



Policy brief

**El peaje urbano de congestión:
Análisis y recomendaciones para
la reducción de la congestión del
tráfico y la polución del aire en
Barcelona**

© Instituto Ostrom, 2023
info@institutostrom.org
www.institutostrom.org

Revisión: Martí Jiménez-Mausbach

Título: El peaje urbano de congestión: Análisis y recomendaciones para la reducción de la congestión del tráfico y la polución del aire en Barcelona [Policy brief]
Autor: Mauricio Jiménez
Publicación: Setiembre 2023

Esta es una versión resumida del informe homónimo. Para mayores detalles consúltese el informe.

Algunos derechos reservados

Derechos y permisos

Esta publicación está sujeta a una Creative Commons Attribution 4.0 International License ([CC BY 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)). Usted es libre de compartir (copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato) y adaptar (remezclar, transformar y construir a partir del material) este trabajo para cualquier propósito, incluso comercial, bajo las siguientes condiciones:

Atribución — Debe dar crédito de manera adecuada, brindar un enlace a la licencia e indicar si se han realizado cambios. Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de manera tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo del licenciante.

Citar como: Jiménez, Mauricio. (2023). El peaje urbano de congestión: Análisis y recomendaciones para la reducción de la congestión del tráfico y la polución del aire en Barcelona [Policy brief]. Instituto Ostrom. Licencia: Creative Commons Attribution CC BY 4.0

Tabla de contenidos

Sobre el Instituto Ostrom	4
Resumen ejecutivo	5
1. La movilidad en Barcelona	7
2. Externalidades negativas del tráfico rodado en Barcelona	11
2.1 La congestión	11
2.2 Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI)	14
3. La calidad del aire	15
2.4 El ruido vial	19
3. Medidas contra la congestión vial	21
3.1 Expansiones viarias	21
3.2 Restricciones por cantidades	22
3.3 Restricciones por precios	23
4. Recomendaciones	28
4.1 Peaje urbano de circulación de Barcelona	28

Sobre el Instituto Ostrom

El Instituto Ostrom es el think tank de política pública líder en Cataluña. Nuestros principios fundacionales son el reconocimiento del pluralismo, el ejercicio de la tolerancia, la salvaguardia de los derechos civiles, la defensa de las libertades individuales, la promoción de las instituciones inclusivas, el fomento de las sociedades abiertas, el impulso de la economía de libre mercado y la apuesta por la moderación fiscal.

Fundados en el 2016, somos un polo independiente y no partidista de conocimiento, debate y generación de ideas, comprometido con el pensamiento profundo y riguroso y con vocación de incidir de forma determinante en la opinión pública y las instituciones catalanas, a través de la investigación, la divulgación y la influencia en el debate público.

Nuestra plataforma se erige como una vía de participación e influencia en el debate social; un puente entre el mundo académico, la sociedad civil y los gestores públicos para aunar esfuerzos de cara a contribuir al progreso de la sociedad catalana.

Nuestra institución recibe su nombre en homenaje a Elinor Ostrom (1933-2012), Profesora Distinguida de la Universidad de Indiana, donde fue titular de la cátedra Arthur F. Bentley de Ciencia Política, y primera mujer galardonada con el Premio Nobel de Economía.

El Instituto está constituido por personas de generaciones y ámbitos profesionales muy diversos, que coinciden en la necesidad de proveer al país de una capacidad de análisis propio, independiente y riguroso. Busca también convertirse en una organización conectada a escala europea y mundial con instituciones líderes en el panorama liberal internacional.

Somos miembros de la Atlas Network, red integrada por más de quinientos think tanks de todo el mundo, entre los que destacan el Cato Institute y el American Enterprise Institute (AEI), en los Estados Unidos; el Fraser Institute, en Canadá; el Adam Smith Institute (ASI) y el Institute of Economic Affairs (IEA), en el Reino Unido; el Timbro, en Suecia; y el Centre for Civil Society, en la India.

Resumen ejecutivo

Barcelona es la ciudad más congestionada de España. El 2022 registró una vez más los peores tiempos de viaje en el centro de la ciudad y en el área metropolitana. Y el tráfico rodado es la mayor fuente de gases de efecto invernadero, el principal aportante de inmisiones de NOx y el segundo de PM10 y PM2.5. Los niveles de NO2 en las estaciones de medición del centro de la ciudad han infringido la normativa de la UE reiteradamente. De continuar, propiciaría una sanción económica por parte del Tribunal de Justicia de la Unión Europea, multa que el Gobierno español podría trasladar a los contribuyentes de la Generalitat o del Ajuntament.

Reducir los niveles medios anuales de NO2 y PM2.5 a los nuevos límites propuestos por la Comisión Europea evitaría cada año 525 casos de asma infantil, 110 de cáncer de pulmón y 1000 muertes en Barcelona. Por su lado, la congestión abriría una brecha entre el crecimiento económico potencial de las metrópolis y el efectivo (productividad, inversiones, empleo, etc.). Así, las externalidades negativas del tráfico viario tienen costes multimillonarios (personales, empresariales, sanitarios, laborales, energéticos y ambientales) que no asumen directamente sus responsables, sino que se pagan indirectamente de forma colectiva.

Cerca del 23 % de los desplazamientos en la ciudad son en vehículo privado. Gozan del 85 % de los carriles. Tan solo coches y motos rondan el 80 % del parque circulante. Mas en los traslados en coche irían de media 1.21 personas; en el área metropolitana, el 54 % con un ocupante y el 30 % con dos. Por eso, las emisiones de un coche o una moto son más del doble que las de un bus. La movilidad no laboral abarcaría en torno al 54 % de los viajes en coche y al 37 % en motos. La comodidad es la principal razón para elegirlos, próxima al 40 %. Y el uso crece con el nivel de renta. Así, la gratuidad del espacio vial es ineficiente, regresiva y perjudicial para la sociedad. Su uso está socialmente subsidiado.

¿Qué hacer? Las expansiones viales servirían en situaciones específicas, pero solo aplazan el problema. Inducen la demanda de espacio viario, volviéndose ineficaces. Junto al alto costo, ineficientes. Favorecen más a quienes tienen mayor renta; de financiarse mediante un presupuesto general (es decir, por parte de todos), serán regresivas. Las restricciones por cantidades (número de placa o zonas de bajas emisiones) tienen una eficacia ambigua que decae al adquirirse nuevos vehículos. Pueden propiciar atascos fuera del área de aplicación. Lo prohibitivo las hace ineficientes. También son regresivas porque evitarlas o satisfacerlas se vincula al nivel de renta. Las restricciones por precios (peajes) atienden costes subpreciados, son eficaces y duraderas. No prohíben, supeditan la circulación a un pago. Y como lo invertido se recupera con los ingresos, resultan muy eficientes. El diseño y los recursos les permitirían ser progresivas al destinar una parte a transferencias focalizadas.

Se recomienda instaurar un peaje urbano de circulación con tarificación dinámica compuesto por una tasa de congestión según el tamaño vehicular y horarios y una tasa de emisiones según los factores de emisión y km recorridos para reducir la congestión, la polución aérea, el ruido viario y el efecto isla de calor. Sus ingresos permitirían repotenciar el servicio de buses, reforzar la atención sanitaria e instalar purificadores de aire en puntos críticos. Mejoraría la calidad de vida en Barcelona al aportar eficiencia a la movilidad, facilitar la accesibilidad y disminuir la morbilidad cardiorrespiratoria.

1. La movilidad en Barcelona

La Enquesta de Mobilitat en Dia Feiner (EMEF) 2019¹ expone que el uso del vehículo privado en días laborables aumenta al expandirse el ámbito de residencia observado. Era el 33.9 % de los desplazamientos de quienes radican en la RMB, el 25.8 % para los del AMB y el 18.6 % para los de la ciudad (Ajuntament de Barcelona et al., 2020).

En el 2019, durante un día laborable se realizaban cerca de 7 244 237 desplazamientos en la ciudad (el 72.1 %, internos; y el 27.9 %, de conexión)². La distribución modal: movilidad activa, 44.1 %; transporte público, 33.1 %; y vehículo privado, 22.8 %. Repartición casi inalterada en la última década [Figura 1]. Volcándose a los viajes internos, el 13.9 % de ellos se hacían en vehículo particular; ese 13.9 % es igual al 44 % de todos los traslados en movilidad privada en Barcelona (el otro 56 % son los de conexión). El 10.03 % del total inicial. De todos los desplazamientos en moto y en coche en la ciudad, el 79 % y el 54 % eran de vecinos barceloneses, respectivamente. Por su motivación, el 52 % de los traslados en vehículo privado respondían a la movilidad ocupacional (trabajo o estudios) y su retorno a casa; el 48 % restante, a la personal (compras, ocio, acompañamiento o cuidado, paseos, etc.) y su retorno. El 37 % de todos los viajes en moto y el 54 % de los hechos en coche eran de índole personal. Mas los traslados en vehículo privado con destino a Barcelona (contando internos) por compras apenas sumaban el 9 % de todos los realizados para el mismo fin. Incluso era menor (1.4 %) por ocio, espectáculos, cine, restaurantes, deportes (IERMB, 2021). Las razones para optar por este modo apuntan a problemas subyacentes en la movilidad urbana. Los tres principales que dieron las personas en la EMEF 2017: la comodidad, una oferta subóptima de transporte público y la mayor rapidez (Ajuntament de Barcelona et al., 2018). Y sépase que el vehículo privado tiene destinado cerca del 85 % de los carriles, frente al 7 % para buses y 8 % para bicis (Redacció 3/24, 2022). Además, únicamente entre turismos, motocicletas, taxis y ciclomotores abarcarían el ~80 % del parque circulante (Barcelona Regional, 2020).

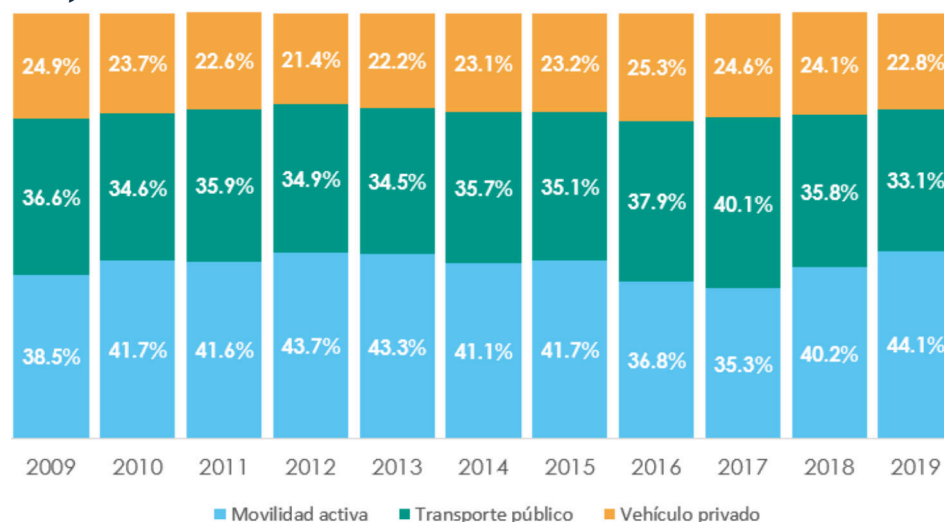
Entre residentes, el uso del vehículo privado es mayor (29 %) a partir de rentas medias anuales superiores a 20 000 €; crece en detrimento de los otros modos. El segmento medio y el bajo optan por la movilidad particular en la misma proporción (17 %); las ínfimas diferencias yacen en el transporte público (28 % vs. 29 %) y la movilidad activa (55 % vs. 54 %) [Figura 2] (IERMB, 2021). Hay cambios más claros al examinarlo por el nivel educativo. El uso del vehículo privado entre quienes no tienen estudios es del 8.6 %; con estudios primarios, 13.6 %; con estudios secundarios, 17.5 %; y con estudios superiores, 21.4 % (IERMB, 2020a). Los datos de la Enquesta de Mobilitat Quotidiana (EMQ) 2006 sobre viajes de

¹ Los resultados de la EMEF 2022 se publicaron el 11 de julio, durante el cierre de esta edición. No obstante, las variaciones en el uso del vehículo privado en la ciudad son mínimas. Véase IERMB (2023, pp. 94-100).

² Los datos no coinciden con los del párrafo anterior porque aluden a conjuntos diferentes. Aquí el foco no recae sobre los desplazamientos que hacen los residentes, sino en los traslados que tienen como origen o destino a la ciudad, sean internos o de conexión, independientemente del lugar de residencia de las personas.

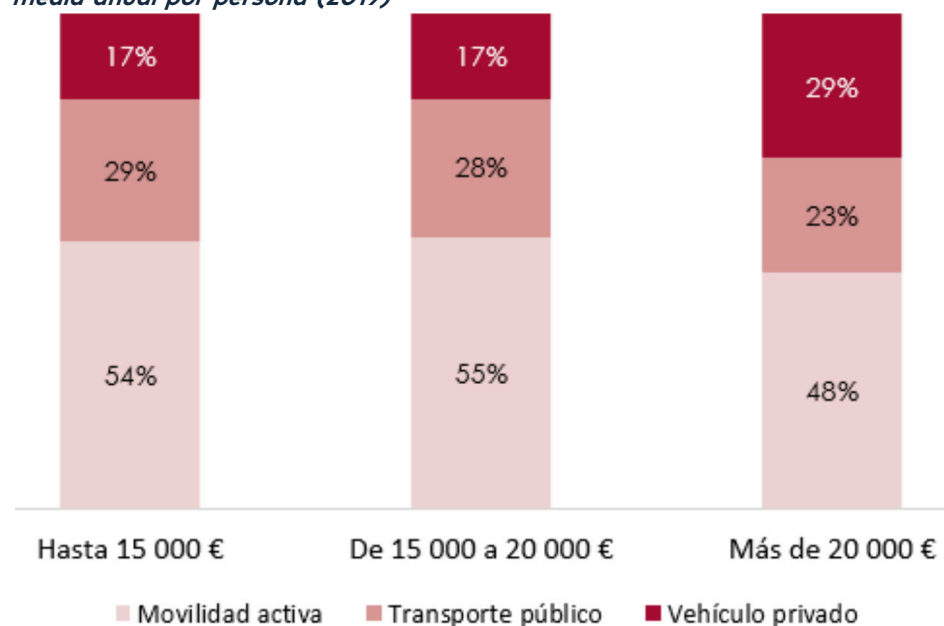
penetración a la ciudad en movilidad privada desde el AMB corroboran la tendencia [Figura 3]. Mientras que en el extremo más acomodado el uso del coche o moto llegaría al 85 %, en su opuesto sería del 36 %. En torno a dos de cada tres traslados corresponderían a familias cuya renta mensual superaría la media (Bel, 2019).

Figura 1. Evolución de la repartición modal de los viajes en Barcelona (2009-2019)



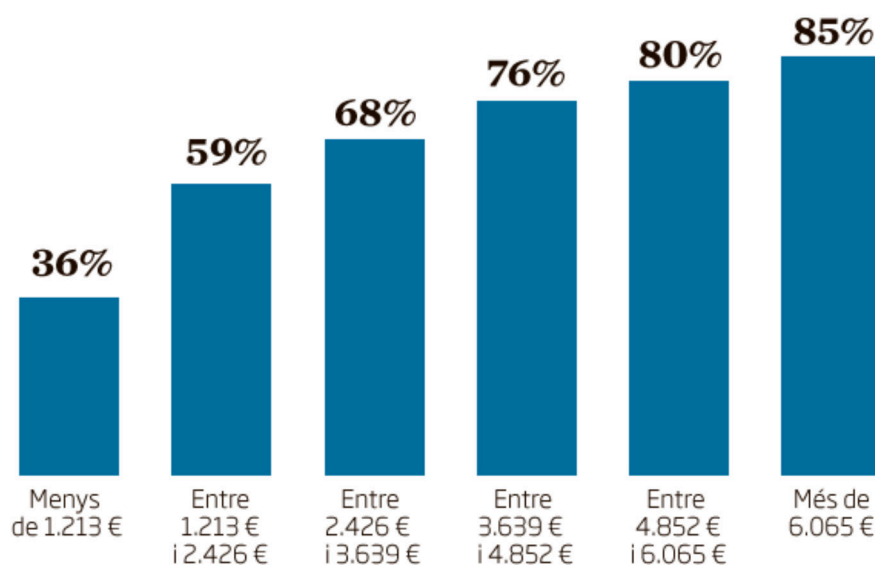
Nota: Para la EMEF, caminar, bicicleta, vehículo de movilidad personal (VMP) y silla de ruedas son movilidad activa; autobús, ferroviarios (metro, tranvía, trenes), autocar, taxi y vehículo de transporte con conductor (VTC), transporte público; y coche, moto, furgoneta y camión, vehículo privado. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos en IERMB (2020a, p. 86).

Figura 2. Repartimiento modal de los residentes en Barcelona según la renta media anual por persona (2019)



Notas: Se utilizaron los valores de renta media por persona de acuerdo con la sección censal de residencia. En el 2017, la renta media anual por persona en la ciudad fue de 20 128 € [1677.3 € al mes] (Ajuntament de Barcelona, 2021b), si bien la mediana es una estadística más adecuada. Las categorías mensuales serían: menos de 1250 €, de 1250 € a 1666.7 € y más de 1666.7 €. Versión original en catalán. La traducción es propia. Fuente: IERMB (2021, p. 29) a partir de la EMEF 2019 e INE (2017).

Figura 3. Porcentaje de utilización del vehículo privado en viajes de entrada a la ciudad desde el AMB según ingresos mensuales (2006)



FONT: AMB 2006 / GRÀFIC: ARA

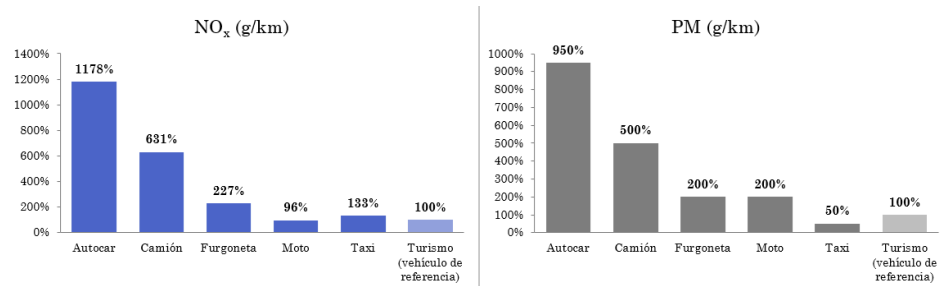
Notas: Umbrales de renta ajustados por el índice de precios de consumo (IPC) desde el 2006. Incluye a conductores y acompañantes en coche y moto. Fuente: Bel (2019).

Valiéndose de la EMQ 2006, Bel y Rosell (2017) investigaron el impacto de las características socioeconómicas sobre las emisiones de CO₂ de la movilidad urbana en los desplazamientos al interior del AMB. El 10 % superior de los contaminadores generaba el 49 % de todas las emisiones; el 20 % superior, el 74 %. Muestran que la probabilidad de ser un contaminador mayor crecía al percibirse más ingresos. Así, la probabilidad de que una persona cuya familia pertenecía al grupo con mayores ingresos mensuales (más de 5000 €) sea una contaminadora mayor cuadruplicaba la de alguien de una familia con menos de 1000 €.

