

Transporte y calidad del aire en las ciudades: algunas propuestas

Jordi Perdiguero y Àlex Sanz***

Resumen

Una de las principales causas de mortalidad a nivel mundial es la contaminación del aire. En las zonas urbanas y su periferia, esta contaminación está asociada al volumen de tráfico, como sucede en Madrid y Barcelona. Para abordar este problema, los gobiernos locales, regionales y nacionales han implementado políticas para reducir las emisiones del tráfico. En este artículo analizamos diversas políticas destinadas a la mejora de la calidad del aire en zonas urbanas. Primero analizamos políticas destinadas a influir en los hábitos de los usuarios de vehículos privados, posteriormente las políticas destinadas a la mejora del transporte público, y a continuación el impacto del uso de transportes alternativos. Para finalizar analizamos el impacto que las actividades portuarias y aeroportuarias tienen sobre la calidad del aire en zonas urbanas. Destacar que en el estudio mostramos que las políticas no son neutrales y pueden provocar tanto efectos positivos, como es el caso de la reducción del límite máximo de velocidad, el pago por aparcar o los peajes de acceso, como efectos mixtos, como ha sido la creación de la supermanzana. Además, destacar que algunas de estas políticas podrían dejar de tener efecto en el medio o largo plazo. En general, aquellas políticas basadas en el concepto de pagar por contaminar suelen ser más eficientes, y generar efectos a largo plazo. Estos resultados demuestran que, a la hora de planificar una política, se deben evaluar correctamente los futuros escenarios para evitar resultados no deseados.

Palabras clave: Calidad del aire, zonas urbanas, transporte público, transporte no contaminante, contaminación.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación es una de las principales causas de mortalidad en el mundo. La Organización Mundial de la Salud (OMS), estimó en el año 2016 que

* Universitat Autònoma de Barcelona, GEAP e IEB.

** Universitat Autònoma de Barcelona y Barcelona GSE Post-Doc.

la contaminación atmosférica de ciudades y de zonas rurales provoca 4,2 millones de decesos prematuros al año¹, además de causar “morbilidad derivada de accidentes cerebrovasculares, cánceres de pulmón y neumopatías crónicas y agudas, entre ellas el asma”². Teniendo en cuenta que la contaminación atmosférica ocasiona decesos prematuros y trastornos sobre la salud de los individuos, se han implementado una serie de normativas para reducir los niveles de polución ambiental tanto a nivel global, como en el ámbito europeo, nacional y local. Estas medidas fijan los estándares de calidad del aire a partir del análisis de la morbilidad atribuible a la contaminación atmosférica con el objetivo de evitar, reducir o prevenir los efectos perjudiciales que tiene la polución sobre la salud humana³. A nivel internacional, por un lado, están en vigor la guías de calidad del aire de la OMS del año 2005 que aconsejan las concentraciones máximas de una variedad de contaminantes atmosféricos, en concreto el material particulado de 10 (PM₁₀) y de 2.5 micras (PM_{2.5}), el dióxido de nitrógeno (NO₂), el dióxido de azufre (SO₂) y el nivel de ozono (O₃). Mientras que, por otro lado, la Unión Europea establece los niveles de polución del aire recomendados de promedio horario, octohorario y diario mediante las Directivas Europeas 2004/107/CE, 2008/50/CE, 2011/850/UE y 2015/1480/CE. En lo referente al ámbito español la legislación se adapta a las Directivas Europeas mediante la Ley 34/2007 y los Reales Decretos 102/2011, 678/2014 y 39/2017 que tienen como objetivo mejorar la calidad del aire a través de límites para los principales contaminantes.

Si bien la contaminación es un problema global, resulta especialmente importante en los núcleos urbanos, donde la gran densidad de población y una elevada movilidad provocan que muchas ciudades europeas superen los niveles máximos de contaminación recomendados por los organismos europeos. Las ciudades españolas no son una excepción, donde principalmente Madrid y Barcelona muestran niveles de contaminación por encima de los deseables.

1 OMS: [https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)

2 OMS: https://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/es/

3 OMS (https://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/outdoorair_aqg/es/) y Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (<https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/calidad-del-aire/normativa/normativa-europea.aspx>).

Son muchos los factores que pueden influir en los niveles de contaminación: la industria, la agricultura, o incluso la calefacción afectan de forma significativa a dichos niveles. Sin embargo, el tráfico es, sin lugar a dudas, el principal contribuyente a la contaminación del aire urbano (Holman, 1999; Raaschou-Nielsen *et al.*, 2013). Aproximadamente el 70% de la contaminación del aire en las ciudades europeas proviene del transporte motorizado (Rojas-Rueda *et al.*, 2012). En este sentido, destacar que no solo las emisiones de gases contaminantes a través del tubo de escape son las causantes de la contaminación del aire sino también el desgaste de los neumáticos, y del asfalto, debido al movimiento de los distintos métodos de transporte por carretera.

La problemática de la contaminación ambiental ha llevado a las autoridades públicas a realizar importantes esfuerzos para mejorar la calidad del aire, principalmente reduciendo las emisiones que provienen de fuentes industriales y del tráfico por carretera.

El objetivo del este artículo es realizar un repaso de las principales medidas implementadas en diferentes ciudades del mundo para reducir la utilización del vehículo privado, reducir la congestión y mejorar la calidad del aire. Dentro de estas medidas destacan dos grandes bloques: por un lado, las que pretenden regular el número de vehículos en circulación; y por otro lado, las que utilizan el mecanismo de precios como una señal para que los usuarios del transporte modifiquen su comportamiento. Además de las medidas para reducir la utilización del vehículo privado, también se analiza como pueden ayudar a reducir la contaminación del aire las dos grandes alternativas actuales al vehículo privado, como son el transporte público y la utilización de modos de transporte no contaminantes (la bicicleta y el patinete eléctrico principalmente). Por último, realizamos un repaso a la contribución que pueden estar realizando otras infraestructuras de transporte como son el puerto y el aeropuerto, que a pesar de generar un volumen de contaminación menor que el tráfico rodado, impactan igualmente de forma significativa sobre la calidad del aire.

Como veremos a lo largo del artículo las medidas que intentan controlar la cantidad de vehículos, principalmente las zonas de bajas emisiones (ZBE), son menos eficientes (y equitativas), que las medidas basadas en señales de precios (pago por

el aparcamiento y peajes de acceso a la ciudad). Además, podemos ver que una mayor cantidad y calidad de transporte público ayuda a reducir los niveles de contaminación del aire. Otro elemento que puede ayudar a mejorar la calidad del aire es la promoción de modos de transporte no contaminantes, principalmente para viajes dentro de la ciudad. Por último, señalamos los efectos que pueden estar generando otros medios de transporte menos importantes en términos de contaminación, pero igualmente relevantes, como el transporte aéreo y el marítimo.

Tras esta introducción, en el apartado 2 se repasan las diferentes medidas implementadas para reducir el uso del vehículo privado. En el apartado 3 presentamos el papel del transporte público en la reducción de la contaminación, mientras que en el apartado 4 se presentan los efectos de promocionar los modos de transporte no contaminantes. En el apartado 5 mostramos la relación entre la actividad portuaria y aeroportuaria y los niveles de contaminación, para finalizar con las conclusiones.

2. EL USO DEL VEHÍCULO PRIVADO

Parece evidente que la mejora de la calidad del aire en las ciudades pasa indiscutiblemente por reducir el uso del vehículo privado, al menos de los vehículos tradicionales de combustión interna, que forman la inmensa mayoría del parque de vehículos actualmente. En el presente apartado vamos a exponer todo un conjunto de medidas que los gobiernos locales y regionales pueden implementar con el objetivo de reducir el flujo de vehículos, la congestión y el volumen de emisiones.

2.1. La electrificación del transporte privado

Una de las primeras opciones para reducir la contaminación generada por los medios de transporte es intentar que sean más eficientes, es decir que puedan realizar los mismos desplazamientos consumiendo una menor cantidad de energía, o energías alternativas a los combustibles fósiles y que sean menos contaminantes. Dentro de

estas energías alternativas, la electrificación del transporte parece estar imponiéndose por delante del gas, aunque todavía debe superar numerosas barreras para convertirse en la tecnología predominante en el mercado, por lo menos en España.

Entre las principales barreras para la adopción del vehículo eléctrico, y siguiendo el artículo de Perdiguero y Jiménez (2012), se encuentran las siguientes:

- El elevado coste de adquisición. A pesar de que los precios de los vehículos eléctricos se han reducido en los últimos años, continúan estando significativamente por encima de los vehículos de combustión interna tradicionales. De hecho, el coste total a lo largo de toda la vida útil del vehículo es inferior en el caso del eléctrico, debido a su menor coste de mantenimiento y reparación. Sin embargo, el elevado coste de las baterías hace que el precio de compra pueda ser un obstáculo para la compra, especialmente por parte de los ciudadanos más sensibles al precio. La posibilidad de separar la parte más cara del vehículo eléctrico (las baterías) y ofrecerlas en régimen de alquiler podría facilitar la venta de este tipo de vehículos. Otra alternativa es incrementar los impuestos (matriculación y circulación) de los vehículos de combustión interna, especialmente de aquellos más contaminantes, lo que disminuiría la diferencia de coste entre ambos. En España se ha optado sin embargo por subvencionar la compra de vehículos eléctricos. Aunque cumple igualmente con el objetivo de reducir la diferencia de coste entre ambas tecnologías y puede ayudar a promocionar la venta del vehículo eléctrico, en nuestra opinión resulta una opción menos eficiente y menos equitativa. Menos eficiente porque los recursos públicos son reducidos, por lo que la cantidad de vehículos que se pueden subvencionar es pequeña, o la cantidad de la subvención debe ser baja si se pretende llegar a un gran número de usuarios, por lo que el impacto sobre las ventas puede ser pequeño. Y menos equitativo porque en lugar de implementar una medida en la que quien contamina paga (como es un incremento de los impuestos a los vehículos más contaminantes), pasamos a una medida donde se paga por dejar de contaminar.
- La existencia de una red de recarga. La inmensa mayoría de los desplazamientos que se realizan, más en las grandes ciudades, entran dentro del rango de

desplazamiento de los vehículos eléctricos, por lo que se podrían realizar sin necesidad de recargar el vehículo fuera de casa. Sin embargo, la posibilidad de quedarse sin batería (lo que se conoce en la literatura como *range anxiety*) es uno de los elementos que más preocupan a los posibles compradores, y, por lo tanto, uno de los principales inconvenientes para que finalmente acaben decantándose por un vehículo eléctrico. El sector público ha intentado paliar este impedimento rompiendo el círculo vicioso del “huevo o la gallina” (no hay una red de recarga porque no hay vehículos eléctricos suficientes, pero no se adquirieren más vehículos eléctricos porque no hay una red de recarga), instalando puntos de recarga públicos. Sin embargo, en muchos casos no están localizados de forma óptima y pretenden más hacer promoción del vehículo eléctrico que realmente servir como punto de recarga para usuarios reales. Sería más eficiente promocionar la adquisición de este tipo de vehículos, ya que como se mostraba en Bernardo, Borrell y Perdiguero (2016), tan solo con una penetración del vehículo eléctrico del 3%, ya resulta óptimo para las empresas privadas ofrecer el servicio de recargas.

- Mejoras de eficiencia de los vehículos tradicionales. Se debe tener en cuenta que los vehículos de combustión interna son cada vez más eficientes energéticamente por lo que el ahorro energético del vehículo eléctrico se va reduciendo. A medida que los vehículos tradicionales consiguen hacer un uso más eficiente del combustible fósil, los ahorros en energía de pasar a un vehículo eléctrico son menores, y por lo tanto el número de consumidores que deciden cambiar de tecnología es menor⁴.

Si bien es cierto que cada uno de estos escollos pueden ir reduciéndose en los próximos años, y que el vehículo eléctrico puede acabar teniendo un porcentaje relevante dentro del parque de vehículos, cabe tener en cuenta que el impacto sobre la calidad del aire dependerá del *mix* tecnológico con el que se produzca la electricidad. En países como España, con una participación muy importante de las energías renovables en la generación de electricidad, el impacto puede ser muy relevante. Sin embargo, en países donde el incremento del consumo de electrici-

⁴ Para ver un repaso de la evolución de la eficiencia energética de los vehículos de combustión interna ver Voltés-Dorta, Perdiguero y Jiménez (2013).

dad se cubra con centrales de carbón, gasoil o gas, el impacto puede ser mucho menor, o incluso generar un incremento de la contaminación.

