos y bienestar comunitario generadas por intervenciones en Europa y en todo el mundo, Campaña Clean Cities, <https://spain.cleancitiescampaign.org/wp-content/uploads/2023/09/informe-calles-escolares.pdf>
- C40Cities, 2015. El Área C de Milán reduce la contaminación del tráfico y transforma el centro de la ciudad, <https://www.c40.org/es/case-studies/milan-s-area-c-reduces-traffic-pollution-and-transforms-the-city-center/>
- Cadena Ser, 2025. La empresa de limpieza de Getafe licita la adquisición de camiones de recogida de basura de gas natural, https://cadenaser.com/cmadrid/2025/04/15/la-empresa-de-limpieza-de-getafe-licita-la-adquisicion-de-camiones-de-recogida-de-basura-de-gas-natural-ser-madrid-sur/?utm_source=chatgpt.com
- Caicedo, F., Lopez-Ospin, H., Pablo-Malagrida, R., 2016. Environmental repercussions of parking demand management strategies using a constrained logit model, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 48, 125-140, <https://doi.org/10.1016/j.trd.2016.08.014>

- Calatayud, V., Diéguez, J.J., Agathokleous, E., Sicard, P., 2023. Machine learning model to predict vehicle electrification impacts on urban air quality and related human health effects, *Environmental Research*, 228, 115835, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115835>
- Callahan, S., and Mischkowksi, N., 2022. Superblocks, Can redesigning our streets create healthier, greener cities?, *NetZeroCities*, <https://netzerocities.app/resource-casestudy-2766>
- Cámara Valencia, 2024. Promoviendo la movilidad sostenible: Estrategias para un ayuntamiento, Oficina de sostenibilidad de la Cámara de Valencia, <https://negociosostenible.camaravalencia.com/ambiental/tendencias/promoviendo-la-movilidad-sostenible-estrategias-para-un-ayuntamiento/>
- Carslaw, D.C., Murrells, T.P., Andersson, J., Keenan, M., 2016. Have vehicle emissions of primary NO₂ peaked?, *Faraday Discussions*, 189, 439-454, <https://doi.org/10.1039/C5FD00162E>
- CE, 2021. Oslo – Promoting Active Transport Modes, https://urban-mobility-observatory.transport.ec.europa.eu/resources/case-studies/oslo-promoting-active-transport-modes_en
- CE, 2022a. Study on New Mobility Patterns in European Cities, <https://transport.ec.europa.eu/system/files/2022-12/2022%20New%20Mobility%20Patterns%20in%20European%20Cities%20Task%20B%20Executive%20summary.pdf>
- CE, 2022b. Sustainable Transport Forum (STF), https://transport.ec.europa.eu/transport-themes/clean-transport/sustainable-transport-forum-stf_en
- CE, 2024a. Report on the quality of life in European cities, 2023, Publications Office of the European Union in Luxembourg, 112p, ISBN 978-92-68-07782-5, https://ec.europa.eu/regional_policy/sources/reports/qol2023/2023_quality_life_european_cities_en.pdf
- CE, 2024b. Cien ciudades climáticamente neutras para 2030: por y para los ciudadanos, https://research-and-innovation.ec.europa.eu/document/download/9ab6a1a5-c5fa-4b85-8953-6a387d0e065f_es?filename=ec_rtd_mission-cities-citizens-summary_es.pdf
- CE, 2025. Impact of driving conditions and driving behaviour, Comisión Europea, <https://wikis.ec.europa.eu/spaces/ULEV/pages/44142170/Impact+of+driving+conditions+and+driving+behaviour>
- CEDEX, 2017. Informe Técnico: Asistencia técnica en las tareas de implantación de la directiva marco de la estrategia marina, Estudio sobre identificación de fuentes y estimación de aportes de microplásticos al medio marino, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, https://www.MITERD.gob.es/content/dam/MITERD/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/23-414-5-010_informe_identificaciondefuentesyestimaciondeaportesdemicroplasticos_tcm30-486438.pdf
- Celering, 2024a. La Importancia de la Educación Vial en la Movilidad Urbana, <https://celering.com/la-importancia-de-la-educacion-vial-en-la-movilidad-urbana/>
- Celering, 2024b. La Importancia de la Educación y Concienciación en la Ley de Movilidad Sostenible, <https://celering.com/la-importancia-de-la-educacion-y-concienciacion-en-la-ley-de-movilidad-sostenible/>

- Celering, 2024c. Cómo Diseñar Ciudades para Fomentar el Transporte Activo, <https://celering.com/como-disenar-ciudades-para-fomentar-el-transporte-activo/>
- Celis-Morales, C. A., Lyall, D. M., Welsh, P., Anderson, J., Steell, L., Guo, Y., Maldonado, R., Mackay, D. F., Pell, J. P., Sattar, N., Gill, J. M. R., 2017. Association between active commuting and incident cardiovascular disease, cancer, and mortality: prospective cohort study, *BMJ* 2017;357:j1456, <https://doi.org/10.1136/bmj.j1456>
- CETMO, 1989. Prácticas logísticas empresariales y Zonas de Actividades Logísticas en España. Secretaría General Técnica del Ministerio de Transportes, Turismo y Comunicaciones, Madrid, 228 pp, ISBN 84-86918-22-7
- Chang, S.Y., Huang, J., Chaveste, M.R., Lurmann, F.W., Eisinger, D.S., Mukherjee, A.D., ERdakos, G.B., Alexander, M., Knipping, E., 2023. Electric vehicle fleet penetration helps address inequalities in air quality and improves environmental justice, *Communications Earth & Environment*, 4, 135 <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00799-1>
- Chen, F., Yin, Z., Ye, Y., Sun, D(J)., 2020. Taxi hailing choice behavior and economic benefit analysis of emission reduction based on multi-mode travel big data, *Transport Policy*, 97, 73-84, <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2020.04.001>
- Cheng, S., Zhang, J., Wang, Y., Zhang, D., Teng, G., Chang-Chien, G.P., Huang, Q., Zhang, Y.B. and Yan, P., 2019. Global Research Trends in Health Effects of Volatile Organic Compounds during the Last 16 Years: A Bibliometric Analysis, *Aerosol and Air Quality Research*, 19,1834-1843, <https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.06.0327>
- Choisdealbha, A.N., Timmons, S., Lunn, P.D., 2020. Experimental evidence for the effects of emissions charges and efficiency information on consumer car choices, *Journal of Cleaner Production*, 254, 120140, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120140>
- Chronopost-presse, 2018. Chronopost installe son nouvel Espace Logistique Urbain à Paris Bercy, <https://www.chronopost-presse.fr/news/chronopost-installe-son-nouvel-espace-logistique-urbain-a-paris-bercy/#:~:text=Concr%C3%A8tement%2C%20c%E2%80%99est%20une%20r%C3%A9duction%20de,d%E2%80%99azote%20et%20monoxyde%20de%20carbone>
- City of New York, 2024. Traffic rules, New York City Department of Transportation. <https://rules.cityofnewyork.us/wp-content/uploads/2024/03/Notice-of-Adoption-Pedal-Assist-Commercial-BicyclesFINAL-approved.pdf#:~:text=industry%20representatives%20and%20other%20local,mile%20delivery%20mode>
- CityHubs, 2021. DB Schenker Oslo City Hub, <https://cityhubs.no/2021/09/db-schenker-oslo-city-hub/?lang=en#:~:text=The%20centrally%20located%20terminal%20reduces,rational%20and%20efficient%20urban%20logistics>
- CITYlogin, 2025. Solución sostenible para la Distribución Urbana de Mercancías, <https://enertic.org/wp-content/uploads/2021/09/CITYlogin-Solucion-sostenible-para-la-Distribucion-Urbana-de-Mercancias.pdf#:~:text=EMISI%C3%93N%20UNIDAD%20TRADICIONAL%20CITYLOGIN%20AHORRO,resulta%20en%20un%20promedio%20de>
- Civitas, 2010a. Mejora de la calidad de los servicios de transporte público, Institute for Transport Studies, University of Natural Resources and Applied Life Sciences (BOKU),

https://civitas.eu/sites/default/files/civitas_ii_policy_advice_notes_11_public_transport_quality_es.pdf

Civitas, 2010b. Fomentar una nueva cultura de movilidad en las ciudades,

https://civitas.eu/sites/default/files/civitas_ii_policy_advice_notes_08_promotion_and_education_es.pdf

Civitas, 2020. Night delivery evaluations, https://civitas.eu/sites/default/files/eccentric_m7.4._night_delivery_evaluations.pdf

Civitas, 2022. Planning for attractive public transport, https://urban-mobility-observatory.transport.ec.europa.eu/system/files/2023-11/planning_for_attractive_public_transport.pdf

Civitas, 2024. Urban logistics, <https://civitas.eu/thematic-areas/urban-logistics>

Civitas, 2025. Importancia de las bicicletas para la creación de ciudades amables, inclusivas y sostenibles, https://www.MITERD.gob.es/content/dam/MITERD/es/ceneam/grupos-de-trabajo-y-seminarios/stars/12-bicicletada-creacion-ciudad-yolanda-rguez_tcm30-455519.pdf#:~:text=2%201,resultados%20y%20los%20que%20m%C3%A1s

Clean Cities, 2022. Las Zonas de Bajas Emisiones pueden reducir considerablemente los niveles de contaminación atmosférica, <https://ecodes.org/sala-de-prensa/notas-de-prensa/las-zonas-de-bajas-emisiones-pueden-reducir-considerablemente-los-niveles-de-contaminacion-atmosferica>

Clean Cities, 2024. Zonas de Bajas Emisiones: la guía esencial. Soluciones prácticas para autoridades locales, https://spain.cleancitiescampaign.org/wp-content/uploads/2024/10/Zonas-de-Bajas-Emisiones-la-guia-esencial_v3.pdf

Clean Cities Campaign and Transport & Environment, 2023. New evidence for EU clean air law (AAQD) revision: Air quality modelling shows significant air pollution cuts are possible thanks to low-and zero-emission zones, https://www.transportenvironment.org/uploads/files/2023_05_Factsheet_LEZ_ZEZ_modelling_AAQD_Final_2024-04-29-184740_ogqf.pdf

Cole-Hunter, T., Donaire-Gonzalez, D., Curto, A., Ambros, A., Valentin, A., Garcia-Aymerich, J., Martínez, D., Braun, L.M., Mendez, M., Jerrett, M., Rodriguez, D., de Nazelle, A., Nieuwenhuijsen, M., 2015. Objective correlates and determinants of bicycle commuting propensity in an urban environment, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 40, 132-143, <https://doi.org/10.1016/j.trd.2015.07.004>

Coloma, J.F., Garcia, M., Boggio-Marzet, A., Monzón, A., 2020. Developing Eco-Driving Strategies considering City Characteristics, *Journal of Advanced Transportation*, 1, 2083074, <https://doi.org/10.1155/2020/2083074>

Comune di Milano, 2024. Mi15 SPAZI E SERVIZI PER MILANO A 15 MINUTI, Avviso pubblico, <https://servizi.comune.milano.it/documents/20121/173139204/Avviso+pubblico+Mi15+07.08.2024+-+VERSIONE+VIGENTE.pdf/fdbf4d40-d8a4-5239-ed91-f5dde0403ff3?t=1723105302444>

Conama, 2023. Combina y muévete: 4 prácticas ejemplares de movilidad sostenible en la Unión Europea, <https://www.fundacionconama.org/4-practicas-de-movilidad-sostenible-en-la-ue/>

Concello de Pontevedra, 2023. PMUS Pontevedra, <https://pmus.pontevedra.gal/libro-pmus/>

Conte Keivabu, R., and Rüttenauer, T., 2022. London congestion charge: the impact on air pollution and school attendance by socioeconomic status, *Population and Environment*, 43, 576–596, <https://doi.org/10.1007/s11111-022-00401-4>

- Croci, E., and Ravazzi Douvan, A., 2016. Urban Road Pricing: A Comparative Study on the Experiences of London, Stockholm and Milan, Bocconi IEFE Centre for Research on Energy and Environmental Economics and Policy, Working Paper series ISSN 1973-0381, <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2737373>
- Crosas Armengol, C., and Gómez Escoda, E.M., 2024. Metro·Mix: proximidad y mixticidad para una ciudad saludable, Málaga: Recolectores Urbanos (RU editorial), ISBN 978-84-126610-9-5, <https://hdl.handle.net/2117/424272>
- Curto, A., de Nazelle, A., Donaire-Gonzalez, D., Cole-Hunter, T., Garcia-Aymerich, J., Martínez, D., Anaya, E., Rodríguez, D., Jerrett, M., Nieuwenhuijsen, M.J., 2016. Private and public modes of bicycle commuting: a perspective on attitude and perception, The European Journal of Public Health, 26(4):717-23, <https://doi.org/10.1093/eurpub/ckv235>
- D'orey, P.M., Fernandes, R., Ferreira, M., 2012. Reducing the environmental impact of taxi operation: The taxi-sharing use case, 12th International Conference on ITS Telecommunications, Taipei, Taiwan, 2012, pp. 319-323, <https://doi.org/10.1109/ITST.2012.6425191>
- Dablanc, L., 1998. Le transport de marchandises en ville, Les Éditions Liaisons, 182 pp., ISBN 978-2878802481
- Damayanti, S., Harrison, R.M., Pope, F., Beddows, D.C.S., 2023. Limited impact of diesel particle filters on road traffic emissions of ultrafine particles, Environment International, 174, 107888, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107888>
- Das, S. and Wiseman, C.L.S., 2024. Examining the effectiveness of municipal street sweeping in removing road-deposited particles and metal(loid)s of respiratory health concern, Environment International, 187, 108697, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108697>
- de la Paz, D., de Andrés Almeida, J.M., Narros, A., Silibello, C., Finardi, S., Fares, S., Tejero, L., Borge, R., Mircea, M., 2022. Assessment of Air Quality and Meteorological Changes Induced by Future Vegetation in Madrid, Forests, 13, 5, <http://dx.doi.org/10.3390/f13050690>
- Deshmukh, P., Isakov, V., Venkatram, A., Yang, B.-J., Zhang, K. M., Logan, R., Baldauf, R.W., 2019. The effects of roadside vegetation characteristics on local, near-road air quality, Air quality, atmosphere and health, 12(32), <https://link.springer.com/article/10.1007/s11869-018-0651-8>
- DGT, 2021. Secciones 3 y 4 y Anexo I. Ministerio del Interior – Dirección General de Tráfico. Instrucción MOV 21/3 sobre Zonas de bajas emisiones (ZBE) y otras regulaciones de acceso a los vehículos en áreas urbana, https://www.dgt.es/export/sites/web-DGT/galleries/downloads/muevete-con-seguridad/normas-de-traffic/MOV-gestion-traffic/Instruccion_MOV_03_21_Senalizacion-ZBE-firmada.pdf
- DGT, 2022 Programa STARS, Proyecto para fomentar en centros educativos desplazamientos sostenibles y seguros, a pie y en bicicleta, <https://www.dgt.es/conoce-la-dgt/que-hacemos/educacion-vial/programa-stars/index.html#:~:text=El%20proyecto%20europeo%20STARS%20,a%20pie%20como%20en%20bicicleta>
- DGT, 2024. Distintivo ambiental, Dirección General de Tráfico, <https://www.dgt.es/nuestros-servicios/tu-vehiculo/tus-vehiculos/distintivo-ambiental/>
- DGT, 2025. Tecnología para una movilidad inteligente, https://www.dgt.es/comunicacion/noticias/20250226-tecnologia-para-una-movilidad-inteligente/?utm_source=chatgpt.com