Comparando modos de transporte, se indica que, en promedio, un traslado en vehículo particular emitía 1258 g de CO₂, en tanto que un desplazamiento en transporte público producía 439 g, el 34.89 % de aquel (Bel y Rosell, 2017). Un estudio de Barcelona Regional (2017) sobre el parque circulante encontró que la movilidad en turismos, taxis o motos solamente contamina menos que una unidad destinada al transporte colectivo (autocar) si se ignora la ocupación del vehículo [Figuras 4 y 5]. En el 2019, la ocupación media calculada de los coches durante los desplazamientos (internos o de conexión) en la ciudad fue 1.21; la declarada, 1.65 (IERMB, 2020a). Con las mismas cifras de ocupación, el 54.4 % de los desplazamientos en coche en el AMB habría tenido solo un ocupante; el 29.8 %, dos; el 10.6 %, tres; y el 5.2 %, cuatro o más (IERMB, 2020b). Importa porque al ocupar más espacio por viajero que otras modalidades (bus, bici, etc.) la movilidad en coche hace un uso ineficiente del espacio público, máxime al viajar tan solo una persona. Las horas punta lo son porque la demanda de espacio vial excede la oferta. Si se produjese un trasvase modal de una parte de esos desplazamientos hacia la movilidad en transporte público o activa, la congestión disminuiría. Usar un medio que desperdicia

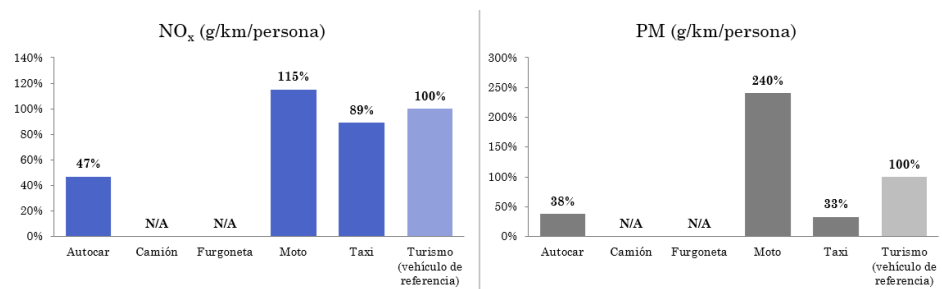
espacio da comodidad a uno a costa de los demás. Perjuicio no intencional, sí, pero constituye una externalidad negativa.

Figura 4. Emisiones de los vehículos por distancia recorrida (g/km) respecto a un turismo



Notas: Versión original en catalán. La traducción es propia. Fuente: Barcelona Regional (2017, pp. 41).

Figura 5. Emisiones de los vehículos por distancia recorrida y promedio de ocupación (g/km/persona) respecto a un turismo



Notas: Ocupación promedio considerada: turismo, 1,2; taxi, 1,8; moto, 1; autocar, 30. Una objeción válida es que los buses no operan llevando 30 pasajeros todo el tiempo y que, a diferencia de otros vehículos, circulan permanentemente. Sin embargo, la cantidad de buses y autocares es minúscula comparada con la de turismos. Versión original en catalán. La traducción es propia. Fuente: Barcelona Regional (2017, pp. 41).

2. Externalidades negativas del tráfico rodado en Barcelona

2.1 La congestión

Un informe del Ajuntament de Barcelona (2023a) indica que el tráfico en una serie de vías de la ciudad y en L'Eixample ha tenido una evolución positiva desde el 2015 y 2017, respectivamente. Utilizando la intensidad media diaria (IMD) del tráfico, que mide el volumen promedio de vehículos que circulan por una vía diariamente, reporta que el tránsito vehicular en las rondes y en las principales vías de acceso a la ciudad disminuyó en un 2.09% del 2015 al 2019, un 6.58 % del 2019 al 2022 y un 8.53 % del 2015 al 2022. En L'Eixample, la reducción fue de un 17 % del 2017 al 2022; y si 350 000 vehículos cruzaban una sección central de él en el 2015, al 2022 eran 300 000 (-14.29 %)

Aunque guardan relación, tráfico y congestión no son lo mismo. La congestión se asocia a la densidad del tráfico, que es la cantidad de vehículos respecto al espacio disponible. Conforme aumenta la densidad, la velocidad disminuye y los tiempos de viaje se extienden. De acuerdo con el TomTom Traffic Index³, Barcelona volvió a registrar los peores tiempos de viaje entre las ciudades de España en el 2022 (TomTom, 2023a, 2023b). El promedio para recorrer 10 km en el centro de la ciudad fue de 18 min, mientras que en el área metropolitana fue de 15 min 40 s. Se estima que el tiempo de viaje óptimo sería de 14 min en el centro y 12 min en el área metropolitana. Las diferencias permiten calcular el nivel de congestión promedio en cada ámbito: 28.57 % en el centro y 30.58 % en el área metropolitana. Durante las horas punta de lunes a viernes los tiempos de viaje fueron mayores, llegando a 20 min en el centro (congestión: 42.85 %) y 18 min en el área metropolitana (congestión: 50 %).

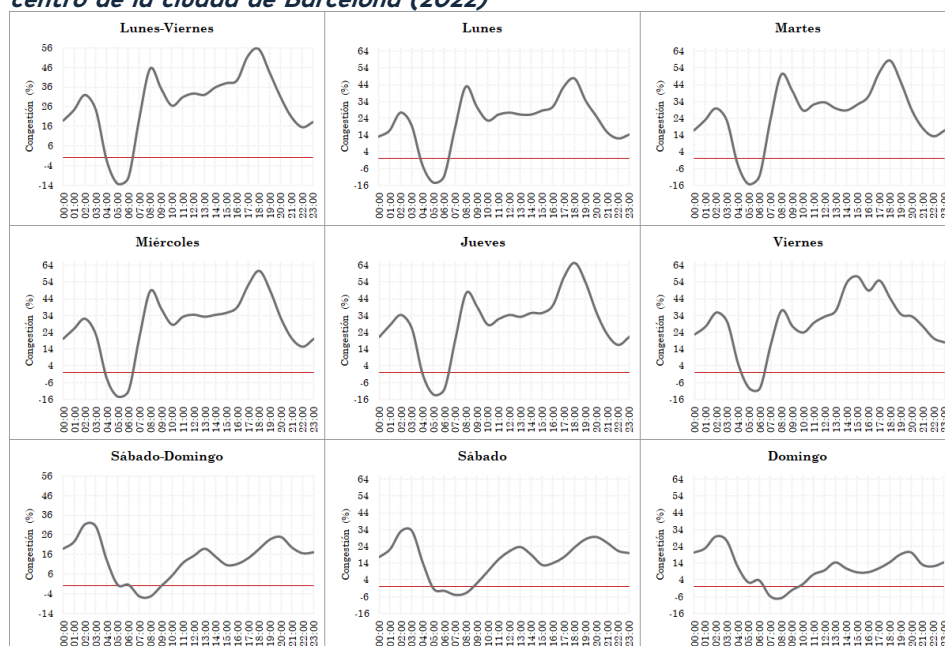
Las Figuras 6 y 7 muestran los perfiles horarios agregados y diarios de la congestión en el centro de la ciudad y en el área metropolitana. Durante los días de semana, en el horario de 06:00 a 21:00 hay dos picos, uno en la mañana y otro en la tarde. Alcanzan valores máximos cerca de las 8 h y de las 18 h. Los viernes tienen un patrón distinto, con picos cerca de las 15 h y de las 17 h. A diferencia de lo que ocurre en el centro, el pico de la tarde en el área metropolitana apenas es mayor que el de la mañana.

Barcelona ya había encabezado el TomTom Traffic Index a nivel de España en el 2019. Según TomTom (2020), el nivel de congestión en la ciudad fue de 29 %. En promedio, la duración de los recorridos fue un 29 % mayor que en condiciones de alta fluidez. Las horas punta de los días de semana tuvieron un 56 % de congestión, 17 min más

³ Su métrica tradicional, el congestion level, reflejaba el tiempo extra (en porcentaje) que tomaba recorrer una vía respecto al requerido con alta fluidez de tránsito. La edición del 2023 la reemplaza por el travel time, el tiempo promedio (en minutos) que tomó recorrer 10 km. Además, ahora distingue entre el centro de la ciudad (un radio de 5 km cubriendo la zona más concurrida) y el área metropolitana (un círculo abarcando a la ciudad y áreas rurales cercanas). Google Maps indica que la ruta más corta desde la plaça de Catalunya al Museu de la Ciència CosmoCaixa es de 4.6 km; desde la plaça de les Glòries Catalanes a la plaça d'Espanya, 4.7 km. Y 10 km es la distancia aprox. del Camp Nou al Centre de Convencions Internacional de Barcelona (yendo por la av. Diagonal) o del parc de la Trinitat Vella al Monument a Colom (yendo por la av. Meridiana).

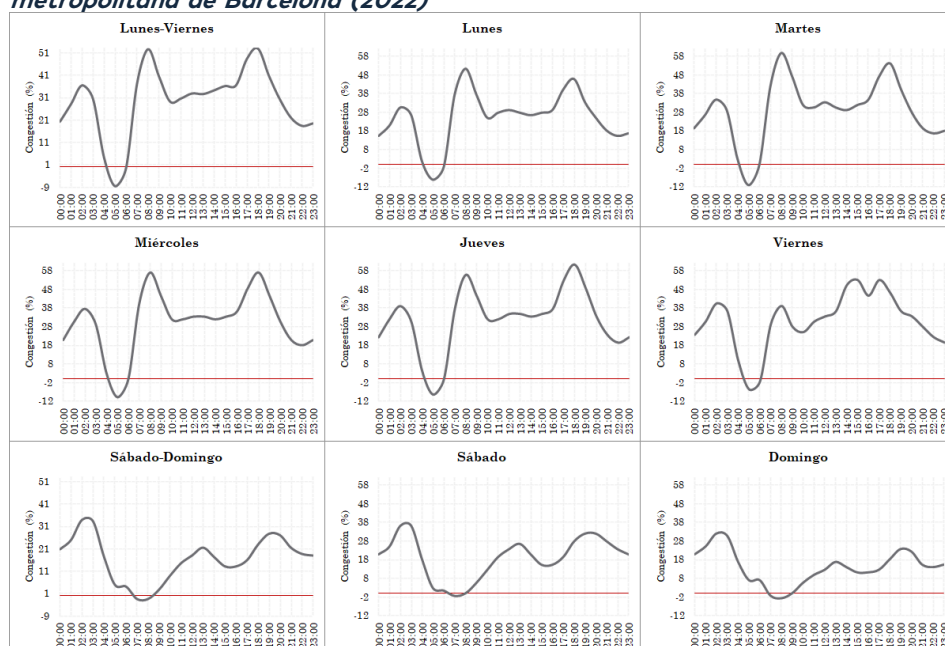
por cada viaje de 30 min; el acumulado significó que una persona perdiera 128 horas (5 días y 8 horas) en el año. Además, del 2012 al 2019, la distancia que logra recorrer un vehículo en 30 minutos durante horas punta se acortó [Figura 8] (Tribunal de Cuentas Europeo, 2020).

Figura 6. Congestión en los tiempos de viaje de recorridos de 10 km en el centro de la ciudad de Barcelona (2022)



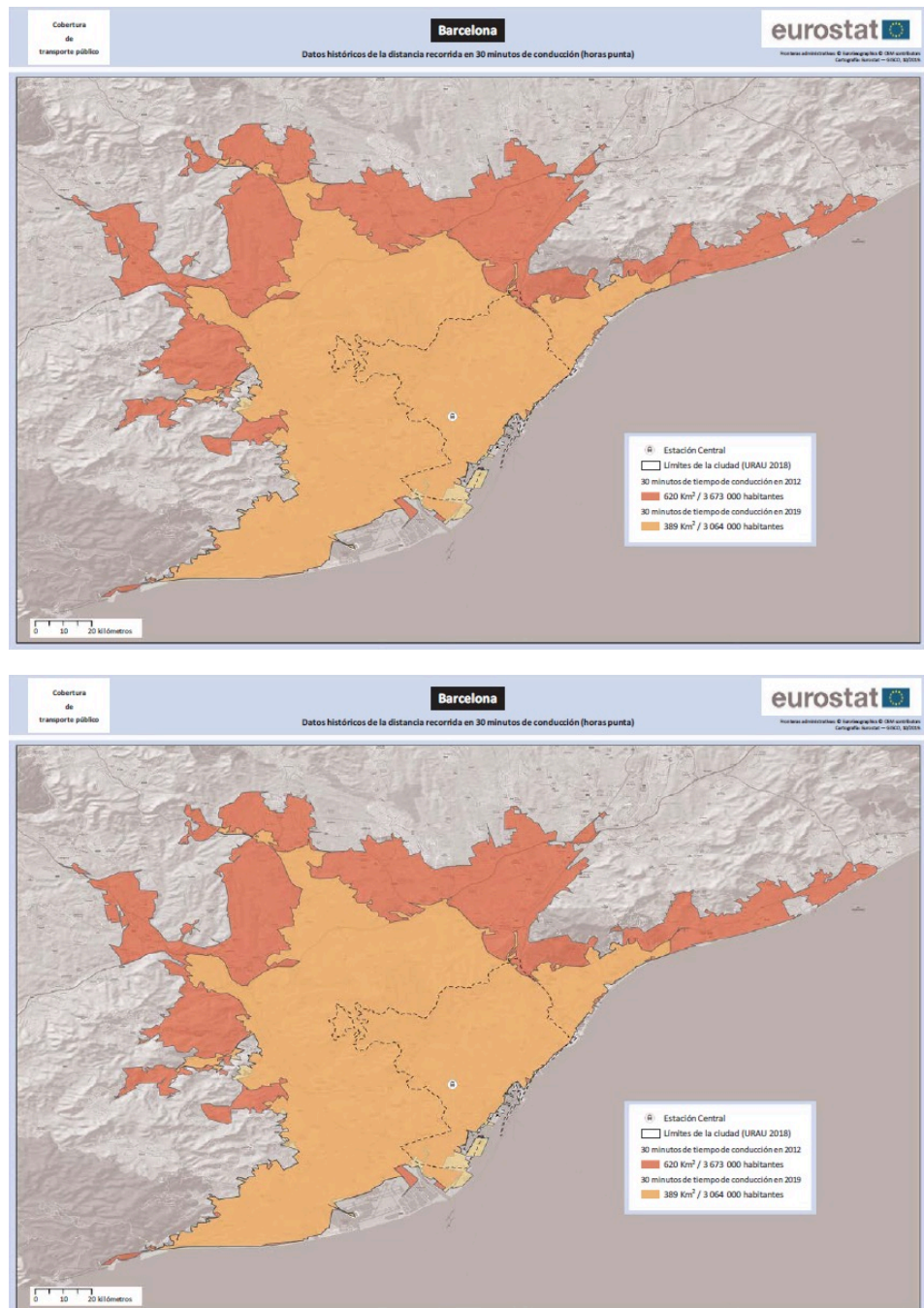
Nota: La línea roja indica 0 % de congestión, i.e., tiempos de viaje iguales al óptimo (14 min).
Fuente: Elaboración propia a partir de los datos en TomTom (2023c).

Figura 7. Congestión en los tiempos de viaje de recorridos de 10 km en el área metropolitana de Barcelona (2022)



Nota: La línea roja indica 0 % de congestión, i.e., tiempos de viaje iguales al óptimo (12 min).
Fuente: Elaboración propia a partir de los datos en TomTom (2023c).

Figura 8. Accesibilidad en 30 minutos de conducción durante horas punta en Barcelona (2012 y 2019)



Fuente: Tribunal de Cuentas Europeo (2020, p. 18).

Según su ocurrencia temporal, los efectos económicos de la congestión pueden ser de primer o de segundo orden (Sweet, 2011). Los impactos de primer orden son los más inmediatos; afectan a los comportamientos de viaje y al servicio de transporte en una red vial. Tienen costes directos (valor del tiempo y combustible perdidos) e indirectos (encarecimiento de bienes y servicios) para hogares y empresas. Conllevan pérdidas de productividad. Y, por supuesto, un aumento de las emisiones contaminantes (Sweet, 2011; Cebr, 2014). Los impactos de segundo orden se producen en el

mediano y largo plazo; afectan a las decisiones de ubicación de firmas y residentes. Sus costes corresponderían a la actividad económica no generada, lo cual ocasionaría un crecimiento inferior al potencial (Sweet, 2011).

TomTom Telematics (2017) calculó que solo por el tiempo perdido (119 horas) el coste empresarial de la congestión (31 %) en Barcelona en el 2016 habría sido de 175.5 M€. Ese año, el RACC (2016) estimó en 137 M€ el coste anual de la congestión por horas perdidas, combustible y emisiones de CO₂ en los corredores de acceso a Barcelona. El 2019 se tasó en 169 M€; 528 € por usuario afectado (más de 320 000). Respecto al 2016, el tiempo perdido aumentó un 19.5 % y el volumen de vehículos un 14.6 % (RACC, 2019).

Con el fin de materializar una mayor parte de su potencial económico, las aglomeraciones con economías de localización y de urbanización podrían canalizar la creciente demanda de desplazamientos que viene junto con la densidad poblacional y mayores ingresos hacia alternativas que usan eficientemente el espacio público (el transporte colectivo, bicicletas o VMP). Distribuciones modales que recaigan con amplio margen en ellas serían más óptimas. A diferencia del transporte de mercadería, tanto la movilidad ocupacional como la personal pueden realizarse por otros medios, más allá de comprensibles excepciones, como el traslado de cargas pesadas, personas con movilidad reducida o deficiencias en la red de transporte público (p. ej., falta de líneas de bus entre destinos o tiempos de viaje muy largos). Pero si la movilidad en vehículo particular está socialmente subsidiada – coste privado inferior al coste para la sociedad– (Eliasson, 2021), lo esperable es que su demanda exceda la capacidad de oferta de espacio vial, es decir, que se produzcan atascos, sobre todo en horas punta.

2.2 Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI)

El transporte rodado contamina el aire con dos tipos de emisiones: las producidas por el motor de combustión (exhaust emissions o EE) y las derivadas del desgaste de frenos, neumáticos, asfalto y la resuspensión del polvo de las vías (non-exhaust emissions o NEE). Entre las EE hay compuestos que contribuyen al efecto invernadero –como los gases CO₂, CH₄, N₂O y ciertos HFC, o el carbono negro– y otros que si bien no lo hacen no dejan de ser dañinos –como el CO, los NO_x (NO y NO₂), C₆H₆, C₂₀H₁₂ y SO₂– (U.S. EPA, 2023; Agencia Europea de Medio Ambiente [AEMA], 2021). Los compuestos de las NEE integran el material particulado (PM, en inglés)⁴, partículas suspendidas. Durante el 2017, en 33 países europeos las NEE significaron el 63 % del PM₁₀ y el 46 % del PM_{2.5} emitidos por el transporte vial, no del total; el resto lo aportaron las EE (AEMA, 2019).