Además, cabe advertir que no todos los contaminantes se producen por la combustión de combustibles fósiles, sino que algunos de ellos como las partículas de 2.5 y 10 micras ($PM_{2.5}$ y PM_{10}), que afectan de forma grave a la salud humana, se producen sobre todo por el desgaste de los neumáticos y el asfalto a consecuencia del rodamiento de los vehículos, y este se produce igualmente en el caso de los vehículos eléctricos.

Por todo ello, cabría no esperar únicamente a la electrificación del transporte para luchar contra la contaminación en las ciudades, e implementar al menos en el corto plazo, otras medidas que nos ayuden a mejorar la calidad del aire de nuestras ciudades.

2.2. Reducción de la velocidad

Los niveles de contaminación generados por los vehículos de combustión interna no solo dependen de la cantidad de trayectos que se realizan, sino que también dependen de las características de los vehículos y de la velocidad a la que circulan. Sin tener en cuenta las características del vehículo (antigüedad, tipo de combustible...) la influencia del transporte motorizado sobre los diferentes contaminantes producidos depende de dos factores, el primero es la velocidad media del vehículo, mientras que el segundo sería la variación de la velocidad del vehículo durante el trayecto. A mayor velocidad, mayores emisiones de óxidos de nitrógeno (NO_x), por el contrario, a menor velocidad mayores emisiones de partículas microscópicas de 10 microgramos de tamaño (PM_{10}). En este sentido, las emisiones de NO_x son máximas cuando los vehículos circulan a una velocidad superior a los 100 km/h mientras que las emisiones de PM_{10} son máximas cuando estos vehículos circulan a una velocidad inferior a 40 km/h (LAT, 2006). No solo la velocidad afecta: también el hecho que esta no sea constante puede afectar al nivel de contaminación del aire; trayectos en los que se acelere y se frene de manera constante (trayectos congestionados) incrementan el nivel de contaminación del aire (Negrenti, 1999; Int Panis, Broekx y Ronghui, 2006; Smith,

Brown y Chan, 2008). Aún así, cabe destacar que las emisiones de contaminantes no solo dependen de la velocidad sino que se ven afectadas por la antigüedad, peso y cilindrada del coche, por lo que no hay una correlación directa para las emisiones de contaminantes según la velocidad para todo el rango de vehículos existentes en zonas urbanas (Baldasano *et al.*, 2010).

Una política usada de manera habitual para reducir las emisiones derivadas del tráfico es el cambio en los patrones de velocidad de los conductores. Diversos países como Alemania, España, Holanda o Suiza han aplicado limitaciones de velocidad máxima en 80 km/h en las entradas a las ciudades. Keller *et al.* (2008) analizaron el impacto de la reducción del límite de velocidad de 120 a 80 km/h en diversas localizaciones de Suiza. Esta política redujo las emisiones de NO_x en un 4%, aunque la reducción de O₃ fue menor al 1%. Para Rotterdam y Amsterdam, Keuken *et al.* (2010) calcularon que la limitación de la velocidad redujo las emisiones de NO_x alrededor de un 5-30% mientras que las de PM₁₀ se redujeron alrededor del 5-25%. La variabilidad de estos valores se debía, según sus autores, a la proporción de tráfico congestionado antes y después de la política: a mayor este valor, mayores las reducciones de contaminación. Analizando el caso concreto de Amsterdam, Dijkema *et al.* (2008) encontraron que la reducción de velocidad máxima de 100 a 80 km/h redujo los PM₁₀ alrededor de un 7% y los PM_{2.5} alrededor de un 2,8%. Por el contrario estos autores no encontraron que la reducción de los niveles de NO_x fuera significativa.

Centrándonos en Barcelona, diversos investigadores han analizado los efectos de la reducción de velocidad máxima en las entradas de la ciudad a 80 km/h. Gonçalves *et al.* (2008) demuestran que la política redujo los niveles de contaminación de SO₂ en un 5,3%, un 5,7% para NO₂ y un 3% para PM₁₀ en el área afectada por la limitación de velocidad. Al contrario que los autores anteriores, que modelaban las estimaciones de contaminación a partir del tráfico rodado, Bel y Rosell (2013), realizan un análisis de diferencias en diferencias usando datos de contaminación e incluyendo variables climatológicas. Estos autores encuentran que esta política incrementó los niveles de NO_x entre un 1,7% y un 3,2% y los de PM_{2.5} entre un 5,3% y un 5,9%. Posteriormente, Gong (2017) realiza el mismo análisis que Bel y Rosell (2013) pero intenta crear un grupo de control lo más parecido posible a la ciudad de Barcelona a partir de datos de áreas de Barcelona

no afectadas por la política, y las ciudades de Tarragona y Madrid. Con la creación de este grupo de control (*synthetic control*) el autor llega a la conclusión que la política redujo los niveles de NO₂ entre un 7,6% y un 10,3%.

Resumiendo, la reducción de la velocidad máxima en autopistas y entradas de ciudades a 80 km/h parece reducir, en general, los niveles de contaminación en las ciudades colindantes. Esto es debido a que la reducción en la velocidad de los conductores provoca una reducción en las emisiones de NO_x, y debido también a la reducción en el número de coches en circulación, provocando menores atascos en horas punta, reducen las emisiones de PM₁₀ debidas a circular a baja velocidad con aceleraciones y desaceleraciones constantes.

En el cuadro 1 se presentan los resultados de los estudios anteriormente presentados.

Cuadro 1

Estudios que analizan la relación entre la reducción de la velocidad y los niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Keller <i>et al.</i> (2008)	Suiza	Reducción de la velocidad máxima de 120 km/h a 80 km/h	2003	Reducción NO _x : 4% Reducción O ₃ : <1%
Dijkema <i>et al.</i> (2008)	Amsterdam	Reducción de la velocidad máxima de 100 km/h a 80 km/h	2004-2005	No reducción NO _x Reducción PM ₁₀ : 7% Reducción PM ₁ : 1%
Gonçalves <i>et al.</i> (2008)	Barcelona	Limitación de la velocidad máxima a 80 km/h	2007-2008	Reducción NO ₂ : 5,7% Reducción PM ₁₀ : 3% Reducción SO ₂ : 5,3 %
Keuken <i>et al.</i> (2010)	Amsterdam y Rotterdam	Limitación de la velocidad máxima a 80 km/h	2005-2006	Reducción NO _x : (5-30%) Reducción PM ₁₀ : (5-25%)
Bel y Rosell (2013)	Barcelona	Limitación de la velocidad máxima a 80 km/h	2006-2010	Incremento NO _x : (1,7-3,2%) Incremento PM _{2,5} : (5,3-5,9%)
Gong (2017)	Barcelona	Limitación de la velocidad máxima a 80 km/h	2006-2010	Reducción NO ₂ : (7,6-10,3%)

Fuente: Elaboración propia.

2.3. Las zonas de bajas emisiones (ZBE)

Una segunda opción es reducir el número de vehículos y no la velocidad a la que circulan. Dentro de las medidas que intentan reducir el número de vehículos en circulación (restricciones por cantidad), probablemente la más popular son las zonas de bajas emisiones (ZBE). Son muchas las ciudades europeas que han implantado este tipo de restricciones, donde se prohíbe la entrada a una determinada zona geográfica a los vehículos que no cumplen con determinadas normas de contaminación. Podemos ver cómo varias pequeñas ciudades de Alemania, Italia o Grecia, o grandes ciudades como Lisboa, Londres o París han implementado este tipo de restricciones. En Asia también es una medida relativamente popular donde podemos encontrar la implementación de esta restricción en ciudades como Beijing, Tokio, Shanghai o Hong Kong.

Como señalan Fageda y Flores-Fillol (2018), el caso más analizado es el de Alemania, al ser uno de los primeros países en implementar esta medida, y cuya legislación se remonta a 2007. En el caso de Alemania, se permite definir un área geográfica como ZBE, y limitar el acceso a los vehículos con un determinado distintivo, ya que se clasifican según tres tipos de colores: verde, amarillo y rojo (los más contaminantes no tienen etiqueta). Alemania ha aplicado este tipo de restricciones de forma relativamente intensiva, llegando a tener 48 ZBE que involucraban a 76 ciudades. Malina y Scheffer (2015) analizan el impacto de esta medida en los niveles de PM_{10} . El resultado muestra que efectivamente logra reducir significativamente los niveles de este tipo de contaminante, siendo mayor el impacto a medida que el programa es más restrictivo, cuando solo se permite el acceso a los vehículos menos contaminantes. En promedio, este tipo de restricción logró reducir los niveles de PM_{10} en un 13%. Este resultado es similar al encontrado por Wolf (2014), donde sin embargo observa cómo el impacto de este tipo de medidas no es significativo en ciudades pequeñas, y alcanza niveles de reducción del 15% en ciudades grandes como Berlín. Por lo tanto, parece que el efecto no es homogéneo en todos los territorios y que su eficacia aumenta a medida que la ciudad tiene un mayor tamaño. Otro resultado interesante encontrado en este artículo es que no se observa ningún tipo de aumento de la contaminación en las zonas aledañas a la ZBE, por lo que no parece existir ningún tipo de externalidad negativa en las zonas limítrofes por la aplicación de este tipo de medidas.

Alemania no es el único país donde se han implementado y analizado estas restricciones. En Portugal también podemos observar trabajos empíricos que analizan el impacto en la calidad del aire de las ZBE. Así, Dias, Tchepel y Antunes (2016) observan cómo la implementación de la ZBE en la ciudad de Coímbra generó una disminución significativa en los niveles de PM_{10} y NO_2 emitidos por los vehículos, específicamente un 63% y un 52%, respectivamente. Sin embargo, el impacto en la calidad del aire de la ciudad es muy pequeño, principalmente debido al incre-

Cuadro 2

El impacto de las zonas de bajas emisiones sobre la calidad del aire

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Wolf (2014)	Alemania	Introducción de las ZBE en diferentes ciudades	2005–2008	No es significativo para las ciudades pequeñas Reducción del PM_{10} en un 15% en las ciudades grandes
Malina y Scheffer (2015)	25 ciudades de Alemania	Introducción de las ZBE en diferentes ciudades	2000–2009	Reducción del PM_{10} en un 13%
Dias, Tchepel y Antunes, (2016)	Coímbra (Portugal)	Introducción de la ZBE en la ciudad	2011	Reducción del PM_{10} en un 63% Reducción del NO_2 en un 52%
Santos, Gómez-Losada y Pires (2019)	Lisboa (Portugal)	Introducción de la ZBE en la ciudad	2009–2016	<i>Zona 1</i> Reducción del PM_{10} en un 30,5% Reducción del NO_2 en un 9,4% <i>Zona 2</i> Reducción del PM_{10} en un 22,5% Reducción del NO_2 en un 12,9%

Fuente: Elaboración propia.

mento de las emisiones de otras actividades. Estos resultados coinciden con los encontrados por Santos, Gómez-Losada y Pires (2019) para la ciudad de Lisboa. En este caso, los autores encuentran descensos del 30,5% en PM_{10} y del 9,4% en NO_2 , dentro de la zona 1 (básicamente el centro histórico de la ciudad), mientras que para la zona 2 (resto de la ciudad) los descensos son del 22,5% y 12,9% para ambos tipos de contaminantes. Este resultado se produce a pesar de que la restricción es más estricta en la zona 1, donde se requieren criterios de acceso Euro-3, que en la zona 2, donde se permite el acceso con tecnología Euro-2. Por el contrario, el artículo no encuentra ningún tipo de efecto sobre los niveles de $PM_{2,5}$, ni sobre los niveles de NO_x , aspecto que lleva a los autores a concluir que los criterios de acceso a la ZBE deberían ser más estrictos en Portugal.

En el cuadro 2 se presentan de forma resumida los principales resultados.

Recientemente se han implementado medidas similares en el Área Metropolitana de Barcelona, así como en determinadas zonas del centro de Madrid (Madrid Central). A pesar de que los primeros indicadores parecen indicar que los niveles de contaminación se han reducido significativamente, el corto periodo de tiempo transcurrido desde la introducción de estas medidas, así como la llegada de la pandemia del COVID-19, hacen difícil una evaluación cuantitativa robusta en este momento. Sin duda será un elemento a analizar en un futuro próximo.

