



COMUNICACIÓN TÉCNICA

# Diseño de indicadores de impacto sobre la calidad del aire del futuro metro ligero de Granada

Autor: Miguel Lorenzo Navarro Ligeró

Institución: Universidad de Granada

e-mail: [navarroligeró@gmail.com](mailto:navarroligeró@gmail.com)

Otros Autores: Luis Miguel Valenzuela Montes (Laboratorio de Planificación Ambiental. Universidad de Granada); Julio Alberto Soria Lara (Laboratorio de Planificación Ambiental. Universidad de Granada)

## RESUMEN

La mejora de la calidad del aire urbana y la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero son objetivos ineludibles por los proyectos de transporte público que respaldan políticas de eficiencia ambiental de la movilidad. El hipotético impacto positivo del incremento de la movilidad en modos de transporte público sobre el medio ambiente urbano requiere, no obstante, ser medido de cara a su justificación, y desarrollado en una escala numérica que se pueda adaptar a un modelo cuantitativo de toma de decisiones. Más allá de constituir un simple instrumento de medida del impacto de una actuación preconcebida, un índice de calidad ambiental debería, además, adecuarse al análisis y diagnóstico del medio urbano con fines prospectivos, tal y como puede ocurrir en fases tempranas del desarrollo de un proyecto. En base a lo anterior, se han elaborado dos indicadores para determinar la incidencia de la implantación del metro ligero de Granada sobre la calidad del aire local y global. El primero es un indicador de impacto sobre el nivel de inmisión de contaminantes a escala viaria, basado en la capacidad de dispersión del medio atmosférico, en función de la morfología del tejido urbano (densidad, distribución y forma de las edificaciones, anchura y orientación de la vía, etc.), y en la tasa de emisión asociada al flujo de vehículos de la red viaria. Cabe destacar la factorización del indicador y la segregación del factor de dispersión con respecto a la distancia de la fuente, de forma que éste pasa a constituir una medida de la vulnerabilidad del medio, independiente de la existencia de una fuente emisora. El segundo indicador mide la intensidad de las emisiones globales (directas e indirectas) de dióxido de carbono del sistema de transporte ligado al ámbito viario del metro ligero, y, por tanto, representa un indicador de su impacto potencial o contribución individual al balance global de flujos de CO<sub>2</sub>. Agradecimientos La presente comunicación ha sido posible gracias a los dos siguientes proyectos de investigación: -Guía metodológica para la integración metropolitana sostenible de los sistemas de metro ligero. INTEGRA-ME'. Proyectos de Investigación de Excelencia. Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa de la Junta de Andalucía. PO9-RNM-5394. 2010-2014. -El metropolitano de Granada como instrumento de innovación, calidad y sostenibilidad urbana'. Contrato de Investigación con la Empresa Ferrocarriles de Andalucía. 2009-2011.

**Palabras Clave:** Metro ligero, morfología urbana, dispersión atmosférica, emisiones del transporte

## I. INTRODUCCIÓN

En el marco de la evaluación de los previsibles efectos urbanísticos y ambientales del proyecto de metro ligero para el área metropolitana de Granada (denominado el “Metropolitano” de Granada), se ha considerado el impacto sobre los niveles de calidad del aire en lo que se refiere a contaminación tanto física (acústica) como química. Y es precisamente en este último aspecto donde incide la presente comunicación técnica que aporta la confección de un instrumento accesorio al diagnóstico ambiental urbano, de forma que los indicadores de impacto sobre la calidad del aire están vinculados a los objetivos de evaluación e integración urbana del Metropolitano.

Por otro lado, el nexo entre el análisis del consumo energético y de las emisiones tanto directas como indirectas realizado en el estudio es el que ha llevado a extender el entendimiento del impacto sobre la calidad del aire desde una perspectiva local (solamente urbana/viaria) a una perspectiva global, y, por tanto, a incluir las emisiones de gases de efecto invernadero en este concepto.