⁴ El PM es una mezcla de sustancias orgánicas e inorgánicas suspendidas en el aire como sólidos y líquidos. Se compone de hollín, polvo, agua, sales marinas, sulfatos, nitratos y amoníaco. Medido en micrones (1 µm = 0.001 mm), el PM de diámetro (ø) ≤ 10 µm puede adentrarse en los pulmones; el de ø ≤ 2.5 µm, ingresar al sistema sanguíneo y viajar por él (OMS, 2021a). Un cabello humano tiene un ø de 50-70 µm (U.S. EPA, 2022a).

La Agència d'Energia de Barcelona (2021) calculó que el transporte originó el 27 % de las emisiones de GEI en Barcelona durante el 2019, superando a los sectores comercial (21 %), doméstico (21 %), puerto y aeropuerto (13 %), tratamiento de residuos sólidos urbanos (10 %) e industrial (8 %). Pese a que la discusión sobre la contaminación atmosférica y el cambio climático se enmarcan en un ámbito global, no hay que obviar el calentamiento local. El efecto isla de calor urbana (ICU) es un fenómeno en el que las ciudades tienen temperaturas más altas que las zonas circundantes debido a factores como el calor antropogénico, las condiciones meteorológicas y accidentes geográficos, las propiedades de los materiales de las superficies, la geometría de la infraestructura urbana y la falta de vegetación y masas de agua (UNEP, 2021; U.S. EPA, 2022b). Se asocia con la isla de polución urbana (IPU), la acumulación de contaminantes por las emisiones surgidas de actividades humanas (Crutzen, 2004; Li et al., 2018). Ambos efectos se retroalimentan mediante el calor emanado de procesos de combustión, intensificando los perfiles térmicos locales y afectando la calidad del aire (Swamy et al., 2017; Ulpiani, 2021).

La ICU incide en la salud a través de las distintas formas de hipertermia. En el caso del estrés térmico por calor, entre otras reacciones⁵, el cuerpo humano incrementa el flujo sanguíneo hacia la piel y secreta sudor, así disipa el excesivo calor corporal y refresca la piel. Mas el esfuerzo de bombear más sangre da cabida a problemas cardiovasculares potencialmente fatales. Igualmente, la hiperventilación inducida por el calor puede desencadenar estrés pulmonar, ocasionando lesiones o insuficiencia respiratoria seguida de muerte (Piracha y Chaudhary, 2022). Iugman et al. (2023) investigaron el impacto de la ICU sobre la mortalidad en 93 ciudades europeas durante el verano del 2015. Barcelona habría tenido el porcentaje más alto de decesos anuales atribuibles a la ICU estival, 14.82 %. La temperatura media en el periodo fue de 25.82 °C; la del efecto ICU, 1.09 °C, pero alcanzando un máximo de 2.26 °C. El 76.7 % de la población habría tenido exposición a un efecto ICU por encima de 1 °C. Se estimó que hubo aprox. 363 (312.73-425.94) muertes vinculadas a la ICU. Eso con temperaturas veraniegas moderadamente altas, durante olas de calor las cifras crecerían.

2.3. La calidad del aire

En su última modelización de las inmisiones⁶ en la ciudad, Barcelona Regional (2020) estimó que en el 2017 el tráfico viario habría sido fuente del 54 % de la concentración de NOx (NO y NO2), del 23.8 % de PM10 y del 13 % de PM2.5. Así, el transporte rodado es el principal aportante a las inmisiones de NOx; y el segundo para PM10 y PM2.5, detrás del peso del fondo regional (63.2 % y 77.1 %, respectivamente). Pero las contribuciones son mayores en las estaciones de medición de la calidad del aire ubicadas en L'Eixample (el 72.1 % de NOx, el 42.8 % de PM10 y el 26.1 % de

⁵ <https://www.bbc.com/mundo/articles/cw488vzgg4po>

⁶ Las emisiones son la cantidad de contaminantes que una fuente libera a la atmósfera; las inmisiones, la concentración o nivel de un contaminante en un lugar específico (Generalitat de Catalunya, 2023). Por su proximidad a la superficie, los vehículos tienen un mayor peso en las inmisiones que en las emisiones totales.

PM2.5) y Gràcia (el 58.8 % de NO_x, el 34.4 % de PM₁₀ y el 16.6 % de PM_{2.5}), representativas del centro de la ciudad.

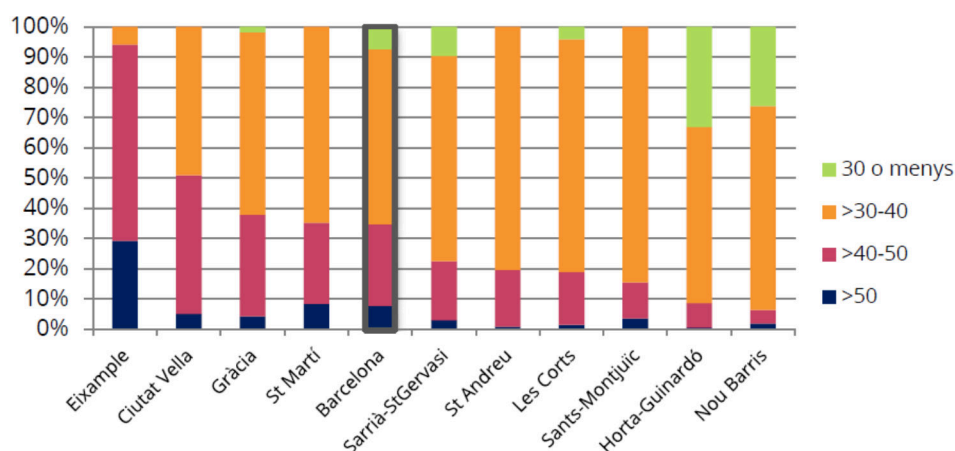
Las evaluaciones de la calidad del aire registran la concentración de un contaminante en microgramos por m³ de aire (µg/m³). El informe de la Agència de Salut Pública de Barcelona [ASPB] (2020) sobre la calidad del aire en el 2019 sirve como referencia para un contexto sin pandemia⁷. Ese año la media anual de inmisiones de NO₂ en las estaciones de vigilancia representativas del tráfico (47 µg/m³) superó el límite de la UE (40 µg/m³) fijado en la Directiva 2008/50/CE; en tanto que en las estaciones del fondo urbano sí se mantuvo por debajo (31 µg/m³). Ahora, pese a que la concentración media en la ciudad fue de 39 µg/m³, basta con que el valor límite se supere en una estación para considerar que la normativa se ha transgredido. El 35 % de los habitantes estuvo expuesto a niveles de NO₂ por sobre el tope legal [Figura 9]. Por otro lado, los valores medios anuales de PM₁₀ (26 µg/m³) y PM_{2.5} (17 µg/m³) no excedieron los respectivos límites de 40 y 25 µg/m³ de la UE [Figura 10]. Pero la Comisión Europea (COM/2022/542 final) ha propuesto una revisión de la Directiva para establecer niveles límite menos laxos, los cuales se aplicarían desde el 2030⁸. Aspira a que las concentraciones medias anuales no excedan los 20 µg/m³ para NO₂ y PM₁₀, en tanto que el máximo para PM_{2.5} serían 10 µg/m³. Tales metas aún están lejos de cumplirse en Barcelona. Ni qué decir de los nuevos baremos de calidad del aire de la OMS (2021b) para NO₂ (10 µg/m³), PM₁₀ (15 µg/m³) y PM_{2.5} (5 µg/m³). Dichos niveles son los más bajos ante los cuales existen estudios epidemiológicos indicando relaciones entre la exposición y problemas de salud (p. ej., respiratorios, cardiovasculares, metabólicos, neurocognitivos⁹ y gestacionales). Casi el 100 % de la población habría estado expuesta a niveles de NO₂ y PM_{2.5} mayores a los valores guía de la OMS.

⁷ Al cierre de esta edición, el informe sobre el 2022 todavía no estaba disponible.

⁸ La modificación también contempla reforzar el derecho al aire limpio y, con relación a ello, mejorar el acceso a la justicia. En su versión actual la normativa comunitaria no da cabida al reconocimiento de daños y perjuicios ante la contaminación aérea. Con los cambios propuestos las sanciones serían más efectivas y se ampararía el derecho de las personas a ser indemnizadas por afecciones de salud causadas por una mala calidad del aire.

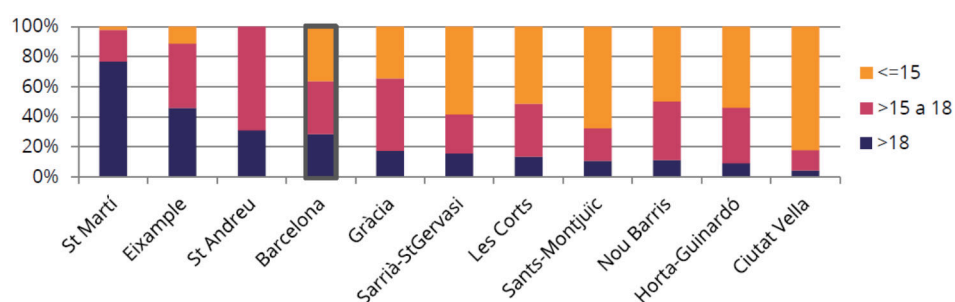
⁹ Distintos estudios evidencian que la exposición a la contaminación aérea afecta el desarrollo cognitivo (Instituto de Salud Global de Barcelona [ISGlobal], 2017; Loftus et al., 2019; Lee, 2021), perjudica el rendimiento académico (Ebenstein et al., 2016; Mullen et al., 2020; Carneiro et al., 2021; Heissel et al., 2022; Gilrairie y Zheng, 2022; Heyes et al., 2023; Gilrairie, 2023) y laboral (Chang et al., 2019; Cedeño Laurent et al., 2021; Aguilar-Gómez et al., 2022).

Figura 9. Población expuesta a diferentes rangos de NO₂ (µg/m³) en los distritos de Barcelona y en el total de la ciudad (2018-2019)



Fuente: ASPB (2020, p. 31).

Figura 10. Población expuesta a diferentes rangos de PM_{2.5} (µg/m³) en los distritos de Barcelona y en el total de la ciudad (2018-2019)



Fuente: ASPB (2020, p. 31).

El exceso de inmisiones impacta en la morbilidad y mortalidad. Dados los niveles en el 2018-2019, la superación de medias anuales de 20 µg/m³ de NO₂ y 10 µg/m³ de PM_{2.5} habría ocasionado el 33 % (525) de los nuevos casos de asma infantil, el 11 % (110) de los nuevos casos de cáncer de pulmón y el 7 % (1000) de las muertes naturales (ASPB, 2020). El ISGlobal (2023) presenta un ranking de mortalidad asociada a la polución aérea actualizando estimaciones a los valores de las directrices de la OMS (2021). De 858 ciudades europeas, el AMB es 6.ª por la carga de mortalidad del NO₂ y 157.ª por la del PM_{2.5}. Podrían prevenirse 1554 muertes por efectos de NO₂ (base anual: 38.9 µg/m³) y 2215 por los de PM_{2.5} (base anual: 16.8 µg/m³). El sector transporte (terrestre) contribuiría al 47.95 % de la mortalidad asociada al NO₂ y al 12.97 % de la de PM_{2.5}; el primero y el tercero en importancia, respectivamente.

Van der Zee et al. (2016) desarrollaron un método que expresa los riesgos para cuatro resultados de salud en términos de cigarrillos fumados pasivamente por día. Una forma de entender los riesgos de salud asociados es comparar las cifras de la Tabla 1 con un escenario contrafáctico con aire puro. Los números corresponden a cada variación (Δ, delta) en la concentración media del contaminante en el aire, siendo Δ NO₂ = +10 µg/m³, Δ PM_{2.5} = +10 µg/m³ y Δ BC = +1 µg/m³. Por ejemplo, el riesgo de salud de cáncer de pulmón por la exposición a una concentración media anual de

NO₂ igual a 40 µg/m³ equivaldría a fumar pasivamente 6.8 cigarrillos diarios ($R \times \Delta$: 1.7 × 4).

Tabla 1. Riesgos de salud del incremento en la concentración de contaminantes en el aire respirado expresados en el equivalente a cigarrillos diarios consumidos de manera indirecta (tabaquismo pasivo)

	Δ Concentración		
	NO ₂ 10 µg/m ³	BC 10 µg/m ³	PM _{2.5} 1 µg/m ³
Resultados de salud	Bajo peso al nacer ^a	1.3 (0.7) ^d	3.2 (2.7)
	Porcentaje de disminución de la función pulmonar (VEF ₁) ^b en niños en edad escolar	3.7 (2.0)	8.4 (3.3)
	Mortalidad cardiovascular	3.6 (0.8)	3.1 (1.1)
	Cáncer de pulmón	1.7 (0.6)	1.4 (1.4)
	Promedio aritmético de los cuatro resultados	2.5 (0.6)	4.0 (1.2)
	Promedio ponderado^c de los cuatro resultados	2.0 (0.4)	2.8 (0.8)
		5.5 (1.6)	4.0 (0.8)

Notas: ^a Menor a 2500 g tras 37 semanas de gestación. ^b Volumen espiratorio forzado en 1 segundo. Cantidad (L) de aire exhalado durante el primer segundo de la acción después de una inhalación máxima. ^c Promedio calculado con la inversa de la varianza como ponderación de los cuatro efectos estimados. ^d Los paréntesis contienen el error estándar. Fuente: Van der Zee et al. (2016, p. 478).

Según su gravedad, los resultados de salud acarrearán costes sanitarios. Ruiz-Páez et al. (2023)¹⁰ investigaron el efecto de la polución aérea sobre los ingresos hospitalarios no programados en la Comunidad de Madrid (2013-2018). Cada año 8246 ingresos por causas naturales (no accidentes) eran atribuibles a la exposición general al NO₂ (2.37 % del total), con un hospitalario de 119 M€ aprox.; considerando solo causas respiratorias, 2728 (4.02 %), con costes en torno a los 39 M€. El sobrepaso del actual valor límite diario de la OMS implicó 2728 y 862 casos extra, respectivamente.

Desde la consultora CE Delft (de Bruyn y de Vries, 2020) calcularon los costes sociales de salud¹¹ de la contaminación aérea por NO₂, PM₁₀, PM_{2.5} y O₃ en el 2018 para 432 ciudades europeas. Para Barcelona se arroja un coste total de 2020.4 M€ (el decimoséptimo más alto), 1256 € por habitante. Equivale al 3.9 % del PIB de la región metropolitana en el 2016.

Dechezleprêtre et al. (2020) estudiaron el impacto de la polución aérea en la actividad económica agregada de las provincias de los países de la UE en el período 2000-2015. Estiman que cada 1 µg/m³ (~10 %) adicional en la concentración anual de PM_{2.5} causaba que el PIB real (precios constantes) de la unidad subnacional promedio se contrajese un 1.1 %. Además, el 95.6 % del efecto se debería a pérdidas de productividad laboral individuales y el 4.4 % restante a reducciones en la población. Y es que las consecuencias de la mala calidad no se limitan a la mortalidad¹². Según Holub et al. (2020), la

¹⁰ Se agradece la facilitación del documento a Julio Díaz, coautor del estudio y codirector de la Unidad de Referencia en Cambio Climático, Salud y Medio Ambiente Urbano de la Escuela Nacional de Sanidad en el Instituto de Salud Carlos III (ENS-ISCIII).

¹¹ Incluye 16 efectos en la salud atribuibles al NO₂, PM₁₀ y PM_{2.5}. En promedio, estiman que la mortalidad supone el 76.1 % del impacto de la polución aérea; la morbilidad y mortalidad infantil, el 23.9 % restante.

¹² Si a lo largo de la UE las concentraciones se redujesen un 10 %, el PIB real comunitario podría ascender en 150 000 M€, beneficios que sobrepasarían ampliamente al coste anual

exposición a niveles más altos de PM10 entre trabajadores en España durante el período 2005-2014 condujo a una mayor incidencia de bajas laborales por enfermedad. Para tener una idea, la reducción en las concentraciones de PM10 entre esos años evitó más de 5.55 millones de días de ausencia por incapacidad temporal, lo cual habría costado 503 M€ por pérdidas de productividad, como mínimo. No obstante, si el nivel hubiese permanecido por debajo de 37.5 µg/m³, los beneficios acumulados habrían alcanzado los 613.2 M€.

El Tribunal de Justicia de la Unión Europea (TJUE) falló contra España el año pasado porque «ha incumplido las obligaciones que le incumben [...] al no haber velado por que no se superase de forma sistemática y continuada [...] el valor límite anual fijado» en las zonas urbanas de Madrid, Barcelona y el Vallès-Baix Llobregat (STJUE de 22 de diciembre de 2022, C-125/20, apartado 190)¹³. Vale precisar que los valores límite de NO₂ en el área metropolitana de Barcelona se infringieron desde que la Directiva entró en vigor el 2010. Los datos sobre la calidad del aire en el 2022 informan que la media anual de inmisiones de NO₂ en la estación de L'Eixample fue de 42.16 µg/m³ (Contaminació Barcelona, 2023), infringiendo nuevamente la normativa comunitaria.

2.4 El ruido vial

La AEMA (2020) estimó que en Europa el transporte rodado es responsable del 75 % de la carga de enfermedad¹⁴ del ruido ambiental, muy por encima del ruido ferroviario (20 %), aéreo (4 %) o industrial (0.5 %). De acuerdo con las guías de ruido ambiental para Europa de la OMS (2018), los niveles de ruido vial deberían mantenerse por debajo de 53 decibeles (dB) Lden¹⁵ y 45 dB Lnight, ya que la evidencia existente muestra una asociación entre niveles superiores y efectos adversos para la salud.

A partir del último mapa estratégico de ruido en la ciudad (referido al 2017), la ASPB (2022) señala al transporte rodado como el principal emisor de contaminación sonora. Tomando el indicador Lden, el 57 % de la población estaría expuesta a niveles considerados perjudiciales para la salud por las directrices sobre el ruido ambiental de la OMS; es más, el 27 % lo estaría a niveles altos (≥ 65 dB) [Figura 11]. Respecto a la normativa europea (Directiva 2002/49/CE), sería el 54 %. La superación del umbral de 53 dB Lden de la OMS implica que en torno al 16 % de los adultos en Barcelona padecerían una molestia intensa¹⁶ atribuible al ruido del tráfico

de reducir en un 25 % el nivel de PM_{2.5} en la Unión que había calculado la Comisión Europea (1200 M€) (Dechezleprêtre et al., 2020).

¹³ Esta vez la Comisión no solicitó una multa. Si se reincide se iniciaría un segundo recurso por doble falta, sujeto a una probable sanción económica. Y pese a que la responsabilidad de pago recae sobre el Gobierno nacional, este puede trasladar la totalidad o una parte a los autonómicos y municipales; en términos prácticos, a los contribuyentes de una de las dos administraciones subnacionales.