Como hemos visto en trabajos anteriores, en general la implementación de las ZBE provoca una disminución significativa de la contaminación a corto plazo. Sin embargo, como señalan Fageda y Flores-Fillol (2018), estas medidas pueden dejar de ser eficientes en el medio y largo plazo a medida que más conductores reemplacen su viejo vehículo y puedan acceder a la ZBE. A medida que aumenta el tráfico (y en consecuencia en la mayoría de las ocasiones la congestión), los niveles de contaminación aumentan nuevamente. Además, se puede considerar una medida regresiva, ya que son los conductores de altos ingresos los que tienen menos dificultad para cambiar de coche y sortear la restricción.

Precisamente para facilitar la renovación del parque de vehículos, en muchos países se han puesto en marcha programas de ayudas públicas donde los propietarios reciben una subvención al cambiar sus vehículos antiguos por uno nuevo, menos

contaminante. Este tipo de programas, conocidos como *Cash for Clunkers* (dinero por chatarra), han generado una gran polémica sobre su eficiencia en la reducción de los niveles de contaminación, sobre todo si tenemos en cuenta el posible efecto rebote en el uso del vehículo privado (debido a que los coches consumen menos combustible, los conductores tienden a realizar un mayor número de desplazamientos en vehículo privado, por lo que acaban generando más contaminación). Si bien algunos estudios muestran que este tipo de programas generaría una disminución significativa en los niveles de contaminación al reemplazar los vehículos contaminantes por otros más eficientes (Diamond, 2009; Beresteanu y Li, 2011; o Gallagher y Muehlegger, 2011), otros muestran que en el medio plazo, no tienen un impacto significativo en la composición del parque de vehículos, por lo que los niveles de contaminación no se verían afectados (Huang, 2010; Mian y Sufi, 2010; o Li, Linn y Spiller, 2013). La clave, como muestran Adda y Cooper (2000) para el caso de Francia, es que los conductores posponen o adelantan estratégicamente la compra del nuevo vehículo para poder acogerse al plan, provocando una disminución en las ventas de automóviles antes y después de la aplicación del mismo. Por tanto, a medio plazo el número de vehículos nuevos menos contaminantes es el mismo y el impacto en la calidad del aire es cercano a cero. Licandro y Sampayo (2006) encuentran un resultado similar para el caso de España. De hecho, Lenski, Keoleian y Moore (2013) muestran cómo el valor de las toneladas de CO₂ ahorradas (90 millones de dólares) más el aumento del excedente del consumidor (alrededor de 2.000 millones) fue menor que el costo del programa en los Estados Unidos (3.000 millones de dólares), por lo que el programa generaría pérdidas de bienestar social.

España tiene una larga tradición en este tipo de iniciativas, denominadas planes Renove o PIVE, con resultados al menos controvertidos. Así, podemos ver cómo Cantos-Sánchez, Gutiérrez-i-Puigarnau y Mulalic (2018) observan que el plan PIVE aumenta la probabilidad de comprar un vehículo, aunque de forma muy limitada, de unos 10.400 vehículos únicamente. Laborda y Moral (2019), por su parte, encontraron un mayor impacto de este programa, estimando un incremento de 676.463 vehículos de 2012 a 2016. Este incremento en las ventas habría generado un ahorro de 6,03 toneladas de CO₂, en su conjunto. Por el contrario, Jiménez, Perdiguero y García (2016) no encontraron absolutamente ningún impacto en las ventas, sino en los precios. Los fabricantes aprovechan el plan

para aumentar los precios y obtener una parte de la subvención del programa. Este hecho provoca que el programa no sea eficiente reduciendo los niveles de CO₂, no alcanzando un aumento del 30% en la demanda de vehículos nuevos para que el programa sea eficiente.

Como podemos ver en su conjunto, las medidas restrictivas vía cantidades, como ya señalan Fageda y Flores-Fillol (2018), pueden ser efectivas a corto plazo para reducir la contaminación, pero son ineficaces, ineficientes e incluso regresivas en el medio y a largo plazo.

2.4. Las superislas

Una medida similar a la anterior pero más restrictiva sería cerrar toda o parte de la ciudad al tráfico rodado. Aunque no es una medida común, el Ajuntament de Barcelona la lleva aplicando desde 2016, bajo lo que se conoce como “superilles”⁵.

Esta política se basa en cerrar al tráfico (completa o parcialmente) las calles de una serie de manzanas, y fue concebida con el fin de mejorar la calidad de vida de los vecinos así como mejorar la calidad del aire en la ciudad. En diferentes barrios de la ciudad, distribuidos estratégicamente, algunas de las calles están cerradas al tráfico, quedando el espacio disponible para que los ciudadanos puedan aprovecharlo organizando actividades comunitarias o simplemente realizando desplazamientos de forma más segura. El 5 de septiembre de 2016 se inauguró la primera de las supermanzanas y se prevee la construcción de otras más a lo largo de los próximos años. Esta primera supermanzana se encuentra en el barrio de Poblenou de Sant Martí, uno de los diez distritos que componen la ciudad de Barcelona, una supermanzana que abarca un perímetro total de 1,61 km y un área de 0,16 km² (Perdiguero, Sanz y Talavera, 2020a).

Perdiguero, Sanz y Talavera (2020a) analizan el impacto que tuvo la creación de la superisla sobre la contaminación no solo en la zona implementada, sino también en toda la ciudad. A corto plazo los autores estiman que la creación de esta supermanzana redujo la contaminación en la zona implementada pero incrementó la contaminación en zonas próximas debido al efecto desplazamiento de coches que

⁵ Superislas o supermanzanas.

modifican su recorrido al no poder entrar en la supermanzana incrementando de esta manera la congestión en otras zonas de la ciudad. A medio o largo plazo los resultados podrían diferir si la política consigue el efecto de reducir el número de viajes en coche privado. Para realizar este análisis, los autores usando datos horarios para el período comprendido entre el 5 de septiembre de 2015 y el 5 de septiembre de 2017 (por lo que se recoge un período de un año antes y después de la implementación de la política), analizan, mediante un análisis de diferencias en diferencias, el impacto sobre la contaminación de dicha política. Para ello, los autores trazan dos anillos, con centro en la supermanzana creada, para diferenciar las estaciones de calidad del aire directamente afectadas (las incorporadas en la primera corona), de las indirectamente afectadas (segunda corona) de las que no se ven afectadas (en la zona exterior del segundo anillo). Es decir, las estaciones de calidad del aire de Barcelona se separan en dos anillos (tres categorías) dependiendo de la distancia de las mismas a la supermanzana creada. Los resultados demuestran que las estaciones ubicadas en la primera corona han visto reducido sus niveles de NO_x en $3,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mientras que las estaciones ubicadas en la segunda corona han visto sus niveles de NO_x incrementados en $2,89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ⁶. Los resultados confirmarían la predicción inicial de los autores. Esta política, a corto plazo, únicamente ha conseguido desplazar la contaminación de una zona de la ciudad a otra.

La encuesta realizada por la aplicación Nextdoor para evaluar los cambios de hábitos de la población española debidos al COVID-19 indican que el 9,1% de los habitantes del área metropolitana, y el 7,5% de los habitantes de la ciudad, afirman haber aumentado el uso del coche privado, mientras que el uso de la moto ha aumentado para un 3,8% de los usuarios. Es decir, la pandemia ha generado un cambio en los hábitos de los usuarios del transporte público, reduciendo el número de usos del transporte público a costa de un incremento del uso de métodos alternativos.

Para concluir, Barcelona lleva años luchando contra la contaminación ambiental realizando diferentes políticas destinadas a reducir el número de viajes en coche privado. En este sentido se creó un área cerrada al tráfico conocida como

⁶ Este valor asciende hasta $5,87 \mu\text{g}/\text{m}^3$ si solo tenemos en cuenta las estaciones de la segunda corona que han podido ver su tráfico afectado por la creación de la supermanzana.

Superilla para reducir la contaminación. Esta política, a corto plazo, ha conseguido reducir la contaminación en la zona a costa de incrementarla en otras zonas de la ciudad, debido al aumento del tráfico (y con su aumento de congestión) en estas zonas. Una futura línea de investigación sería comprobar si a medio plazo se mantiene este trasvase de contaminación o, si por el contrario, esta política ha reducido el número de viajes en coche reduciendo, a su vez, la contaminación no solo en la zona donde se implementó la política si no en otras zonas de la ciudad.

2.5. Aparcamiento de pago

Frente a medidas que pretenden limitar el número de vehículos en circulación prohibiendo su uso, existen medidas que lo que pretenden es encarecer el uso del vehículo privado y que los usuarios soporten el total de costes que genera su uso, incluidos los costes medioambientales. Los precios pueden ser una señal muy potente para modificar los incentivos y el comportamiento de los ciudadanos. Un primer precio que se podría modificar para desincentivar el uso del vehículo privado es el precio de los aparcamientos en la vía pública.

Tal y como señalan Gragera y Albalade (2016), la regulación del aparcamiento en la vía pública puede ser un mecanismo eficiente para facilitar el cambio de modo de transporte y ayudar así a la reducción de la congestión y de los niveles de contaminación. Chatman (2013) muestra cómo la disponibilidad de aparcamiento en la vía pública incrementa la posibilidad de tener vehículo privado, así como de realizar más trayectos en este tipo de transporte en el caso de los barrios de la periferia de Nueva Jersey. Un resultado similar encuentra Guo (2013) para la región de Nueva York, donde de nuevo son los hogares con estacionamiento en la vía pública los que hacen un uso más intensivo del vehículo privado. De hecho, Weinberger (2012) ya observó este efecto positivo sobre el uso del vehículo privado y disponer de aparcamiento garantizado en el hogar. El autor observa un incremento del uso de coche incluso para trasladarse al trabajo de forma diaria, aunque el recorrido esté bien cubierto por transporte público. Esta relación positiva entre disponibilidad de aparcamiento cerca de casa y uso del vehículo privado no sólo se observa en Estados Unidos: Christiansen *et al.* (2017a, 2017b) muestran cómo en Noruega el comportamiento es muy similar.

Por lo tanto, medidas que vayan encaminadas a reducir la posibilidad de aparcar en la vía pública, o hacerlo de forma gratuita, ayudaría a reducir el número de ciudadanos con vehículo propio y así reducir el uso del mismo para realizar trayectos que pueden ser realizados mediante transporte público o medios no contaminantes (bicicletas o patinetes). La introducción de zonas de pago para aparcar en la vía pública en las principales ciudades españolas encarecería la opción de tener vehículo propio y reduciría el número de trayectos realizado con este medio de transporte.

Sin embargo, se debe ser cuidadoso con la implementación de este tipo de medidas. Como bien señalan Albalade y Gragera (2020) la introducción de la zona verde en la ciudad de Barcelona acabó generando una mayor cantidad de vehículos privados en propiedad, potenciando la movilidad privada. La razón es que la zona verde implementada supone un precio elevado para los visitantes, pero es prácticamente cero para los vecinos de la zona (en promedio menos de un euro a la semana). Esto provoca que se reduzca la utilización del vehículo privado por parte de los no-residentes, pero se incrementa de forma significativa la probabilidad de tener vehículo privado (y utilizarlo) por parte de los residentes de las zonas verdes. El resultado final es que el efecto de los residentes es mayor que el de los visitantes de fuera de la zona verde por lo que la medida podría ser contraproducente. Los autores consideran que este es un ejemplo del *trade-off* existente entre eficiencia y aceptabilidad en este tipo de medidas.

2.6. Los peajes de acceso

Ya hemos visto algunas de las medidas vía precios, como el pago por el aparcamiento, pero probablemente la medida más extendida y más eficiente es la aplicación de peajes de entrada a las ciudades. Esta medida supone la introducción de un precio que los usuarios tienen que pagar una cantidad (fija o variable) para poder entrar a la ciudad.

A diferencia de las medidas orientadas a reducir la cantidad de vehículos (como pueden ser las zonas de bajas emisiones), esta medida permite el acceso a aquellos consumidores con mayor disposición a pagar, haciéndolo eficiente. Aquellos que más valoran el bien son aquellos que acaban consumiéndolo. Al reducir el número de

vehículos, reducen la congestión y facilitan la reducción de la contaminación, siendo por tanto una medida eficaz; y en la medida en que el precio del peaje sea bajo, no será regresivo. Este es quizás el punto más controvertido de la iniciativa, ya que se podría considerar regresivo hacer pagar el mismo precio a todos los usuarios sin tener en cuenta el nivel de renta. Incluso se podría considerar que el hecho de cobrar un precio por entrar a la ciudad en vehículo privado excluye a los ciudadanos de menor renta de poder moverse de forma libre en el territorio. Cabe señalar, sin embargo, que las ciudades que han implementado la medida han fijado precios de entrada que no resultan excluyentes (el precio no es tan elevado como para no poder acceder) y además pueden destinar el dinero recaudado a gasto redistributivo como puede ser una mejora del transporte público. Por lo tanto, la implementación de un peaje de acceso podría no ser una medida especialmente regresiva, o incluso podría llegar a ser redistributiva, dependiendo de donde se destinen los ingresos generados por el peaje.