A lo largo del texto, se realizará, en primer lugar, una exposición de los objetivos, principios y elementos esenciales de la valoración, seguida de una descripción básica de los dos modelos sobre los que se apoya la misma y de los indicadores en su expresión final. A continuación, se señalarán y comentarán los resultados para el caso del área metropolitana de Granada; los datos de partida empleados, así como los resultados intermedios, se incluirán en los apartados previos a modo de ejemplo. Por último, y junto con las conclusiones, se expondrán algunas limitaciones y posibles modificaciones de cara a nuevos ámbitos de aplicación.

## II. DEFINICIONES, ÁMBITO Y ESQUEMA METODOLÓGICO

Desde el punto de vista de esta evaluación, se entiende por *calidad del aire* el estado de un conjunto de factores del medio atmosférico que sustentan un nivel de seguridad y confort con respecto a la salud humana y su medio físico. Un cambio en dicho estado constituye un *impacto ambiental*, para el cual resulta indispensable atender, como mínimo, a dos estados del sistema. Para este caso, y como es habitual en la evaluación ambiental de cualquier actividad humana sobre el medio ambiente, se parte de un “escenario 0” o pre-operacional, que se proyecta hacia otro post-operacional, para el que las variables que definen el nivel de calidad adquieren un comportamiento estable, regular o, en general, predecible (se descartan, por tanto, fases de ejecución o arranque propias de marcos de evaluación más pormenorizados).

Los factores de los que depende el impacto sobre la calidad del aire, es decir, aquellos que muestran un cambio significativo, se identifican de acuerdo a la escala de análisis. Se distinguen de este modo dos ámbitos generales: uno *local*, en el que destacan las variaciones inmediatas sobre el nivel de inmisión de una serie de contaminantes que constituyen, a través de mecanismos directos o indirectos, un riesgo para la salud de las personas expuestas, y otro *global*, que

incluye los cambios inmediatos en el flujo de emisiones de gases con efectos potenciales sobre el balance energético del sistema atmosférico terrestre.

Es importante destacar que la divergencia de ámbitos de análisis sólo influye en la definición del impacto, y no en la causa de éste: un cambio de funcionamiento en el sistema de transporte asociado estrictamente al trazado del metro ligero de Granada. Es decir, hablar de *escala local* y *escala global* parte de la consideración de dos niveles en la propagación espacial y temporal del impacto a partir de un foco con una extensión y comportamiento determinado.

Para este trabajo, se entiende por *sistema de transporte* el conjunto de los modos de transporte que transcurren en un determinado tramo viario cuyo funcionamiento incide de forma sustancial en la calidad del aire. En términos prácticos, se identifica con el volumen y distribución de los flujos de vehículos considerando varias categorías modales en un ámbito de referencia espacial. El *tramo viario* del trazado del metro constituye la unidad básica de dicho ámbito de referencia, tanto en su extensión longitudinal (recorrido entre paradas) como transversal (sección viaria básica que coexiste o se ve directamente influida por el diseño del metro ligero, contemplándose en ella el conjunto de superficies funcionales desde el punto de la vista de la movilidad –transporte o peatonales– y superficies accesorias a dichas funciones –aparcamientos y áreas verdes–). El flujo de vehículos para cada modo provoca emisiones directas a la atmósfera, que alteran los niveles de inmisión en localidades anejas a la vía, pero por otra parte se apoya en un flujo energético cuya fuente es también responsable de la emisión de contaminantes atmosféricos. Atendiendo a lo expuesto anteriormente, la selección de unos u otros contaminantes para la elaboración de indicadores de la calidad del aire dependerá de la escala considerada, o lo que es lo mismo, del alcance del impacto.