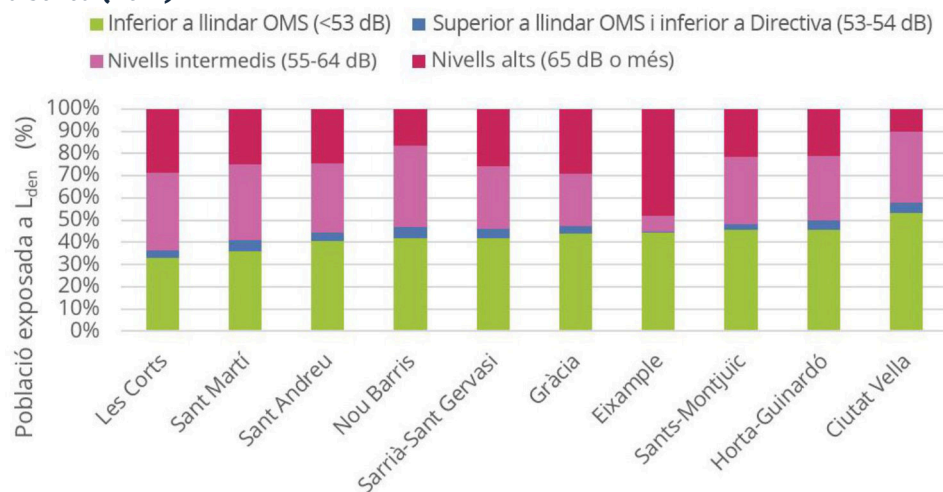
¹⁴ Comprende el impacto de la molestia intensa por ruido, trastorno grave del sueño, dificultades cognitivas en niños (problemas al leer) y enfermedad coronaria (incluyendo muerte prematura).

¹⁵ Indicador que pondera el nivel promedio de presión sonora de todos los días (days), tardes (evenings) y noches (nights) en un año. Debido a la mayor sensibilidad al ruido durante la tarde (19:00-23:00) y la noche (23:00-07:00), a sus niveles medios se les añaden 5 y 10 dB, respectivamente.

¹⁶ La molestia por ruido (noise annoyance) es una respuesta múltiple de estrés al malestar, irritación, fastidio o angustia causados por uno o más sonidos cuya presencia perturba las

viario (217 200 casos). Al año, el mismo exceso ocasionaría el 5 % (300) de los nuevos casos de enfermedad coronaria y el 3 % (30) de las muertes por dicha causa.

Figura 11. Población expuesta a diferentes rangos de ruido vial (L_{den}) por distrito (2017)



Fuente: ASPB (2022, p. 19).

actividades diarias. Puede constituir una afectación emocional, psicológica y social severa (ASPB, 2022).

3. Medidas contra la congestión vial

3.1 Expansiones viarias

Las mejoras infraestructurales que aumentan la oferta de espacio viario parecen deseables a priori. Sin embargo, su impacto puede ser contraintuitivo. Hacen que el coste asociado al viaje en vehículo privado baje. Si hay más espacio, el tráfico fluye más rápido, se ahorra tiempo y dinero (combustible, aceite, etc.). Ceteris paribus, la cantidad de veh-km crecería porque el coste del viaje es menor. De ahí que incrementar el stock vial pueda inducir la demanda. Por eso, resulta ser una medida cortoplacista para menguar la congestión. Hay consenso en que ampliar la cobertura de la red o la capacidad viaria de las autopistas estimula un aumento progresivo del tráfico (Duranton y Turner, 2011; González y Marrero, 2012; Hsu y Zhang, 2014; Hymel, 2019; Chen y Klaiber, 2020; García-López et al., 2022; Ossokina et al., 2022). No es una gran sorpresa que las medidas que abaratan el coste privado de la movilidad particular alienten un mayor uso y propiedad de los vehículos. La evidencia apunta a la erosión paulatina de su eficacia para reducir los tiempos de viaje. Decae a medio plazo hasta desaparecer en el largo. Aun cuando también inducen el volumen vehicular, ensanchar vías principales y secundarias podría ser positivo cuando la congestión está generalizada (Hsu y Zhang, 2014; Ewing et al., 2018; Ossokina et al., 2022); de lo contrario, solo las vías secundarias. Pero en cualquier caso tendría que realizarse junto con un fortalecimiento de las alternativas de movilidad y ejecutando políticas de gestión de la demanda. Otra desventaja de las expansiones es que exigen fuertes inversiones, con costes más elevados en núcleos urbanos maduros debido al precio del m², las redes de servicios básicos y el patrimonio arquitectónico (Couture et al., 2018; Fageda y Flores-Fillol, 2018). A medio y largo plazo resultan ineficientes.

¿Su impacto distributivo? Lo recaudado a través de los distintos impuestos aplicados a los vehículos debería bastar para financiar las inversiones y el mantenimiento de la red. Dependiendo de su diseño, la equidad de esos gravámenes será negativa, neutra o positiva. Mas al no ocuparse del uso efectivo que se hace de las unidades, la variación del monto de las cargas respecto al nivel de renta sería menos progresiva que la de tributos cuyo peso sí recaiga en el uso real (las personas con mayor renta conducen con más frecuencia). Ello es dentro de quienes cuentan con propiedad vehicular. Ahora, si no se cumple el supuesto y lo recaudado va a un presupuesto general o no alcanza, el impacto cambia. Si el gasto lo financian todos los contribuyentes, las expansiones viarias serán regresivas.

3.2 Restricciones por cantidades

Pueden ser por número de matrícula (RNM) o por emisiones contaminantes (zonas de bajas emisiones [ZBE]). A diferencia de las últimas, esencialmente orientadas a mejorar la calidad del aire, las primeras también se han dirigido a reducir la congestión. Si a un grupo de vehículos se le impide circular en un área durante tales días u horas, se esperarían resultados positivos. No obstante, la efectividad de las restricciones por cantidades ante la congestión distaría de ser idónea. Las RNM arrojan resultados mixtos (Salgado y Mitnik, 2021; Calatayud et al., 2021; Guerra et al., 2022); comprensiblemente, las ZBE no serían efectivas para ello (Bernardo et al., 2021). Frente a la polución aérea la efectividad de ambas será parcial¹⁷ debido a que, si lo hay, su impacto en la reducción de km recorridos o en la congestión es decreciente (Bernardo et al., 2021), inclusive contraproducente si el tráfico se desvía hacia las vías fuera del área de aplicación (Tassinari, 2022). Tal como con la expansión del espacio viario, eventualmente puede fomentar un mayor uso del vehículo privado, al menos que los que satisfagan las condiciones para circular (Bernardo et al., 2021).

Por más de que se trate de vehículos menos contaminantes, la congestión ocasiona un desperdicio de combustible, ergo mayor polución que en un escenario con tránsito fluido. Adicionalmente, las medidas se dirigen a las EE, dejando de lado a las NEE, producidas hasta por los vehículos eléctricos puros (BEV). Un informe de la OECD (2020) proyectó que en las próximas décadas las NEE serán las principales aportantes de PM producido por el transporte rodado, muy por encima de las EE. Previsible, dado el progresivo paso a un parque automotor que generará menos EE. He ahí que a mediano y largo plazo ambas intervenciones se tornen ineficaces. Su viabilidad legal tampoco está garantizada. Si la libre circulación y la actividad económica se restringen y distorsionan en demasía, los fallos asistirán a quienes las recurran¹⁸. Asimismo, el carácter indiscriminado de las prohibiciones las hace ineficientes: no consideran el valor dado a desplazarse en movilidad privada; por ende, personas con gran necesidad de usar el vehículo y alta valoración del tiempo carecen de una alternativa funcional. Dichos casos engrosarían el coste regulatorio privado (Blackman et al, 2018; Blackman et al., 2020; Börjesson et al., 2021), lo cual no ocurriría con otro esquema. Si sortear esas regulaciones pasa por adquirir una unidad menos contaminante, su incidencia en la equidad será regresiva dentro del conjunto de conductores; y subsanarlo vía exenciones –¿cómo?, si no– erosionará la eficacia de la política (Fageda y Flores-Fillol, 2018).

¹⁷ El TJUE apreció que la ZBE Rondes de Barcelona tenía una efectividad limitada debido a los requisitos que supeditan su aplicación (STJUE de 22 de diciembre de 2022, C-125/20, apartado 174).

¹⁸ Ante recursos contra la ordenanza de la ZBE Rondes de Barcelona, el Tribunal Superior de Justicia de Cataluña (TSJC) emitió un fallo por el cual anula la norma (STSJ Cataluña 970/2022, de 21 de marzo). Y es que, tratándose de medidas restrictivas de derechos, el consistorio no ponderó opciones menos severas. Tras su análisis, los magistrados concluyeron que la ordenanza no se ajusta a los principios de buena regulación de idoneidad, necesidad y proporcionalidad.

3.3 Restricciones por precios

Consisten en instaurar un peaje urbano, pagar una tasa¹⁹. Según su ámbito, el modelo puede ser de corredor, cordón o área (Raux, 2021; Clements et al., 2020). Y el cobro puede ser por cada paso (corredor y cordón), por día (todos) o por la distancia recorrida (corredor y área). Abordan directamente los atascos. Intentan reflejar el valor de la externalidad negativa que el tránsito de un vehículo adicional le impone a los demás cuando el flujo es inadecuado. El coste externo sería el mayor tiempo de viaje para conductores y pasajeros.

Se han instaurado en Singapur [SGP] (1975), Durham (2002), Londres [LDN] (2003), Estocolmo [STH] (2006), La Valeta (2007), Milán [MI] (2012), Gotemburgo [GBG] (2013), Palermo (2016), Bergen (2016) y Oslo (2017). En Nueva York y en Roma empezarán en el 2024. La Tabla 2 brinda una visión general de los casos más resaltantes. Como se observa, el cobro de una tasa de congestión redujo el volumen del tráfico que ingresaba a la zona de cargo en un 12-31 % en el primer período de funcionamiento. Habría posibilitado velocidades promedio más rápidas; por ende, menores tiempos de viaje. Un estudio acerca de intervenciones para reducir el uso del coche en ciudades europeas concluyó que las tasas de congestión eran las más efectivas de 12 medidas²⁰ (Kuss y Nicholas, 2022). Bien podría añadirse a ese conjunto de acciones las expansiones viarias, cuyo efecto sobre el volumen del tráfico contrasta con el de las restricciones por precios [Tabla 3].

La eficacia de los peajes no necesariamente decae a largo plazo, como sí las expansiones viarias y las restricciones por cantidades (Börjesson y Kristoffersson, 2018; AMAT, 2022). Cuentan con una mayor eficiencia. Por un lado, permiten una asignación del espacio vial más próxima a la económicamente óptima, pues el uso se ajusta a aquellos fines por los que los usuarios están más dispuestos a pagar, presumiblemente, esos de alto valor. Por otro lado, generan ingresos; recuperando lo invertido tras unos cuantos años. Los beneficios financieros pueden destinarse a cinco fines. (1) Mejorar el servicio de transporte público en virtud de que la movilidad en vehículo privado emplea más m² por ocupante y contribuye a ralentizar el tránsito de los buses, prolongando la duración del viaje para sus pasajeros. (2) Instalar semáforos inteligentes²¹. (3) Reforzar el sistema sanitario para monitorear y tratar las morbilidades asociadas a la contaminación aérea y acústica generada por los vehículos. (3) Invertir en estrategias de reducción de la concentración de contaminantes en el aire para

¹⁹ Una tasa no es igual que un impuesto. A grandes rasgos, los impuestos son generales y no implican la contraprestación de un bien o servicio por parte del Estado, sus fines son única o primordialmente recaudatorios. En cambio, las tasas son particulares y están vinculadas al recibimiento de un bien, uso de un servicio o a la realización de ciertas actividades (obedeciendo a razones extrafiscales, como para mitigar perjuicios públicos ambientales, de salud, etc.). Spitzer (2003, p. 364-365) ofrece una clasificación sencilla. Para una revisión de impuestos y tasas sobre el transporte en Europa consúltese el reporte de CE Delft (Schroten et al., 2019).

²⁰ Listado no ordinal: tasa de congestión, cargo por estacionamientos en el centro laboral, zona de tráfico limitado, control de aparcamientos y del tráfico, servicios de movilidad para desplazamientos laborales, servicios de movilidad universitaria, plan integrado de auto compartido, planificación de desplazamientos laborales, planificación de desplazamientos escolares, planificación de desplazamientos universitarios, planificación personalizada de desplazamientos y app de competición basada en el uso de movilidad sostenible.

²¹ Ver: <https://motor.elpais.com/tecnologia/alemania-ya-prueba-los-semaforos-inteligentes/>.

prevenir y mitigar sus consecuencias sobre la salud. (5) Dar mantenimiento a la red viaria ante el desgaste que le ocasionan a su superficie las unidades motorizadas.

Sumando las ganancias indirectas del gasto en los cinco fines con las ganancias obtenidas de manera directa (menores tiempos de viaje, emisiones y ruido), resultaría que los beneficios en el bienestar social excederían la suma de los costes de instalación y mantenimiento del peaje y de los costes para los consumidores. En cuanto a la equidad distributiva, aun cuando la frecuencia de los desplazamientos en movilidad privada aumenta junto con el nivel de renta, los posibles ligeros impactos regresivos podrían revertirse a través de transferencias monetarias o deducciones fiscales focalizadas (Banco de España, 2022), como en el quintil de menor renta. Financiado con los mismos recursos del peaje, además. Y solo requeriría un pequeño porcentaje para conseguir un resultado distributivamente progresivo (Eliasson et al., 2018; Gago et al., 2021). La eficacia, eficiencia y equidad de la política se incrementaría si es el esquema de pago se vinculan a la distancia recorrida (Bonsall y Kelly, 2005; Perkins et al., 2018; Eliasson et al., 2018). Contextos donde la única problemática es la congestión harían más viables esquemas donde tras cubrir los costes del sistema solo una parte de lo ingresado se destina a mejorar el servicio de transporte público, instalar los semáforos y darle mantenimiento a la red viaria, siendo devuelta la diferencia; o contablemente neutros, que redistribuirían entre los usuarios la totalidad de las utilidades netas al término del año fiscal.

Tabla 2. Resumen comparativo de los principales casos de peajes de congestión

Caso	Modelo (Control)	Tarifas ^a	Resultados		Aspectos financieros ^b	Análisis costo-beneficio ^b
			Movilidad	Ambientales		
SGP	Cordón (RFID) ^c	Por paso Según vehículo, hora y vía: 0 a 6.89 €	Volumen del tráfico: -31 % (ALS ^e , 1988); -15 % (ERP ^f , 1999)	-	Inversión (ERP): 107.4 M€ (1995) Ingresos brutos (2014): 90.3 M€	-
LDN	Área (ANPR) ^d	Por día General: 17.59 €	Volumen del tráfico: -18 % (2003); -39 % (2014) ^g Congestión: -30 % (2003); -8 % (2008)	Inmisiones (2000-2007) CO: -6 a -9 % NO: -20 % PM ₁₀ : -20 % NO ₂ : +14 a +17 %	Inversión: 257.1 M€ (2002) Recuperada en 3 años Ingresos netos (2019): 184.6 M€ (65.6 % de los brutos)	Beneficios sociales anuales (2003): 72.2 M€ Inversión recuperada en 3.5 años
STH	Cordón (ANPR)	Por paso Según hora y temporada (baja o alta): 1.03 a 3.29 € 1.03 a 4.23 €	Volumen del tráfico: -22 % (2006); -29.8 % (2011) Tiempos de viaje: -30 a -50 % en vías principales (2006)	Inmisiones (2004-2010) NO ₂ : -11 a -19 % PM ₁₀ : -12 a -14 %	Inversión: 205.4 M€ (2007) Recuperada en 3.3 años Ingresos netos (2019): 157.7 M€ (95.9 % de los brutos)	Beneficios sociales anuales (2007): 70.7 a 78.9 M€ Inversión recuperada en 2.6 a 3 años
MI	Cordón (ANPR, RFID)	Por día Según vehículo, la general: 7.50 € ^h	Volumen del tráfico: -31.1 % (2012); -37.6 % (2019)	Emisiones (2012) NO _x : -18 % NO ₂ : -25 % PM ₁₀ : -18 % CO ₂ : -35 %	Inversión: ~40 mil € (2011) sobre el sistema de Ecopass Recuperada en < 1 año Ingresos netos (2019): ~30 M€ (~87.5 % de los brutos)	Beneficios anuales por menor polución aérea (2015): ~29.2 M€
GBG	Cordón (ANPR)	Por paso Según hora: 0.85 a 2.07 €	Volumen del tráfico: -12 % (2013)	Inmisiones (2010-2017) NO _x : -17 % PM ₁₀ : -19 %	Inversión: 87.8 M€ (2013) Recuperada en 1.5 años Ingresos netos (2019): 81.2 M€ (89.8 % de los brutos)	Beneficios sociales anuales (2013): 23.1 M€ Inversión recuperada en 3.8 años

Notas: ^a Tipo de cambio anual en el 2022 para SGD, GBP y SEK (Eurostat, 2023). ^b Precios corrientes. ^c Identificación por radiofrecuencia. También se alude al sistema como comunicaciones de corto alcance por radiofrecuencia (DSRC, en inglés). ^d Reconocimiento automático de placas. ^e Esquema de licencia de área. ^f Tarifación vial electrónica. ^g No atribuible solo al peaje. ^h Hasta el 29/10/2023 son 5 €, pero desde el 30/10/2023 aumentarán todas, siendo 7.50 € la estándar. Fuente: Elaboración propia a partir de LTA (2023a, 2023b), Phang y Toh (2004), Chin (2005), Singapore Parliament (2015), para SGP; TfL (s.f., 2007, 2020), LATC (2017), Kearns (2014), Green et al. (2020), GLA (2006), Mahon y Sloan (2008), Santos y Shaffer (2004), para LDN; Transportstyrelsen (2020, 2023a, 2023b), Eliasson (2008, 2021), Eliasson et al. (2009), Börjesson et al. (2012), Simeonova et al. (2021), Börjesson y Kristoffersson (2014), para STH; Comune di Milano (2020, 2022a, 2022b, 2023), AMAT (2013, 2022), Beria (2016), Gibson y Carnovale (2015), para MI; Transportstyrelsen (2020a, 2020b), Börjesson y Kristoffersson (2015), Antonsson y Gård (2019), West y Börjesson (2020), Börjesson y Kristoffersson (2018), para GBG; y Santos (2005), Lehe (2019), Raux (2021), Santos y Caranzo (2022), para varios.