- DGTT 2019. El transporte urbano y metropolitano en España, Dirección General de Transporte Terrestre, Ministerio de Fomento, https://www.transportes.gob.es/recursos_mfom/el_transporte_urbano.pdf
- Diener, A., and Mudu, P., 2021. How can vegetation protect us from air pollution? A critical review on green spaces' mitigation abilities for air-borne particles from a public health perspective - with implications for urban planning, *Science of The Total Environment*, 796, 148605, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148605>
- Domínguez, A., 2013. Modelización del comportamiento de los comerciantes ante nuevas políticas de reparto urbano de mercancías. Universidad de Cantabria, Tesis Doctoral, <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=38041>
- DS consultores, 2025. Movilidad Sostenible, Desafíos y estrategias para impulsarla en los municipios, <https://dsconsultores.es/5-estrategias-clave-para-impulsar-la-movilidad-sostenible-en-los-municipios>
- Du, Y., Wu, J., Hu, K., Guo, Y., 2015. Simulation study on improvement of air quality by introducing electric vehicles, *International Journal of Modeling, Simulation, and Scientific Computing*, 6, 4, 1550042, <https://doi.org/10.1142/S1793962315500427>
- EEA, 2016. Comparison of NOx emission standards for different Euro classes, European Environment Agency <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/maps-and-charts/comparison-of-nox-emission-standards>
- EEA, 2019a. Ammonia emissions from agriculture continue to pose problems for Europe, European Environment Agency <https://www.eea.europa.eu/downloads/74798cbdb7c74610b6cfc1d9fbe5938b/1575969745/ammonia-emissions-from-agriculture-continue.pdf>
- EEA, 2019b. Europe's urban air quality — re-assessing implementation challenges in cities, European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/europes-urban-air-quality>
- EEA, 2021. Rail and waterborne — best for low-carbon motorised transport, European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/rail-and-waterborne-best-for-low-carbon-motorised-transport>
- EEA, 2022. Europe's air quality status 2022, European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2022/health-impacts-of-air-pollution>
- EEA, 2024a. Europe's air quality status 2024, European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/publications/europes-air-quality-status-2024>
- EEA, 2024b. EEA greenhouse gases — data viewer, European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/maps-and-charts/greenhouse-gases-viewer-data-viewers>
- EEA, 2024c. CO2 emissions performance of new passenger cars in Europe, European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/co2-performance-of-new-passenger>
- EEA, 2024d. European Union emission inventory report 1990-2022, European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/european-union-emissions-inventory-report-1990-2022>

- EEA, 2024e. Heavy metal emissions in Europe, European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/heavy-metal-emissions-in-europe>
- EEA, 2025a. Air quality statistics, European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/maps-and-charts/air-quality-statistics-dashboards>
- EEA, 2025b. Methane emission trends by sector in EU-27 from 1990 to 2022, European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/maps-and-charts/methane-emission-trend-eu>
- Eisenman, T.S., 2015. Making Meaning of Urban Greening in the Anthropocene, University of Pennsylvania, <https://repository.upenn.edu/handle/20.500.14332/27823>
- EIT, 2022. Urban Mobility Next 6, Urban vehicle access regulations: from design to implementation, EIT Urban Mobility, https://www.eiturbanmobility.eu/wp-content/uploads/2022/10/EIT-UrbanMobilityNext6_HD2.pdf
- El Economista, 2021. Así es el nuevo taxi de Madrid: precios cerrados, posibilidad de compartir y carnet por puntos, <https://www.eleconomista.es/nacional/noticias/11248100/06/21/Asi-es-el-nuevo-taxi-de-Madrid-precios-cerrados-posibilidad-de-compartir-y-carnet-por-puntos.html>
- El Guarradamista, 2024. Movilidad urbana y su impacto ambiental: cómo Lisboa está reduciendo el tráfico, <https://elguadarramista.com/2024/09/23/movilidad-urbana-y-su-impacto-ambiental-como-lisboa-esta-reduciendo-el-trafico/>
- Ellenburg, J.A., Williford, C.J., Rodriguez, S.L., Andersen, P.C., Turnipseed, A.A., Ennis, C.A., Basman, K.A., Hatz, J.M., Prince, J.C., Meyers, D.H., Kopala, D.J., Samon, M.J., Jaspers, K.J., Lanham, B.J., Carpenter, B.J., Birks, J.W., 2019. Global Ozone (GO3) Project and AQTreks: Use of evolving technologies by students and citizen scientists to monitor air pollutants, *Atmospheric Environment: X*, 4, 100048, <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2019.100048>
- Elser, M., El-Haddad, I., Maasikmets, M., Bozzetti, C., Wolf, R., Ciarelli, G., Slowik, J.G., Richter, R., Teinmaa, E., Hüglin, C., Baltensperger, U., Prévôt, A.S.H., 2018. High contributions of vehicular emissions to ammonia in three European cities derived from mobile measurements, *Atmospheric Environment*, 175, 210-220, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.11.030>
- EMEP, 2025. *Gridded emissions*. Umweltbundesamt, CEIP, <https://www.ceip.at/the-emep-grid/gridded-emissions>
- EMMP, 2020-2022. Estudio de la movilidad con Big Data, Estudios de movilidad anteriores, <https://www.transportes.gob.es/ministerio/proyectos-singulares/estudios-de-movilidad-con-big-data/estudios-de-movilidad-anteriores>
- EMT-Madrid, 2024. Portal de Transparencia, <https://www.emtmadrid.es/Empresa/PortalTransparencia>
- EPA, 2023. Prácticas recomendadas para reducir la exposición a la contaminación en las escuelas cerca de las carreteras, Office of Transportation and Air Quality, Agencia de protección Ambiental de EEUU, <https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-02/420r23001.pdf>
- EPA, 2024a. Impacto del monóxido de carbono en la calidad del aire de los interiores, Agencia de protección Ambiental de EEUU, <https://espanol.epa.gov/cai/impacto-del-monoxido-de-carbono-en-la-calidad-del-aire-de-los-interiores>
- EPA, 2024b. What You Can Do to Reduce Pollution from Vehicles and Engines, <https://www.epa.gov/transportation-air-pollution-and-climate-change/what-you-can-do-reduce-pollution-vehicles-and>
- EPA Victoria, 2006. Review of air quality near major roads, Environment Report, <https://www.epa.vic.gov.au/-/media/epa/files/publications/1025.pdf>

- Equipamiento y Servicios Municipales, 2023. La pacificación de los entornos escolares fomenta la convivencia y la salud ciudadana, <https://www.eysmunicipales.es/actualidad/la-pacificacion-de-los-entornos-escolares-fomenta-la-convivencia-y-la-salud-ciudadana#:~:text=Desde%20el%20a%C3%B1o%202020%2C%20el,de%20la%20ciudad%20de%20Barcelona>
- Erisman, J.W., Galloway, J., Seitzinger, S., Bleeker, A., Butterbach-Bahl, K., 2011. Reactive nitrogen in the environment and its effect on climate change, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3, 5, 281-290, <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2011.08.012>
- Es movilidad, 2022. “Transporte público por mucho menos” y otras medidas de apoyo al sector del transporte, <https://esmovilidad.transportes.gob.es/noticias/transporte-publico-por-mucho-menos-y-otras-medidas-de-apoyo-al-sector-del-transporte>
- Estrada, M., Campos-Cacheda, J.M., Robusté, F., 2018. Night deliveries and carrier-led consolidation strategies to improve urban goods distribution, *Collaboration and Urban Transport*, 33, 4: 930–947, <https://doi.org/10.3846/transport.2018.6058>
- Eunomia, 2023. Impact Report 2021-2022, <https://eunomia.eco/wp-content/uploads/2023/03/Eunomia-Impact-Report-2021-2022.pdf>
- Eurocities, 2024. Creating the cultural shift behind Ghent’s mobility revolution, <https://eurocities.eu/latest/creating-the-cultural-shift-behind-ghents-mobility-revolution/>
- Euronews, 2022a. La premiada transformación de Pontevedra en favor de la peatonalización y la mejora de la seguridad, <https://es.euronews.com/next/2022/09/16/la-premiada-transformacion-de-pontevedra-en-favor-de-la-peatonalizacion-y-la-mejora-de-la->
- Euronews, 2022b. ¿Son los coches de hidrógeno mejor opción que los vehículos eléctricos?, <https://es.euronews.com/next/2022/09/21/son-los-coches-de-hidrogeno-mejor-opcion-que-los-vehiculos-electricos>
- Euronews, 2023a. Ciudades europeas que prohíben los cruceros para frenar el turismo de masas, <https://es.euronews.com/viajes/2023/06/07/ciudades-europeas-que-prohiben-los-cruceros-para-frenar-el-turismo-de-masas>
- Euronews, 2023b. La polución del aire sigue demasiado alta en la Unión Europea, <https://es.euronews.com/green/2023/11/24/la-polucion-del-aire-sigue-demasiado-alta-en-la-union-europea>
- Euronews, 2024a. El dilema del transporte en Europa: ¿Usamos más el coche, la bicicleta o el autobús?, <https://es.euronews.com/next/2024/09/26/el-dilema-del-transporte-en-europa-usamos-mas-el-coche-la-bicicleta-o-el-autobus>
- Euronews, 2024b. La calidad del aire en Europa mejora, pero sigue sin cumplir las directrices de la OMS, <https://es.euronews.com/green/2024/03/13/la-calidad-del-aire-en-europa-mejora-pero-sigue-sin-cumplir-las-directrices-de-la-oms>
- Eurostat, 2024a. Road freight transport statistics, https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Road_freight_transport_statistics
- Eurostat, 2024b. Air passenger transport - data by month, https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Air_passenger_transport_-_data_by_month
- Eurostat, 2024c. Maritime passenger statistics, https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Maritime_passenger_statistics
- Fariña, J., Higuera, E., Román, M.E., 2019. Ciudad, Urbanismo y Salud. Documento Técnico de criterios generales sobre parámetros de diseño urbano para alcanzar los objetivos de una ciudad

- saludable con especial énfasis en el envejecimiento activo, Monografía (Technical Report), E.T.S. Arquitectura (UPM), 78 pp, <https://oa.upm.es/cgi/export/65377/>
- Fesvial, 2025. Campañas de concienciación, Fundación para la seguridad vial, <https://fesvial.es/acciones/>
- Firnkorn, J. and Müller, M., 2015. Free-floating electric carsharing-fleets in smart cities: The dawning of a post-private car era in urban environments?, *Environmental Science & Policy*, 45, 30-40, <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.09.00>
- Fontaine, P., Minner, S., Schiffer, M., 2023. Smart and sustainable city logistics: Design, consolidation, and regulation, *European Journal of Operational Research*, 307, 3, 1071-1084, <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0377221722007494>
- Fontaras, G., Martini, G., Manfredi, U., Marotta, A., Krasenbrink, A., Maffioletti, F., Terenghi, R., Colombo, M., 2012. Assessment of on-road emissions of four Euro V diesel and CNG waste collection trucks for supporting air-quality improvement initiatives in the city of Milan, *The Science of the total environment*, 426. 65-72, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.038>
- Fontes, T., Fernandes, P., Rodrigues, H., Bandeira, J.M., Pereira, S.R., Khattak, A.J., Coelho, M.C., 2014. Are HOV/eco-lanes a sustainable option to reducing emissions in a medium-sized European city?, *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 63, 93-106, <https://doi.org/10.1016/j.tra.2014.03.002>
- Fortuny, J.M., 2024. Las diez propuestas que transformarían la movilidad urbana, *Agenda Pública*, <https://agendapublica.es/noticia/19504/las-diez-propuestas-que-transformarian-la-movilidad-urbana>
- Gálvez-Blanca, V., Edo, C., González-Pleiter, M., Albentosa, M., Bayo, J., Beiras, R., Fernández-Piñas, F., Gago, J., Gómez, M., González-Cascón, R., Hernández-Borges, J., Landaburu-Aguirre, J., Martínez, I., Muniategui-Lorenzo, S., Romera-Castillo, C., Rosal, R., 2023. Occurrence and size distribution study of microplastics in household water from different cities in continental Spain and the Canary Islands, *Water Research*, 238, 120044, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120044>.
- Garcia, E., Johnston, J., McConnell, R., Palinkas, L., Eckel, S.P., 2023. California's early transition to electric vehicles: Observed health and air quality co-benefits, *Science of The Total Environment*, 867, 161761, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161761>
- García González, M. C., 2020. Los males de la ciudad: diagnóstico y terapia. En E. Higuera García et al. (Eds.), *Sostenibilidad, urbanismo y salud: caso de estudio en Alcorcón*, Madrid (pp. 23–28), Madrid: E.T.S. Arquitectura (UPM), ISBN 978-84-9728-588-9, <https://oa.upm.es/65927/1/e-book-URB-HealthS-ISBN-20.pdf>
- Garcia-Marlès, M., Lara, R., Reche, C., Pérez, N., Tobías, A., Savadkoohi, M., Beddows, D., Salma, I., Vörösmarty, M., Weidinger, T., Hueglin, C., Mihalopoulos, N., [...] and Querol, X., 2024a. Source apportionment of ultrafine particles in urban Europe, *Environment International*, 194, 109149, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109149>
- Garcia-Marlès, M., Lara, R., Reche, C., Pérez, N., Tobías, A., Savadkoohi, M., Beddows, D., Salma, I., Vörösmarty, M., Weidinger, T., [...] and Querol, X. 2024b. Inter-annual trends of ultrafine particles in urban Europe, *Environment International*, 185, 108510, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108510>