Entre los contaminantes atmosféricos emitidos por el sistema de transporte con incidencia en la calidad del aire local, como potenciales agentes perjudiciales para la salud humana, se han considerado:

- Óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>)
- Monóxido de carbono (CO)
- Compuestos Orgánicos Volátiles (COV o VOC, de su equivalente en inglés)
- Dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>)
- Partículas con un radio aerodinámico igual o inferior a 10 µm (PM<sub>10</sub>)

Como potenciales contribuidores a un impacto a escala global por forzamiento radiativo, se incluyen:

- Dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>)
- Monóxido de carbono (CO)

Si bien la intensidad de las emisiones mencionadas para cada contexto analítico es representativa de la posibilidad de impacto, por sí misma constituye un criterio

incompleto. La alteración de un factor ambiental por una acción determinada obedece a dos elementos fundamentales: la magnitud de la acción y la vulnerabilidad del medio a dicha acción. En términos de contaminación atmosférica a escala local, esto se traduce, respectivamente, en la tasa de emisiones de un foco determinado y en la capacidad de dispersión de la atmósfera. Uno de los puntos de partida de este trabajo es que ambos aspectos pueden tratarse de forma independiente y de cara a distintos enfoques prácticos, lo que se materializa en dos módulos: un *modelo de emisiones* y un *modelo de vulnerabilidad*.

Finalmente, los resultados extraídos en ambos modelos se han sintetizado en una serie de índices:

- *Índice Agregado de la Calidad del Aire (IACA)*, de elaboración propia, en el cual se expresa la contribución del tráfico a los niveles de inmisión de una serie de contaminantes con respecto a unos márgenes de tolerancia, para este caso, los valores reflejados en la legislación, y a un nivel de fondo.
- *Índice de Precusores del Ozono Troposférico (IPOT)*, de elaboración propia, en el que se mide la potencialidad de formación de ozono en base a la concentración estimada de sus precursores.
- *Emisión anual de CO<sub>2</sub>-equivalente*, tasa que incluye las emisiones de gases de efecto invernadero, tanto directas como indirectas, asociadas al flujo de transporte.

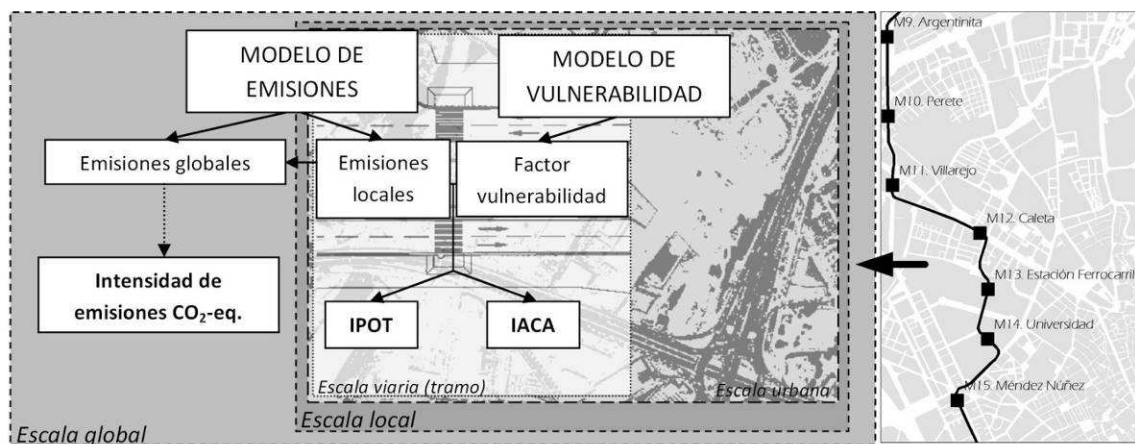


Figura 1. Definición global del objeto de la evaluación. Elaboración propia.