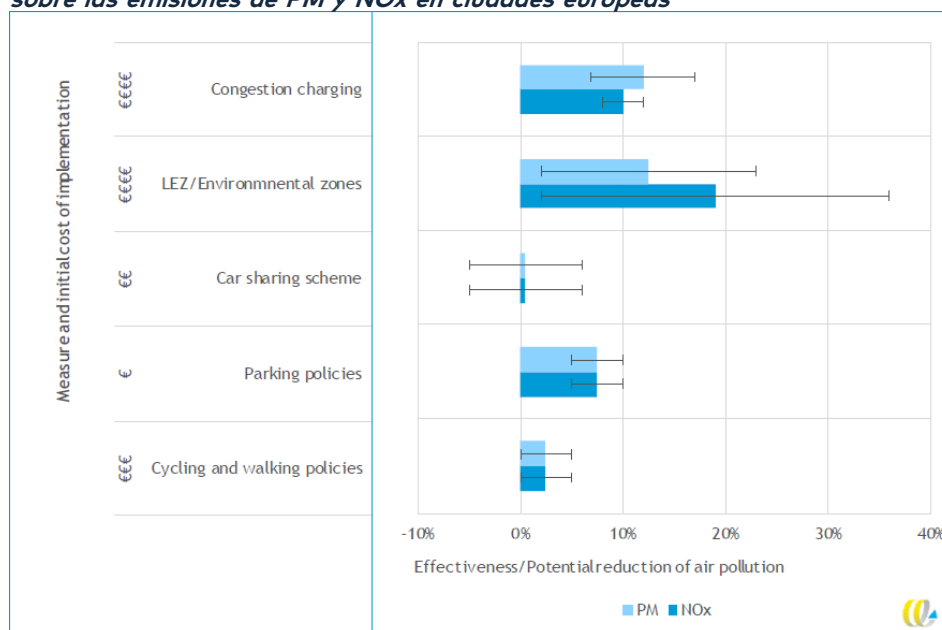
Tabla 3. Resumen de valores de elasticidad estimados de medidas contra la congestión

Elasticidad...	Valores estimados	Fuente
Expansión de vías	228 MSA ^a de EE.UU. (1983-2003): +1.03 (autopistas interestatales, 20 años) +0.70 a +0.88 (ppal. vías urbanas, decenios)	Duranton y Turner (2011)
	16 regiones de España (1998-2006): +0.113 a +0.174 (autopistas, corto plazo) +0.267 a +0.305 (autopistas, largo plazo)	González y Marrero (2012)
	93 UEA ^b de Japón (1990-2005): +1.238 a +1.335 (vías expresas nacionales)	Hsu y Zhang (2014)
	50 estados y D.C. en EE.UU. (1981-2015): +0.322 a +0.369 (autopistas, corto plazo) +0.892 a +1.063 (autopistas, largo plazo)	Hymel (2019)
	545 FUA ^c de Europa (1985-2005): +1.206 (red de carreteras europeas, 20 años) +1.310 a +1.844 (ídem, decenios)	García-López <i>et al.</i> (2022)
	del tráfico (veh-km o veh-mi) respecto a km o mi de carriles	
	103 CP ^d de China (2011-2014): +0.993 (vías municipales urbanas)	Chen y Klaiber (2020)
	de la velocidad de equilibrio respecto a km de carriles	
	100 MSA de EE.UU. (1995-2008): +0.03 a +0.09 (<i>stock</i> general de vías)	Couture <i>et al.</i> (2018)
	del tiempo de viaje respecto a km de carriles	
Restricciones por precios	260 segmentos de la red nacional de los Países Bajos (2013-2018): -0.609 (autopistas, 1 año después) -0.377 (autopistas, 6 años después)	Ossokina <i>et al.</i> (2022)
	Singapur: -0.15 (ALS, 1976) -0.12 a -0.35 (ERP, 1998)	Menon (2000)
	Londres (2003): -0.35 (todos los viajes) -0.55 (viajes sujetos a cobro)	Evans (2008)
	del n.º de autos ingresando a la ZCC ^e respecto a la tasa cobrada	
	Londres (2003): -1.32 (CGV sin los costes fijos) -2.10 (todos los CGV)	Santos y Shaffer (2004)
	del n.º de autos ingresando a y saliendo de la ZCC respecto al CGV ^f	
	Londres (2003): -2.02 (todos los viajes) -3.18 (viajes sujetos a cobro)	Evans (2008)
	del n.º de autos ingresando a la ZCC respecto al CGV	
	del n.º de autos ingresando a la ZTL ^g respecto a la tasa de Ecopass	
	Milán: -0.46 a -0.66 (Ecopass)	Croci y Ravazzi (2015)
	del n.º de vehículos cruzando el cordón por hora respecto al CMMV ^h (sin el coste del tiempo)	
	Estocolmo: -0.87 (2006); -1.24 (2014) Gotemburgo: -0.69 (2013); -0.52 (2015)	Börjesson y Kristoffersson (2018)

Notas: ^a Áreas metropolitanas estadísticas. ^b Áreas de empleo urbano. ^c Áreas urbanas funcionales. ^d Ciudades prefectura. ^e Zona de cobro por congestión. ^f Costes generales del viaje. ^g Zona de tráfico limitado. ^h Coste monetario medio del viaje. Fuente: Modificación de la Tabla 2 en Santos y Caranzo (2022, p. 6) sobre la elasticidad estimada en 4 estudios de tasas de congestión y 1 de tasas de contaminación (Ecopass en Milán, ante la ausencia de cálculos para Area C).

CE Delft (Hoen et al., 2021) examinó el impacto de cinco políticas relacionadas con el transporte sobre la calidad del aire. Su reporte ubicó a los peajes de congestión como la segunda más efectiva para reducir las emisiones de PM y NOx, solo por detrás de las ZBE [Figura 12]. Para las metrópolis en el Sur de Europa la disminución de los susodichos contaminantes se traduciría en una potencial reducción de entre 39 y 90.9 M€ en los costes sociales²² por la polución aérea del transporte rodado. El límite máximo es menor que el de una ZBE (126.5 M€), pero ello es por estar acotado a solo una de las consecuencias negativas del tráfico vial.

Figura 12. Impacto potencial de cinco medidas relacionadas con el transporte sobre las emisiones de PM y NOx en ciudades europeas



Fuente: Hoen et al. (2021, p. 4) de CE Delft.

²² Alude a los costes sociales calculados en el reporte de CE Delft (de Bruyn y de Vries, 2020) –citado en la página 17–, pero promediados para las ciudades del sur.

4. Recomendaciones

La movilidad en vehículo privado en la capital catalana constituye cerca del 23 % de todos los desplazamientos en la ciudad durante un día laboral. Tiene destinado el 85 % de los carriles. La suma de turismos, motocicletas, taxis y ciclomotores ronda el 80 % del parque circulante. La ocupación media calculada de los coches circulando en la ciudad es de 1.21 personas; en el AMB, aprox. el 54 % de los desplazamientos se harían con apenas un ocupante y el 30 % solo con dos. Además, en torno al 54 % de los viajes en coche son de índole personal (compras, ocio, paseos, etc.), no laboral; en motos, el 37 %. Considerando las emisiones por distancia recorrida y ocupación media (g/km/persona), las del coche o la moto superan el doble de las que produce un bus. La principal razón para movilizarse en coche o moto es la comodidad, próxima al 40 %. Y el uso del vehículo privado aumenta en conformidad con el nivel de ingresos. En definitiva, un uso ineficiente del espacio vial, cuya gratuidad es regresiva y perjudica a los demás usuarios de la red y a la sociedad en general.

Es imperioso contrarrestar las externalidades negativas del transporte rodado. Las acciones ya ejecutadas deben acompañarse de un mecanismo que señalice los costes externos que el uso del vehículo particular impone a los demás. De lo contrario, las medidas para fomentar cambios modales no explotarán todo su potencial, pues los beneficios privados de usar el coche seguirán superando a los de usar el transporte público (Kristal y Whillans, 2020).

4.1 Peaje urbano de circulación de Barcelona

Se propone instaurar un peaje urbano de circulación con tarificación dinámica compuesto por una tasa de congestión acorde con el tamaño vehicular y el horario de circulación [Tabla 4] y una tasa de emisiones acorde con los factores de emisión (NO₂, PM₁₀ y PM_{2.5}) del vehículo y los km recorridos [Tablas 5]. En virtud del principio de no confiscatoriedad, deberá establecerse un monto total máximo a partir del cual no se cobre más. Límite que variaría en consonancia con la categoría del vehículo, pues las tarifas no son las mismas para todos.

Los dos objetivos principales serían reducir la congestión y mejorar la calidad del aire. Funcionaría de lunes a viernes de 06:30 a 20:30. Para aprovechar la infraestructura existente, se aplicaría por circular en el área de la actual ZBE Rondes de Barcelona, ya sea que se ingrese o salga. El sistema de control se basaría en el uso del GNSS (GPS o Galileo) de los celulares, mediante el desarrollo de una app²³, lo que permitiría ahorrar costes y agilizar la ejecución de la política pública. La red de cámaras con sistema ANPR de la ZBE serviría como respaldo frente al problema de requerir la

²³ El proyecto SmartMove de la región de Bruselas, por ahora voluntario, se sirve de una app móvil y el importe a pagar depende del horario, la distancia recorrida y el tamaño del motor del vehículo. Para el control usa un sistema de cámaras con reconocimiento automático de placas (ANPR). Más información en: <https://smartmove.brussels/content/smartmove/be/en/what.html>

cooperación de los conductores. Posibilitaría identificar aquellos vehículos que han circulado pero que no registran datos de distancia recorrida ni de horarios por no haber usado la aplicación. A modo de nudge, podría colocarse un sticker recordatorio cerca del volante para que los conductores no olviden abrir la app, ya que la omisión acarrearía una sanción económica.

Tabla 4. Ejemplo de precios de la tarificación horaria por categoría de tamaño vehicular para la tasa de congestión

Horario ^a	Categoría de tamaño vehicular ^b							
	MP (< 2300 mm)		P (2300-4100 mm)		M (4101-5600 mm)		G (5601-9000 mm)	
	Lun-Juev.	Vier.	Lun-Juev.	Vier.	Lun-Juev.	Vier.	Lun-Juev.	Vier.
06:30-07:00	0.48 €	0.44 €	0.96 €	0.88 €	1.44 €	1.32 €	2.16 €	1.98 €
07:00-07:30	0.64 €	0.58 €	1.28 €	1.16 €	1.92 €	1.74 €	2.88 €	2.61 €
07:30-08:00	0.72 €	0.66 €	1.44 €	1.32 €	2.16 €	1.98 €	3.24 €	2.97 €
08:00-08:30	0.74 €	0.64 €	1.48 €	1.28 €	2.22 €	1.92 €	3.33 €	2.88 €
08:30-09:00	0.64 €	0.54 €	1.28 €	1.08 €	1.92 €	1.62 €	2.88 €	2.43 €
09:00-09:30	0.54 €	0.46 €	1.08 €	0.92 €	1.62 €	1.38 €	2.43 €	2.07 €
09:30-10:00	0.44 €	0.38 €	0.88 €	0.76 €	1.32 €	1.14 €	1.98 €	1.71 €
10:00-10:30	0.38 €	0.36 €	0.76 €	0.72 €	1.14 €	1.08 €	1.71 €	1.62 €
10:30-11:00	0.38 €	0.38 €	0.76 €	0.76 €	1.14 €	1.14 €	1.71 €	1.71 €
11:00-11:30	0.38 €	0.40 €	0.76 €	0.80 €	1.14 €	1.20 €	1.71 €	1.80 €
11:30-12:00	0.38 €	0.40 €	0.76 €	0.80 €	1.14 €	1.20 €	1.71 €	1.80 €
12:00-12:30	0.38 €	0.42 €	0.76 €	0.84 €	1.14 €	1.26 €	1.71 €	1.89 €
12:30-13:00	0.36 €	0.44 €	0.72 €	0.88 €	1.08 €	1.32 €	1.62 €	1.98 €
13:00-13:30	0.36 €	0.48 €	0.72 €	0.96 €	1.08 €	1.44 €	1.62 €	2.16 €
13:30-14:00	0.34 €	0.58 €	0.68 €	1.16 €	1.02 €	1.74 €	1.53 €	2.61 €
14:00-14:30	0.32 €	0.66 €	0.64 €	1.32 €	0.96 €	1.98 €	1.44 €	2.97 €
14:30-15:00	0.34 €	0.72 €	0.68 €	1.44 €	1.02 €	2.16 €	1.53 €	3.24 €
15:00-15:30	0.36 €	0.72 €	0.72 €	1.44 €	1.08 €	2.16 €	1.62 €	3.24 €
15:30-16:00	0.38 €	0.66 €	0.76 €	1.32 €	1.14 €	1.98 €	1.71 €	2.97 €
16:00-16:30	0.44 €	0.66 €	0.88 €	1.32 €	1.32 €	1.98 €	1.98 €	2.97 €
16:30-17:00	0.54 €	0.68 €	1.08 €	1.36 €	1.62 €	2.04 €	2.43 €	3.06 €
17:00-17:30	0.62 €	0.72 €	1.24 €	1.44 €	1.86 €	2.16 €	2.79 €	3.24 €
17:30-18:00	0.70 €	0.68 €	1.40 €	1.36 €	2.10 €	2.04 €	3.15 €	3.06 €
18:00-18:30	0.70 €	0.58 €	1.40 €	1.16 €	2.10 €	1.74 €	3.15 €	2.61 €
18:30-19:00	0.60 €	0.50 €	1.20 €	1.00 €	1.80 €	1.50 €	2.70 €	2.25 €
19:00-19:30	0.50 €	0.44 €	1.00 €	0.88 €	1.50 €	1.32 €	2.25 €	1.98 €
19:30-20:00	0.38 €	0.40 €	0.76 €	0.80 €	1.14 €	1.20 €	1.71 €	1.80 €
20:00-20:30	0.28 €	0.34 €	0.56 €	0.68 €	0.84 €	1.02 €	1.26 €	1.53 €

Nota: Las tarifas indicadas son solo parte de un ejercicio explicativo, no son recomendaciones de precios para una futura tasa de congestión. ^a Tamaño vehicular según longitud. MP = Muy pequeño, P = Pequeño, M = Mediano, G = Grande, MG = Muy grande. Fuente: Elaboración propia.

Tabla 5. Costes promedio en España de las externalidades del transporte rodado, en euros por km recorrido (€/km) a nivel de precios del 2016

Categoría de vehículo	Coste promedio (€/km) ^a					Coste total (€/km) ^a
	Accidentes	Polución del aire	Cambio climático	Ruido	Daño al hábitat	
Motocicletas	0.09700	0.00864	0.00976	0.11700	0.00500	0.23740
General	0.06700	0.01048	0.01914	0.01600	0.01100	0.12362
Turismos	0.06700	0.00440	0.02090	0.01500	0.01100	0.11830
Gasolina	0.06700	0.01515	0.01780	0.01600	0.01100	0.12695
Diésel	0.09700	0.01337	0.02851	0.02100	0.01200	0.17188
Carga ligera	0.09700	0.02729	0.02832	0.02100	0.01200	0.18561
Gasolina	0.16300	0.06726	0.07868	0.15000	0.02800	0.48694
Diésel	0.16300	0.06724	0.07868	0.06300	0.02600	0.39792
Autocar	0.09100	0.06653	0.06291	0.08850 ^b	0.02900	0.33794
Carga pesada						

Notas: ^a La unidad monetaria en las estimaciones originales es c €; la de distancia, vkm, que viene a ser lo mismo que km recorridos. ^b Promedio de los valores estimados para los vehículos de carga de 3.5 a 7.5 t, de 7.5 a 16 t, de 16 a 32 t y de más de 32 t. Fuente: Elaboración propia a partir de las tablas correspondientes en Van Essen et al. (2020a) [Complemento del Handbook on the external costs of transport (van Essen et al., 2020b)].

Visto desde la perspectiva del sistema, existirían dos alternativas para el cobro. En un esquema pasivo el software únicamente enviaría el monto total y sería el usuario quien se encargue de cancelar el importe; la operación sería realizable desde la app, una página web, bancos, supermercados o tiendas. Al contrario, en un esquema activo el cobro es automático, ya sea sincrónico o diferido; el usuario solo debería mantener saldo suficiente en la «billetera» de la aplicación o en la tarjeta o cuenta bancaria vinculada. Independientemente del mecanismo, sería recomendable no exigir que haya un registro o pago previo a la circulación, un inconveniente frente a situaciones imprevistas.

Quedarían exonerados del peaje completo los vehículos de emergencia (ambulancias, policiales, bomberos, grúas de remolque, militares), los que brinden servicios municipales (transporte público, limpieza, recogida de residuos), los dedicados al transporte colectivo ocupacional (escolar y laboral) y bicicletas y VMP. Los vehículos de los residentes solo tendrían un descuento del 2 % en el monto total (la suma de ambas tasas). En principio, los vehículos diplomáticos no tendrían por qué estar eximidos del pago, pero al final dependerá de la figura tributaria que se emplee para instaurar las tasas del peaje.

Respecto a la tasa de congestión se contempla un beneficio a la distribución urbana de mercaderías (DUM)²⁴, pues no existen alternativas viables al uso del vehículo privado para las actividades que realizan. Pagarían la tasa únicamente cuando circulen durante las horas punta (07:00-09:00 y 17:00-19:00), con lo cual también se incentivaría que acomoden sus desplazamientos a las horas con menor afluencia de tráfico. En cuanto a la tasa por emisiones, no hay lugar a exoneración o descuento para más vehículos²⁵ que los ya considerados para todo el peaje. Se la deja intacta con el fin de desincentivar recorridos innecesarios, fomentar que la renovación de los vehículos se incline por las opciones menos contaminantes y señalar la necesidad de desarrollar soluciones a las NEE.

Descontados los costes operativos y de mantenimiento, los ingresos netos se destinarían a cinco áreas. (1) Pagar los servicios de la deuda, de haberse financiado parcial o totalmente con préstamos. (2) Mejorar (no abaratar) el servicio de la red de autobuses de transporte público, haciendo más cómodos a los buses (climatización), renovando la flota (con eléctricos, previo aumento de los puntos de recarga) o añadiendo nuevas líneas. (3) Cubrir parte de los costes sanitarios de ingresos hospitalarios por causas cardiorrespiratorias en los municipios del ámbito del peaje, como también de medicamentos (p. ej., inhaladores para el asma). (4) Instalar purificadores de aire [Figura 13] en puntos críticos (p. ej., inmediaciones de guarderías, escuelas, hospitales, residencias geriátricas, plazas y avenidas principales), sujeto a los resultados de un proyecto piloto. (5) Financiar transferencias o deducciones a

²⁴ Siguiendo a Barcelona Regional (s.f.) y al Ajuntament de Barcelona (2023b), el transporte de mercancías en las ciudades engloba a la distribución de empresa a empresa (business-to-business o B2B), la distribución de empresa a consumidor (business-to-consumer o B2C) y la distribución urbana de servicios (DUS). La DUS son labores que deben complementarse con el uso del vehículo privado para trasladar herramientas, bienes, materiales, etc. de gran peso o tamaño, como en asistencia técnica, mudanzas, reparaciones y mantenimiento, etc.; la misma actividad fija el medio por el cual se presta el servicio.

²⁵ Ni siquiera los VE. La tasa por emisiones sería un cargo referido a la polución por NO₂ y PM que se ajustaría a las características del vehículo; la reducción de los GEI emitidos sería un resultado conexo, pero indirecto. Un VE no emite NO₂, pero sí PM₁₀ y PM_{2,5}.

los conductores ubicados en el quintil inferior de renta (Q1)²⁶ que sigan haciendo uso de su vehículo; serían equivalentes a una mayor parte (%) de lo que hayan abonado por el peaje durante el último año, estableciendo un monto máximo (€) a ser compensado.

Lamentablemente, instaurar un peaje urbano no sería posible por ahora. Cambiará en cuanto las Cortes Generales aprueben una iniciativa como el Proyecto de Ley de Movilidad Sostenible²⁷, que facultaría a los ayuntamientos a cobrar una tasa por la circulación en las ZBE, si bien la redacción actual de los apartados constreñiría el diseño del peaje, dificultando uno como el propuesto. Una vez que se pueda, sería conveniente que en paralelo a la tramitación normativa del peaje se modifique el funcionamiento de la ZBE²⁸ para que solo haga efectivo su carácter prohibitivo durante las horas punta de la mañana (07:30-08:30) y de la tarde-noche (17:30-18:30). Asimismo, tendría que anularse la llamada «tasa Amazon»²⁹ a fin de evitar la doble imposición, que contravendría el principio de progresividad fiscal.