- Garrido-Jiménez, F.J., Magrinyà Torner, F., del Moral-Ávila, M.C., 2021. Incidencia de la forma urbana en el metabolismo económico de los servicios públicos municipales, *ACE: Architecture, City and Environment*, 16(46), 9786, <https://doi.org/10.5821/ace.16.46.9786>
- Gately, C.K., Hutyra, L.R., Peterson, S., Wing, I.S., 2017. Urban emissions hotspots: Quantifying vehicle congestion and air pollution using mobile phone GPS data, *Environmental Pollution*, 229, 496-504, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.091>
- Gbangou, T., and Colette, A., 2023. ETC HE Report 2023/8: Long-term trends of air pollutants at European and national level 2005-2021, <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-he/products/etc-he-products/etc-he-reports/etc-he-report-2023-8-long-term-trends-of-air-pollutants-at-european-and-national-level-2005-2021>
- Gehrsitz, M., 2017. The Effect of Low Emission Zones on Air Pollution and Infant Health, *Journal of Environmental Economics and Management*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2017.02.003>
- GESOP, 2022. Barómetro de la bicicleta en España, Gabinet d'Estudis Socials i Opinió Pública, Ministerio de Transportes, Movilidad y Agenda Urbana, https://www.redbici.org/wp-content/uploads/2022/11/Barometro-Bicicleta-2022_Resumen.pdf
- Giovanis, E., 2018. The relationship between teleworking, traffic and air pollution, *Atmospheric Pollution Research*, 9, 1, 1-14, <https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.06.004>
- Gómez-Losada, A., and Pires, J.C.M., 2024. Air Quality Assessment During the Low Emission Zone Implementation in Madrid (Spain), *Urban Climate*, 55, 101995, <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2024.101995>
- Gómez-Marín, C.G., Villa-Molina, A., Serna-Uran, C.A., 2024. Los indicadores de desempeño de la distribución urbana de mercancías: Un análisis bibliométrico, *Avances en Ciencias e Ingenierías*, 16,1, e3226, <https://doi.org/10.18272/aci.v16i1.3226>
- Gong, C., Xian, C., Wu, T., Liu, J., Ouyang, Z., 2023. Role of urban vegetation in air phytoremediation: differences between scientific research and environmental management perspectives, *npj Urban Sustainability*, 3(1), <http://dx.doi.org/10.1038/s42949-023-00105-0>
- González, J.N., Gómez, J., Vassallo, J.M., 2022. Do urban parking restrictions and Low Emission Zones encourage a greener mobility?, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 107, 103319, <https://doi.org/10.1016/j.trd.2022.103319>
- Grau i Fernández, R., 2010. Cerdà en busca del hábitat ideal: el cubo atmosférico, En Guallar et al. (Eds.), *Cerdà i Barcelona: la primera metròpoli, 1853–1897* (pp. 119–124), Barcelona: Museu d'Història de Barcelona, ISBN 978-84-9850-221-3, <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=857860>
- Gu, J., Deffner, V., Küchenhoff, H., Pickford, R., Breitner, S., Schneider, A., ... Cyrus, J., 2022. Low emission zones reduced PM10 but not NO2 concentrations in Berlin and Munich, Germany, *Journal of environmental management*, 302, 114048. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114048>
- Guo, Z., 2013. Residential Street Parking and Car Ownership: A Study of Households With Off-Street Parking in the New York City Region, *Journal of the American Planning Association*, 79(1), 32–48, <https://doi.org/10.1080/01944363.2013.790100>
- Guo, Y., Zhang, Q., Lai, K.K., Zhang, Y., Wang, S., Zhang, W., 2020a. The Impact of Urban Transportation Infrastructure on Air Quality, *Sustainability*, 12(14), 5626, <https://doi.org/10.3390/su12145626>

- Guo, S.-E., Chi, M.-C., Hwang, S.-L., Lin, C.-M., Lin, Y.-C., 2020b. Effects of Particulate Matter Education on Self-Care Knowledge Regarding Air Pollution, Symptom Changes, and Indoor Air Quality among Patients with Chronic Obstructive Pulmonary Disease, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(11), 4103, <https://doi.org/10.3390/ijerph17114103>
- Gupta, A., Yadav, M., Kalyan Nayak, B., 2025. A Systematic Literature Review on Inclusive Public Open Spaces: Accessibility Standards and Universal Design Principles, *Urban Science*, 9(6): 181, <https://doi.org/10.3390/urbansci9060181>
- Gustaffson, G., 2022. Urban Planning for Better Air Quality A case study of the Low-Traffic Neighbourhoods in London , Degree Project in Environmental Engineering and Sustainable Infrastructure Second Cycle, KTH Royal Institute of technology, <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1688728/FULLTEXT01.pdf>
- Gutiérrez, D., 2024. Ventas de vehículos de hidrógeno caen un 34% en 2024, golpean el mercado, https://www.hibridosyelectricos.com/coches/ventas-coches-hidrogeno-nivel-global-2024-siguen-cayendo_75629_102.html
- Gwilliam, K., Kojima, M., Johnson, T., 2004. Reducing Air Pollution from Urban Transport, <https://www.esmap.org/sites/default/files/esmap-files/urban%20pollution%20entire%20report.pdf>
- Harrison, R.M., Allan, J., Carruthers, D., Heal, M.R., Lewis, A.C., Marner, B., Murrells, T., Williams, A., 2021. Non-exhaust vehicle emissions of particulate matter and VOC from road traffic: A review, *Atmospheric Environment*, 262, 1, 118592, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118592>
- Hajmohammadi, H., Heydecker, B., 2022. Evaluation of air quality effects of the London ultra-low emission zone by state-space modelling – ScienceDirect, *Atmospheric Pollution Research*, 13, 8, 101514, <https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101514>
- Heeb, N.V., Zimmerli, Y., Czerwinski, J., Schmid, P., Zennegg, M., Haag, R., Seiler, C., Wichser, A., Ulrich, A., Honegger, P., Zeyer, K., Emmenegger, L., Mosimann, T., Kasper, M., Mayer, A., 2011. Reactive nitrogen compounds (RNCs) in exhaust of advanced PM–NOx abatement technologies for future diesel applications, *Atmospheric Environment*, 45, 18, 3203-3209, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.013>
- Hidalgo, D., Pereira, L., Estupiñán, N., Jiménez, P., 2013. TransMilenio BRT system in Bogotá: high-performance and positive impacts; main results of an ex-post evaluation, *Research in Transportation Economics*, 39, 133–138, <https://doi.org/10.1016/j.retrec.2012.06.005>
- Hirota, K., and Poot, J., 2003. Do policy incentives affect the environmental impact of private car use? Evidence from a sample of large cities, 43rd Congress of the European Regional Science Association, Jyväskylä, Finland 27-30 August 2003, <https://hdl.handle.net/10419/116212>
- Holguin-Veras, J., Amaya Leal, J., Sánchez-Díaz, I., Browne, M., Wojtowicz, J., 2020a. State of the Art and Practice of Urban Freight Management Part II: Financial Approaches, Logistics, and Demand Management, *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 137, 383-410, <https://doi.org/10.1016/j.tra.2018.10.036>
- Holguín-Veras, J., Amaya Leal, J., Sánchez-Díaz, I., Browne, M., Wojtowicz, J., 2020b. State of the art and practice of urban freight management: Part I: Infrastructure, vehicle-related, and traffic operations, *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 137, 360-382, <https://doi.org/10.1016/j.tra.2018.10.037>

- Holm Pedersen, K., 2025. From Grey Infrastructure to Green Socialstructure, Landezine, <https://landezine.com/from-grey-infrastructure-to-green-socialstructure/>
- Holman, C., Harrison, R., Querol, X., 2015. Review of the efficacy of low emission zones to improve urban air quality in European cities, *Atmospheric Environment*, 111, 161-169, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.04.009>
- Hourman, P., 2023. La Zone de Basses Emissions améliore fortement la qualité de l'air à Bruxelles, *Bruxelles Environment*, <https://press.environment.brussels/la-zone-de-basses-emissions-ameliore-fortement-la-qualite-de-lair-a-bruxelles>
- Hsueh, S.L. and Cheng, A.C., 2017. Improving air quality in communities by using a multicriteria decision-making model based on big data: a critical review, *Applied ecology and environmental research* 15(2):15-31, http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1502_015031
- Huang, Y., Gan, H., Jing, P., Wang, X., 2022. Analysis of park and ride mode choice behavior under multimodal travel information service, *Transportation Letters*, 14, 10, 1080-1090, <https://doi.org/10.1080/19427867.2021.1988438>
- IATA, 2024. International Air Transport Association: Global Outlook for Air Transport, <https://www.iata.org/en/iata-repository/publications/economic-reports/global-outlook-for-air-transport-june-2024-report/>
- IDAE, 2019. Planes de Transporte al Trabajo, Instituto de Diversificación y Ahorro de la Energía, https://www.idae.es/sites/default/files/documentos/publicaciones_idae/guia-idae-019_ptt.pdf
- IEA, 2024. Trends in electric cars, International Energy Agency, <https://www.iea.org/reports/global-ev-outlook-2024/trends-in-electric-cars>
- in 't Veld, M., Alastuey, A., Pandolfi, M., Amato, F., Pérez, N., Reche, C., Via, M., Minguillón, M.C., Escudero, M., Querol, X., 2021. Compositional changes of PM_{2.5} in NE Spain during 2009–2018: A trend analysis of the chemical composition and source apportionment, *Science of The Total Environment*, 795, 148728, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148728>
- in 't Veld, M., Alastuey, A., Pandolfi, M., Amato, F., Pérez, N., Reche, C., Via, M., Minguillón, M.C., Escudero, M., Querol, X., 2022. Compositional changes of PM_{2.5} in NE Spain during 2009–2018: A trend analysis of the chemical composition and source apportionment, *Science of The Total Environment*, 795, 148728, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148728>
- INE, 2020. Estadística del taxi, Serie 1994-2019, Instituto Nacional de Estadística, <https://ine.es/jaxi/Tabla.htm?tpx=32954&L=0>
- INE, 2024a. Instituto Nacional de Estadística, Estadística de transporte de viajeros (TV) Abril 2024. Datos provisionales, <https://www.ine.es/dyngs/Prensa/TV0424.htm>
- INE, 2024b. Instituto Nacional de Estadística, Estadística de transporte de viajeros (TV) Septiembre 2024. Datos provisionales, <https://www.ine.es/dyngs/Prensa/es/TV0924.htm>
- InformaEnergía, 2025. ¿En qué se diferencia el coche de hidrógeno del eléctrico de batería?, <https://informaenergia.com/coche-hidrogeno-electrico/>
- Institute for transportation, 2016. Two wheels: A history, <https://intrans.iastate.edu/news/two-wheels-a-history/>
- Instituto Ostrom, 2023. El peaje urbano de congestión: Análisis y recomendaciones para la reducción de la congestión del tráfico y la polución del aire en Barcelona, <https://www.institutostrom.org/wp-content/uploads/2023/09/Policy-brief-peatge-de-congestio-1.pdf>