### III. DESCRIPCIÓN DE LOS MODELOS E INDICADORES EMPLEADOS

#### a. El modelo de emisiones

El objetivo del modelo de emisiones es el cómputo de una tasa de emisión a la atmósfera ( $Q$ ), es decir, una masa de contaminante por unidad de tiempo ( $M T^{-1}$ ); en este caso, tratándose de un emisor lineal (vía), la expresión final de la misma toma la forma de una tasa de emisión por unidad de longitud de vía ( $M T^{-1} L^{-1}$ ). El desarrollo del modelo se basa en el empleado para la elaboración de los informes del CE Delft (Van Essen *et al.*, 2003; Den Boer *et al.*, 2008) sobre emisiones y consumo energético de distintos modos de transporte en los Países Bajos, solo que distinguiendo entre una tasa de emisión directa (asociada al ámbito local) y otra indirecta (fuera del ámbito local). El modelo parte de las siguientes variables de entrada:

- El *flujo de tráfico* para cada modo de transporte no eléctrico  $i$  y eléctrico  $e$  (vehículos/T), para cada tramo:  $F_i$  y  $F_e$ .
- Factor de *emisión directa* (local) en forma de masa por kilómetro recorrido y por vehículo ( $M \cdot km^{-1} \cdot veh.^{-1}$ ) en escenario urbano, desagregados por modo no eléctrico y por contaminante:  $m_i^d$ .
- Factor de *emisión indirecta*, en unidad de masa por unidad de energía (M/E) consumida relacionado con el proceso de producción de la fuente energética de los vehículos, por contaminante y por combustible empleado por cada modo no eléctrico  $i$  ( $m_i^{in}$ ) y por cada modo eléctrico  $e$  ( $m^e$ ).
- *Consumo energético* de cada modo, en unidad de energía por kilómetro y por vehículo ( $E \cdot km^{-1} \cdot veh.^{-1}$ ):  $e_i^d$  (modo no eléctrico) y  $e_e^d$  (modo eléctrico).
- *Consumo energético* en la *producción y distribución* del combustible o fuente de energía para cada modo, en forma de coeficiente de retorno para la red eléctrica ( $r$ ), y de consumo energético indirecto por unidad energética producida para el combustible (E/E):  $e_i^{in}$ .

Un paso inicial en el planteamiento del modelo es identificar el diferente comportamiento de los modos de transporte respecto al consumo energético, que condicionará en gran medida los factores energéticos y de emisión utilizados. La disponibilidad de datos sobre flujos de tráfico, así como de previsiones de la demanda de movilidad futura, puede ser el criterio más limitante, en cualquier caso, los flujos de movilidad fueron contabilizados de acuerdo a las fuentes disponibles para los tres modos considerados: vehículo privado, autobús y metro ligero. Para el primer modo, se recurrió a los conteos automáticos registrados por la red de aforos del Ayuntamiento de Granada para 2007, apoyados por conteos manuales en aquellos tramos que no son cubiertos por dicha red aforos; en lo que se refiere a los flujos de tráfico privado para el escenario post-operacional, se aplica la hipótesis de captación del 10% sugerida por el estudio informativo del proyecto (AYESA, Junta de Andalucía, 2002). Los datos relativos a frecuencias de autobús público y metro ligero han sido obtenidos del *Estudio de la Modelización de la Movilidad actual y*



futura en el Área Metropolitana de Granada tras la puesta en servicio de la red de metro ligero (EPYPSA, 2007).

Los factores de emisión y consumo energético según modo de transporte previstos para 2010 se calcularon a partir de las bases del CE Delft<sup>1</sup>, tomando la distribución de la flota de vehículos propia de los municipios del Área Metropolitana de Granada afectados por el metro ligero. De igual modo, los estándares de consumo y emisiones asociados a la fuente energética utilizada (gasolina, diesel o electricidad) fueron revisados para reflejar de forma más acertada el coste ambiental de la producción energética en España estimado para 2010; con este objetivo, se recurrió a la base de datos GEMIS de Análisis del Ciclo de Vida, desarrollada por el Öko-Institut (2006). Los valores de consumo energético del metro ligero se calcularon de acuerdo a los datos técnicos del material móvil suministrados por CAF-Santana y los consultados en el anteproyecto, en concreto, potencia nominal y velocidad nominal para recorrido en superficie y subterráneo.