Existe una notable evidencia empírica relativamente reciente sobre el efecto de los peajes de acceso. En Singapur, Phang y Toh (1997) observaron como la introducción de un peaje de acceso aumentaba la velocidad de circulación entre 19 y 36 kilómetros por hora. Este incremento en la velocidad de circulación se debía a la disminución en el número de vehículos, aspecto que redujo de forma significativa la congestión, tal y como mostró Willoughby (2000). El número de vehículos en hora punta se redujo un 45%, mientras que el número total de vehículos que accedieron a la ciudad fue un 70% inferior.

En el caso de Londres, existe consenso sobre el buen funcionamiento del peaje, aunque los diferentes estudios varían en el cálculo del beneficio social que genera. Así Prud'homme y Bocarejo (2005), estiman las funciones de demanda y costes del uso de la vía, tanto antes como después de la imposición del peaje de acceso. Los autores muestran que los costes de congestión antes de la imposición del peaje eran reducidos (aproximadamente del 0,1% del PIB de la región), coste que es eliminado una vez introducido el peaje (la reducción del coste de congestión es del 90%). De hecho, los ingresos por el peaje son el triple del coste de congestión que existía antes de la implementación del mismo. Por lo tanto, los autores consideran que es un instrumento eficaz para reducir la congestión y mejorar la calidad del aire. Sin embargo, los autores también observan que los costes del sistema

de cobros del peaje son mayores que los beneficios económicos generados, por lo que no parece una medida eficiente. Por ello, los autores lo consideran un fracaso económico y lo bautizan como un mini-Concorde. Mackie (2005) considera que los autores estiman a la baja el ahorro en el tiempo de desplazamiento, por lo que los beneficios económicos del peaje de acceso serían significativamente mayores y sobrepasarían los costes de gestión, generando un incremento del bienestar social.

Un resultado similar al anterior encuentra Eliasson (2009) para el caso de Estocolmo. El autor analiza los cambios en los tiempos de desplazamiento y en los flujos de tráfico cuatro meses después de la introducción del peaje de acceso. Estos datos le permiten realizar un cálculo del valor social de la medida, teniendo en cuenta la reducción en el tiempo de desplazamiento, la reducción en la siniestralidad y la reducción de las emisiones de gases contaminantes. Los resultados obtenidos muestran como la medida genera un incremento significativo en el bienestar social (los beneficios son mayores a los costes de implementación y gestión), permitiendo recuperar la inversión inicial en tan solo cuatro años.

Milán es otra de las grandes ciudades europeas donde se ha implementado el peaje de acceso a la ciudad con resultados positivos. Rotaris *et al.* (2010) muestran como la medida ha conseguido reducir de forma significativa los niveles de contaminación, así como los niveles de congestión, en la ciudad. Este resultado además es obtenido con unos costes de implementación bajos y sin prácticamente oposición política o ciudadana, a pesar de que sí se detectan efectos redistributivos. Los grandes ganadores son los usuarios del transporte público, mientras que los usuarios del vehículo privado, especialmente los vehículos de carga, ven reducida su utilidad, todo ello sin tener en cuenta el posible efecto de las multas por incumplir la medida. A pesar de estos efectos redistributivos, a nivel general la medida genera incrementos del bienestar social. Percoco (2013) también muestra que la implementación del peaje de acceso generó una reducción en los niveles de contaminación a corto plazo (especialmente en el monóxido de carbono y en las partículas de 2.5 y 10 micras). Sin embargo, estos efectos positivos sobre la calidad del aire duran apenas una semana, periodo tras el que no se observan efectos significativos. El autor achaca al hecho de que las motocicletas no pagaran peaje, y a la reducida extensión del área donde se aplicó el peaje, como razones que explican este reducido impacto sobre la calidad del aire del conjunto de la ciudad.

Para el caso de Gotemburgo, Andersson y Nässén (2016) a través de una encuesta a 3.500 propietarios de vehículos muestran como la adopción del peaje de acceso hace disminuir de forma significativa el número de viajes en vehículo privado en favor del transporte público. Este trasvase de viajes desde el vehículo privado al transporte público era mayor (el doble) entre las mujeres que entre los hombres. En general, la introducción del peaje de acceso era valorada positivamente por parte del conjunto de la ciudadanía. La razón de este apoyo creciente al peaje de acceso, según Börjesson, Eliasson y Hamilton (2016), se debe al sesgo del *status quo* (la predilección por el estado actual, cierto miedo al cambio), y no a que los beneficios reales hayan sido superiores a los esperados.

Como hemos podido observar en el presente apartado, la introducción del peaje de acceso resulta en la inmensa mayoría de los casos eficaz en la reducción del número de viajes en vehículo privado, reduciendo la congestión y mejorando la calidad del aire. Estos efectos generarían incrementos en el bienestar social, siendo además aceptado por parte de los ciudadanos del territorio donde se implementa. En el cuadro 3 se pueden ver resumidos estos resultados.

Cuadro 3

El efecto de los peajes de acceso a las ciudades

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Phang y Toh (1997)	Singapour	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	1974–1995	Incremento la velocidad de circulación entre 19 y 35 km/h Disminución significativa de los niveles de congestión en la ciudad
Willoghby (2000)	Singapour	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	1957–1997	Disminución del número de vehículos de un 45% en hora punta Disminución del número de vehículos de un 70% en total

Cuadro 3 (continuación)

El efecto de los peajes de acceso a las ciudades

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Prud'homme y Bocarejo (2005)	Londres	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2001–2003	Disminución de un 90% de los costes de congestión Los beneficios del peaje son menores que los costes de implementación
Mackie (2005)	Londres	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2001–2003	Los ahorros en el tiempo de desplazamiento son mayores que los calculados por Prud'homme y Bocarejo (2005) Los beneficios del peaje serían mayores a los costes de la medida
Eliasson (2009)	Estocolmo	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2005–2006	Incremento del bienestar social
Rotaris <i>et al.</i> (2010)	Milán	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2003–2008	Disminución de los niveles de contaminación Disminución de los niveles de congestión Los más beneficiados son los usuarios del transporte público Los más perjudicados son los usuarios del vehículo privado
Percoco (2013)	Milán	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2004–2011	Reducción de las partículas (PM ₁₀ y PM _{2,5}), pero solo en el corto plazo (únicamente una semana)

Cuadro 3 (continuación)

El efecto de los peajes de acceso a las ciudades

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Anderson y Nässén (2016)	Gotemburgo	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2012–2013	Disminución significativa de los viajes en vehículo privado Valoración positiva creciente por parte de los ciudadanos
Börjesson, Eliasson y Hamilton (2016)	Gotemburgo	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2012–2013	La mejora en la valoración de los ciudadanos se debe al sesgo del <i>status quo</i>

Fuente: Elaboración propia.

3. EL PAPEL DEL TRANSPORTE PÚBLICO

Junto a las medidas para reducir el número de vehículos privados, se deben implementar medidas que ayuden a la movilidad de estos ciudadanos a través del transporte público. En este apartado vamos a intentar analizar como la cantidad y la calidad del transporte público pueden ayudar a mejorar la calidad del aire, substituyendo trayectos que se realizarían en vehículo privado por trayectos en transporte público.

3.1. Las huelgas de transporte público y su efecto sobre la contaminación

Aunque puede parecer obvio que el transporte público genera menores niveles de contaminación, ahorrando movimientos en transporte privado y su substitución por transportes colectivos menos contaminantes, medir su impacto no resulta sencillo. Por ello, una forma de intentar aproximar el posible efecto que el transporte público tiene sobre la reducción de los gases contaminantes es ver como aumentan estos en los momentos de huelgas del transporte público (Meinardi *et al.*, 2008). De esta manera podemos ver como aumentaría (o no) la contaminación del aire si no existiera (o se redujeran de forma significativa sus niveles) el

transporte público (Tsapakis *et al.*, 2012). En términos generales se considera que la reducción del transporte público podría generar un incremento en los niveles de contaminación, ya que parte de los usuarios del transporte público pasarían a moverse en transporte privado, lo que generaría un incremento del tráfico, posiblemente de la congestión, y por último de los niveles de contaminación. El aumento de los flujos de tráfico privado, la congestión y los retrasos provocados por las huelgas del transporte público se ha evidenciado en muchos estudios, por ejemplo, en Los Ángeles el retraso promedio en la carretera aumenta un 47% cuando cesa el servicio de tránsito público debido a una huelga (Anderson, 2014), en Rotterdam el tiempo de viaje, el flujo de automóviles y las bicicletas aumentan durante las huelgas de transporte público (Adler y van Ommeren, 2016), mientras que en algunas ciudades alemanas el número total de horas de automóvil aumenta entre un 11 y un 13% durante las huelgas (Bauernschuster, Hener y Rainer, 2017). Sin embargo, este impacto dependerá del tipo de transporte público que realiza la huelga, y de la posibilidad de los ciudadanos de sustituir entre los diferentes tipos de medios de transporte.

Son diversos los estudios que analizan empíricamente el impacto sobre los niveles de contaminación de las huelgas de transporte público en diversos lugares del mundo en los últimos años. Chaloulakou *et al.* (2005) observan como la huelga de taxis diésel y autobuses muy contaminantes en la ciudad de Atenas provocó una reducción de los niveles de $PM_{2,5}$ en aproximadamente un 40%. Sin embargo, en la ciudad italiana de Milán, Meinardi *et al.* (2008) encuentran que las huelgas de transporte público provocan un incremento en los niveles de ozono de entre un 11 y un 33%. Resultados similares encuentran da Silva *et al.* (2012) para la ciudad brasileña de Sao Paulo respecto al contaminante PM_{10} . De forma más reciente Bauernschuster, Hener y Rainer (2017) analizan el impacto de las huelgas de transporte público sobre las cinco principales ciudades alemanas. El resultado muestra que los niveles de PM_{10} se incrementaron en un 14%, mientras que los niveles de NO_2 lo hicieron en un 4%.

En España tenemos evidencia empírica para la ciudad de Barcelona. Basagaña *et al.* (2018) analizan un conjunto amplio de huelgas en diferentes tipos de transporte público (autobuses, metro y diferentes tipos de ferrocarril) y aunque el efecto difiere entre ellos, y en muchas ocasiones resulta difícil encontrar efectos

significativos, sí parece que las huelgas de transporte público generan incrementos de los gases contaminantes. Mientras que las huelgas de autobuses no generan incrementos significativos en los niveles de contaminación, las huelgas de metro sí generan incrementos de NO (aproximadamente un 50%) y de PM_{2,5} (alrededor del 25%), así como las huelgas de tren, que impactan de forma positiva en los niveles de NO₂, aunque de forma mucho más modesta, ligeramente por encima del 5%. Una posible explicación para el reducido número de efectos significativos encontrados en este artículo es la ausencia de variables de control (actividad económica y condiciones meteorológicas principalmente) introducidos en el modelo. Por ello, González, Perdiguero y Sanz (2020) intentan solventar este problema y utilizando una base de datos más amplia analizan igualmente el impacto de las huelgas de transporte público en la ciudad de Barcelona. En este caso la estimación es más precisa y un mayor número de huelgas tienen impactos significativos sobre los gases contaminantes (en este caso las huelgas de autobuses generan incrementos significativos sobre los niveles de CO, concretamente un 11,9%). A pesar de ello, los resultados son similares, ya que son las huelgas de metro y de los trenes de cercanías los que provocan mayores impactos sobre la contaminación. Para el NO_x (la suma de NO y NO₂) las huelgas de metro generan un incremento del 9,2%, mientras que en el caso de los trenes de cercanías el impacto es del 6,6%. Respecto al contaminante CO, el impacto de las huelgas de metro es del 11%, mientras que en el caso de cercanías es del 4%. Resultado similar se observa para el caso del PM₁₀, donde el impacto positivo es común a ambos tipos de huelgas y de forma similar (un incremento del 12,4% en el caso de las huelgas de metro, y un 9,4% en el caso de cercanías).