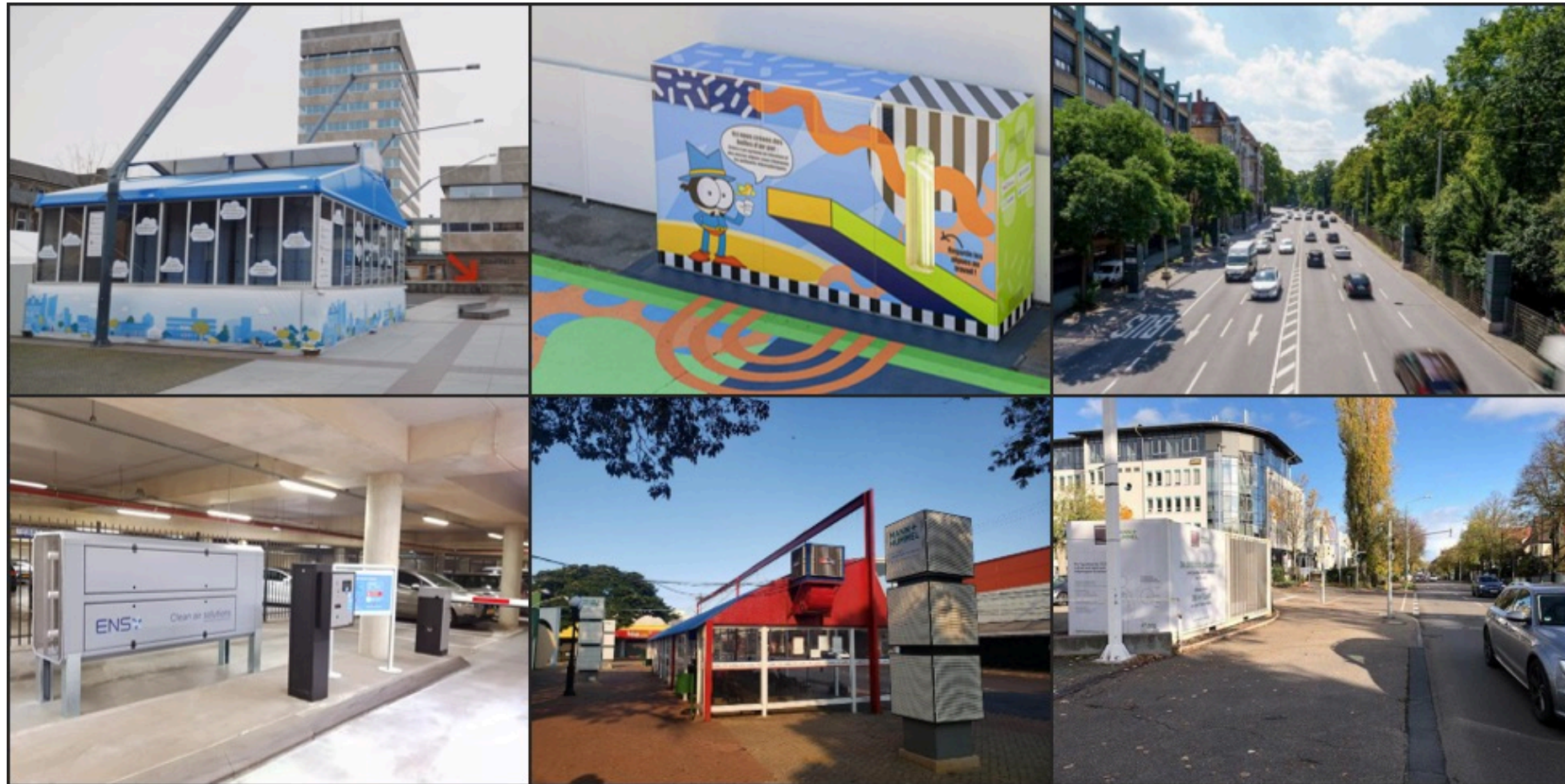
²⁶ Como referencia, a nivel de hogares, la renta bruta media anual del Q1 en España en el 2020 era de 9747 €; la del Q2, 21 800 € (López Laborda et al., 2023). Ahora, el sistema fiscal exceptúa del IRPF a las personas con rentas inferiores al mínimo de tributación, que para el 2023 se fijó en 15 000 € anuales (Real Decreto 1039/2022, de 27 de diciembre). Así, el umbral cubriría a más del Q1. Para compensar al 20 % de menor renta correspondería efectuar transferencias monetarias, no deducciones. Podrían expandirse al 30 % de los conductores (hasta el decil 3) o al 40 % (Q2), pero tampoco debe olvidarse que focalizarlas en los grupos más vulnerables es lo recomendable para no disminuir los recursos disponibles a destinarse a los otros fines.

²⁷ Había iniciado su tramitación parlamentaria por procedimiento de urgencia, con aprobación y entrada en vigor previstos para este año, pero la disolución de las Cortes Generales por el adelanto electoral suspendió el proceso –que también sufren otros proyectos, como el de la Ley de Esclerosis Lateral Amiotrófica–.

²⁸ Dado que la Ley de Cambio Climático y Transición Energética exige que los municipios con más de 50 000 habitantes cuenten con una ZBE (art. 14.3.a. Ley 7/2021, de 20 de mayo), tendría que elaborarse una nueva ordenanza incluso si un fallo en segunda instancia revalidara la anulación establecida por la STSJ Cataluña 970/2022, de 21 de marzo. Súmesele que el reglamento por el que se regulan las ZBE indica que los proyectos deberían permitir cumplir los valores límite legales o, en caso de que se superen, hacerlo en el menor tiempo posible (art. 7 Real Decreto 1052/2022, de 27 de diciembre).

²⁹ Ordenanza fiscal 3.20, relativa a la tasa por aprovechamiento especial del dominio público derivado de la distribución a destinos finales indicados por los consumidores de bienes adquiridos por comercio electrónico.

Figura 13. Purificadores de aire externos instalados



Notas: [Esquina superior izquierda] Tienda con 30 equipos instalados como parte del proyecto Lungs of the City en Eindhoven (<<https://www.youtube.com/watch?v=8aiCOKLWpQ>>). [Esquina inferior izquierda] Equipo instalado en un estacionamiento. [Arriba en el centro] Equipo instalado en el 2020 a manera de proyecto piloto en una escuela de Poissy como parte de un programa del Gobierno de la Île-de-France para mejorar la calidad el aire. Codesarrollado por ENS, SUEZ y Fermentalg, el equipo combina distintas tecnologías para eliminar contaminantes aéreos (PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_{1} , NO_2 y COV) con la capacidad de las microalgas para absorber CO_2 , N y otros contaminantes y generar oxígeno. La biomasa vertida al alcantarillado se sumaría a otros desechos, con lo cual podría producirse biometano en las depuradoras de aguas residuales e inyectarse a la red abastecedora de gas (ver: <<https://elpais.com/publi-especial/biometano/>>). [Abajo en el centro] Equipos instalados en una parada de autobús en el municipio de Indaituba, estado de São Paulo. [Esquina superior derecha] Equipos instalados como parte del proyecto Neckartor en Stuttgart. Revisar: <<https://www.youtube.com/watch?v=-czGTqyZB8>>. [Esquina inferior derecha] Equipo instalado dentro de un contenedor en una calle de Ludwigsburg. Fuente: Composición propia a partir de Environmental Nano Solutions [ENS] (s.f.) y Mann+Hummel (s.f.).

Cabe mencionar que la evidencia disponible sobre los peajes de Londres (TfL, 2006, 2008; Quddus et al., 2007; Quddus, Bell et al., 2007), Estocolmo (Stockholms stad Trafikkontoret, 2009; Daunfeldt et al., 2009; Daunfeldt et al., 2013; Eliasson, 2014) y Trondheim (Meland et al., 2010) indican que a nivel agregado la política no afectaría, ni para bien ni para mal, las ventas de los comercios ubicados en su ámbito de aplicación. En todo caso, deberá hacerse el debido seguimiento: comparar las diferencias pre y post peaje entre muestras representativas de negocios dentro y fuera del ámbito de la ZBE Rondes de Barcelona. Ante efectos adversos, los consistorios podrían reducir cargas regulatorias soportadas por los comercios. Además, esas reducciones no tendrían por qué estar supeditadas a la existencia de consecuencias negativas, deberían realizarse independientemente de los resultados.

No se descarta que existan consecuencias indirectas sobre el mercado de vivienda por las mejoras en los tiempos de viaje, la calidad del aire y los niveles de ruido. En Singapur no hubo impacto en los precios de venta de las viviendas (Agarwal et al., 2015); en Londres subieron (Tang, 2016, 2021); igualmente en Kristiansand (Theisen, 2020); mientras tanto, en Milán bajaron (Percoco, 2014), pero los del alquiler subieron muy ligeramente (D'Arcangelo y Percoco, 2015). No obstante, en los casos revisados el peaje se circunscribe al centro de la ciudad. En cambio, el peaje aquí propuesto abarca un ámbito bastante más amplio, por lo cual sería capaz de diluir los susodichos efectos: se anula o contrarresta el cariz de exclusividad por el cual los inmuebles adquieren un valor extra, prima que otros están dispuestos a pagar. Debe recordarse que es la escasez lo que añade valor al inmueble.

4.2 Mejorar el servicio de transporte público

Mientras el peaje se encuentre en una fase de estudios preliminares, es imprescindible concretar mejoras en el servicio de transporte público. Desde el ÀMB y el Ajuntament de Barcelona las acciones tendrán que centrarse en el metro y la red de buses, sin olvidar lo que le compete a la Generalitat y al Gobierno estatal sobre otros medios ferroviarios. Los recursos deberán destinarse a aumentar la calidad del servicio, no a abaratar el precio de los abonos. Reducir las tarifas con el fin de fomentar un trasvase modal de usuarios del vehículo privado y mitigar la congestión no logrará su cometido, sino que incentivará principalmente un cambio desde la movilidad activa y para desplazamientos no ocupacionales (Brechan, 2017; Cats et al., 2017; Štraub, 2020; UITP, 2020; Riigikontroll, 2021; Bull et al., 2021). Los usuarios valoran más los tiempos del servicio que sus precios. Sirve de poco que las tarifas sean bajas si el uso del servicio no es confiable y demorará mucho.

Se recomienda reforzar la oferta de movilidad hacia y desde los polígonos industriales, al igual que las conexiones entre el centro y la periferia urbana. Abrir nuevas líneas de bus y expandir la flota existente (con unidades eléctricas, previo aumento de los puntos de recarga) para aumentar la frecuencia de paso, especialmente en las rutas con alta demanda. Una buena medida para que ganen velocidad es destinarles más carriles de uso exclusivo (Basso et al.,

2019; Anas et al., 2021; Russo et al., 2022), aislando el transporte colectivo de los atascos. También cabría mejorar la comodidad instalando sistemas de climatización.

5. Conclusiones

El transporte rodado tiene onerosas externalidades negativas, siendo la congestión una que exacerba a las otras. No es solo que se pierdan minutos u horas; los desajustes en los horarios fuerzan a individuos y empresas a recoordinar y reprogramar actividades ya planificadas. Al prolongarse la duración de los viajes, los motores consumen más recursos; en el caso de los convencionales, queman más combustible. Incrementa las emisiones contaminantes, tanto de gases de efecto invernadero o GEI (vinculados a la IPU e ICU) como de las que deterioran la calidad del aire (NO₂, PM, BC, etc.). Y los atascos también aumentan el ruido en las calles. Ambos tipos de contaminación se traducen en gastos personales, sanitarios y laborales.

La contaminación aérea y acústica afectan a las personas. La exposición a la contaminación del aire relacionada con el tráfico (TRAP, por sus siglas en inglés) está asociada a una serie de efectos negativos de distinta índole: respiratorios (función pulmonar deteriorada, asma, rinitis alérgica, EPOC, cáncer de pulmón), cardiovasculares (hipertensión, enfermedad coronaria, infarto de miocardio, insuficiencia cardíaca), obstétricos (restricción del crecimiento fetal, preeclampsia, parto prematuro, bajo peso al nacer), neurocognitivos (menor desarrollo cognitivo, maduración cerebral más lenta, problemas de memoria y concentración) y psicológicos (trastornos mentales comunes); además de mortalidad por todas las causas. Por su parte, la exposición a la contaminación acústica está asociada a la enfermedad coronaria y molestia intensa al ruido. La morbilidad (asma infantil, cáncer de pulmón, molestia al ruido, etc.) y la mortalidad (natural por todas las causas y por enfermedad coronaria) atribuibles a la TRAP y al ruido viario podrían reducirse en Barcelona si se lograra disminuir los niveles de contaminación aérea y acústica.

Por su eficacia, eficiencia y equidad, el mejor tipo de política contra la congestión de los tres revisados son las restricciones por precios. Las expansiones viarias, pese a servir bajo ciertas condiciones en determinados casos (ensanchar vías secundarias), son una respuesta cortoplacista; la inducción de la demanda las hace ineficaces a medio y largo plazo. Sumando su alto costo, son ineficientes. Favorecen más a los segmentos con mayor renta. De financiarlas todos los contribuyentes, serán regresivas. Las restricciones por cantidades, usadas más contra la polución, tienen una eficacia ambigua en el corto plazo que luego decae por la compra de nuevos vehículos. Se esperaría menos tráfico, pero pueden crear y reubicar atascos fuera del área de aplicación, posibilitando el incremento de emisiones. Al ser prohibiciones indiscriminadas, son ineficientes. Sortearlas está ligado al nivel de renta, por lo que también son regresivas, insalvable sin perder eficacia. Las restricciones por precios son más eficaces, actúan sobre costes subpreciados y su efecto se mantiene. En vez de prohibiciones ciegas, supeditan la circulación a un pago. Además, los ingresos generados cubren los costes de instalación del peaje tras unos años, resultan muy eficientes. Gracias al diseño del esquema y a esos recursos su incidencia distributiva es capaz de

resultar progresiva, un porcentaje se destinaría a transferencias focalizadas en los conductores del quintil más bajo de renta y el resto podría reinvertirse en partidas que multipliquen los beneficios sociales de la política.

Referencias

Agarwal, S., Koo, K. M., & Sing, T. F. (2015). Impact of electronic road pricing on real estate prices in Singapore. *Journal of Urban Economics*, 90, 50-59. <https://doi.org/10.1016/j.jue.2015.09.004>

Agència de Salut Pública de Barcelona [ASPB]. (2020). Avaluació de la qualitat de l'aire a Barcelona 2019 [Informe]. https://www.aspb.cat/wp-content/uploads/2020/10/Informe_qualitat-aire-2019.pdf

Agència de Salut Pública de Barcelona [ASPB]. (2022). Soroll ambiental i salut a la ciutat de Barcelona [Informe]. <https://www.aspb.cat/wp-content/uploads/2021/02/sorollambientalialut-bcn2021-02.pdf>

Agència d'Energia de Barcelona. (2021). Balanç d'energia i emissions de gasos amb efecte d'hivernacle de Barcelona 2019 [Informe]. <http://hdl.handle.net/11703/123636>

Agencia Europea de Medio Ambiente [AEMA]. (2019, diciembre 17). Emissions of air pollutants from transport. European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/transport-emissions-of-air-pollutants-8/transport-emissions-of-air-pollutants-8>

Agencia Europea de Medio Ambiente [AEMA]. (2020). Environmental noise in Europe, 2020. EEA Report No 22/2019 [Informe]. <https://data.europa.eu/doi/10.2800/686249>

Agencia Europea de Medio Ambiente [AEMA]. (2021, septiembre 12). Air pollution sources. European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/themes/air/air-pollution-sources-1>

Agenzia Mobilità Ambiente e Territorio [AMAT]. (2013). Monitoraggio Area C: Emissioni atmosferiche da traffico stradale in «Area C» nel periodo gennaio - dicembre 2012 [Informe]. <https://www.comune.milano.it/documents/20126/695537/Emissioni+da+traffico+-+gennaio-dicembre+2012.pdf/7563052d-8c77-9fe1-7767-d7ec53da007f?t=1572449703033>

Agenzia Mobilità Ambiente e Territorio [AMAT]. (2022). Area C: Sintesi di monitoraggio al 31 Dicembre 2021 [Presentación PPT]. <https://comune-milano.img.musvc2.net/static/105044/assets/2/Dieci%20anni%20di%20Area%20C%20-%20Dati%20Amat.pdf>

Aguilar-Gómez, S., Dwyer, H., Graff Zivin, J., & Neidell, M. (2022). This Is Air: The "Nonhealth" Effects of Air Pollution. *Annual Review of Resource Economics*, 14(1), 403-425. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-111820-021816>

Ajuntament de Barcelona. (2021b). Renda bruta mitjana. Per persona (€/Any). Ajuntament de Barcelona. https://ajuntament.barcelona.cat/estadistica/castella/Estadistiques_per_temes/Economia/Renda_i_tributs/Renda_Tributaria/Renda_tributaria/T501.htm

Ajuntament de Barcelona. (2023a). Evolució del trànsit motoritzat a L'Eixample i a les principals vies d'accés a la ciutat 2015-2023 [Informe]. <https://drive.google.com/file/d/1fXAq7padbl1QRM0HgpXdljNTUJCNB-c/view>

Ajuntament de Barcelona. (2023b). Distribución Urbana de Mercancías (DUM). Ajuntament de Barcelona. <https://www.barcelona.cat/mobilitat/es/servicios/distribucion-urbana-de-mercancias-dum>

Ajuntament de Barcelona, Autoritat del Transport Metropolità, Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona, Àrea Metropolitana de Barcelona, Institut d'Estadística de Catalunya, & Associació de Municipis per a la Mobilitat i el Transport Urbà. (2018). EMEF 2017 Enquesta de Mobilitat en Dia Feiner [Informe]. <http://hdl.handle.net/11703/115923>

Ajuntament de Barcelona, Autoritat del Transport Metropolità, Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona, Àrea Metropolitana de Barcelona, Institut d'Estadística de Catalunya, & Associació de Municipis per a la Mobilitat i el Transport Urbà. (2020). EMEF19 Enquesta de Mobilitat en Dia Feiner [Informe]. https://bcnroc.ajuntament.barcelona.cat/jspui/bitstream/11703/119315/3/EMEF_2019_Fullet%c3%b3.pdf

Anas, A., De Sarkar, S., & Timilsina, G. R. (2021). Bus Rapid Transit versus road expansion to alleviate congestion: A general equilibrium comparison. *Economics of Transportation*, 26-27, 100220. <https://doi.org/10.1016/j.ecotra.2021.100220>

Antonsson, E., & Gård, C. (2019). The Gothenburg congestion tax and air quality: A difference-in-difference analysis [Tesis de maestría, Göteborgs universitet]. <http://hdl.handle.net/2077/61946>

Banco de España. (2022). Informe anual 2021. <https://repositorio.bde.es/handle/123456789/21102>

Barcelona Regional. (s. f.). DUM Data Center: Dades i documentació sobre la Distribució Urbana de Mercaderies (DUM). Barcelona Regional. <https://dum.bcnregional.com/>

Barcelona Regional. (2017). Caracterització del parc circulant de vehicles a l'àrea metropolitana de Barcelona – 2017 [Dosier de premsa]. Ajuntament de Barcelona; Àrea Metropolitana de Barcelona (ÀMB); Reial Automòbil Club de Catalunya (RACC). https://movilidad.racc.es/wp-content/uploads/importfichas/fichasFundacion/Multimedia/1428320923797/blob/Dossier_estudi_Vehicles%20i%20Emissions%20Area%20Metropolitana_OK.pdf