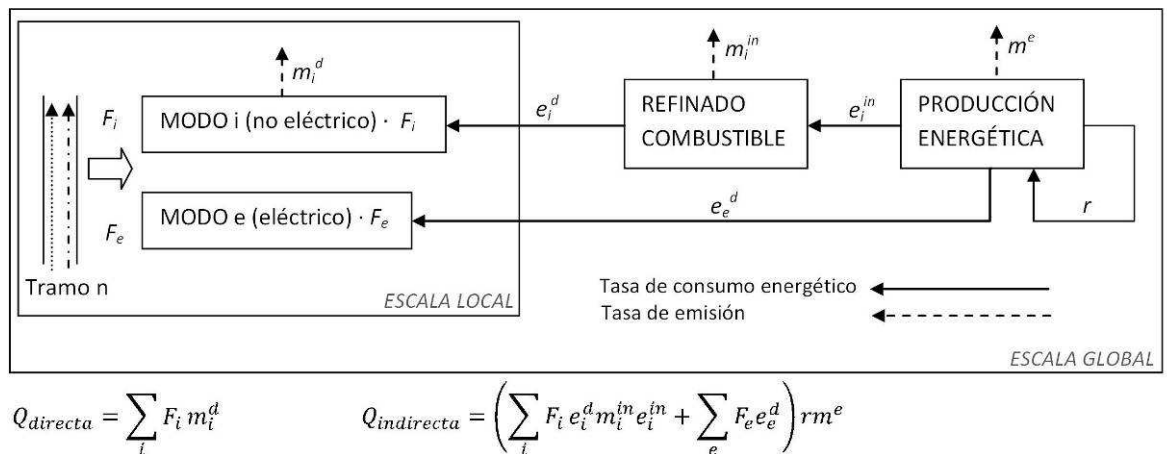


Figura 2. Diagrama de flujo del modelo de emisiones y consumo energético empleado en la evaluación de la eficiencia y calidad ambiental del metro ligero de Granada, así como las expresiones para el cálculo de las tasas de emisiones directa e indirecta para un contaminante de interés. Elaboración propia.

Adviértase la íntima relación entre el análisis del consumo energético y la estimación de las emisiones indirectas, sirviéndose este último de la magnitud energética como unidad equivalente a distintas escalas; este hecho fomenta el carácter complementario de ambos análisis y, por tanto, evidencia la operatividad de un modelo común.

<sup>1</sup> Los informes del CE Delft mencionados (Van Essen *et al.*, 2003; Den Boer *et al.*, 2008) muestran tanto datos elaborados *ad hoc* para los Países Bajos como datos básicos, que son los de mayor interés, pero fáciles de confundir con los anteriores; por lo tanto, el manejo de estos estándares de emisión requiere especial cuidado.

## **b. El modelo de vulnerabilidad del medio atmosférico**

A la hora de estimar el impacto de las emisiones de un contaminante atmosférico, es decir, la variación relativa de su nivel de inmisión con respecto a unos márgenes de tolerancia o umbrales de calidad, resulta indispensable cuantificar el grado de atenuación de dicho impacto o, en sentido inverso, el grado de vulnerabilidad del medio. En el ámbito de la contaminación atmosférica, la capacidad de amortiguamiento del medio se identifica fundamentalmente con la *capacidad de dispersión* de la atmósfera.