Los resultados anteriores muestran que el transporte público genera una reducción significativa de los niveles de contaminación y una mejora de la calidad del aire. Igualmente se puede apreciar como son los medios de transporte que utilizan en menor medida energías fósiles (metro y ferrocarril de cercanías) las que provocan un mayor impacto sobre el medio ambiente, mientras que los autobuses reducen de forma mucho más modesta los niveles de contaminación. Aparte de tener en cuenta que las huelgas de autobuses sacan de la circulación a un gran número de vehículos de combustión interna (los propios autobuses), es probable que muchos de los movimientos que se realizan en autobús pueden ser substituidos por otros medios de transporte públicos (metro principalmente) o por medios de

transporte alternativos no contaminantes (como por ejemplo la bicicleta, el patinete eléctrico o incluso a pie), lo que podría explicar este resultado. Sin embargo, muchos de los movimientos en metro, y especialmente en ferrocarril, son mucho más largos, lo que hace mucho más probable que ante una huelga de este tipo de transporte los usuarios opten por el vehículo privado para substituirlos.

Cabe concluir que el fomento del transporte público es una herramienta eficaz en la lucha contra la contaminación del aire en las ciudades, especialmente en aquellos tipos de transporte público con un menor uso de energías fósiles y que sustituye en mayor medida al vehículo privado, como pueden ser las entradas y salidas de la ciudad. Este impacto positivo sobre la calidad del aire justificaría la inversión y la subvención del transporte público por parte de los gobiernos. Lamentablemente, la situación sanitaria actual, en plena pandemia por el COVID-19, dificulta en parte el uso del transporte público, al ser un medio de transporte colectivo, y puede favorecer la utilización del vehículo privado, generando un retroceso en el uso del transporte público, provocando un impacto negativo sobre los niveles de calidad del aire.

3.2. La calidad del transporte público

No solo la cantidad del transporte público puede jugar un papel significativo en la contención de la contaminación en las ciudades, sino que la calidad del transporte público también puede ser relevante. Varios estudios muestran que la mejora de los sistemas de transporte público también puede reducir la contaminación del aire en zonas urbanas. En este sentido, Schiller, Bruun y Kenworthy (2010), Dobranskyte-Niskota, Perujo y Pregl (2007), Hangshenas y Vaziri (2011) y Jeon, Amekudzi y Guensler (2009) demuestran que el uso del transporte público reduce los niveles de contaminación. En Beijing, Li *et al.* (2019) analizan como la expansión del metro afectó a la calidad del aire. Usando el método de diferencias en diferencias demuestran que esta expansión mejoró la calidad del aire en la ciudad. En concreto, un aumento de la densidad del metro alrededor de una desviación estándar mejoró la calidad del aire en Beijing hasta en un 2%. Bel y Holst (2018) analizaron, mediante la técnica de diferencias en diferencias, el impacto de la red de autobuses rápidos de la ciudad de México.

Los autores demuestran que esta red redujo las emisiones de CO entre un 5,5 y un 7,2%, las de NO_x alrededor de un 4,7-6,5% y las de PM₁₀ alrededor de un 7,3-9,2%. Por el contrario, esta nueva red no redujo los niveles de SO₂. Teniendo en cuenta los resultados anteriores y, centrándonos en el caso español, Jiménez y Roman (2016) demuestran que la redistribución de la red de autobuses puede ser una manera eficiente para reducir la contaminación.

En este sentido, destacar que, en 2012, el Ayuntamiento de Barcelona, en colaboración con Transports Metropolitans de Barcelona (TMB), puso en marcha la implantación de la Nova Xarxa de bus de Barcelona con el objetivo de redefinir la red de autobuses siguiendo criterios de conectividad, eficiencia o racionalidad entre otros. La implementación se basa en la creación de 28 nuevas líneas de autobuses con rutas rectas más rápidas priorizando el bus sobre los automóviles privados. Desde 2012 hasta 2018 el principal objetivo fue redistribuir los recursos existentes (autobuses) de manera eficiente, reduciendo el tiempo que los autobuses están parados en las paradas y en los semáforos. Desde 2018 hasta ahora, la implementación incluyó la adquisición de 66 nuevos autobuses. 43 se destinaron a las nuevas rutas y el resto a las rutas tradicionales que no han sido cerradas.

El Ayuntamiento de Barcelona y TMB diseñaron la implementación de esta política en siete fases. La primera se inició el 1 de octubre de 2012 con la inclusión de cinco nuevas rutas, mientras que la última fase comenzó el 25 de noviembre de 2018 con la inclusión de las últimas cinco nuevas rutas. Es importante destacar que las nuevas rutas tienen en común que intentan ir en sentido recto y atravesar la ciudad de forma ortogonal. En la actualidad existen ocho rutas que atraviesan horizontalmente la ciudad (llamadas H), 17 que atraviesan la ciudad en forma vertical (llamadas V) y tres rutas que cruzan en diagonal la ciudad (llamadas D). Perdiguero y Sanz (2020b), mediante un análisis de diferencias en diferencias, analizan cómo esta nueva redistribución más eficiente de los autobuses ha impactado en la calidad del aire de Barcelona. En este sentido, usando una base de datos entre los años 2008-2016, antes del incremento de la flota de autobuses que se realizó en 2018, los autores demuestran que esta política ha sido eficiente a la hora de reducir la contaminación. En comparación a los valores medios anteriores a la creación de la nueva red de autobuses, la reducción de los niveles de

NO_x ha sido alrededor de entre un 5,1% y un 11,5%, los de PM₁₀ entre un 5,2% y un 25,7%, los de SO₂ entre un 9,7% y un 70,8%, y los de CO entre un 6,3% y un 37,5%.

A pesar que no hay estudios de cómo ha afectado el COVID-19 al número de usuarios del transporte público y, por consiguiente, el número de usuarios de la red de autobuses de Barcelona, es importante destacar que, a principios de mes de septiembre, TMB (Transports Metropolitans de Barcelona) estimó que el número de usuarios que se desplazaban en transporte público alcanzó el 56% del número de usuarios habitual⁷. La pandemia ha provocado un cambio en los hábitos de los usuarios del transporte público desplazando una gran cantidad de ellos a usar transportes alternativos, ya sean el uso de bicicletas o patinetes, el coche privado o trayectos a pie.

En resumen, una manera eficiente de reducir la contaminación en zonas urbanas es la promoción del uso del transporte público. En este sentido, se puede mejorar la calidad del aire mediante ampliaciones de la red de transporte público o de la frecuencia del mismo. Además, el ejemplo de Barcelona nos demuestra que también es posible mejorar la calidad del aire en ciudades mediante el diseño de una red de autobuses más eficiente. Este resultado puede ser de interés para los *policy makers* ya que es una política menos costosa que aumentar la flota de autobuses para aumentar la frecuencia.

En el cuadro 4 se resumen los principales resultados.

Cuadro 4

Efecto de la mejora de la calidad del transporte público sobre los niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Jimenez y Román (2016)	Madrid	Reasignación de la red de autobuses		Una reasignación eficiente puede reducir las emisiones de la mayoría de contaminantes analizados

⁷ Europa Press, 2020. (<https://www.lavanguardia.com/local/barcelona/20200905/483319104477/usuarios-transporte-barcelona-metro-bus-40-dos-semanas.html>).

Cuadro 4 (continuación)

Efecto de la mejora de la calidad del transporte público sobre los niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Bel y Holst (2018)	Mexico City	Creación de la red de autobuses rápidos	2003–2007	Reducción del CO: (6,3-37,5%) Reducción del NO _x : (4,7-6,5%) Reducción del PM ₁₀ : (7,3-9,2%)
Li <i>et al.</i> (2019)	Beijing	Expansión del metro	2008–2016	Mejora del indicador de calidad del aire en un 2% debido a un aumento de la densidad del metro de una desviación estándar
Perdiguero y Sanz (2020b)	Barcelona	Reasignación de la red de autobuses	2008–2016	Reducción del CO: (5,5-7,2%) Reducción NO _x : (5,1-11,5%) Reducción PM ₁₀ : (5,2-25,7%) Reducción SO ₂ : (9,7-70,8%)

Fuente: Elaboración propia.

4. EL USO DE MEDIOS ALTERNATIVOS EN LA CIUDAD: LA BICICLETA Y EL PATINETE ELÉCTRICO

A pesar de que el transporte público puede absorber una gran cantidad de viajeros, existen otros medios de transporte especialmente apropiados para los desplazamientos dentro de la ciudad, como pueden ser la bicicleta o el patinete eléctrico (Perdiguero, Sanz y Zarallo, 2020b). El propósito del fomento de estos transportes alternativos es facilitar que usuarios de coches privados dejen de usar estos vehículos y usen transportes menos contaminantes. En los últimos años, Barcelona ha incrementado el número de kilómetros destinados para carriles

exclusivos para bicicletas que también usan en la actualidad los patinetes. En total, a finales del 2018, se disponía de 195,2 km (Ajuntament de Barcelona, 2019). De esta manera se facilita el uso de estos transportes alternativos aumentando su atractivo de cara a los potenciales usuarios.

Es importante destacar que en Barcelona se implementó una política pionera para fomentar el uso de las bicicletas. El 22 de marzo de 2007 se estrena el Bicing en la ciudad de Barcelona, un sistema de bicicletas públicas con el objetivo de ser el principal medio de transporte para los trayectos de corta y media distancia. Actualmente el Bicing dispone tanto de bicicletas mecánicas como de bicicletas eléctricas a disposición de sus usuarios. Los usuarios deben darse de alta pagando la tarifa correspondiente según como prevean usar el servicio (tarifa plana para usuarios habituales y tarifa por uso para usuarios no habituales). Para los usuarios habituales el uso de las bicicletas mecánicas es gratuito la primera media hora y se paga un precio reducido por la siguiente hora y media (0,70€ cada media hora)⁸. A partir de las dos horas este precio aumenta hasta los 5€/hora⁹. Actualmente se disponen de 504 estaciones con un total de 6.700 bicicletas repartidas por toda la ciudad. El número de usuarios del servicio asciende a 125.095 y el tiempo medio de un viaje con bicicleta mecánica es de 13,26 minutos (Ajuntament de Barcelona, 2020).

En general existen pocos estudios que analicen el impacto del Bicing, la mayoría centrados en el impacto sobre la salud de la implementación de esta política. En este sentido, Otero, Nieuwenhuijsen y Rojas-Rueda (2018) analizaron el impacto del uso del Bicing sobre la salud de sus usuarios, teniendo en cuenta la variación en las muertes esperadas debido al incremento de la actividad física, los accidentes de tráfico y la contaminación ambiental (PM_{2,5}) debido a la sustitución del coche por la bicicleta. En el peor de los escenarios (mínima sustitución de viajes en coche por bicicleta) la reducción en el número de muertes por cada 1.000 bicicletas se estima en 0,13 muertes anuales. Los autores también demuestran que el

8 Para los usuarios menos frecuentes la primera media hora asciende a 0,35€ el uso de la bicicleta mecánica y 0,55€ el uso de las eléctricas. Las otras tarificaciones son iguales a las tarifas de usuarios habituales.

9 El precio para el uso de bicicletas eléctricas es de 0,35€ la primera media hora, 0,90€ por fracción de media hora desde los 30 primeros minutos hasta los 120 minutos y 5€ la hora a partir de las dos horas de uso continuado.

impacto sobre la salud es menor para el caso de bicicletas eléctricas, ya que estas implican un menor esfuerzo físico junto a una mayor velocidad y un mayor número de accidentes de tráfico, pero, por otra parte, atraen a un nuevo usuario al servicio reduciendo, aún más, los viajes realizados en coche.

A pesar que uno de los objetivos del servicio es reducir el número de viajes en coche, no existen estudios que analicen el impacto del Bicing sobre la calidad del aire. En este sentido Perdiguero, Sanz y Zarallo, (2020b) analizan el impacto de esta política sobre la calidad del aire en Barcelona. Mediante una base de datos horaria para diferentes estaciones de calidad del aire localizadas en diferentes ciudades de Cataluña entre los años 2003 y 2011, a partir de una estimación mediante diferencias en diferencias, los autores concluyen que esta política redujo los niveles de contaminación para los diferentes contaminantes analizados. Una reducción de $5,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el caso del SO_2 , una reducción de $9,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el caso del NO_x y una reducción de $0,05 \text{mg}/\text{m}^3$ para el caso del CO . Es importante destacar que estos estudios se han basado en la sustitución de viajes en coche por bicicletas y, tal y como Otero, Nieuwenhuijsen y Rojas-Rueda (2018) indican, la aparición de un nuevo grupo de usuarios gracias a las bicicletas eléctricas puede reducir aún más el número de viajes en coche. Además, el creciente uso de los patinetes eléctricos puede incrementar aún más los beneficios sobre la salud y la calidad del aire que los autores previos han encontrado.