- Interreg Europe, 2018. Stadsleveransen, <https://www.interregeurope.eu/good-practices/stadsleveransen>
- ITF, 2021. The Innovative Mobility Landscape The Case of Mobility as a Service, International Transport Forum, <https://www.itf-oecd.org/sites/default/files/docs/innovative-mobility-landscape-maas.pdf>
- Invernizzi, G., Ruprecht, A., Mazza, R., De Marco, C., Mołcznik, G., Sioutas, C., Westerdahl, D., 2011. Measurement of black carbon concentration as an indicator of air quality benefits of traffic restriction policies within the ecopass zone in Milan, Italy, Atmospheric Environment, 45(21):3522-3527, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.008>
- IPR, 2024. El uso de la bicicleta supera el del automóvil para moverse en París, afirma estudio, Radio France Internationale, <https://www.rfi.fr/es/francia/20240412-el-uso-de-la-bicicleta-supera-al-del-autom%C3%B3vil-para-moverse-en-par%C3%ADs-afirma-estudio>
- Iungman, T., Khomenko, S., Pereira Barboza, E., Cirach, M., Gonçalves, K., Petrone, P., Erbertseder, T., Taubenböck, H., Chakraborty, T., Nieuwenhuijsen, M., 2024. The impact of urban configuration types on urban heat islands, air pollution, CO2 emissions, and mortality in Europe: a data science approach, The Lancet Planetary Health, 8, 7, e489-e505, [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(24\)00120-7](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(24)00120-7)
- Iungman, T., Ventura Caballé, S., Segura-Barrero, R., Cirach, M., Mueller, N., Daher, C., Villalba, G., Pereira Barboza, E., Nieuwenhuijsen, M., 2025. Co-benefits of nature-based solutions: A health impact assessment of the Barcelona Green Corridor (Eixos Verds) plan, Environment International, 196, 109313, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109313>
- ISTAS, 2025. Sugerencias para utilizar y mejorar el transporte público, Instituto Sindical de Trabajo, Ambiente y Salud, <https://istas.net/istas/guias-interactivas/movilidad-sostenible-poligonos-industriales-y-empresariales/medidas-0>
- Jacqz, I., and Johnston, S., 2024. Electric Vehicle Subsidies and Urban Air Pollution Disparities, Journal of the Association of Environmental and Resource Economists, University of Chicago Press, 11(S1), 41-69, <http://dx.doi.org/10.1086/732516>
- Jagarlamudi, L.R., 2024. Examining the Effectiveness of Park-and-Ride Facilities in German Metropolitan Areas: Promoting Modal Shift and Mitigating Traffic Congestion, Faculty of Automotive Engineering of the West Saxon University of Applied Sciences, Zwickau To obtain the Academic degree of Master of Science, https://libdoc.fh-zwickau.de/opus4/frontdoor/deliver/index/docId/17356/file/Lakshmanarao_Jagarlamudi_final_thesis.pdf
- Järnskog, I., Strömvall, A-M., Magnusson, K., Galfi, H., Björklund, K., Polukarova, M., Garção, R., Markiewicz, A., Aronsson, M., Gustafsson, M., Norin, M., Blom, L., Andersson-Sköld, Y., 2021. Traffic-related microplastic particles, metals, and organic pollutants in an urban area under reconstruction, Science of The Total Environment, 774, 145503, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145503>
- Jaworski, A., Mateichyk, V., Kuszewski, H., Mądziol, M., Wos, P., Babiarz, B., Śmieszek, M., Porada, S., 2023. Towards Cleaner Cities: An Analysis of the Impact of Bus Fleet Decomposition on PM and NOX Emissions Reduction in Sustainable Public Transport, Energies, 16(19), 6956, <https://doi.org/10.3390/en16196956>

- Jian, F., and Ma, J., 2025. Environmental Justice in the 15-Minute City: Assessing Air Pollution Exposure Inequalities Through Machine Learning and Spatial Network Analysis, *Smart Cities*, 8(2), 53, <https://doi.org/10.3390/smartcities8020053>
- Jiménez, J. L., Canagaratna, M. R., Donahue, N. M., Prevot, A. S. H., Zhang, Q., Kroll, J. H., DeCarlo, P. F., Allan, J. D., Coe, H. [...], and Worsnop, D. R., 2009. Evolution of Organic Aerosols in the Atmosphere, *Science*, 326, 5959, 1525-1529, <https://doi.org/10.1126/science.1180353>
- Johansson, C., Burman, L., Forsberg, B., 2009. The effects of congestions tax on air quality and health, *Atmospheric Environment*, 43, 31, 4843-4854, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.015>
- Kang, G., Lee, J., Kwak, J., Choi, M., Lee, S., 2023. Air Pollution Reduction by Optimizing Locations of Mobility Parking Hub, *Chemical Engineering Transactions*, 106, 241-246, <http://dx.doi.org/10.3303/CET23106041>
- Karanasiou, A., Moreno, T., Amato, F., Tobias, A., Boldo, E., Linares, C., Lumbreras, J., Borge, R., Alastuey, A., Querol, X., 2012. Variation of PM_{2.5} concentrations in relation to street washing activities, *Atmospheric Environment*, 54(1-3), 465-469, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.02.006>
- Kardinal, 2025. Night deliveries: a sustainable approach to urban logistics, <https://kardinal.ai/night-deliveries-a-sustainable-approach-to-urban-logistics/>
- Karjalainen, L.E., Tiitu, M., Lyytimäki, J., Helminen, V., Tapio, P., Tuominen, A., Vasankari, T., Lehtimäki, J., Paloniemi, R., 2023. Going carless in different urban fabrics: socio-demographics of household car ownership, *Transportation* 50, 107-142, <https://doi.org/10.1007/s11116-021-10239-8>
- Karpinski, E., 2021. Estimating the effect of protected bike lanes on bike-share ridership in Boston: A case study on Commonwealth Avenue, *Case Studies on Transport Policy*, 9, 3, 1313-1323, <https://doi.org/10.1016/j.cstp.2021.06.015>
- Kaufmann, M., y Nagler, J., 2023. The Potential of Ridesharing Adoption and its Effects on CO₂ Emissions and Customer Experience, *arXiv:2309.07257v1 [physics.soc-ph]*, <https://doi.org/10.48550/arXiv.2309.07257>
- Kerschbaumer, A., 2021. CT 1 – SOURCE APPORTIONMENT IN SUPPORT OF AIR QUALITY MANAGEMENT SOURCE APPORTIONMENT OF NO₂, Senate Department for the Environment, Transport and Climate Protection Air Quality Planning, https://fairmode.jrc.ec.europa.eu/document/fairmode/event/presentation/Brussels-technical-2021/20211006_CT1_FAIRMODE_NO2_SourceApportionment_streetLevel_Berlin.pdf
- Khreis, H., Sanchez, K.A., Foster, M., Burns, J., Nieuwenhuijsen, M.J., Jaikumar, R., Ramani, T., Zietsman, J., 2023. Urban policy interventions to reduce traffic-related emissions and air pollution: A systematic evidence map, *Environment International*, 172, 107805, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107805>
- Khreis, h., Williams, H., Abdollahpour, S.S., van den Bosch, M., Mudu, P., Tainio, M., Poom, A., Sohrabi, S., Hankey, S., 2024. The nexus of transportation, the built environment, air pollution and health, *Cities & Health*, 1-20, <https://doi.org/10.1080/23748834.2024.2376389>
- Kim, S., Lee, S-W., Hwang, K., An, K., 2017. Exploring Sustainable Street Tree Planting Patterns to Be Resistant Against Fine Particles (PM_{2.5}), *Sustainability*, 9(10):1709, <http://dx.doi.org/10.3390/su9101709>

- Klingberg, J., Broberg, M., Strandberg, B., Thorsson, P., Pleijel, H., 2017. Influence of urban vegetation on air pollution and noise exposure - A case study in Gothenburg, Sweden, *Science of the Total Environment*, 599–600, 1728-1739, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.051>
- Kole, P.J., Löhr, A.J., Van Belleghem, F.G.A.J., Ragas, A.M.J., 2017. Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(10), 1265, <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>
- Koning, M., and Conway, A., 2016. The good impacts of biking for goods: Lessons from Paris city, *Case Studies on Transport Policy*, 4, 4, 259-268, <https://doi.org/10.1016/j.cstp.2016.08.007>
- Köppl, A., and Schratzenstaller, M., 2021. Aspects of Environmentally Beneficial Tax Incentives. A Literature Review, WIFO Working Papers, <https://www.wifo.ac.at/publication/55704/>
- Kucera, V., and Fitz, S., 1995. Direct and indirect air pollution effects on materials including cultural monuments, *Water Air Soil Pollut* 85, 153–165, <https://doi.org/10.1007/BF00483697>
- Kuenen, J., Visschedijk, A., Heslinga, D., 2022. Milestone M13 (M3.2) First emission inventory, RI-URBANS Research Infrastructures Services Reinforcing Air Quality Monitoring Capacities in European Urban & Industrial Areas (GA n. 101036245), https://riurbans.eu/wp-content/uploads/2022/11/RI-URBANS_M13_.pdf
- Kulmala, M., Petäjä, T., Nieminen, T., Sipilä, M., Manninen, H.E., Lehtipalo, K., Dal Maso, M., Aalto, P.P., Junninen, H., Paasonen, P., Riipinen, I., Lehtinen, K.E.J., Laaksonen, A., Kerminen, V-M., 2012. Measurement of the nucleation of atmospheric aerosol particles, *Nature Protocols*, 7, 1651–1667, <https://doi.org/10.1038/nprot.2012.091>
- Kumar, P., Sahani, J., Corada Perez, K., Ahlawat, A., de Fatima Andrade, M., Athanassiadou, M., Cao, S-J., [...] and Yao, R., 2025. Urban Greening for Climate Resilient and Sustainable Cities: Grand Challenges and Opportunities, *Frontiers in Sustainable Cities*, 7, <https://doi.org/10.3389/frsc.2025.1595280>
- La Moncloa, 2025. Ayudas al transporte público 2025: prórroga y nuevos descuentos, <https://www.lamoncloa.gob.es/serviciosdeprensa/notasprensa/transportes-movilidad-sostenible/paginas/2025/ayudas-descuentos-transporte-publico.aspx>
- Lamíquiz Daudén, P.J., Carpio Pinedo, J., Benito Moreno, M., 2022. Genealogía de la ciudad de 15 minutos: aproximación a los conceptos, *Cuadernos de Investigación Urbanística*, 142, 29–39, <https://doi.org/10.20868/ciur.2022.142.4885>
- Lamíquiz Daudén, P. J., Baquero-Larriva, M.T., Ramirez-Saiz, A., Carpio-Pinedo, J., 2024. Proximidad y herramientas de planificación en España: los casos de Barcelona, Castelló de la Plana, Pontevedra, Valladolid y Vitoria-Gasteiz, *Ciudad y Territorio Estudios Territoriales*, 56, 220, Monográfico Escenarios para el espacio público de la movilidad urbana, <https://doi.org/10.37230/CyTET.2024.220.17>
- Lanza, T., Carini, E., Villani, L., Ricciardi, W., Moscato, U., 2020. Air pollution health risk assessment: the role of benzene, *European Journal of Public Health*, 30, 5, ckaa166.087, <https://doi.org/10.1093/eurpub/ckaa166.087>
- Lee, C., 2019. Impacts of Urban Form on Air Quality: Emissions on the Road and Concentrations in the US Metropolitan Areas, *Journal of Environmental Management*, 246, 192-202, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.146>
- Li, Y., 2024. Sponge city construction and population health, *Frontiers Public Health*, 12:1285568, <https://doi.org/10.3389/fpubh.2024.1285568>

- Liang, X., Zhang, S., Wu, Y., Xing, J., He, X., Zhang, K.M., Wang, S., Hao, J., 2019. Air quality and health benefits from fleet electrification in China, *Nature Sustainability*, *Nature*, 2(10), 962–971, <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0398-8>
- Linn, J., 2016. Interactions between Climate and Local Air Pollution Policies, *Resources for the Future Discussion Paper 16-51*, <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2891371>
- Linn, J., and Lin, Y., 2019. Environmental Regulation and Product Attributes: The Case of European Passenger Vehicle Greenhouse Gas Emissions Standards, *RFF Working Paper Series 19-24*, *Resources for the Future*, <https://ideas.repec.org/p/rff/dpaper/dp-19-24.html>
- Liu, X., Zhang, X., Dufresne, M., Wang, T., Wu, L., Lara, R., Seco, R., Monge, M., Yáñez-Serrano, A.M., Gohy, M., Petit, P., Chevalier, A., Vagnot, M-P., Fortier, Y., [...] and Salameh, T., 2024a. Exploring the variations in ambient BTEX in urban Europe and its environmental health implications, *EGUsphere* [Preprint egusphere-2024-2309], <https://doi.org/10.5194/egusphere-2024-2309>
- Liu, X., Lara, R., Dufresne, M., Wu, L., Zhang, X., Wang, T., Monge, M., Reche, C., Di Leo, A., Lanzani, G., Colombi, C., Font, A., Sheehan, A., Green, D.C., [...] and Querol, X., 2024b. Variability of ambient air ammonia in urban Europe (Finland, France, Italy, Spain, and the UK), *Environment International*, 185, 108519, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108519>
- Loomis, D., Guyton, K.Z., Grosse, Y., El Ghissassi, F., Bouvard, V., Benbrahim-Tallaa, L., Guha, N., Vilahur, N., Mattock, H., Straif, K., on behalf of the International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group, 2017. Carcinogenicity of benzene, *The Lancet Oncology*, 18, 12, 1574 – 1575, [http://dx.doi.org/10.1016/S1470-2045\(17\)30832-X](http://dx.doi.org/10.1016/S1470-2045(17)30832-X)
- López, C., 2021. Cities at human speed: a favorable way to reduce the pace of modern life. Pull and push measures for change, *R-Evolucionando el transporte*, XIV Congreso de Ingeniería del Transporte (CIT 2021), realizado en modalidad online los días 6, 7 y 8 de julio de 2021, organizado por la Universidad de Burgos, https://riubu.ubu.es/bitstream/handle/10259/6937/LópezGarcía_CIT2021_1499-1518.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- López de Lucio, R., 1986. Capítulo 2: Introducción al diseño urbano. La calidad en la reurbanización de la ciudad consolidada, en *Introducción al diseño urbano : la calidad en la ciudad consolidada*, UPM, pp 25-31, ISBN 84-600-4083-6, <https://oa.upm.es/81225/>
- López Redondo, N., 2022. Los trayectos en taxi eléctrico han crecido un 3.000% en 2021, *Movilidad eléctrica*, <https://movilidadelectrica.com/taxis-electricos-free-now-75071-2/>
- Lyu, W., Hu, Y., Liu, J., Chen, K., Liui, P., Deng, J, Zhang, S., 2024. Impact of battery electric vehicle usage on air quality in three Chinese first-tier cities, *Scientific Reports*, 14, 21, <https://doi.org/10.1038/s41598-023-50745-6>
- Macioszek, E., and Kurek, A., 2020. The Use of a Park and Ride System—A Case Study Based on the City of Cracow (Poland), *Energies*, 13(13):3473, <https://doi.org/10.3390/en13133473>
- Manresa Görden, P., 2020. Impact of bike sharing towards PM 2.5 pollution in 12 cities of Spain, *Memòria del treball final de grau*, *TecnoCampus Escola Superior de Ciències Socials I de l'Empresa*, <https://repositori.tecnocampus.cat/bitstream/handle/20.500.12367/1788/TFG%20Memoria%20final%20-%20Pol%20Manresa.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Manville, M., and Goldman, E., 2017. Would Congestion Pricing Harm the Poor? Do Free Roads Help the Poor? *Journal of Planning Education and Research*, 38(3), 329-344, <https://doi.org/10.1177/0739456X17696944>