Los modelos de dispersión, desde los más simples a los más complejos, tienen como finalidad aproximar un valor de inmisión para un contaminante determinado, basándose principalmente en el nivel de emisión (Q), la velocidad del viento (u), la estructura de la atmósfera (grado de estabilidad), la altura relativa (z) y la distancia al foco emisor en el eje de propagación (x) y el eje perpendicular al último (y). El modelo de vulnerabilidad que aquí se busca, por tanto, toma la estructura de un modelo de dispersión, pero con las siguientes características:

- *Operatividad*: se busca la resolución del problema en múltiples localizaciones geográficas, lo cual requiere un modelo que opere con pocas variables y no exija cálculos complicados (distinto, por ejemplo, a modelos basados en dinámica de fluidos computada o modelos estocásticos de partículas).
- *Representatividad sobre exactitud*: no se pretende calcular un valor exacto para unas circunstancias específicas variables en el tiempo y en el espacio, sino un valor promedio o de referencia con baja resolución temporal, aunque representativo de unas condiciones propias del medio.
- *Valor indicador*: el resultado carece de significación en términos absolutos, tratándose de un valor de contribución individual de la fuente, y no de inmisión general.
- *Tratamiento independiente del foco emisor*: sólo mide la contribución individual de una fuente, sin incluir valores de fondo hallados a partir de datos experimentales u otros modelos; no obstante, sí pueden superponerse los resultados de distintas fuentes en un mismo entorno, o añadirse a dichos valores de fondo.
- *Dependiente de la morfología del medio urbano a distintas escalas (urbana y viaria)*: una de las características fundamentales del presente modelo es su dependencia de parámetros que describen la estructura de la capa superficial atmosférica sobre una superficie rugosa, y que pueden calcularse a partir de métodos morfométricos. En cambio, y con el doble objetivo de reforzar su sencillez y representatividad, se asume una atmósfera *neutra* (sin flujo cinemático vertical de energía)
- *Independiente de la tasa de emisión y de la distancia al foco*: otro aspecto importante, pues lo dota de valor prospectivo, es la capacidad del modelo para aportar un dato de dispersión que se pueda interpretar sin la



existencia de un foco emisor previamente localizado, y que, posteriormente, puede tratarse como un *factor de dispersión* (D). El principio de operación del modelo, en su conjunto, es la factorización. El valor del indicador de impacto sobre la inmisión (dC) se descompone en dos factores:

$$dC = Q \cdot D(x)$$

Para independizar la distancia x del factor de dispersión D es necesario crear un *factor de exposición* E, tal que:

$$dC = Q \cdot D \cdot E(x)$$

De esta manera, el factor D puede calcularse como un parámetro constante característico de un área, un transecto o un punto geográfico.

Los procesos de dispersión de contaminantes con incidencia directa en los niveles de emisión superficiales ocurren en la denominada *capa límite atmosférica* (CLA), cuya dinámica se encuentra ligada a los elementos de fricción de la superficie. En el interior de la CLA, el perfil de velocidad del viento con respecto a la altura se suele considerar logarítmico o potencial, con una fuerte reducción en los niveles próximos a la superficie. El perfil logarítmico resulta mucho más interesante que el potencial para el funcionamiento de este modelo, dado que introduce tres parámetros de escala dependientes de la morfología de los elementos de fricción superficiales (Britter y Hanna, 2003):

$$u(z) = \frac{u^*}{0.4} \ln \left( \frac{z-d}{z_0} \right)$$

Siendo u(z) la velocidad del viento a una altura z cualquiera  $z_{ref}$  en atmósfera neutra, d, una medida de longitud del desplazamiento del plano superficial y  $z_0$ , la longitud de escala de la superficie rugosa.

Por otra parte,  $u^*$  es la denominada *velocidad de fricción*, y su relación con la velocidad u(z) constituye un coeficiente de arrastre de la superficie a la altura z. Su significado físico tiene que ver con el estrés o deformación al que el flujo del aire está sometido en todo el perfil (Britter y Hanna, 2003).

El perfil de la velocidad del viento sobre una superficie rugosa, en este caso, la superficie urbana, presenta complicaciones por debajo de cierta altura en las que el régimen del flujo pierde homogeneidad (Oke, 1988; Hanna y Britter, 2003).