A pesar que no hay estudios de cómo ha afectado el COVID-19 al número de usuarios del Bicing, una encuesta realizada por la aplicación Nextdoor sobre 5.000 personas en diferentes ciudades del país indicaría que existe una sustitución del transporte público (con una caída del 46% de usuarios a principios de septiembre) por bicicletas y patinetes. En este sentido, según la encuesta, un 18,9% de la población de Barcelona encuestada afirma utilizar más estos transportes durante la pandemia. Esto se ve corroborado con la noticia que en el mes de julio del 2020 el número de usos del Bicing fue superior al número de usos de julio del 2019¹⁰. Como podemos ver, la nueva normalidad ha provocado un cambio en los hábitos de los usuarios del transporte público, llevando a una reducción del uso del transporte público y un aumento del transporte alternativo.

10 *La Vanguardia*, 8-8-2020, <https://www.lavanguardia.com/local/barcelona/20200808/482704741064/bicing-barcelonacovid.html>

En resumen, la sustitución de viajes realizados en coche por viajes realizados en bicicletas no solo mejora la calidad del aire en las ciudades sino que, a su vez, también mejoran la salud de los usuarios que realizan esta sustitución. Por este motivo diversas ciudades han imitado o implantado sistemas similares al implantado en la ciudad de Barcelona con el Bicing (Paris, Lyon, Copenhague...). Destacar que la proliferación de otros métodos de transporte alternativos como la bicicleta eléctrica y los patinetes eléctricos facilitaría la reducción de viajes mediante coche por lo que se espera que mejoren la calidad del aire en estas ciudades. Lamentablemente la introducción de estos nuevos modos de transporte es demasiado reciente para tener una evaluación robusta de sus efectos, aunque todo hace pensar que serán muy útiles en los desplazamientos dentro de la ciudad.

5. EL IMPACTO DE OTROS MEDIOS DE TRANSPORTE: EL PAPEL DEL PUERTO Y EL AEROPUERTO

A pesar de que el transporte por carretera es, sin duda, el que representa un mayor porcentaje de las emisiones de gases contaminantes, no se deben obviar los efectos que otras actividades de transporte pueden estar generando en las grandes ciudades. Nos referimos a la actividad portuaria y aeroportuaria.

El transporte marítimo representa un recurso económico importante para las ciudades marítimas. CLIA 2017 muestra que las actividades marítimas generaron 117.000 millones de euros en la Unión Europea en 2013. Esta actividad no solo genera riqueza sino también empleos directos e indirectos. Se estima que 615.000 personas están empleadas directamente en el sector del transporte marítimo y más de un millón de personas en trabajos indirectos.

En este sentido, las actividades navieras y, en concreto, el sector de los cruceros, generan riqueza para sus ciudades de origen pero también generan una externalidad negativa en términos de aumento de la contaminación que puede provocar problemas de salud entre la población de estas ciudades. Esto se debe a la proximidad de los puertos a las zonas urbanas. Las operaciones realizadas en los puertos pueden influir en la salud humana e inducir graves problemas de salud como mortalidad prematura, asma, bronquitis e insuficiencia cardíaca (IAPH, 2007).

En este sentido, las emisiones de material particulado (PM) del transporte marítimo provocan aproximadamente 60.000 muertes prematuras cada año (Corbett *et al.*, 2007). En términos de externalidades generadas, Tzannatos (2010) estimó que las emisiones de los buques en el puerto de pasajeros del Pireo alcanzaron las 2.600 toneladas anuales y sus externalidades estimadas rondaron los 51 millones de euros. Para el caso del transporte de pasajeros, Chatzinikolaou, Oikonomou y Ventikos (2015) estimaron que la valoración económica de los problemas de salud provocados por los barcos de pasajeros y cruceros que llegaban al Pireo ascendía a 26,3 millones de euros anuales. Para el caso de Bergen, McArthur y Osland (2013) estimaron que los costes de las emisiones de los buques en el puerto se sitúan entre 10 y 21,5 millones de euros anuales.

Es importante destacar que en el caso del Mediterráneo, se estima que las emisiones de CO₂ de los cruceros y los buques de pasajeros representan aproximadamente el 10% de todas las emisiones de los buques (Faber *et al.*, 2009). En el caso de los cruceros, Eckhardt *et al.* (2013) muestran que las concentraciones medias de SO₂ son un 45% más altas en los períodos en los que los cruceros están presentes en el puerto de Svalbard. En Bergen, McArthur y Osland (2013) demostraron que los cruceros eran el segundo tipo de contaminación más alta de NO_x, SO₂, PM₁₀, PM_{2,5} y CO₂. Para el caso de Las Palmas, Tichavska y Tovar (2015) demuestran que los buques de pasaje fueron la principal fuente de emisiones contaminantes, a excepción del CO. Para el caso de Barcelona, Pey *et al.* (2013) mostraron que el 19% de la concentración de PM₁₀ cerca del puerto estaba exclusivamente relacionada con las emisiones que se producían por las actividades realizadas en el puerto. Adicionalmente, en un estudio realizado por la Generalitat de Catalunya (Generalitat de Catalunya, 2007) se mostró que, aunque la principal fuente de contaminación atmosférica en Barcelona se debe al transporte por carretera (52% para PM₁₀ y 40% para NO_x), las emisiones de la zona del puerto también son importantes (8% para PM₁₀ y 9% para NO_x).

Siguiendo estos estudios, Perdiguero y Sanz (2020a) analizaron el impacto de los cruceros que llegaban al puerto de Barcelona entre los años 2012 y 2016 mediante un modelo econométrico de efectos fijos. Los autores demuestran que la actividad de los cruceros en las dos terminales genera un impacto en el nivel de contaminación. Además, los cruceros que llegan a la terminal moderna tienen

un mayor impacto en la contaminación que los cruceros que llegan a la terminal antigua. No solo eso, sino que cuanto mayor sea el crucero, mayor será su impacto en el nivel de contaminación. Teniendo en cuenta la terminal moderna, los cruceros alojados en el puerto aumentan el nivel de NO_x , PM_{10} y SO_2 en $12,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (22,1% de incremento sobre la media), $4,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (17,3% de incremento sobre la media) y $0,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (97,5% de incremento sobre la media) respectivamente. Los cruceros que ingresan al puerto aumentan la contaminación por CO en $0,21 \text{ mg}/\text{m}^3$ (48,7% de aumento sobre el promedio). Finalmente, cuando los cruceros salen del puerto los niveles de NO_x y SO_2 se reducen en $6,79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $0,78 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Sorprendentemente, cuanto más antiguo es el crucero, menor es el impacto sobre los NO_x y el CO durante su estancia en el puerto. Por el contrario, estos cruceros más antiguos aumentan el nivel de SO_2 en comparación con los modernos cuando están parados en el puerto, o cuando lo abandonan. Estos resultados muestran que el principal impacto de la actividad de los cruceros en la contaminación se debe a los cruceros parados en la nueva terminal. Cuando los cruceros están en fase *hotelling*, suelen mantener los motores encendidos para producir energía para todas las actividades que realizan. Estos resultados coinciden con los de Habibi y Rehmatulla, (2009) donde demuestran que una parte importante de las emisiones de CO_2 emitidas por los barcos se produce cuando estos permanecen parados en el puerto, y también con los de CAIMANS (2015) y Villalba y Gemechu (2011).

Destacar que la relación entre la contaminación de la actividad de cruceros y la distancia al puerto es decreciente pero en general no lineal. Estos resultados están en línea con Pérez y Pey (2011) y Pérez *et al.* (2016) donde los autores mostraron que el impacto de la actividad naviera en PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ afecta cerca del puerto pero también, en menor medida, en toda el área urbana.

En el caso de los cruceros, la pandemia generada por el COVID-19 ha provocado que la Dirección General de la Marina Mercante haya resuelto prohibir la entrada de todos los cruceros que realicen viajes internacionales, independientemente del origen de los mismos¹¹. En este sentido, el COVID-19 está generando tensiones en los diferentes puertos del estado. En el caso de Barcelona, el Puerto ha visto reducido sus ingresos durante el primer semestre del 2020 en un 39%. Es

11 BOE núm. 178, de 27/06/2020.

importante destacar que la prohibición de entrada de los cruceros ha provocado una caída del 88% de los ingresos por esta actividad.

Resumiendo, la actividad portuaria genera contaminación que afecta tanto al puerto como a las ciudades portuarias. Para el caso de los cruceros, Perdiguero y Sanz (2020a) demuestran que cuanto mayores son los cruceros que se encuentren en la nueva terminal, mayor será el impacto sobre NO_x , CO y SO_2 independientemente de si los cruceros entren, permanezcan parados o salgan del puerto, siendo mayor el impacto generado cuando están parados en el puerto.

En el cuadro 5 presentamos un resumen de los principales resultados sobre la actividad portuaria.

Cuadro 5

Actividad portuaria y niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Generalitat de Catalunya (2007)	Barcelona	Genérico	2006	Las emisiones del puerto equivalen al 8% (para PM_{10}) y el 9% (para NO_x) del total de contaminación atmosférica en la ciudad
Faber <i>et al.</i> (2009)	Mediterráneo	Estimaciones de emisiones junto con costes marginales y potenciales de abatimiento de las medidas de reducción de emisiones del sector del transporte marítimo	Diferentes años	El 10% de las emisiones totales de CO_2 se deben a los cruceros y buques de pasajeros

Cuadro 5 (continuación)

Actividad portuaria y niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Tzannatos (2010)	Atenas	Emisiones de buques y sus externalidades asociadas	2008–2009	2.600 toneladas anuales de emisiones contaminantes Externalidad valorada en 51 millones de euros anuales
Villalba y Gemechu (2011)	Barcelona	Estimación de las emisiones debidas a las actividades portuarias	2007–2008	Una parte importante de las emisiones de CO ₂ emitidas por los barcos se produce cuando estos permanecen parados en el puerto
McArthur y Osland (2013)	Bergen	Emisiones de buques en el puerto	2010	Coste monetario de las emisiones contaminantes externalidad entre 10 y 21,5 millones de euros anualmente Los cruceros son el segundo tipo de barco que más contaminantes emite
Eckhardt <i>et al.</i> (2013)	Svalbarg	Emisiones de SO ₂ y O ₃ debido a cruceros	2008-2010	Las emisiones de SO ₂ en el puerto son un 45% mayor cuando hay cruceros en él
Pey <i>et al.</i> (2013)	Barcelona	Analiza la contribución de las emisiones del transporte marítimo	2011-2012	El 19% de la concentración de PM ₁₀ cerca del puerto es debido a las actividades realizadas en el puerto

Cuadro 5 (continuación)

Actividad portuaria y niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
CAIMANS (2015)	Diversas ciudades	Análisis del impacto sobre la calidad del aire de los cruceros y los buques de pasajeros	2013	Una parte importante de las emisiones de CO ₂ emitidas por los barcos se produce cuando estos permanecen parados en el puerto
Chatzinikolaou, Oikonomou y Ventikos <i>et al.</i> (2015)	Atenas	Costes sobre la salud humana de la actividad de los cruceros y barcos de pasajeros	2008-2009	Costes sanitarios y de salud ascienden a 26,3 millones de euros
Tichavska y Tovar (2015)	Las Palmas	Estimación de los costos externos y los parámetros de ecoeficiencia asociados a las emisiones del puerto	2011	Los buques de pasaje son la principal fuente de emisiones contaminantes (a excepción del CO)
Pey <i>et al.</i> (2013)	Barcelona	Estimación del impacto de las emisiones portuarias en PM ₁₀ y PM _{2,5} urbanos	2011	El impacto de la actividad naviera en PM ₁₀ y PM _{2,5} afecta a toda el área urbana

Cuadro 5 (continuación)

Actividad portuaria y niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Perdiguero y Sanz (2020a)	Barcelona	Estimación del impacto de la actividad de los cruceros en el puerto	2012-2016	<p>Los cruceros alojados en el puerto aumentan el nivel de NO_x, en un 22,1% sobre la media, el nivel de PM_{10} en un 17,3% sobre la media y el nivel de SO_2 en un 97,5% sobre la media</p> <p>Los cruceros que ingresan al puerto aumentan la contaminación por CO en un 48,7% sobre el promedio</p> <p>Cuanto más antiguo es el crucero, menor es el impacto sobre NO_x y CO durante su estancia en el puerto</p> <p>Cuanto más antiguo el crucero, mayor es el aumento del nivel de SO_2 cuando están parados en el puerto, o cuando lo abandonan</p> <p>El impacto de los cruceros afecta a toda el área urbana</p>

Fuente: Elaboración propia.