- Martínez, Á., Pérez, M., de Luis Carnicer, M.P., Jiménez, M. J. V., 2003. Análisis del impacto del teletrabajo en el medio ambiente urbano, Boletín ICE Económico, 2753, 23-39, <https://www.revistasice.com/index.php/BICE/article/view/3108/3108>
- Martínez Euklidiadas, M., 2023. Infraestructura para bicicletas: ideas, principios de mejora y ciudades con mejor infraestructura, Tomorrow City, <https://www.tomorrow.city/es/infraestructura-para-bicicletas/>
- Matthaios, V.N., Holland, I., Kang, C.M., Hart, J.E., Hauptman, M., Wolfson, J.M., Gaffin, J.M., Phipatanakul, W., Gold, D.R., Koutrakis, P., 2024 The effects of urban green space and road proximity to indoor traffic-related PM2.5, NO2, and BC exposure in inner-city schools, Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology, 34(5):745-752, <https://doi.org/10.1038/s41370-024-00669-8>
- Mayor of London, 2017. Final Report : Singlecarrier consolidation - Central London trial, https://www.london.gov.uk/sites/default/files/single_carrier_consolidation_trial_using_electric_vehicles_finalreport-.pdf
- Mayor of London, 2019. Using Green Infrastructure to Protect People from Air Pollution, , <https://www.london.gov.uk/programmes-and-strategies/environment-and-climate-change/environment-publications/using-green-infrastructure-protect-people-air-pollution>
- Mayor of London, 2020. Central London Ultra Low Emission Zone – Ten month report, <https://www.london.gov.uk/programmes-and-strategies/environment-and-climate-change/environment-publications/central-london-ulez-ten-month-report>
- Mayor of London, 2023. London-wide Ultra Low Emission Zone First Month Report, <http://london.gov.uk/programmes-strategies/environment-and-climate-change/environment-and-climate-change-publications/london-wide-ultra-low-emission-zone-first-month-report>
- Mayor of London, 2024. London-wide ULEZ Six Month Report, <https://www.london.gov.uk/programmes-strategies/environment-and-climate-change/environment-and-climate-change-publications/london-wide-ulez-six-month-report>
- McNeil, W.H., Porzio, J., Tong, F., Harley, R.A., Auffhammer, M., Scown, C.D., 2025. Impact of truck electrification on air pollution disparities in the United States, Nature Sustainability, 8, 276–286, <https://doi.org/10.1038/s41893-025-01515-x>
- Mehlig, D., Woodward, H., Oxley, T., Holland, M., ApSimon, H., 2021. Electrification of Road Transport and the Impacts on Air Quality and Health in the UK, Atmosphere 2021, 12(11), 1491, <https://doi.org/10.3390/atmos12111491>
- Michie, S., van Stralen, M., West, R., 2011. The behaviour change wheel: a new method for characterising and designing behaviour change interventions, Implementation Science, 6:42, <https://doi.org/10.1186/1748-5908-6-42>
- Middela, M.S., Mahesh, S., McNabola, A., Smith, W., Timoney, D., Ekhtiari, A., Fowler, B., Willis, P., Rose, R., Wareham, J., Walker, H., Ghosh, B., 2024. Evaluating real-world emissions from in-use buses and taxis using on-road remote sensing, Environmental Pollution, 344, 123241, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123241>
- Midor, K., Bialy, W., Ivanova, T.N., 2020. Collective transport as a tool to reduce congestion – case study, IOP Conference Series Materials Science and Engineering, 971(5):052063, <http://dx.doi.org/10.1088/1757-899X/971/5/052063>

- Migliore, M., D'Orso, G., Caminiti, D., 2020. The environmental benefits of carsharing: the case study of Palermo, *Transportation Research Procedia*, 48, 2127-2139, <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2020.08.271>
- Miguel, J.P.M., and Anguita, F., 2019. La tarificación vial en el marco de las políticas de transporte urbano. Un estudio empírico sobre su aceptabilidad social y eficacia en la ciudad de Madrid, *Gestión Y Política Pública* 28 (1):175-206, <https://doi.org/10.29265/gypv.v28i1.545>
- Mills, G., and White, P., 2018. Evaluating the long-term impacts of bus-based park and ride, *Research in Transportation Economics*, 69, 536-543, <https://doi.org/10.1016/j.retrec.2018.07.028>
- Mingardo, G., 2013. Transport and environmental effects of rail-based Park and Ride: evidence from the Netherlands, *Journal of Transport Geography*, 30, 7-16, <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2013.02.004>
- Miraftabzadeh, S.M., Saldarini, A., Cattaneo, L., El Ajami, S., Longo, M., Fooiadelli, F., 2024. Comparative analysis of decarbonization of local public transportation: A real case study, *Heliyon*, 10, 3, e25778, <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e25778>
- MITERD, 2021. Directrices para la creación de zonas de bajas emisiones (ZBE), Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, https://www.MITERD.gob.es/content/dam/MITERD/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/directricesparalacreaciondezonasdebajasemisiones_tcm30-533017.pdf
- MITERD, 2022. Guía para el desarrollo de proyectos ambientales en centros escolares Calidad del aire y contaminación acústica, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, <https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/recursos/materiales/guia-desarrollo-proyectos-ambientales-centros-escolares.html>
- MITERD, 2024a. Inventario nacional de emisiones a la atmósfera, Emisiones de contaminantes atmosféricos, Serie 1990-2023, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, www.MITERD.gob.es/content/dam/MITERD/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/Documento_resumen_Inventario_CA.pdf
- MITERD, 2024b. TENDENCIAS DE LA CALIDAD DEL AIRE EN ESPAÑA 2001-2023, Subdirección General de Prevención de la Contaminación del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, https://www.MITERD.gob.es/content/dam/MITERD/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/sgalsi/atmosfera-y-calidad-del-aire/informes/Analisis%20de%20tendencias%20de%20los%20principales%20contaminantes%20atmosfericos_2024.pdf
- MITERD, 2024c. Inventario nacional de emisiones y absorciones a la atmósfera: Informe interactivo, <https://www.MITERD.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/informe-interactivo-inventario-nacional-emisiones-atmosfera.html>
- MITERD, 2024d. Inventario nacional de emisiones a la atmósfera, Emisiones de gases de efecto invernadero, Serie 1990-2023, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, https://www.MITERD.gob.es/content/dam/MITERD/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/Documento_resumen_Inventario_GEI.pdf
- MITERD, 2025a. Sistema Español de Inventario de Emisiones, <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/volumen2.html>

- MITERD, 2025b. Las zonas de bajas emisiones en España, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, https://www.MITERD.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/movilidad/zonas_de_bajas_emisiones_en_espana.html
- Mitra, S., Chakraborty, A.J., Tareq, A.M., Emran, T.B., Nainu, F., Khusro, A., Idris, A.M., Khandaker, M.U., Osman, H., Alhumaydhi, F.A., Simal-Gandara, J., 2022. Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity, *Journal of King Saud University - Science*, 34, 3, 101865, <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>.
- MobiliseYourCity, 2025. Mastering Mobility: Understanding air quality and its role in urban transportation, https://www.mobiliseyourcity.net/sites/default/files/2021-11/Mastering%20Mobility_Understanding%20air%20quality_PPT_EN_0.pdf
- Monks, P. S., Archibald, A. T. , Colette, A. , Cooper, O. , Coyle, M., Derwent, R., Fowler, D., Granier, C., Law, K. S., Mills, G. E., Stevenson, D. S., Tarasova, O., Thouret, V., von Schneidmesser, E., Sommariva, R., Wild, O., Williams, M. L., 2015. Tropospheric ozone and its precursors from the urban to the global scale from air quality to short-lived climate forcer, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15, 15, 8889–8973, <https://doi.org/10.5194/acp-15-8889-2015>
- Montanyà Vilalta, O., and Palau Pinyana, E., 2022. Perseguint el benestar planetari. Mirades transversals sobre la sostenibilitat, UPF Barcelona School of Management, Barcelona, España, https://production-cms.bsm.upf.edu/sites/default/files/inline-files/perseguint-benestar-planetari-montanya-palau_0.pdf
- Monzón, A., Pardeiro, A., Vega, L., 2007. Reducing Car Trip and Pollutant Emissions Through Strategic Transport Planning in Madrid, Spain, *Highway and Urban Environment*, 81-90, http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-6010-6_9
- Moreno, C., Allam, Z., Chabaud, D., Gall, C., Pratlong, F., 2021. Introducing the “15-Minute City”: Sustainability, Resilience and Place Identity in Future Post-Pandemic Cities, *Smart Cities*, 4(1), 93-111, <https://doi.org/10.3390/smartcities4010006>
- Moreno, C., 2024. *The 15-Minute City: A Solution to Saving Our Time and Our Planet*, Ed. John Wiley & Sons, 304 pp, ISBN 978-1394228140
- Mosquera, C.X., 2016. Pontevedra, otra movilidad, otra ciudad. La experiencia de transformación 1999-2015. Ed. Pons, p. 90, Concello de Pontevedra, ISBN 8494280937
- Mosteiro, C., 2022. La movilidad sostenible al centro de trabajo, *Trabajos de Grado Universidad de Salamanca*, Repositorio Documental Gredos, <https://gredos.usal.es/handle/10366/152195>
- Movilia, 2006. Encuesta de Movilidad de las Personas Residentes en España, Ministerio de Fomento, https://www.transportes.gob.es/recursos_mfom/pdf/2D1D40A2-3417-4C74-AF3F-D22D3A161F96/110679/Movilia20062007.pdf
- MTMS, 2024. Datos de viajeros de los servicios públicos de transporte de viajeros de uso general, Año 2023. Ministerio de Transportes y Movilidad Sostenible, https://www.transportes.gob.es/recursos_mfom/comodin/recursos/datos explotacion contrato_2023.pdf
- MTMS, 2025a. Transporte de Viajeros. Turismos, Ministerio de Transportes y Movilidad Sostenible, <https://cdn.transportes.gob.es/portal-web-transportes/transporte-terrestre/estadisticas-tt/webturi.pdf>
- MTMS, 2025b. Programa de transformación de flotas de vehículos pesados de transporte por Carretera, <https://www.transportes.gob.es/ministerio/proyectos-singulares/prtr/transporte/ayudas-empresas-transporte>

- MTMS, 2025c. Recomendaciones para proyectos de aparcamientos disuasorios en el marco de las ayudas a Ayuntamientos asociadas a la Inversión 1 del Componente 1 del Plan de Recuperación, “Zonas de bajas emisiones y transformación del transporte urbano y metropolitano”, Ministerio de Transporte y Movilidad Sostenible, https://www.transportes.gob.es/recursos_mfom/paginabasica/recursos/guia_aparcamientos_disuasorios_22.pdf
- Mudway, I.S., Dundas, I., Wood, H.E., Marlin, N., Jamaludin, J.B., Bremner, S.A., Cross, L., Grieve, A., Nanzer, A., Barratt, B.M., Beevers, S., Dajnak, D., Fuller, G.W., [...] and Griffiths, C.J., 2019. Impact of London's low emission zone on air quality and children's respiratory health: a sequential annual cross-sectional study, *The Lancet Public Health*, 4, 1, e28-e40, [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(18\)30202-0](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(18)30202-0)
- Mueller, N., Rojas-Rueda, D., Cole-Hunter, T., de Nazelle, A., Dons, E., Gerike, R., Götschi, T., Int Panis, L., Kahlmeier, S., Nieuwenhuijsen, M., 2015. Health impact assessment of active transportation: A systematic review», *Preventive Medicine*, 76, 103-114, <https://doi.org/10.1016/j.ypmed.2015.04.010>
- Mumtaz, R., Amin, A., Khan, M.A., Asif, M.D.A., Anwar, Z., Bashir, M.J., 2023. Impact of Green Energy Transportation Systems on Urban Air Quality: A Predictive Analysis Using Spatiotemporal Deep Learning Techniques, *Energies* 2023, 16(16), 6087; <https://doi.org/10.3390/en16166087>
- Municipio de Palermo, 2025. Palermo Mobilità Sostenibile, <https://ztl.comune.palermo.it/ztl/jsp/home.do?sportello=ztl>
- Muñoz, J., and Anguita, F., 2018. Los peajes urbanos como factor determinante de sostenibilidad y competitividad en el transporte urbano: un estudio aplicado a Madrid, *EURE (Santiago)*, 44, 131, <http://dx.doi.org/10.4067/S0250-71612018000100053>
- Mwaka, C. R., Best, K. L., Cunningham, C., Gagnon, M., Routhier, F., 2023. Barriers and Facilitators of Public Transport Use among People with Disabilities: A Scoping Review, *Frontiers in Rehabilitation Sciences*, 4:1336514, <https://doi.org/10.3389/fresc.2023.1336514>
- Narayanan, S., Álvarez-Ossorio Martinez, S., Antoniou, C., 2024. Household car-ownership in a world of constant change: The continued influence of traditional variables and the rising influence of emerging mobility scenarios, *Transportation*, <http://dx.doi.org/10.1007/s11116-024-10544-y>
- Navas, A., 2021. Distribución Urbana de Mercancías nocturna: ventajas e inconvenientes, TFM del Máster Universitario en Supply Chain, Transport and Mobility (MSCTM), <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/351016/memoria-tfm-dum-nocturna.pdf?sequence=1>
- Nemitz, E., Vieno, M., Carnell, E., Fitch, A., Steadman, C., Cryle, P., Holland, M., Morton, R.D., Hall, J., Mills, G., Hayes, F., Dickie, I., Carruthers, D., Fowler, D., Reis, S., Jones, L., 2020. Potential and limitation of air pollution mitigation by vegetation and uncertainties of deposition-based evaluations, *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 378: 20190320, <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0320>
- Network Nature, 2023. Utrecht - NbS for for urban resilience and citizens' wellbeing, <https://networknature.eu/casestudy/19453>
- New Jersey Department of Health and Senior Services, , 2000. Nitrogen Dioxide Hazardous substance fact sheet, <https://nj.gov/health/eoh/rtkweb/documents/fs/1376.pdf>