Barcelona Regional. (2020). Model de contaminació local de Barcelona – 2017 [Informe]. Ajuntament de Barcelona. https://ajuntament.barcelona.cat/qualitataire/sites/default/files/qa_balanscontaminaciolocal2017.pdf

Basso, L. J., Feres, F., & Silva, H. E. (2019). The efficiency of bus rapid transit (BRT) systems: A dynamic congestion approach. *Transportation Research Part B: Methodological*, 127, 47-71. <https://doi.org/10.1016/j.trb.2019.06.012>

- Bel, G. (2019, mayo 8). Els efectes redistributius de la taxa de congestió. Ara. https://www.ara.cat/opinio/germa-bel-efectes-redistributius-taxa-congestio_129_2676011.html
- Bel, G., & Rosell, J. (2017). The impact of socioeconomic characteristics on CO2 emissions associated with urban mobility: Inequality across individuals. *Energy Economics*, 64, 251-261. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2017.04.002>
- Beria, P. (2016). Effectiveness and monetary impact of Milan's road charge, one year after implementation. *International Journal of Sustainable Transportation*, 10(7), 657-669. <https://doi.org/10.1080/15568318.2015.1083638>
- 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>
- Blackman, A., Alpízar, F., Carlsson, F., & Planter, M. R. (2018). A Contingent Valuation Approach to Estimating Regulatory Costs: Mexico's Day without Driving Program. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 5(3), 607-641. <https://doi.org/10.1086/697416>
- Blackman, A., Qin, P., & Yang, J. (2020). How costly are driving restrictions? Contingent valuation evidence from Beijing. *Journal of Environmental Economics and Management*, 104, 102366. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2020.102366>
- Bonsall, P., & Kelly, C. (2005). Road user charging and social exclusion: The impact of congestion charges on at-risk groups. *Transport Policy*, 12(5), 406-418. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2005.06.007>
- Börjesson, M., Bastian, A., & Eliasson, J. (2021). The economics of low emission zones. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 153, 99-114. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2021.08.016>
- Börjesson, M., Eliasson, J., Hugosson, M. B., & Brundell-Freij, K. (2012). The Stockholm congestion charges—5 years on. Effects, acceptability and lessons learnt. *Transport Policy*, 20, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2011.11.001>
- Börjesson, M., & Kristoffersson, I. (2014). Assessing the welfare effects of congestion charges in a real-world setting. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 70, 339-355. <https://doi.org/10.1016/j.tre.2014.07.006>
- 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>
- Börjesson, M., & Kristoffersson, I. (2018). The Swedish congestion charges: Ten years on. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 107, 35-51. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2017.11.001>

Brechan, I. (2017). Effect of Price Reduction and Increased Service Frequency on Public Transport Travel. *Journal of Public Transportation*, 20(1), 139-156. <https://doi.org/10.5038/2375-0901.20.1.8>

Bull, O., Muñoz, J. C., & Silva, H. E. (2021). The impact of fare-free public transport on travel behavior: Evidence from a randomized controlled trial. *Regional Science and Urban Economics*, 86, 103616. <https://doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2020.103616>

Calatayud, A., Sánchez González, S., Bedoya Maya, F., Giraldez Zúñiga, F., & Márquez, J. M. (2021). Congestión urbana en América Latina y el Caribe: Características, costos y mitigación [Informe]. Banco Interamericano de Desarrollo (BID). <https://doi.org/10.18235/0003149>

Carneiro, J., Cole, M. A., & Strobl, E. (2021). The Effects of Air Pollution on Students' Cognitive Performance: Evidence from Brazilian University Entrance Tests. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 8(6), 1051-1077. <https://doi.org/10.1086/714671>

Cats, O., Susilo, Y. O., & Reimal, T. (2017). The prospects of fare-free public transport: evidence from Tallinn. *Transportation*, 44(5), 1083-1104. <https://doi.org/10.1007/s11116-016-9695-5>

Cedeño Laurent, J. G., MacNaughton, P., Jones, E., Young, A. S., Bliss, M., Flanigan, S., Vallarino, J., Chen, L. J., Cao, X., & Allen, J. G. (2021). Associations between acute exposures to PM_{2.5} and carbon dioxide indoors and cognitive function in office workers: a multicountry longitudinal prospective observational study. *Environmental Research Letters*, 16(9), 094047. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac1bd8>

Centre for Economics and Business Research [Cebr]. (2014). The future economic and environmental costs of gridlock in 2030. An assessment of the direct and indirect economic and environmental costs of idling in road traffic congestion to households in the UK, France, Germany and the USA [Informe]. Cebr. https://time.com/wp-content/uploads/2015/05/inrix_costs-of-congestion_cebr-report_v5_final.pdf

Chang, T. Y., Graff Zivin, J., Gross, T., & Neidell, M. (2019). The Effect of Pollution on Worker Productivity: Evidence from Call Center Workers in China. *American Economic Journal: Applied Economics*, 11(1), 151-172. <https://doi.org/10.1257/app.20160436>

Chen, W., & Klaiber, H. A. (2020). Does road expansion induce traffic? An evaluation of Vehicle-Kilometers Traveled in China. *Journal of Environmental Economics and Management*, 104, 102387. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2020.102387>

Chin, K.-K. (2005). Road Pricing – Singapore's 30 Years of Experience. CESifo DICE Report: Journal for Institutional Comparisons, 3(3), 12-16. <https://www.ifo.de/en/publications/2005/article-journal/road-pricing-singapores-30-years-experience>

Clements, L. M., Kockelman, K. M., & Alexander, W. (2021). Technologies for congestion pricing. *Research in Transportation Economics*, 90, 100863. <https://doi.org/10.1016/j.retrec.2020.100863>

Comune di Milano. (2020). Bilancio Consolidato del Comune di Milano per l'esercizio 2019 [Informe]. <https://www.comune.milano.it/documents/20126/983060/Bilancio+consolidato+Comune+di+Milano+per+esercizio+2019.pdf/84180004-f2bb-b07a-d910-2b235eb20cf0?t=1611070898401>

Comune di Milano. (2022a, abril 28). Area C: motivazioni e risultati. Comune di Milano. <http://web.archive.org/web/20230409132151/https://www.comune.milano.it/aree-tematiche/mobilita/area-c/area-c-motivazioni-e-risultati>

Comune di Milano. (2022b, octubre 11). Costi in dettaglio dei tagliandi di ingresso ad Area C. Comune di Milano. <https://web.archive.org/web/20230416193031/https://www.comune.milano.it/aree-tematiche/mobilita/area-c/costo-ticket-area-c>

Comune di Milano. (2023, julio). Area C: ticket in vigore dal 30 ottobre 2023. Comune di Milano. http://web.archive.org/web/20230714054858/https://www.comune.milano.it/documents/20126/526561/areaC_nuoveTariffe2023.pdf

Contaminació Barcelona. (2023, enero 2). Informe: la contaminació de desembre. Contaminació Barcelona. <https://contaminacio.barcelona/2023/01/02/informe-la-contaminacio-de-desembre/>

Couture, V., Duranton, G., & Turner, M. A. (2018). Speed. *The Review of Economics and Statistics*, 100(4), 725-739. https://doi.org/10.1162/rest_a_00744

Croci, E., & Ravazzi, A. (2015). Urban road pricing: the experience of Milan. En L. Kreiser, M. S. Andersen, B. E. Olsen, S. Speck, J. E. Milne, & H. Ashiabor (Eds.), *Carbon Pricing: Design, Experiences and Issues*. Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781785360237.00022>

Crutzen, P. J. (2004). New Directions: The growing urban heat and pollution «island» effect—impact on chemistry and climate. *Atmospheric Environment*, 38(21), 3539-3540. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.03.032>

D'Arcangelo, F. M., & Percoco, M. (2015). Housing rent and road pricing in Milan: Evidence from a geographical discontinuity approach. *Transport Policy*, 44, 108-116. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2015.07.004>

Daunfeldt, S.-O., Rudholm, N., & Rämme, U. (2009). Congestion charges and retail revenues: Results from the Stockholm road pricing trial. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 43(3), 306-309. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2008.09.005>

Daunfeldt, S.-O., Rudholm, N., & Rämme, U. (2013). Congestion charges in Stockholm: how have they affected retail revenues? *Transportmetrica A: Transport Science*, 9(3), 259-268. <https://doi.org/10.1080/18128602.2011.572570>

de Bruyn, S., & de Vries, J. (2020). Health costs of air pollution in European cities and the linkage with transport [Informe]. CE Delft. <https://cedelft.eu/wp-content/uploads/sites/2/2021/03/CE-Delft-190272-Health-costs-of-air-pollution-in-European-cities-and-the-linkage-with-transport-Def.pdf>

Dechezleprêtre, A., Rivers, N., & Stadler, B. (2020). The economic cost of air pollution: Evidence from Europe (1584; OECD Economics Department Working Papers) [Versión de noviembre de 2020, alojada en un enlace de Sciences Po; la versión disponible en el repositorio de la OECD es de agosto de 2020]. OECD. [https://www.sciencespo.fr/departement-economics/sites/sciencespo.fr/departement-economics/files/air%20pollution%20\(5\).pdf](https://www.sciencespo.fr/departement-economics/sites/sciencespo.fr/departement-economics/files/air%20pollution%20(5).pdf)

Duranton, G., & Turner, M. A. (2011). The Fundamental Law of Road Congestion: Evidence from US Cities. *American Economic Review*, 101(6), 2616-2652. <https://doi.org/10.1257/aer.101.6.2616>

Ebenstein, A., Lavy, V., & Roth, S. (2016). The Long-Run Economic Consequences of High-Stakes Examinations: Evidence from Transitory Variation in Pollution. *American Economic Journal: Applied Economics*, 8(4), 36-65. <https://doi.org/10.1257/app.20150213>

Eliasson, J. (2008). Lessons from the Stockholm congestion charging trial. *Transport Policy*, 15(6), 395-404. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2008.12.004>

Eliasson, J. (2014). The Stockholm congestion charges: an overview (2014:7; CTS Working Papers). Centrum för Transportstudier (CTS) [Centre for Transport Studies Stockholm]. <https://transportportal.se/swopec/cts2014-7.pdf>

Eliasson, J. (2021). Efficient transport pricing—why, what, and when? *Communications in Transportation Research*, 1, 100006. <https://doi.org/10.1016/j.commtr.2021.100006>

Eliasson, J., Hultkrantz, L., Nerhagen, L., & Rosqvist, L. S. (2009). The Stockholm congestion – charging trial 2006: Overview of effects. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 43(3), 240-250. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2008.09.007>

Eliasson, J., Pyddoke, R., & Swärdh, J.-E. (2018). Distributional effects of taxes on car fuel, use, ownership and purchases. *Economics of Transportation*, 15, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.ecotra.2018.03.001>

Environmental Nano Solutions. (s. f.). Clean air solutions for urban areas. ENS. <https://www.ens-cleanair.com/en/solutions/urban/>

Evans, R. (2008). Demand Elasticities for Car Trips to Central London as revealed by the Central London Congestion Charge [Informe]. Transport for London. <https://content.tfl.gov.uk/demand-elasticities-for-car-trips-to-central-london.pdf>

Ewing, R., Tian, G., & Lyons, T. (2018). Does compact development increase or reduce traffic congestion? *Cities*, 72, 94-101. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2017.08.010>

Fageda, X., & Flores-Fillol, R. (2018). Atascos y contaminación en grandes ciudades: Análisis y soluciones (2018/04; Fedea Policy Papers). Fundación de Estudios de Economía Aplicada (Fedea). <https://documentos.fedea.net/pubs/fpp/2018/05/FPP2018-04.pdf>

Gago, A., Labeaga, J. M., & López-Otero, X. (2021). Cómo utilizar la fiscalidad energético-ambiental para una transición ecológica justa en España: una propuesta enfocada a los carburantes (11; EsadeEcPol Brief). EsadeEcPol – Center for Economic Policy. <https://www.esade.edu/ecpol/es/publicaciones/policy-brief-carburantes/>

García-López, M.-À., Pasidis, I., & Viladecans-Marsal, E. (2022). Congestion in highways when tolls and railroads matter: evidence from European cities. *Journal of Economic Geography*, 22(5), 931-960. <https://doi.org/10.1093/jeg/lbab025>

Generalitat de Catalunya. (2023, mayo 2). Qualitat a l'aire. Generalitat de Catalunya. <https://mediambient.gencat.cat/ca/dades-documentacio/atencio-a-la-ciutadania/preguntes-frequents/atmosfera/qualitat-aire/index.html>

Gibson, M., & Carnovale, M. (2015). The effects of road pricing on driver behavior and air pollution. *Journal of Urban Economics*, 89, 62-73. <https://doi.org/10.1016/j.jue.2015.06.005>

Gilraine, M. (2023). Air Filters, Pollution, and Student Achievement. *Journal of Human Resources*, 0421-11642R2. <https://doi.org/10.3368/jhr.0421-11642R2>

Gilraine, M., & Zheng, A. (2022). Air Pollution and Student Performance in the U.S. (30061; NBER Working Paper Series). National Bureau of Economic Research (NBER). <https://doi.org/10.3386/w30061>

González, R. M., & Marrero, G. A. (2012). Induced road traffic in Spanish regions: A dynamic panel data model. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 46(3), 435-445. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2011.11.003>

Greater London Authority [GLA]. (2006, septiembre 13). Questions to the Mayor. Congestion Charge Costs. Greater London Authority. <https://www.london.gov.uk/who-we-are/what-london-assembly-does/questions-mayor/find-an-answer/congestion-charge-costs-1>

Green, C. P., Heywood, J. S., & Navarro Paniagua, M. (2020). Did the London congestion charge reduce pollution? *Regional Science and Urban Economics*, 84, 103573. <https://doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2020.103573>

Guerra, E., Sandweiss, A., & Park, S. D. (2022). Does rationing really backfire? A critical review of the literature on license-plate-based driving restrictions. *Transport Reviews*, 42(5), 604-625. <https://doi.org/10.1080/01441647.2021.1998244>

Heissel, J. A., Persico, C., & Simon, D. (2022). Does Pollution Drive Achievement? The Effect of Traffic Pollution on Academic Performance. *Journal of Human Resources*, 57(3), 747-776. <https://doi.org/10.3368/jhr.57.3.1218-9903R2>

Heyes, A., Cook, N., & Rivers, N. (2023). Clean Air and Cognitive Productivity: Effect and Adaptation. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*. <https://doi.org/10.1086/724951>

Hoen, A., Hilster, D., Király, J., de Vries, J., & de Bruyn, S. (2021). Air pollution and transport policies at city level. Module 2: policy perspectives [Informe]. CE Delft. https://cedelft.eu/wp-content/uploads/sites/2/2021/03/CE_Delft_200218_Air_pollution_and_transport_policies_at_city_level_Def-1.pdf

Holub, F., Hospido Quintana, L., & Wagner, U. J. (2020). Urban air pollution and sick leaves: evidence from social security data (2041; Documentos de Trabajo). Banco de España. <https://repositorio.bde.es/handle/123456789/14512>

Hsu, W.-T., & Zhang, H. (2014). The fundamental law of highway congestion revisited: Evidence from national expressways in Japan. *Journal of Urban Economics*, 81, 65-76. <https://doi.org/10.1016/j.jue.2014.02.002>

Hymel, K. (2009). Does traffic congestion reduce employment growth? *Journal of Urban Economics*, 65(2), 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.jue.2008.11.002>

Hymel, K. (2019). If you build it, they will drive: Measuring induced demand for vehicle travel in urban areas. *Transport Policy*, 76, 57-66. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2018.12.006>

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona [IERMB]. (2020a). Enquesta de Mobilitat en Dia Feiner 2019 (EMEF 2019). La mobilitat a Barcelona [Informe-Presentación PPT]. Ajuntament de Barcelona; Autoritat del Transport Metropolità. https://bcnroc.ajuntament.barcelona.cat/jspui/bitstream/11703/119315/2/EMEF_2019_Informe_BCN.pdf

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona [IERMB]. (2020b). Enquesta de Mobilitat en Dia Feiner 2019 (EMEF 2019). La mobilitat a l'àmbit de l'Àrea Metropolitana de Barcelona [Informe-Presentación PPT]. Ajuntament de Barcelona; Autoritat del Transport Metropolità. https://bcnroc.ajuntament.barcelona.cat/jspui/bitstream/11703/119315/4/EMEF_2019_Informe_AMB.pdf

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona [IERMB]. (2021). La mobilitat en vehicle privat motoritzat a Barcelona. Perfil social d'ús, canvi modal i impactes en el comerç local. Informe I. Dades bàsiques de mobilitat a Barcelona i a l'Eixample. En Ajuntament de Barcelona (Ed.), *Estudi impacte mobilitat 2023: Superilla Barcelona: Vol. II* (pp. 2-34). https://ajuntament.barcelona.cat/superilles/sites/default/files/2022-03-28_ESTUDI_IMPACTE_MOBILITAT_2023_TOM_II_web.pdf

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona [IERMB]. (2023). Enquesta de Mobilitat en Dia Feiner 2022 (EMEF 2022). Resum Executiu [Informe-Presentación PPT]. Ajuntament de Barcelona; Autoritat del Transport Metropolità. https://www.institutmetropoli.cat/wp-content/uploads/2023/07/EMEF_2022_Informe_Resum_Executiu.pdf

Instituto de Salud Global de Barcelona [ISGlobal]. (2017, junio 21). BRain dEvelopment and Air polluTion ultrafine particles in schHool children. CORDIS: EU research results. <https://cordis.europa.eu/project/id/268479/reporting>

Instituto de Salud Global de Barcelona [ISGlobal]. (2023). ISGlobal – Ranking of Cities. Barcelona (área metropolitana). ISGlobal. <https://isglobalranking.org/es/city/barcelona-area-metropolitana/#air>

lungman, T., Cirach, M., Marando, F., Pereira Barboza, E., Khomenko, S., Masselot, P., Quijal-Zamorano, M., Mueller, N., Gasparrini, A., Urquiza, J., Heris, M., Thondoo, M., & Nieuwenhuijsen, M. (2023). Cooling cities through urban green infrastructure: a health impact assessment of European cities. *The Lancet*, 401(10376), 577-589. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(22\)02585-5](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(22)02585-5)

Kearns, S. (2014). Congestion Charging in London. En *Energy Foundation China (Ed.), International Best Practices for Congestion Charge and Low Emissions Zone [Informe]* (pp. 7-50). <https://www.efchina.org/Attachments/Report/reports-20140812-en/reports-20140812-en>

Kristal, A. S., & Whillans, A. V. (2020). What we can learn from five naturalistic field experiments that failed to shift commuter behaviour. *Nature Human Behaviour*, 4, 169-176. <https://doi.org/10.1038/s41562-019-0795-z>

Kuss, P., & Nicholas, K. A. (2022). A dozen effective interventions to reduce car use in European cities: Lessons learned from a meta-analysis and transition management. *Case Studies on Transport Policy*, 10(3), 1494-1513. <https://doi.org/10.1016/j.cstp.2022.02.001>