Al igual que en el caso de la actividad portuaria, son numerosos los estudios que analizan el impacto que tiene el tráfico aéreo sobre diversos contaminantes atmosféricos. Un ejemplo es el artículo de Unal *et al.* (2005) para la ciudad de Atlanta, donde los autores observan incrementos muy significativos en los niveles de ozono, incrementos de 20 partes por billón (ppb). Resultados similares son

encontrados por Dobson *et al.*, (2009) en este caso en el aeropuerto de Warwick, en el Reino Unido. Los autores muestran una relación positiva entre las actividades de despegue y aterrizaje y los niveles de partículas de 2.5 micras. De hecho, Peace *et al.* (2006) muestran que los niveles de contaminación superan los límites deseables dentro de los aeropuertos del Reino Unido, especialmente para el caso del NO_x. Lopes *et al.*, (2019) muestran incrementos similares en las partículas respecto a la actividad del aeropuerto de Lisboa, observando como el efecto decae a medida que nos alejamos del mismo.

En España son varios los estudios que han aproximado a través del número de turistas que llegaban a la isla de Mallorca, la actividad aeroportuaria. Es apropiado en el caso de la isla de Mallorca, ya que la práctica totalidad de los turistas entran a través del aeropuerto. Sáenz-de-Miera y Rosselló-Nadal (2010), muestran como la presión turística influye de forma significativa en la evolución de los niveles de contaminación, especialmente del número de partículas de menos de 10 micras (PM₁₀).

Por lo tanto, aunque la mayor parte de la contaminación del aire proviene del transporte por carretera, no cabría obviar el efecto que los puertos y los aeropuertos pueden tener sobre la calidad del aire, especialmente de las grandes ciudades. Este impacto, además, puede ser creciente a medida que el número de operaciones en puertos y aeropuertos no ha dejado de crecer en los últimos años.

6. CONCLUSIONES

La contaminación es uno de los principales problemas actuales, provocando un gran número de muertes prematuras, así como enfermedades graves, como cáncer, problemas respiratorios o cardíacos. Si bien el problema de la contaminación es global, resulta especialmente preocupante en las grandes ciudades, donde la densidad de la población y la mayor movilidad provoca que en muchas ocasiones los niveles de contaminación se sitúen por encima de los valores máximos recomendados.

Por todo ello, son muchos los gobiernos locales y regionales que han implementado medidas para intentar mejorar la calidad del aire en sus ciudades. En el

presente artículo hemos realizado un repaso de las principales medidas implementadas en diferentes ciudades del mundo y el impacto que han tenido en los niveles de contaminación.

Como hemos podido observar, las medidas centradas en modificar la estructura del parque de vehículos, así como las que tienen como objetivo limitar la cantidad de vehículos en circulación, pueden generar reducciones de la contaminación en el corto plazo, pero pierden eficiencia en el largo plazo, y además pueden tener un carácter regresivo. Sin embargo, las medidas basadas en las señales de precios (pagar por aparcar y peajes de acceso a la ciudad) no solo son eficientes, generando una disminución del número de vehículos, de los niveles de congestión y, por lo tanto, de los niveles de contaminación, sino que además generan recursos que pueden ser aprovechados para mejorar el transporte público.

Precisamente el fomento de un mayor y mejor transporte público, junto a la promoción de la movilidad sostenible (bicicleta y patinete eléctrico) es el complemento ideal para combatir los elevados niveles de contaminación existentes en muchas ciudades españolas.

Aunque el transporte por carretera, es sin duda, el principal generador de contaminación en las ciudades no debemos olvidar otros modos de transporte que han crecido de forma rápida en las últimas décadas y que contribuyen cada vez de forma más importante en los niveles de contaminación. Los gobiernos locales deberían plantearse seriamente la introducción de impuesto pigouvianos tanto en el transporte marítimo como en el aéreo para internalizar los costes medioambientales generados por esta actividad.

REFERENCIAS

ADDA, J. y COOPER, R. (2000). Balladurette and Juppette: A discrete analysis of scrapping subsidies. *Journal of Political Economy*, Vol. 108(4), pp. 778-806.

ADLER, M. W. y VAN OMMEREN, J. N. (2016). Does public transit reduce car travel externalities? Quasi-natural experiments' evidence from transit strikes. *Journal of Urban Economics*, 92, pp. 106-119.

AJUNTAMENT DE BARCELONA. DIRECCIÓ DE SERVEIS DE MOBILITAT. (2019). Disponible en: <https://www.bcn.cat/estadistica/catala/dades/anuari/cap15/C1505030.htm>

— BICING (2020). Disponible en: <https://www.bicing.barcelona/dades-bicing/##reference-1>

ALBALATE, D. y GRAGERA, A. (2020). The impact of curbside parking regulations on car ownership. *Regional Science and Urban Economics*, 81, p. 103518.

ANDERSON, M. L. (2014). Subways, Strikes, and Slowdowns: The Impacts of Public Transit on Traffic Congestion. *American Economic Review*, 104(9), pp. 2763-2796.

ANDERSSON, D. y NÄSSÉN, J. (2016). The Gothenburg congestion charge scheme: A pre-post analysis of commuting behavior and travel satisfaction. *Journal of Transport Geography*, 52, pp. 82-89.

BALDASANO, J. M., GONÇALVES, M., SORET, A. y JIMÉNEZ-GUERRERO, P. (2010). Air pollution impacts of speed limitation measures in large cities: The need for improving traffic data in a metropolitan area. *Atmospheric Environment*, 44(25), pp. 2997-3006.

BASAGAÑA, X., TRIGUERO-MAS, M., AGIS, D., PÉREZ, N., RECHE, C., ALASTUEY, A. y QUEROL, X. (2018). Effect of public transport strikes on air pollution levels in Barcelona (Spain). *Science of the Total Environment*, 610–611, pp. 1076-1082.

BAUERNSCHUSTER, S., HENER, T. y RAINER, H. (2017). When Labor Disputes Bring Cities to a Standstill: The Impact of Public Transit Strikes on Traffic, Accidents, Air Pollution, and Health. *American Economic Journal: Economic Policy*, 9(1), pp. 1–37.

BEL, G. y HOLST, M. (2018). Evaluation of the impact of bus rapid transit on air pollution in Mexico City. *Transport Policy*, 63, pp. 209-220.

BEL, G. y ROSELL, J. (2013). Effects of the 80 km/h and variable speed limits on air pollution in the metropolitan area of Barcelona. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 23, pp. 90-97.

BERESTEANU, A. y LI, S. (2011). Gasoline prices, government support, and the demand for hybrid vehicles in the United States. *International Economic Review*, 52(1), pp. 161–182.

BERNARDO, V., BORRELL, J. R. y PERDIGUERO, J. (2016). Fast Charging Stations: Simulating Entry and Location in a Game of Strategic Interaction. *Energy Economics*, 60, pp. 293-305

BÖRJESSON, M., ELIASSON, J. y HAMILTON, C. (2016). Why experience changes attitudes to congestion pricing: The case of Gothenburg. *Transportation Research Part A*, 85, pp. 1-16.

CAIMANS. (2015). *Air quality impact and green house gases assessment for cruise and passenger ships*. Disponible en: http://www.medmaritimeprojects.eu/download/ProjectCaimans/output/CAIMANs_Final_Report_partA.pdf

CANTOS-SÁNCHEZ, P., GUTIÉRREZ-I-PUIGARNAU, E. y MULALIC, I. (2018). The impact of scrappage programmes on the demand for new vehicles: Evidence from Spain. *Research in Transportation Economics*, 70, pp. 83-96.

CHALOULAKOU, A., KASSOMENOS, P., GRIVAS, G. y SPYRELLIS, N. (2005). Particulate matter and black smoke concentration levels in central Athens, Greece. *Environment International*, 31(5), pp. 651-659.

CHATMAN, D. G. (2013). Does TOD need the T? *Journal of American Planning Association*, 79(1), pp. 17-31.

CHATZINIKOLAOU, S. D., OIKONOMOU, S. D. y VENTIKOS, N.P . (2015). Health externalities of ship air pollution at port–Piraeus port case study. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 40, pp. 155-165.

CHRISTIANSEN, P., ENGBRETSSEN, O., FEARNLEY N. y USTERUD-HANSSSEN, J. (2017a). Parking facilities and the built environment: Impacts on travel behaviour. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 95, pp. 198-206.

CHRISTIANSEN, P., FEARNLEY N., USTERUD-HANSEN, J. y SKOLLERUD, K. (2017b). Household parking facilities: relationship to travel behaviour and car ownership. *Transportation Research Procedia*, 25, pp. 4185-4195.

CORBETT, J. J., WINEBRAKE, J. J., GREEN, E. H., KASIBHATLA, P., EYRING, V. y LAUER, A. (2007). Mortality from ship emissions: a global assessment. *Environmental Science and Technology*, 41(24), pp. 8512–8518.

CLIA E CRUISE LINES INTERNATIONAL ASSOCIATION. (2017). *The Global Economic Contribution of Cruise Tourism 2016*. Informe publicado online y disponible en: https://cruising.org/docs/default-source/research/global_economic_contribution_2016.pdf?sfvrsn=2

DA SILVA, C., SALDIVA, P., AMATO-LOURENCO, L., RODRIGUES-SILVA, F. y MIRAGLIA, S. (2012). Evaluation of the air quality benefits of the subway system in Sao Paulo, Brazil. *Journal of Environmental Management*, 101, pp. 191-196.

DIAMOND, D. (2009). The impact of government incentives for hybrid-electric vehicles: Evidence for US states. *Energy Policy*, 37(3), pp. 972-983.

DIAS, D., TICHEPEL, O. y ANTUNES, A. P. (2016). Integrated modelling approach for the evaluation of low emission zones. *Journal of Environmental Management*, 177, pp. 253-263.

DIJKEMA, M. B., VAN DER ZEE, S. C., BRUNEKREEF, B. y VAN STRIEN, R. T. (2008). Air quality effects of an urban highway speed limit reduction. *Atmospheric Environment*, 42(40), pp. 9098-9105.

DOBRANSKYTE-NISKOTA, A., PERUJO, A. y PREGI, M. (2007). Indicators to assess sustainability of transportation activities. Ispra. European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability.

DODSON, R. E., HOUSEMAN E. A., MORIN, B. y LEVY, J. I. (2009). An analysis of continuous black carbon concentrations in proximity to an airport and major roadways. *Atmospheric Environment*, 43, pp. 3764-3773.

ECKHARDT, S., HERMANSEN, O., GRYPHE, H., FIEBIG, M., STEBEL, K., CASSIANI, M. y STOHL, A. (2013). The influence of cruise ship emissions on air pollution in Svalbard—a harbinger of a more polluted Arctic? *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(16), pp. 8401-8409.

ELIASSON, J. (2009). A cost-benefit analysis of the Stockholm congestion charging system. *Transportation Research Part A*, 43, pp. 468-480.

FABER, J., MARKOWSKA, A., NELISSEN, D., DAVIDSON, M., EYRING, V., CIONNI, I., SELSTAD, E., KÅGESON, P., LEE, D., BUHAUG, O., LINDTSAD, H., ROCHE, P., HUMPRIES, E., GRAICHEN, J., CAMES, J. y SCHWARZ, W. (2009). *Technical Support for European Action to Reducing GHG Emissions*. Commissioned by European Commission, CE Delft, Delft. Publicación número: 09.7731.78.

FAGEDA, X. y FLORES-FILLOL, R. (2018). Atascos y contaminación en grandes ciudades: Análisis y soluciones. *FEDEA Policy Papers*, 2018/04

GALLAGHER, K. S. y MUEHLEGGGER, E. (2011). Giving green to get green? Incentives and consumer adoption of hybrid vehicles technology. *Journal of Environmental Economics and Management*, 61, pp. 1–15.