- New York City, 2012. Measuring the Street: New Metrics for 21st Century Streets, Department of Transportation, <https://www.nyc.gov/html/dot/downloads/pdf/2012-10-measuring-the-street.pdf>
- Ng, E.C.Y., Huang, Y., Hong, G., Zhou, J.L., Suraws, N.C., 2021. Reducing vehicle fuel consumption and exhaust emissions from the application of a green-safety device under real driving, *Science of The Total Environment*, 793, 148602, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148602>
- Nicholson, K.W., and Branson, J.R., 1990. Factors affecting resuspension by road traffic, *Science of The Total Environment*, 93, 349-358, [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(90\)90126-F](https://doi.org/10.1016/0048-9697(90)90126-F)
- Nihart, A.J., Garcia, M.A., El Hayek, E., Liu, R., Olewine, M., Kingston, J.D., Castillo, E.F., Gullapalli, R.R., Howard, T., Bleske, B., Scott, J., Gonzalez-Estrella, J., Gross, J.M., [...] Campen, M.J., 2025. Bioaccumulation of microplastics in decedent human brains, *Nature Medicine*, <https://doi.org/10.1038/s41591-024-03453-1>
- Nordengen, S., Andersen, L.B., Solbraa, A., Riiser, A., 2019. Cycling is associated with a lower incidence of cardiovascular diseases and death: Part 1 – systematic review of cohort studies with meta-analysis, *British Journal of Sports Medicine*, 53(14):bjsports-2018-099099, <http://dx.doi.org/10.1136/bjsports-2018-099099>
- Nottingham City Council, 2022. A decade of inspiring growth in our city (2012-2022), Nottingham's Workplace Parking Levy, <https://www.transportnottingham.com/wp-content/uploads/2024/03/WPL-report.pdf>
- NYC DOT, 2023. NYC DOT Takes Action to Authorize the Use of Larger Pedal-Assist Cargo Bikes, <https://www.nyc.gov/html/dot/html/pr2023/pedal-assist-cargo-bikes.shtml>
- OFE, 2023. Observatorio del Ferrocarril en España, Informe 2022, Ministerio de Transportes y Movilidad Sostenibles, https://cdn.transportes.gob.es/portal-web-transportes/ferroviario/observatorio/ofe_2022_feb2024_v3.3_prot.pdf
- Oldenkamp, R., van Zelm, R., Huijbregts, M.A.J., 2016. Valuing the human health damage caused by the fraud of Volkswagen, *Environmental Pollution*, 212, 121-127, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749116300537?via%3Dihub>
- Oleniacz, R., Bogacki, M., Rzesutek, M., and Bódziuch, P., 2023. Air Quality Improvement in Urban Street Canyons: An Assessment of the Effects of Selected Traffic Management Strategies Using OSPM Model, *Applied Sciences*, 13(11), 6431, <https://doi.org/10.3390/app13116431>
- Oltra, C., Sala, R., López-Asensio, S., German, S., 2023. Public acceptability of policies to reduce urban air pollution: A population-based survey experiment, *Revista Española de Sociología*, 32(4), a195, <https://doi.org/10.22325/fes/res.2023.195>
- OMM, 2021. Informe OMM 2019-Avance 2020, Observatorio de la Movilidad Metropolitana, https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/informe_omm2019_web_tcm30-534732.pdf
- OMM, 2023. Distribución Urbana de Mercancías, III Monografía Observatorio de Movilidad Metropolitana, https://observatoriomovilidad.es/wp-content/uploads/2024/03/Monografia_III_OMM_2023_Distribuci%C3%B3n_Urbana_de_Mercanc%C3%ADas.pdf
- OMS, 2013. Proximity to roads, NO₂, other air pollutants and their mixtures - Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project - NCBI Bookshelf, <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK361807/>

- OMS, 2021. Directrices mundiales de la OMS sobre la calidad del aire: Materia particulada (MP2,5 y MP10), ozono, dióxido de nitrógeno, dióxido de azufre y monóxido de carbono: Resumen ejecutivo, <https://www.who.int/es/publications/i/item/9789240034433>
- OMS, 2023. Informe sobre la situación mundial de la actividad física 2022, 138 pp, ISBN 978-92-4-006781-3 <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/366042/9789240067813-spa.pdf>
- OneMotoring, 2024. Electronic Road Pricing (ERP), <https://onemotoring.lta.gov.sg/content/onemotoring/home/driving/ERP.html>
- Organ, B., Huang, Y., Zhou, J.L., Surawski, N.C., Yam, Y.S., Mok, W.C., Hong, G., 2019. A remote sensing emissions monitoring programme reduces emissions of gasoline and LPG vehicles, *Environmental Research*, 177:108614, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108614>
- Ortega, J.F., Moslem, S., Tóth, J., Péter Dsc, T., Palaguachi, J., Paguay, M., 2020. Using Best Worst Method for Sustainable Park and Ride Facility Location, *Sustainability* 2020, 12(23), 10083, <https://doi.org/10.3390/su122310083>
- OTLE, 2024a. Conjunto de Datos OTLE: Transporte de viajeros por carretera (viajeros-kilómetro) por tipo de vehículo y titularidad de la red, Observatorio del transporte y la logística en España, <https://apps.fomento.gob.es/BDOTLE/inicioBD.aspx>
- OTLE, 2024b. Parque nacional de vehículos por comunidad autónoma, provincia, tipo de vehículo y tipo de carburante: <https://apps.fomento.gob.es/bdotle/visorBDpop.aspx?i=396>
- OTLE, 2024c. Emisiones contaminantes del transporte, Emisiones contaminantes del transporte, <https://otle.transportes.gob.es/inform/es/2020/sostenibilidad-ambiental/-emisiones-y-eficiencia-ambiental/emisiones-contaminantes-del-transporte>
- OTLE, 2025. Medidas para mejorar la eficiencia del transporte (IMPROVE), Observatorio del transporte y la logística en España, https://otle.transportes.gob.es/monografico/descarbonizacion_transporte_julio_2023/4herramientas-y-medidas-que-se-estan-llevando-a-cabo-para-lograr-ladescarbonizacion-del-transporte/44-medidas-para-mejorar-la-eficiencia-del-transporte-improve
- Pandolfi, M., Amato, F., Reche, C., Alastuey, A., Otjes, R. P., Blom, M. J., Querol, X., 2012. Summer ammonia measurements in a densely populated Mediterranean city, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 16, 7557-7575, <https://doi.org/10.5194/acp-12-7557-2012>
- Parekh, R., and Smith, C., 2024. Eco-friendly urban design: An analysis of sustainable building practices and their community impact, *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 23(03), 2857–2864, <https://doi.org/10.30574/wjarr.2024>
- Parra, S., 2024. El transporte y la historia de la humanidad, <https://www.hoopcarpool.com/es/blog/el-transporte-y-la-historia-de-la-humanidad>
- Patel, S., 2020. The Potential for Urban Vegetation to Mitigate Ambient Air Pollution Threats to Public Health, *Topophilia: The Human Geography and Planning Student Journal*, <https://doi.org/10.29173/topo28>
- Pauné, M.M., 2022. Abans i després a les 4 places de la Superilla, <https://www.totbarcelona.cat/mobilitat/interactiu-superilla-eixample-barcelona-abans-i-despres-171385/>
- Pazos-Otón, M., Fari, S., Avellaneda, P., 2024. La transformación de las políticas de movilidad en Pontevedra: una ciudad para caminar, *Ciudad y Territorio Estudios Territoriales*, 56 (220), <https://doi.org/10.37230/CyTET.2024.220.18>

- PE, 2018. Microplásticos: causas, efectos y soluciones, <https://www.europarl.europa.eu/topics/es/article/20181116STO19217/microplasticos-causas-efectos-y-soluciones>
- Pellicer-Chenoll, M., Antón-González, L., Villarrasa-Sapiña, I., Devís-Devís, J., González, L-M., Pans, M., 2025. Effects of Building Cycling Infrastructure on Bicycle Use: Differences by Gender Through a Longitudinal Natural Experiment Study, *Research in Transportation Economics*, 110, 101531, <https://doi.org/10.1016/j.retrec.2025.101531>
- Perera, R., 2006. Promoting Travel Demand Reduction in Transport Sector in Cities of Asian Developing Countries: Case of Bangkok, <https://www.semanticscholar.org/paper/Promoting-Travel-Demand-Reduction-in-Transport-in-Perera/a88fd2dbce070dc60e8e29d58251c272f9b4f581#citing-papers>
- Pérez, M., Sánchez, A., Carnicer, M., Vela, M., 2003. El Impacto medioambiental del Teletrabajo: factores determinantes y estudio de caso, *Revista Economía Industrial*, 3(351), 143-156, <https://www.mintur.gob.es/Publicaciones/Publicacionesperiodicas/EconomiaIndustrial/RevistaEconomiaIndustrial/351/Economia09.pdf>
- Pérez, K., Palència, L., López, M.J., León-Gómez, B.B., Puig-Ribera, A., Gómez-Gutiérrez, A., Nieuwenhuijsen, M., Carrasco-Turigas, G., Borrell, C., 2025. Environmental and health effects of the Barcelona superblocks, *BMC Public Health*, 25(1):634, <https://doi.org/10.1186/s12889-025-21835-z>
- Phys Org, 2022. Remote sensing technology reduces urban air pollution, <https://phys.org/news/2022-02-remote-technology-urban-air-pollution.html#:~:text=The%20researchers%20estimate%20that%20total,emitters%20are%20repaired>
- Piccoli, A., Agresti, V., Bedogni, M., Lonati, G., Pirovano, G., 2025. Modelling the air quality impacts of a zero emission zone scenario in the city of Milan, *Atmospheric Environment: X*, 25, 100318, <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2025.100318>
- Plan de Recuperación, 2024. Conoce las medidas del Plan de Recuperación para promover una movilidad sostenible, segura y conectada, <https://planderecuperacion.gob.es/noticias/conoce-medidas-plan-recuperacion-promover-movilidad-sostenible-segura-conectada-prtr>
- PMCA, 2025. Guía para la elaboración de planes de mejora de la calidad del aire, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, IDAEA-CSIC, <https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/17211>
- Polis, 2020. Ghent and Milan win international car sharing awards, <https://www.polisnetwork.eu/news/ghent-and-milan-win-international-car-sharing-awards/>
- Port de Barcelona, 2024a. Estadísticas de tráfico del Port de Barcelona, Datos acumulados Octubre 2024, Servicio de Estadística, https://www.portdebarcelona.cat/sites/default/files/content/file/2024/11/19/98/portbcntrafic_202410_es.pdf
- Port de Barcelona, 2024b. Estadísticas de tráfico de pasajeros 2024, <https://opendata.portdebarcelona.cat/es/dataset/estadistiques-de-trfic-de-pasatgers/resource/7c1e8abb-afb2-48ed-902e-6ca8276c496e>
- Ports de Balears, 2024. Estadísticas APB, https://www.portsdebalears.com/es/estadisticas?field_estadistica_anno_target_id=280&field_estadistica_mes_target_id=202&field_estadistica_tipos_2_target_id=214