Lee, J.-T. (2021). Review of epidemiological studies on air pollution and health effects in children. *Clinical and Experimental Pediatrics*, 64(1), 3-11. <https://doi.org/10.3345/cep.2019.00843>

Lehe, L. (2019). Downtown congestion pricing in practice. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies*, 100, 200-223. <https://doi.org/10.1016/j.trc.2019.01.020>

Li, H., Meier, F., Lee, X., Chakraborty, T., Liu, J., Schaap, M., & Sodoudi, S. (2018). Interaction between urban heat island and urban pollution island during summer in Berlin. *Science of The Total Environment*, 636, 818-828. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.254>

Loftus, C. T., Hazlehurst, M. F., Szpiro, A. A., Ni, Y., Tylavsky, F. A., Bush, N. R., Sathyanarayana, S., Carroll, K. N., Karr, C. J., & LeWinn, K. Z. (2019). Prenatal air pollution and childhood IQ: Preliminary evidence of effect modification by folate. *Environmental Research*, 176, 108505. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.05.036>

London Assembly Transport Committee [LATC]. (2017). London stalling: Reducing traffic congestion in London [Informe]. London Assembly. https://www.london.gov.uk/sites/default/files/london_stalling_-_reducing_traffic_congestion_in_london.pdf

- López Laborda, J., Marín, C., & Onrubia, J. (2023). Observatorio sobre el reparto de los impuestos y las prestaciones entre los hogares españoles. Séptimo informe – 2019 y 2020 (2023/01; Fedea Estudios sobre la Economía Española). Fundación de Estudios de Economía Aplicada (Fedea). <https://documentos.fedea.net/pubs/eee/2023/eee2023-01.pdf>
- Mahon, C., & Sloan, A. (2008). London Under Livingstone: An evaluation of Labour's Mayor [Informe]. The Bow Group. <https://web.archive.org/web/20120125115422/http://www.bowgroup.org/files/bowgroup/London%20Under%20Livingstone%20-%20A%20Evaluation%20of%20Labour%27s%20Mayor.pdf>
- Mann+Hummel. (s. f.). Purificadores de aire exterior. MANN+HUMMEL. <https://airfiltration.mann-hummel.com/es/productos/purificadores-de-aire-exterior.html>
- Meland, S., Tretvik, T., & Welde, M. (2010). The effects of removing the Trondheim toll cordon. *Transport Policy*, 17(6), 475-485. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2010.05.001>
- Menon, A. (2000). ERP in Singapore – A perspective one year on. *Traffic Engineering and Control*, 41(2), 40-45.
- Mullen, C., Grineski, S. E., Collins, T. W., & Mendoza, D. L. (2020). Effects of PM2.5 on Third Grade Students' Proficiency in Math and English Language Arts. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(18), 6931. <https://doi.org/10.3390/ijerph17186931>
- Organisation for Economic Co-operation and Development. (2020). Non-exhaust Particulate Emissions from Road Transport [Informe]. OECD. <https://doi.org/10.1787/4a4dc6ca-en>
- Organización Mundial de la Salud. (2018). Environmental noise guidelines for the European Region [Informe]. <https://www.who.int/publications/i/item/9789289053563>
- Organización Mundial de la Salud. (2021a). WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>
- Organización Mundial de la Salud. (2021b, septiembre 22). Contaminación del aire ambiente (exterior). World Health Organization. [http://web.archive.org/web/20220308152718/https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](http://web.archive.org/web/20220308152718/https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- Ossokina, I. V, van Ommeren, J., & van Mourik, H. (2022). Do highway widenings reduce congestion? *Journal of Economic Geography*. <https://doi.org/10.1093/jeg/lbac034>
- Percoco, M. (2014). The impact of road pricing on housing prices: Preliminary evidence from Milan. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 67, 188-194. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2014.07.006>

- Perkins, S., Wagner, N., & Leung, J. (2018). The Social Impacts of Road Pricing. Summary and Conclusions (170; ITF Roundtable Reports). International Transport Forum at the OECD. <https://doi.org/10.1787/d6d56d2d-en>
- Phang, S.-Y., & Toh, R. S. (2004). Road Congestion Pricing in Singapore: 1975 to 2003. *Transportation Journal*, 43(2), 16-25. <http://www.jstor.org/stable/20713563>
- Piracha, A., & Chaudhary, M. T. (2022). Urban Air Pollution, Urban Heat Island and Human Health: A Review of the Literature. *Sustainability*, 14(15), 9234. <https://doi.org/10.3390/su14159234>
- Quddus, M. A., Bell, M. G. H., Schmöcker, J.-D., & Fonzone, A. (2007). The impact of the congestion charge on the retail business in London: An econometric analysis. *Transport Policy*, 14(5), 433-444. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2007.04.008>
- Quddus, M. A., Carmel, A., & Bell, M. G. H. (2007). The Impact of the Congestion Charge on Retail: The London Experience. *Journal of Transport Economics and Policy*, 41(1), 113-133. <https://www.jstor.org/stable/20054006>
- Raux, C. (2021). Real-World Experiences of Congestion Pricing. En R. Vickerman (Ed.), *International Encyclopedia of Transportation* (Vol. 1, pp. 134-138). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102671-7.10022-3>
- Redacció 3/24. (2022, abril 20). La gesta d'entrar a Barcelona: menys carrils per al cotxe sense prou transport públic. Corporació Catalana de Mitjans Audiovisuals. <https://www.ccma.cat/324/menys-carrils-rodalies-congelada-i-obres-pendents-causes-de-les-cues-a-barcelona/noticia/3159228/>
- Reial Automòbil Club de Catalunya [RACC]. (2016). Auditories de mobilitat: La congestió als corredors viaris d'accés a Barcelona [Informe]. https://movilidad.racc.es/wp-content/uploads/importfichas/fichasFundacion/Multimedia/1428318363542/blob/Congestio_accessosBCN_EST.pdf
- Reial Automòbil Club de Catalunya [RACC]. (2019). La congestión en los accesos a Barcelona ya afecta a más de 320 000 personas cada día [Dosier de prensa]. https://movilidad.racc.es/wp-content/uploads/importfichas/fichasFundacion/Multimedia/1428326118567/blob/NP_RACC_CongestionAccesosBCN_ES.pdf
- Riigikontroll [Oficina Nacional de Auditoría de Estonia]. (2021). County public transport: Are public expenditures on county public transport targeted and sustainable? Summary of audit results [Informe]. <https://www.riigikontroll.ee/Suhtedavalikkusega/Pressiteated/tabid/168/ItemId/1311/View/Docs/amid/557/language/en-US/Default.aspx> [Descarga automática]
- Ruiz-Páez, R., Díaz, J., López-Bueno, J. A., Asensio, C., Ascaso, M. S., Saez, M., Luna, M. Y., Barceló, M. A., Navas, M. A., & Linares, C. (2023). Short-term effects of air pollution and noise on emergency hospital admissions in Madrid and economic assessment. *Environmental Research*, 219, 115147. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115147>

- Russo, A., Adler, M. W., & van Ommeren, J. N. (2022). Dedicated bus lanes, bus speed and traffic congestion in Rome. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 160, 298-310. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2022.04.001>
- Salgado, E., & Mitnik, Ó. A. (2021). Spatial and Time Spillovers of Driving Restrictions: Causal Evidence from Lima's Pico y Placa Policy (01278; IDB Working Paper Series). Inter-American Development Bank (IDB). <https://doi.org/10.18235/0003849>
- Santos, G. (2005). Urban Congestion Charging: A Comparison between London and Singapore. *Transport Reviews*, 25(5), 511-534. <https://doi.org/10.1080/01441640500064439>
- Santos, G., & Caranzo, A. (2022). Potential distributional impacts of road pricing: A case study. *Case Studies on Transport Policy*, 10(1), 1-31. <https://doi.org/10.1016/j.cstp.2021.07.015>
- Santos, G., & Shaffer, B. (2004). Preliminary Results of the London Congestion Charging Scheme. *Public Works Management & Policy*, 9(2), 164-181. <https://doi.org/10.1177/1087724X04268569>
- Schroten, A., Scholten, P., van Wijngaarden, L., van Essen, H., Brambilla, M., Gatto, M., Maffii, S., Trosky, F., Kramer, H., Monden, R., Bertschmann, D., Killer, M., Greinus, A., Lambla, V., El Beyrouty, K., Amaral, S., Nokes, T., & Coulon, A. (2019). Transport taxes and charges in Europe: An overview study of economic internalisation measures applied in Europe [Informe]. CE Delft; European Commission. https://cedelft.eu/wp-content/uploads/sites/2/2021/03/CE_Delft_4K83_Transport_taxes_and_charges_in_Europe_Final.pdf
- Simeonova, E., Currie, J., Nilsson, P., & Walker, R. (2021). Congestion Pricing, Air Pollution, and Children's Health. *Journal of Human Resources*, 56(4), 971-996. <https://doi.org/10.3368/jhr.56.4.0218-9363R2>
- [Singapore] Land Transport Authority [LTA]. (2023a, junio 16). Electronic Road Pricing (ERP). One Motoring. <https://onemotoring.lta.gov.sg/content/onemotoring/home/driving/ERP/ERP.html>
- [Singapore] Land Transport Authority [LTA]. (2023b, mayo 26). ERP Rate Table for Passenger Cars, Taxis and Light Goods Vehicles (With Effect from 26 June 2023). One Motoring. <https://onemotoring.lta.gov.sg/content/dam/onemotoring/Driving/pdf/26May2023/Cars%20-%2026%20June%202023.pdf>
- Singapore Parliament. (2015). Parliamentary Debates Official Report. Twelfth Parliament. Part II of Second Session: Wednesday, 11 March 2015 [Registro de debates parlamentarios] [Ver: Head W – Ministry of Transport (Committee of Supply)]. <https://sprs.parl.gov.sg/search/#/fullreport?sittingdate=11-03-2015>
- Spitzer, H. D. (2003). Taxes vs. Fees: A Curious Confusion. *Gonzaga Law Review*, 38(2), 335-365. <https://blogs.gonzaga.edu/gulawreview/files/2011/02/Spitzer.pdf>

Stockholms stad Trafikkontoret [Oficina de Tráfico de la ciudad de Estocolmo]. (2009). Analys av trafiken i Stockholm – med särskild fokus på effekterna av trängselskatten 2005-2008 [Análisis del tráfico en Estocolmo - con especial atención a los efectos del impuesto de congestión 2005-2008] [Informe]. <https://docplayer.se/8832085-Analys-av-trafiken-i-stockholm-med-sarskild-fokus-pa-effekterna-av-trangselskatten-2005-2008.html>

Štraub, D. (2020). The Effects of Fare-Free Public Transport: A Lesson from Frýdek-Místek (Czechia). Sustainability, 12(21), 9111. <https://doi.org/10.3390/su12219111>

Swamy, G., Nagendra, S. M. S., & Schlink, U. (2017). Urban heat island (UHI) influence on secondary pollutant formation in a tropical humid environment. Journal of the Air & Waste Management Association, 67(10), 1080-1091. <https://doi.org/10.1080/10962247.2017.1325417>

Sweet, M. (2011). Does Traffic Congestion Slow the Economy? Journal of Planning Literature, 26(4), 391-404. <https://doi.org/10.1177/0885412211409754>

Tang, C. K. (2016). Traffic Externalities and Housing Prices: Evidence from the London Congestion Charge (205; SERC Discussion Papers). Spatial Economics Research Centre at LSE. <https://cep.lse.ac.uk/pubs/download/sercdp0205.pdf>

Tang, C. K. (2021). The Cost of Traffic: Evidence from the London Congestion Charge. Journal of Urban Economics, 121, 103302. <https://doi.org/10.1016/j.jue.2020.103302>

Tassinari, F. (2022). Low Emission Zones and Traffic Congestion: Evidence from Madrid Central (2022/04; IEB Working Papers). Institut d'Economia de Barcelona (IEB). <https://ieb.ub.edu/wp-content/uploads/2022/03/Doc2022-04.pdf>

Theisen, T. (2020). The impact of an urban toll ring on housing prices. Research in Transportation Economics, 82, 100882. <https://doi.org/10.1016/j.retrec.2020.100882>

TomTom. (2020). Barcelona traffic. TomTom. http://web.archive.org/web/20200921130213/https://www.tomtom.com/en_gb/traffic-index/barcelona-traffic/

TomTom. (2023a). Spain traffic. TomTom. <https://www.tomtom.com/traffic-index/spain-country-traffic/>

TomTom. (2023b). Barcelona traffic. TomTom. <https://www.tomtom.com/traffic-index/barcelona-traffic/>

TomTom Telematics. (2017, diciembre 12). El coste de los atascos para las empresas. TomTom Telematics. http://web.archive.org/web/20190208093642/https://telematics.tomtom.com/es_es/webfleet/blog/coste-los-atascos-las-empresas/

Transport for London. (s. f.). Congestion Charge. Transport for London. <https://tfl.gov.uk/modes/driving/congestion-charge>

Transport for London. (2006). Central London Congestion Charging. Impacts monitoring: Fourth Annual Report [Informe]. <https://content.tfl.gov.uk/fourthannualreportfinal.pdf>

Transport for London. (2007). Central London Congestion Charging. Impacts monitoring: Fifth Annual Report [Informe]. <https://content.tfl.gov.uk/fifth-annual-impacts-monitoring-report-2007-07-07.pdf>

Transport for London. (2008). Central London Congestion Charging. Impacts monitoring: Sixth Annual Report [Informe]. <https://content.tfl.gov.uk/central-london-congestion-charging-impacts-monitoring-sixth-annual-report.pdf>

Transport for London. (2020). Annual Report and Statement of Accounts 2019/20 [Informe]. <https://content.tfl.gov.uk/tfl-annual-report-2019-20.pdf>

Transportstyrelsen [Agencia de Transporte de Suecia]. (2020). Årsredovisning 2019 [Reporte anual 2019] [Informe]. https://www.transportstyrelsen.se/globalassets/global/om_oss/finansiering/arsredovisning/transportstyrelsen-arsredovisning-2019.pdf

Transportstyrelsen. (2023a, junio 23). Tider och belopp för trängselskatt i Stockholm [Horarios y tarifas de la tasa de congestión en Estocolmo]. Transportstyrelsen. <https://www.transportstyrelsen.se/sv/vagtrafik/Trangselskatt/Trangselskatt-i-stockholm/tider-och-belopp/>

Transportstyrelsen. (2023b, enero 1). Dagar då trängselskatt inte tas ut i Stockholm [Días en los que no se cobra la tasa de congestión en Estocolmo]. Transportstyrelsen. <https://www.transportstyrelsen.se/sv/vagtrafik/Trangselskatt/Trangselskatt-i-stockholm/tider-och-belopp/dagar-da-trangselskatt-inte-tas-ut-i-stockholm/>

Tribunal de Cuentas Europeo. (2020). Informe Especial 6/2020. Movilidad urbana sostenible en la UE: No es posible una mejora sustancial sin el compromiso de los Estados miembros. <https://www.eca.europa.eu/es/publications?did=53246>

Ulpiani, G. (2021). On the linkage between urban heat island and urban pollution island: Three-decade literature review towards a conceptual framework. Science of The Total Environment, 751, 141727. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141727>

Union Internationale des Transports Publics [UITP]. (2020). Full free fare public transport: Objectives and alternatives [Policy brief]. <https://cms.uitp.org/wp/wp-content/uploads/2020/09/Policy-Brief-FullFreeFarePT-DEF-web.pdf>

United Nations Environment Programme [UNEP]. (2021). Beating the Heat: A Sustainable Cooling Handbook for Cities [Informe]. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/37313>

U.S. Environmental Protection Agency [U.S. EPA]. (2022a, julio 18). Particulate Matter (PM) Basics. U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>

U.S. Environmental Protection Agency [U.S. EPA]. (2022b, septiembre 2). Learn About Heat Islands. U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/heatislands/learn-about-heat-islands>

U.S. Environmental Protection Agency [U.S. EPA]. (2023, febrero 15). Global Greenhouse Gas Emissions Data. U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/ghgemissions/global-greenhouse-gas-emissions-data>

van der Zee, S. C., Fischer, P. H., & Hoek, G. (2016). Air pollution in perspective: Health risks of air pollution expressed in equivalent numbers of passively smoked cigarettes. *Environmental Research*, 148, 475-483. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.04.001>

van Essen, H., van Wijngaarden, L., Schroten, A., Sutter, D., Bieler, C., Maffii, S., Brambilla, M., Fiorello, D., Fermi, F., Parolin, R., & El Beyrouty, K. (2020a). Complete overview of country data for Handbook V1.1. [Archivo Excel]. CE Delft. <https://cedelft.eu/publications/handbook-on-the-external-costs-of-transport-version-2019/> [Descarga automática]

van Essen, H., van Wijngaarden, L., Schroten, A., Sutter, D., Bieler, C., Maffii, S., Brambilla, M., Fiorello, D., Fermi, F., Parolin, R., & El Beyrouty, K. (2020b). Handbook on the external costs of transport. Version 2019 – 1.1 [Informe]. CE Delft; European Commission. <https://data.europa.eu/doi/10.2832/51388>

West, J., & Börjesson, M. (2020). The Gothenburg congestion charges: cost-benefit analysis and distribution effects. *Transportation*, 47(1), 145-174. <https://doi.org/10.1007/s11116-017-9853-4>

Legislación, normativas y proyectos referidos

Nivel supranacional (mundial y europeo)

Directiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 25 de junio de 2002, sobre evaluación y gestión del ruido ambiental. Diario Oficial de la Unión Europea, L 189 de 18 de julio de 2002, pp. 12-25. <http://data.europa.eu/eli/dir/2002/49/oj>

Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa. Diario Oficial de la Unión Europea, L 152 de 11 de junio de 2008, pp. 1-44. <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/50/oj>

Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa (versión refundida). COM/2022/542 final. Autoría: Comisión Europea. Bruselas, 26 de octubre de 2022. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=COM:2022:542:FIN>

Nivel estatal

Ley 7/2021, de 20 de mayo, de cambio climático y transición energética. Boletín Oficial del Estado, núm. 121, de 21 de mayo de 2021, pp. 62009-62052.

Real Decreto 1052/2022, de 27 de diciembre, por el que se regulan las zonas de bajas emisiones. Boletín Oficial del Estado, núm. 311, de 28 de diciembre de 2022, pp. 185962-185981.

Nivel local (provincial, metropolitano y municipal)

Ordenanza fiscal 3.20, relativa a la tasa por aprovechamiento especial del dominio público derivado de la distribución a destinos finales indicados por los consumidores de bienes adquiridos por comercio electrónico. Butlletí Oficial de la Província de Barcelona, de 28 de febrero de 2023. CVE: 202310036205.

Jurisprudencia, regulaciones y conclusiones de casos referidos

Nivel comunitario (UE)

Sentencia del Tribunal de Justicia de la Unión Europea (Sala Sexta) de 22 de diciembre de 2022. Asunto C-125/20, Comisión Europea contra Reino de España. ECLI:EU:C:2022:1025.

Nivel regional

Sentencia del Tribunal Superior de Justicia de Cataluña (Sala de lo Contencioso-Administrativo, Sección Quinta) de 21 de marzo. Resolución 970/2022 (recurso 60/2020). ECLI: ES:TSJCAT:2022:1577.



www.institutostrom.org