GENERALITAT DE CATALUNYA. (2007). *Pla per a la millora de la qualitat de l'aire a Barcelona 2007-2010*. Disponible en: <http://www20.gencat.cat/portal/site/mediambient/m.64be942b6641a1214e9cac3bb0c0e1a0/?vgnnextoid=2a299c2751a27210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextchannel=2a299c2751a27210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextfmt=default>

GONÇALVES, M., JIMÉNEZ-GUERRERO, P., LÓPEZ, E. y BALDASANO, J. M. (2008). Air quality models sensitivity to on-road traffic speed representation: Effects on air quality of 80 km h⁻¹ speed limit in the Barcelona metropolitan area. *Atmospheric Environment*, 42(36), pp. 8389-8402.

GONG, Z. (2017). Traffic air pollution: Regulation and impact in Barcelona. Tesis de master. CEMFI.

GONZÁLEZ, L., PERDIGUERO, J. y SANZ, À. (2020). Impact of public transport strikes on air pollution and transport modes substitution in Barcelona. *Applied Economics Working Papers*. UAB (20.08).

GRAGERA, A. y ALBALATE, D. (2016). The impact of curbside parking regulation on garage demand. *Transport Policy*, 47, pp. 160-168.

GUO, Z. (2013). Home parking convenience, household car usage, and implications to residential parking policies. *Transport Policy*, 29, pp. 97-106.

HABIBI, M. y REHMATULLA, N. (2009). *Carbon Emission Policies in the Context of the Shipping Industry*. CASS Business School. London: City University.

HAGHSHENAS, H. y VAZIRI, M. (2012). Urban sustainable transportation indicators for global comparison. *Ecological Indicators*, 15(1), pp. 115-121.

HOLMAN, C. (1999). Sources of air pollution. In *Air pollution and health* (pp. 115-148). Academic Press.

HUANG E. (2010). Do public subsidies sell green cars? Evidence from the U.S. “Cash for Clunkers” program. *Energy Technology Innovation Policy Discussion Paper Series #2010-17*.

IAPH. (2007). *Tool Box for port Clean Air Programs. Improving Air Quality While Promoting Business Development*. Netherlands: International Association of Ports and Harbors.

INT PANIS, L., BROEKX, S. y RONGHUI, L. (2006). Modelling instantaneous traffic emission and the influence of traffic speed limits. *Science of the Total Environment*, 371, pp. 270–285.

JEON, C. M., AMEKUDZI, A. A. y GUENSLER, R. L. (2009). Evaluating plan alternatives for transportation system sustainability: Atlanta metropolitan region. *International Journal of Sustainable Transportation*, 4(4), pp. 227-247.

JIMÉNEZ, J. L., PERDIGUERO, J. y GARCÍA, C. (2016). Evaluation of subsidies programs to sell green cars: Impact on prices, quantities and efficiency. *Transport Policy*, 47, pp. 105-118.

JIMÉNEZ, F. y ROMÁN, A. (2016). Urban bus fleet-to-route assignment for pollutant emissions minimization. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 85, pp. 120-131.

KELLER, J., ANDREANI-AKSOYOGLU, S., TINGUELY, M., FLEMMING, J., HELDSTAB, J., KELLER, M., ZBINDEN, R. y PREVOT, A. S. (2008). The impact of reducing the maximum speed limit on motorways in Switzerland to 80 km h⁻¹ on emissions and peak ozone. *Environmental Modelling & Software*, 23(3), pp. 322-332.

KEUKEN, M. P., JONKERS, S., WILMINK, I. R. y WESSELING, J. (2010). Reduced NO_x and PM₁₀ emissions on urban motorways in The Netherlands by 80 km/h speed management. *Science of the Total Environment*, 408(12), pp. 2517-2526.

LABORDA, J. y MORAL, M^a. J. (2019). Scrappage by age: Cash for Clunkers matters! *Transportation Research Part A*, 124, pp. 488-504.

LAT. (2006). Emissions Inventory Guidebook. *Laboratory of Applied Thermodynamics (LAT), Report B710-1*. Greece: Thessaloniki.

LENSKI, S. M., KEOLEIAN, G. A. y MOORE, M. R. (2013). An assessment of two environmental and economic benefits of Cash for Clunkers. *Ecological Economics*, 96, pp. 173-180.

LI, S., LINN, J. y SPILLER, E. (2013). Evaluating “Cash for Clunkers”. Program effects on auto sales and the environment. *Journal of Environmental Economics and Management*, 65, pp. 175-193.

LI, S., LIU, Y., PUREVJAV, A. O. y YANG, L. (2019). Does subway expansion improve air quality? *Journal of Environmental Economics and Management*, 96, pp. 213-235.

LICANDRO, O. y SAMPAYO, A. R. (2006). The effects of replacement schemes on car sales: The Spanish case. *Investigaciones Economicas*, 30(2), pp. 239-282.

LOPES, M., RUSSO, A., MONJARDINO, J., GOUVEIA, C. y FERREIRA, F. (2019). Monitoring of ultrafine particles in the surrounding urban area of a civilian airport. *Atmospheric Pollution Research*, 10, pp. 1457-1463.

MACKIE, P. (2005). The London congestion charge: A tentative economic appraisal. A comment on the paper by Prud'homme and Bocajero. *Transport Policy*, 12, pp. 288-290.

MALINA, C. y SCHEFFLER, F. (2015). The impact of Low Emission Zones on particulate matter concentration and public health. *Transportation Research Part A*, 77, pp. 372-385.

MCARTHUR, D.P . y OSLAND, L. (2013). Ships in a city harbour: An economic valuation of atmospheric emissions. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 21, pp. 47-52.

MEINARDI, S., NISSENSON, P., BARLETTA, B., DABDUB, D., SHERWOOD ROWLAND, F. y BLAKE, D. (2008). Influence of the public transportation system on the air quality of a major urban center. A case study: Milan, Italy. *Atmospheric Environment*, 42(34), pp. 7915-7923.

MIAN, A. y SUFI, A. (2010). The effects of fiscal stimulus: Evidence from the 2009 "Cash for Clunkers" program. *NBER Working Paper*, 16351.

NEGRENTI E. (1999). Corrected Average Speed' approach in ENEA's TEE model: an innovative solution for the evaluation of the energetic and environmental impacts of urban transport policies. *Science of the Total Environment*, 235, pp. 411-413.

NIEUWENHUIJSEN, M. J. y ROJAS-RUEDA, D. (2020). Bike-sharing systems and health. *In Advances in Transportation and Health*, pp. 239-250. Elsevier.

- OTERO, I., NIEUWENHUIJSEN, M. J. y ROJAS-RUEDA, D. (2018). Health impacts of bike sharing systems in Europe. *Environment international*, 115, pp. 387-394
- PEACE, H., MAUGHAN, J., OWEN, B. y RAPER, D. (2006). Identifying the contribution of different airport related sources to local urban air quality. *Environmental Modelling & Software*, 21, pp. 532-538.
- PERCOCO, M. (2013). Is road pricing effective in abating pollution? Evidence from Milan. *Transportation Research Part D*, 25, pp. 112-118.
- PERDIGUERO, J. y JIMÉNEZ, J. L. (2012). Policy options for the promotion of electric vehicles: a review. *IREA Working Paper*, 2012-2108.
- PERDIGUERO, J. y SANZ, A. (2020a). Cruise activity and pollution: The case of Barcelona. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 78, 102181.
- (2020b). *Does urban bus fleet-to-route assignment improve air quality?* Manuscrito no publicado.
- PERDIGUERO, J., SANZ, A. y TALAVERA, O. (2020a). *Measuring the impact of 'Superilles' on air quality in Barcelona: A Difference-in-Difference approach.* Manuscrito no publicado.
- PERDIGUERO, J., SANZ, A. y ZARALLO, C. (2020b). *Measuring the impact of the Bicing on air quality in Barcelona.* Manuscrito no publicado.
- PÉREZ, N. y PEY, J. (2011). APICE intensive air pollution monitoring campaign at the port of Barcelona. Disponible en: http://www.apice-project.eu/img_web/pagine/files/Publication/Final%20Publication.pdf (acceso octubre de 2019).
- PÉREZ, N., PEY, J., RECHE, C., CORTÉS, J., ALASTUEY, A. y QUEROL, X. (2016). Impact of harbour emissions on ambient PM₁₀ and PM_{2.5} in Barcelona (Spain): Evidences of secondary aerosol formation within the urban area. *Science of the Total Environment*, 571, pp. 237-250.

PEY, J., PÉREZ, N., CORTÉS, J., ALASTUEY, A. y QUEROL, X. (2013). Chemical fingerprint and impact of shipping emissions over a western Mediterranean metropolis: Primary and aged contributions. *Science of the Total Environment*, 463-464, pp. 497-507.

PHANG, S. Y. y TOH, R. S. (1997). From manual to electronic road congestion pricing: The Singapore experience and experiment. *Transportation Research Part E*, 33, pp. 97-106.

PRUD'HOMME, R. y BOCAREJO, J. P. (2005). The London congestion charge: A tentative economic appraisal. *Transport Policy*, 12(3), pp. 279-287.

RAASCHOU-NIELSEN, O., ANDERSEN, Z., BEELEN, R., SAMOLI, E., STAFOGGIA, M., WEINMAYR, G. y FISCHER, P. (2013). Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Lancet Oncology*, 14 (9), pp. 813-822.

ROJAS-RUEDA, D., DE NAZELLE, A., TEIXIDÓ, O. y NIEUWENHUIJSEN, M. (2012). Replacing car trips by increasing bike and public transport in the greater Barcelona metropolitan area: A health impact assessment study. *Environment International*, 49, pp. 100-109.

ROTARIS, L., DANIELIS, R., MARCUCCI, E. y MASSIANI, J. (2010). The urban road pricing scheme to curb pollution in Milan, Italy: Description, impacts and preliminary cost-benefit analysis assessment. *Transportation Research Part A*, 44, pp. 359-375.

SÁENZ-DE-MIERA, O. y ROSSELLÓ-NADAL, J. (2010). The influence of tourist activities on air pollution: the case of Mallorca. *Cuadernos de turismo*, 25, pp. 279-281.

SANTOS, F. M., GÓMEZ-LOSADA, A. y PIRES, J. C. M. (2019). Impact of the implementation of Lisbon low emission zone on air quality. *Journal of Hazardous Materials*, 365, pp. 632-641.

SCHILLER, P. L., BRUUN, E. C. y KENWORTHY, J. R. (2010). *An Introduction to Sustainable Transportation: Policy, planning, and implementation*. Earthscan: Washington DC.

SMIT, R., BROWN, A. L. y CHAN Y. C. (2008). Do air pollution emissions and fuel consumption models for roadways include the effects of congestion in the roadway traffic flow? *Environmental Modelling & Software*, 23, pp. 1262–1270.

TICHAVSKA, M. y TOVAR, B. (2015). Environmental cost and eco-efficiency from vessel emissions in Las Palmas port. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 83, pp. 126-140.

TSAPAKIS, I., HEYDECKER, B. G., CHENG, T. y ANBAROGLU, B. (2012). Effects of Tube Strikes on Journey Times in Transport Network of London. *Transportation Research Record*, 2274, pp. 89-92.

TZANNATOS, E. (2010). Ship emissions and their externalities for the port of Piraeus–Greece. *Atmospheric Environment*, 44(3), pp. 400-407.

UNAL, A., HU, Y., CHANG M. E., TALAT ODMAN, M. y RUSSELL, A. G. (2005). Airport related emissions and impacts on air quality: Application to the Atlanta International Airport. *Atmospheric Environment*, 39, pp. 5787-5798.

VILLALBA, G. y GEMECHU, E. D. (2011). Estimating GHG emissions of marine ports—the case of Barcelona. *Energy Policy*, 39(3), pp. 1363-1368.

VOLTES-DORTA, A., PERDIGUERO, J. y JIMÉNEZ, J. L. (2013). Are car manufacturers on the way to reduce CO2 emissions? A DEA approach. *Energy Economics*, 38, pp. 77-86.

WEINBERGER, R. (2012). Death by a thousand curb-cuts: Evidence on the effect of minimum parking requirements on the choice to drive. *Transport Policy*, 20, pp. 93-102.

WILLOUGHBY, C. (2000). Singapore's experience in managing motorization and its relevance to other countries. *Discussion Paper TWU-43, TWU Series*. The World Bank April.

WOLFF, H. (2014). Keep your clunker in the suburb: Low-emission zones and adoption of green vehicles. *The Economic Journal*, 124, pp. 481-512.