- Przenioslo, H., 2013. Can electric propulsion help to reduce air pollution from urban freight transport in a cost-effective way? Case study of copenhagen municipality, Master thesis in Urban Planning and Management, https://vbn.aau.dk/ws/files/77295927/Hanna_Przenioslo_master_thesis_UPM_4.pdf
- Puerto de Santander, 2024. Estadísticas de tráfico, Autoridad Portuaria de Santander, <https://www.puertosantander.es/es/estadisticas-de-trafico>
- Puerto de Vigo 2024. Estadísticas generales 2024, https://www.apvigo.es/descargas/descargar/6530/20241112_PRINCIPALES%20MERCANCÍAS_octubre%202024.pdf
- Pugh, T., MacKenzie, A., Whyatt, J., Hewitt, C., 2012. Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental Science and Technology*, 46(14):7692-9, <http://dx.doi.org/10.1021/es300826w>
- Quarmby, S., Santos, G., Mathias, M., 2019. Air Quality Strategies and Technologies: A Rapid Review of the International Evidence, *Sustainability* 2019, 11(10), 2757, <https://doi.org/10.3390/su11102757>
- Querol, X., and Amato, F., 2017. Guidebook of measures to improve urban air quality, AIRUSE, <https://www.cleanaircities.net/>
- Querol, X., Amato, F., Robusté, F., Holman, C., Harrison, R., 2018. Chapter 11 - Non-technological Measures on Road Traffic to Abate Urban Air Pollution, Editor(s): Fulvio Amato, Non-Exhaust Emissions, Academic Press, p. 229-260, ISBN 9780128117705, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811770-5.00011-X>
- Qiu, J., Huang, K., Hawkins, J., 2022. The taxi sharing practices: Matching, routing and pricing methods, *Multimodal Transportation*, 1, 1, 100003, <https://doi.org/10.1016/j.multra.2022.100003>
- Raman, R.S., Vijendar Reddy, C.H., Badhouthiya, A., Swath, B., Sobti, R., Brayyich, M., 2024. Impact of Electric Vehicle Adoption on Urban Air Quality: A Simulation Study, 2024 International Conference on Trends in Quantum Computing and Emerging Business Technologies, <https://doi.org/10.1109/TQCEBT59414.2024.10545284>
- Ramos Velásquez, A., Guevara, M., Armengol, J.M., Rodríguez-Rey, D., Mueller, N., Cirach, M., Khomenko, S., Nieuwenhuijsen, M., 2025. Health impact assessment of urban and transport developments in Barcelona: A case study, *Health & Place*, 91, 103406, <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2024.103406>
- Ramos-Vidal, I., and Domínguez de la Ossa, E., 2024. A systematic review to determine the role of public space and urban design on sense of community, *International Social Science Journal*, 74, 252, 633-655, <https://doi.org/10.1111/issj.12472>
- Reche, C., Viana, M., Pandolfi, M., Alastuey, A., Moreno, T., Amato, F., Ripoll, A., Querol, X., 2012. Urban NH₃ levels and sources in a Mediterranean environment, *Atmospheric Environment*, 57, 153-164, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.04.021>
- Reche, C., Rivas, I., Pandolfi, M., Viana, M., Bouso, L., Álvarez-Pedrerol, M., Alastuey, A., Sunyer, J., Querol, X., 2014. Real-time indoor and outdoor measurements of black carbon at primary schools, *Atmospheric Environment*, 120, 417-426, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.044>
- Reche, C., Viana, M., Karanasiou, A., Cusack, M., Alastuey, A., Artiñano, B., Revuelta, M.A., López-Mahía, P., Blanco-Heras, G., Rodríguez, S., [...] Querol, X., 2015a. Urban NH₃ levels and sources

- in six major Spanish cities, *Chemosphere*, 119, 769-777, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.097>
- Reche, C., Viana, M., Rivas, I., Bouso, L., Àlvarez-Pedrerol, M., Alastuey, C., Sunyer, J., Querol, X., 2015b. Outdoor and indoor UFP in primary schools across Barcelona, *Science of The Total Environment*, 493, 943-953, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.072>
- Redondo Bermúdez, M.C., Chakraborty, R., Cameron, R.W., Inkson, B.J., Val Martin, M., 2023. A Practical Green Infrastructure Intervention to Mitigate Air Pollution in a UK School Playground, *Sustainability*, 15(2):1075, <http://dx.doi.org/10.3390/su15021075>
- Reuters, 2025. In Norway, nearly all new cars sold in 2024 were fully electric, <https://www.reuters.com/business/autos-transportation/norway-nearly-all-new-cars-sold-2024-were-fully-electric-2025-01-02/>
- Rey, J., and Cremades, L.V., 2023. Evaluation of the Power Generation Impact for the Mobility of Battery Electric Vehicles, *Energies*, 16(13), 5006, <https://doi.org/10.3390/en16135006>
- Rivas, I., Viana, M., Moreno, T., Pandolfi, M., Amato, F., Reche, C., Bouso, L., Àlvarez-Pedrerol, M., Alastuey, A., Sunyer, J., Querol, X., 2014. Child exposure to indoor and outdoor air pollutants in schools in Barcelona, Spain, *Environment International*, 69, 200-212, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.04.009>
- Rivas, I., Querol, X., Wright, J., Sunyer, J., 2018. How to protect school children from the neurodevelopmental harms of air pollution by interventions in the school environment in the urban context, *Environment International*, 121, 1, 199-206, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.08.063>
- Rizza, V., Torre, M., Tratzi, P., Fazzini, P., Tomassetti, L., Cozza, V., Naso, F., Marcozzi, D., Petracchini, F., 2021. Effects of deployment of electric vehicles on air quality in the urban area of Turin (Italy), *Journal of Environmental Management*, 297, 113416, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113416>
- Roberto, R., Zini, A., Felici, B., Rap, M., Noussan, M., 2023. Potential Benefits of Remote Working on Urban Mobility and Related Environmental Impacts: Results from a Case Study in Italy, *Applied Sciences*, 13(1), 607, <https://doi.org/10.3390/app13010607>
- Robinson, A., and Myvonwyn, H., 2011. Cheonggyecheon Stream Restoration Project, *Landscape Performance Series*. Landscape Architecture Foundation, <https://doi.org/10.31353/cs0140>
- Robusté, F., 1999. Logística de la distribución urbana de mercancías. I Congreso Internacional de Ingeniería de Tráfico Urbano, Madrid 14-16 de abril de 1999
- Robusté, F., Campos, J. M., Galván, D., 2000. Nace la Logística Urbana, IV Congreso de Ingeniería del Transporte: Calidad e Innovación en los Transportes, 683-691
- Robusté, F., 2003. Logística de la distribución urbana de mercaderías, *Papers, Regió Metropolitana de Barcelona*, 38, 29-47, <https://raco.cat/index.php/PapersIERMB/article/view/103912>
- Rodríguez-Rey, D., Guevara, M., Linares, M.P., Casanovas, J., Armengol, J.M., Benavides, J., Soret, A., Jorba, O., Tena, C., Pérez García-Pando, C., 2022. To what extent the traffic restriction policies applied in Barcelona city can improve its air quality?, *Science of The Total Environment*, 807, 2, 150743, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150743>
- Rotaris, L., Danielis, R., Marcucci, E., Massiani, J., 2010. The urban road pricing scheme to curb pollution in Milan, Italy: Description, impacts and preliminary cost-benefit analysis assessment, *Transportation Research Part A*, 44, 5, 359-375, <https://doi.org/10.1016/j.tra.2010.03.008>

- Rueda, S., 2025. 503 supermanzanas: Cómo convertir las calles en plazas, Ed. Anagrama, 200 pp, ISBN 978-84-339-3202-0
- Salas, R., Pérez Villadóniga, M. J., Prieto Rodríguez, J., Russo, A., 2019. Restricting Traffic into the City Centre: Has Madrid Central Been Effective to Reduce NO₂ Levels? SSRN Electronic Journal. <https://doi.org/10.2139/ssrn.3495440>
- Salas, R., Perez-Villadoniga, M. J., Prieto-Rodriguez, J., Russo, A., 2021. Were traffic restrictions in Madrid effective at reducing NO₂ levels?, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 91, 102689, <https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102689>
- Salmond, J.A., Williams, D.E., Laig, G., Kingham, S., Dirks, K., Longley, I., Henshaw, G.S., 2013. The influence of vegetation on the horizontal and vertical distribution of pollutants in a street canyon, *Science of The Total Environment*, 443, 287-298, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.101>
- Sanmiguel-Rodríguez, A., and Arufe, V., 2021. Active Commuting and Sustainable Mobility in Spanish Cities: Systematic Review, *Sport Mont Journal*, 19(3):95-105, <http://dx.doi.org/10.26773/smj.211006>
- Santiago, J., Rivas, E., Sanchez, B., Vivanco, M. G., Theobald, M., Garrido, J. L., Gil, V., Buccolieri, R., Martilli, A., Rodríguez-Sánchez, A., Martín, F., 2023. How do emission reductions of individual national and local measures impact street-level air quality in a neighbourhood of Madrid, Spain?, *Air Quality, Atmosphere and Health*, 17, 813–826, <https://doi.org/10.1007/s11869-023-01482-2>
- Santos, F. M., Gómez-Losada, Á., Pires, J.C.M., 2019. Impact of the implementation of Lisbon low emission zone on air quality, *Journal of Hazardous Materials*, 365, 632-641, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.11.061>
- Sanvicens, L., 2024a. Park and Ride Facilities: An Urban Mobility Solution, <https://www.sanvimobilityconsulting.com/park-and-ride-facilities-an-urban-mobility-solution>
- Sanvicens, L., 2024b. Ciudad de los 15 minutos. Concepto e implementación, Sanvi Mobility Consulting, <https://www.sanvimobilityconsulting.com/ciudad-de-los-15-minutos-concepto-e-implementacion>
- Sanz, A. and Perdiguer, J., 2024. Does urban bus route assignment improve air quality?, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 129, 104146, <https://doi.org/10.1016/j.trd.2024.104146>
- Sarmiento, L., Wägner, N., Zaklan, A., 2023. The air quality and well-being effects of low emission zones, *Journal of Public Economics*, 227, 105014, <https://doi.org/10.1016/j.jpubeco.2023.105014>
- Savadkoobi, M., Pandolfi, M., Reche, C., Niemi, J.V., Mooibroek, D., Titos, G., Green, D.C., Tremper, A.H., Hueglin, C., Liakakou, E., Mihalopoulos, N., [...] and Querol, X., 2023. The variability of mass concentrations and source apportionment analysis of equivalent black carbon across urban Europe, *Environment International*, 178, 108081, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108081>
- Sekar, A., Varghese, G.K., Ravi Varma, M.K., 2019. Analysis of benzene air quality standards, monitoring methods and concentrations in indoor and outdoor environment, *Heliyon*, 5, 11, e02918, <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02918>
- Setälä, H., Viippola, V., Rantalainen, A.-L., Pennanen, A., Yli-Pelkonen, V., 2013. Does urban vegetation mitigate air pollution in northern conditions?, *Environmental Pollution*, 183, 104-112, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.11.010>

- Sfendonis, N., Basbas, S., Mintsis, G., Taxiltaris, C., Politis, I., 2017. Investigation of the user's acceptance concerning a Low Emission Zone in the center of Thessaloniki, Greece, *Transportation Research Procedia*, 24, 280-287, <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2017.05.119>
- Simeonova, E., Currie, J., Nilsson, P., Walker, R., 2018. Congestion Pricing, Air Pollution and Children's Health, National Bureau of Economic Research, DOI 10.3386/w24410
- Simon, C., 2022. Portland's 20-Minute Neighborhoods After Ten Years: How a Planning Initiative Impacted Accessibility, (Order No. 29253656). Available from ProQuest Dissertations & Theses Global. (2717795651). Retrieved from <https://www.proquest.com/dissertations-theses/portlands-20-minute-neighborhoods-after-ten-years/docview/2717795651/se-2>
- Singer, B.C., and Wenzel, T.P., 2003. Estimated Emission Reductions from California's Enhanced Smog Check Program, *Environmental Science and Technology*, 37, 11, <https://dx.doi.org/10.1021/es0208759>
- Skipper, TN., Lawal, A.S., Hu, Y., Russell, A.G., 2023. Air quality impacts of electric vehicle adoption in California, *Atmospheric Environment*, 294, 119492, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119492>
- Solé, A., 2025. Cityporto: Urban distribution service for the city of Padova, Mobility Innovation Marketplace, EIT Urban Mobility, <https://marketplace.eiturbanmobility.eu/best-practices/cityporto-urban-distribution-service-for-the-city-of-padova#:~:text=CityPorto%20service%20has%20significantly%20enhanced,Additionally%2C%20from%202005%20to%202019>
- Soret, A., Guevara, M., Baldasano, J.M., 2014. The potential impacts of electric vehicles on air quality in the urban areas of Barcelona and Madrid (Spain), *Atmospheric Environment*, 99, 51-63, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.09.048>
- Sousa Santos, G., Sundvor, I., Vogt, M., Grythe, H., Haug, T.W., Høiskar, B.A.K., Thompson, R.L., Tarrasón, L., 2020. Evaluation of traffic control measures in Oslo region and its effect on current air quality policies in Norway, *Transport Policy*, 99, 251-261, <http://dx.doi.org/10.1016/j.tranpol.2020.08.025>
- Suárez-Bertoa R., Zardini, A.A., Astorga, C., 2014. Ammonia exhaust emissions from spark ignition vehicles over the New European Driving Cycle, *Atmospheric Environment*, 97, 43-53, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.07.050>
- Sun, C., Zhang, W., Fang, X., Gao, X., Xu, M., 2019 Urban public transport and air quality: Empirical study of China cities, *Energy Policy*, 135, 110998, <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.110998>
- Sutton, M.A., Dragosits, U., Tang, Y.S., Fowler, D., 2000. Ammonia emissions from non-agricultural sources in the UK, *Atmospheric Environment*, 34, 855-869, [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00362-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00362-3)
- Savadkoohi, M., Pandolfi, M., Reche, C., Niemi, J.V., Mooibroek, D., Titos, G., Green, D.C., Tremper, A.H., Hueglin, C., Liakakou, E., Mihalopoulos, N., [...] and Querol, X., 2023. The variability of mass concentrations and source apportionment analysis of equivalent black carbon across urban Europe, *Environment International*, 178, 108081, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108081>
- TACA, 2024. Pathways to clean air in cities, *Transport and Environment*, <https://www.transportenvironment.org/articles/pathways-to-clean-air-in-cities>
- Tarrés, M., Albalade, D. and Fageda, X., 2023. Taxi y VTC como actores en la implementación y extensión de las Zonas de Bajas Emisiones (ZBE), *Cuadernos de Derecho Regulatorio*, Madrid, Marcial Pons, https://doi.org/10.37417/cudere/vol_1_2023_2254

- Tennøy, A., Hanssen, J. U., & Øksenholt, K. V., 2019. Developing a tool for assessing park-and-ride facilities in a sustainable mobility perspective, *Urban Planning and Transport Research*, 8, 1, 1-23, <https://doi.org/10.1080/21650020.2019.1690571>
- TfL, 2023. New TfL data shows sustained increases in walking and cycling in the capital, Transport for London, <https://tfl.gov.uk/info-for/media/press-releases/2023/december/new-tfl-data-shows-sustained-increases-in-walking-and-cycling-in-the-capital>
- TFL, 2025a. Congestion charge, Transport for London, <https://tfl.gov.uk/modes/driving/congestion-charge>
- TFL, 2025b. The London Boroughs Consolidation Centre –a freight consolidation success story, Transport for London, <https://content.tfl.gov.uk/lbcc-case-study.pdf#:~:text=in%20suppliers%20%E2%B7%2046,reduction%20in%20PM>
- The Bicycle Account, 2019. Copenhagen Bicycle Account 2018, Copenhagen City of Cyclists, https://kk.sites.itera.dk/apps/kk_pub2/pdf/1962_fe6a68275526.pdf
- The State of Victoria, 2017. Plan Melbourne 2017–2050, Department of Environment, Land, Water and Planning, 144 pp, ISBN 978-1-76047-500-0 Online, https://www.planning.vic.gov.au/__data/assets/pdf_file/0025/654550/Plan_Melbourne_2017-2050_Strategy_.pdf
- Titos, G., Lyaman, H., Drinovec, L., Olmo, F.J., Močnik, G., Alados-Arboledas, L., 2015. Evaluation of the impact of transportation changes on air quality, *Atmospheric Environment*, 114, 19-31, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.05.027>
- TMA, 2025. Alternativas de movilidad urbana sostenible para vivir en ciudades más saludables, Tecnología Medio Ambiente, <https://tma.es/alternativas-de-movilidad-urbana-sostenible/>
- TMB, 2024a. Movilidad sostenible, Transports Metropolitans de Barcelona, <https://www.tmb.cat/es/conoce-tmb/calidad-y-medioambiente/movilidad-sostenible>
- TMB, 2024b. Bajas emisiones y transformación digital, <https://www.tmb.cat/es/conoce-tmb/innovacion-y-proyectos/ayudas-next-generation-ue/bajas-emisiones-y-transformacion-digital>
- Tong, Z., Baldauf, R.W., Isakov, V., Deshmukh, P., Zhang, K.M., 2016. Roadside vegetation barrier designs to mitigate near-road air pollution impacts, *Science of the Total Environment*, 541, 920-927, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.067>
- Tonne, C., Beevers, S., Armstrong, B., Kelly, F., Wilkinson, P., 2008. Air pollution and mortality benefits of the London Congestion Charge: spatial and socioeconomic inequalities, *Occupational and Environmental Medicine*, 65, 9, 620-627, <http://dx.doi.org/10.1136/oem.2007.036533>
- Transport Focus, 2020. Park and ride for Highway's England's roads: a solution to congestion?, <https://www.transportfocus.org.uk/publication/park-and-ride-for-highways-englands-roads-a-solution-to-congestion/>
- Transportstyrelsen, 2024. Road tolls, <https://www.transportstyrelsen.se/en/road/vehicles/taxes-and-fees/road-tolls/>
- Transvolando, 2025. Transporte de Mercancías a Larga Distancia, <https://transvolando.com/transporte-de-mercancias-de-larga-distancia>
- TRUE, 2022. Real-world NOx emissions of Euro 6d-TEMP and 6d passenger cars, The Real Urban Emissions Initiative, https://theicct.org/wp-content/uploads/2022/01/TRUE-Brussels-nov2021_facts-6d-TEMP_EN.pdf

- Truong, L. and Marshall, W.E., 2014. Are Park-n-Rides Saving the Environment or Just Saving Parking Costs? A Case Study of the Denver Light Rail System, *Transportation Research Record*, 2419: 109 – 117, <https://doi.org/10.3141/2419-11>
- UAR, 2025. Urban Vehicle Access Regulations by Map, Urban Access Regulations in Europe, <https://urbanaccessregulations.eu/>
- UITP, 2022. The Global Urban Mobility Indicators 2022, The International Association of Public Transport, <https://www.uitp.org/publications/global-urban-mobility-indicators-2022/>
- UN-Habitat, 2023. My Neighbourhood, United Nations Human Settlements Programme, https://unhabitat.org/sites/default/files/2023/05/my_neighbourhood_publication_19.05.2359.pdf
- Universidad europea, 2023. ¿Qué es el diseño urbano? Descubre las claves de esta profesión, <https://universidadeuropea.com/blog/disenio-urbano/>
- Vahrenkamp, R., 2013. 25 Years City Logistic: Why failed the urban consolidation centres?, Conference Logistik Management, Bremen 2013, https://www.vahrenkamp.org/files/Urban_Hub.pdf
- ValenciaPorts, 2024. Voletín Estadístico APV, Noviembre 2024. <https://www.valenciaport.com/wp-content/uploads/2411-Boletin-Estadistico-Noviembre-2024.pdf>
- Valls, I., 2023. Healthier Cities? Why Not Start with Schools?, ISGlobal - Barcelona Institute for Global Health, <https://www.isglobal.org/en/healthisglobal/-/custom-blog-portlet/ciudades-mas-saludables-empecemos-por-los-entornos-escolares>
- van der Gon, H.A.C.D., Hulskotte, J.H.J., Visschedijk, A.J.H., Schaap, M., 2007. A revised estimate of copper emissions from road transport in UNECE-Europe and its impact on predicted copper concentrations, *Atmospheric Environment*, 41, 38, 8697-8710, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.033>
- Van der Zee, R., 2015. How Amsterdam became the bicycle capital of the world, *The Guardian*, https://www.theguardian.com/cities/2015/may/05/amsterdam-bicycle-capital-world-transport-cycling-kindermoord?CMP=share_btn_url
- Van Heerden, S., Pertoldi, M., Busti, M., Fioretti, C., 2020. Manual de estrategias de desarrollo urbano sostenible, Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, <https://data.europa.eu/doi/10.2760/580641>
- Vega Naranjo, J., Jiménez-Espada, M., Martínez García, F.M., González-Escobar, R., Cortés-Pérez, J.P., 2023. Intercity Mobility Assessment Facing the Demographic Challenge: A Survey-Based Research, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20, 1163, <https://doi.org/10.3390/ijerph20021163>
- Vehicle Certification Agency, 2023 New Car Fuel Consumption & Emission Figures, <https://www.vehicle-certification-agency.gov.uk/fuel-consumption-co2/fuel-consumption-guide/fuel-efficient-driving-tips/>
- Veitch, E., and Rhodes, E., 2024. A cross-country comparative analysis of congestion pricing systems: Lessons for decarbonizing transportation, *Case Studies on Transport Policy*, 15, 101128, <https://doi.org/10.1016/j.cstp.2023.101128>
- Venter, Z.S., Hassani, A., Stange, E., Schneider, P., Castell, N., 2024. Reassessing the role of urban green space in air pollution control, *Earth, Atmospheric, and Planetary Sciences*, 121 (6) e2306200121, <https://doi.org/10.1073/pnas.2306200121>

- Verbeek, T., and Hincks, S., 2022. The 'just' management of urban air pollution? A geospatial analysis of low emission zones in Brussels and London, *Applied Geography*, 140, 102642, <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2022.102642>
- Viana, M., de Leeuw, F., Bartonova, A., Castell, N., Ozturk, E., González Ortiz, A., 2020. Air quality mitigation in European cities: Status and challenges ahead, *Environment International*, 143, 105907, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105907>
- Vidal Yañez, D., Pereira Barboza, E., Cirach, M., Daher, C., Nieuwenhuijsen, M., Mueller, N., 2023. An Urban Green Space Intervention with Benefits for Mental Health: A Health Impact Assessment of the Barcelona 'Eixos Verds' Plan, *Environment International*, 174, 107880, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107880>
- Vieira, C.L.Z., Rumenos, N.N., Gheler-Costa, C., Toqueti, F., Spazziani, M.L., 2022. Environmental education in urban cities: Planet regeneration through ecologically educating children and communities, *International Journal of Educational Research Open*, 3, 100208, <https://doi.org/10.1016/j.ijedro.2022.100208>
- Vijayalakshmi, S., 2023 Assessing the long-run impact of vehicular movement on air quality: An ARDL Approach, *Studies of Applied Economics*, 41-1, <https://doi.org/10.25115/sae.v41i1.9020>
- VMM, 2018. Luchtkwaliteit in de Gentse agglomeratie en Gentse kanaalzone, Flemish Environment Agency, https://stad.gent/sites/default/files/media/documents/Luchtkwaliteit%20in%20de%20Gentse%20agglomeratie%20en%20kanaalzone_2018.pdf
- VMM, 2025. The Ghent circulation plan, Flemish Environment Agency, <https://samenvoorzuiverelucht.eu/en/inspiratie/ghent-circulation-plan>
- Wallington, T.J., Anderson, J.E., Dolan, R.H., Winkler, S.L., 2022. Vehicle Emissions and Urban Air Quality: 60 Years of Progress, *Atmosphere*, 13(5), 650, <https://doi.org/10.3390/atmos13050650>
- Wang, F., Peng, Y., Jiang, C., 2017. Influence of Road Patterns on PM 2.5 Concentrations and the Available Solutions: The Case of Beijing City, China, *Sustainability*, 9(2):217, <http://dx.doi.org/10.3390/su9020217>
- Wang, Y., and Zhong, H., 2023. Mitigation Strategies for Controlling Urban Particulate Pollution from Traffic Congestion: Road Expansion and Road Public Transport, *Journal of Environmental Management*, 345, 118795, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118795>
- Ward, B., 2023. The truth about London's Ultra Low Emission Zone, The London School of Economics and Political Science, <https://www.lse.ac.uk/granthaminstitute/news/the-truth-about-londons-ultra-low-emission-zone/>
- Ward, J.W., Michalek, J.J., Azevedo, I.L., Samaras, C., Ferreira, P., 2019. Effects of on-demand ridesourcing on vehicle ownership, fuel consumption, vehicle miles traveled, and emissions per capita in U.S. States, *Transportation Research Part C: Emerging Technologies*, 108, 289-301, <https://doi.org/10.1016/j.trc.2019.07.026>
- Ward, J.W., Michalek, J.J., and Samaras, C., 2021. Air Pollution, Greenhouse Gas, and Traffic Externality Benefits and Costs of Shifting Private Vehicle Travel to Ridesourcing Services, *Environmental Science & Technology*, 55 (19), 13174-13185, <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01641>
- White, M. P., Alcock, I., Grellier, J., Wheeler, B. W., Hartig, T., Warber, S. L., Bone, A., Depledge, M. H., Fleming, L. E., 2019. Spending at least 120 minutes a week in nature is associated with good health and wellbeing, *Scientific Reports*, 9(1), 7730, <https://doi.org/10.1038/s41598-0>

- Willson, R.W., and Shoup, D.C., 1990. Parking Subsidies and Travel Choices: Assessing the Evidence, *Transportation*, 17 (2): 141–57, <https://doi.org/10.1007/BF02125333>
- Woo, S-H., Jang, H., Lee, S-B., Lee., S., 2022. Comparison of total PM emissions emitted from electric and internal combustion engine vehicles: An experimental analysis, *Science of the Total Environment*, 842, 156961, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156961>
- World Bank, 2025. Unlivable: How Cities in Europe and Central Asia Can Survive – and Thrive – in a Hotter Future. Washington, DC: World Bank, <http://hdl.handle.net/10986/43344>
- Xie, L., Li, N., Poor, H.V., 2023. Sustainable electrification in the era of AI, *Nature Reviews Electrical Engineering*, 1, 493–494, <https://doi.org/10.1038/s44287-024-00083-0>
- Yang, C. and Fang, Z., 2024. The impact of education expenditure on environmental innovation, *Heliyon*, 10, 12, e32446, <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e3244>
- Yang, X., McCoy, E., Hough, K., de Nazelle, A., 2022. Evaluation of low traffic neighbourhood (LTN) impacts on NO2 and traffic, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 113, 103536, <https://doi.org/10.1016/j.trd.2022.103536>
- Yihsu, C., and Whalley, A., 2012. Green Infrastructure: The Effects of Urban Rail Transit on Air Quality, *American Economic Journal: Economic Policy*, 4, 1, 58–97, <https://doi.org/10.1257/POL.4.1.58>
- Zagorskas, J., Burinskiene, M., 2020. Challenges Caused by Increased Use of E-Powered Personal Mobility Vehicles in European Cities, *Sustainability* 12(1), 273, <https://doi.org/10.3390/su12010273>
- Zalesak, A., N. Kittner, D. Loughlin, Kaplanakman, P., 2024. Evaluation of energy, carbon dioxide, and air emission implications of medium- and heavy-duty truck electrification in the United States using EPA’s regional TIMES energy systems model. *Environmental Research: Energy*, IOP Publishing, BRISTOL, UK, 1:045018, <https://doi.org/10.1088/2753-3751/ad958b>
- ZeEUS, 2014. Bringing electrification to the heart of the urban bus network, <https://zeus.eu/>
- Zhen, S., 2021. Berlin’s and Barcelona’s takes on cycle logistics, Sustainable Mobility Officer, ICLEI, <https://sustainablemobility.iclei.org/berlin-and-barcelona-take-on-cycle-logistics/>
- Zheng, M., Guo, X., Liu, F., Shen, J., 2021. Contribution of Subway Expansions to Air Quality Improvement and the Corresponding Health Implications in Nanjing, China, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(3):969, <https://doi.org/10.3390/ijerph18030969>
- Zhu, Y., Hinds, W.C., Kim, S., Shen, S., Sioutas, C., 2002. Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic, *Atmospheric Environment*, 36, 27, 4323–4335, [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00354-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00354-0)