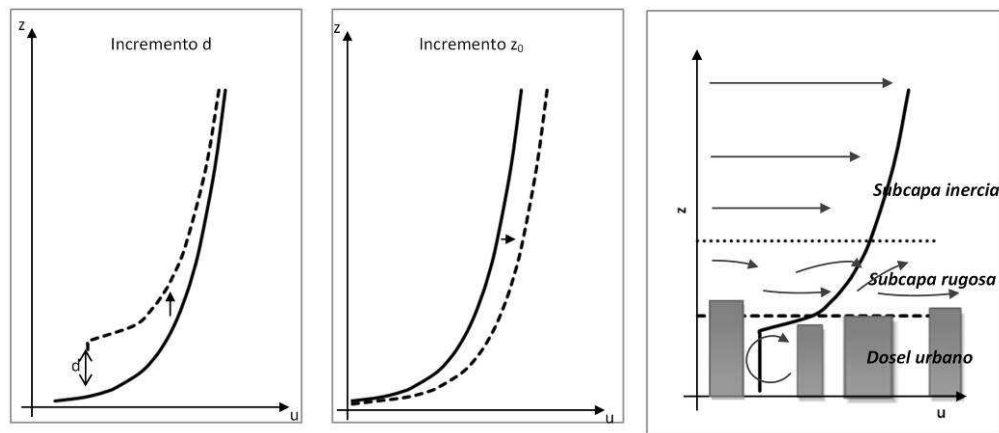


Figura 3. Variación del perfil logarítmico ideal del viento asociado a los parámetros  $d$  y  $z_0$ , en comparación con la estructura de la capa superficial atmosférica. Elaboración propia, basado en Hanna & Britter (2003).

A efectos del presente modelo teórico, se realiza una subdivisión práctica de la sección de la CLA más íntimamente influida por los elementos de fricción de la superficie, también denominada *capa superficial*, distinguiendo (Oke, 1988):

- *Subcapa inercial*: es aquella en la que las fluctuaciones provocadas por los elementos de fricción superficiales se tornan homogéneas y, por tanto, se ajustan a un perfil general del viento predecible para una superficie más o menos extensa, sin interferencia individual de dichos elementos.
- *Subcapa rugosa*: en ella se acentúa el régimen turbulento, dada la mayor interferencia de los elementos de fricción individuales, por lo que resulta más difícil inferir características generales del perfil del viento en su interior. Su comportamiento resulta crucial en la dispersión de contaminantes a escala urbana, e incide de forma importante en la ventilación de las calles. El límite entre la subcapa rugosa y la inercial es conocido como *altura de mezcla*, y, como regla general, se suele tomar un múltiplo de la altura media de los obstáculos ( $H$ ) comprendido entre 2 y 4 (Hanna *et al.*, 2003). En este caso, se asume el valor más reducido ( $H_b = 2H$ ).
- *Dosel urbano*: es la capa de aire bajo la altura media de los elementos superficiales, o bajo su influencia directa. El régimen de flujo se independiza del perfil general y se ajusta a variaciones locales inducidas por la morfología de los obstáculos. En esta capa, resulta mucho más difícil extraer propiedades generales de cara a la dispersión de la contaminación atmosférica. Para ello se deben realizar aproximaciones basadas en una estructura tipo que, en nuestro caso, corresponderá al modelo conceptual del *street canyon*.

El modelo *street canyon* se fundamenta en un fenómeno dinámico del flujo del viento cuando incide en un ángulo elevado (superior a 30 grados) con respecto a un eje viario encerrado entre obstáculos (edificios), por el que se crea un vórtice interior perpendicular a dicho eje responsable de, por un lado, distribuir los contaminantes en la cavidad de la calle, y, por otro, de recircularlos en su interior, impidiendo su dispersión.

Se aplica idealmente cuando la dirección del viento dominante es perpendicular o cuasi-perpendicular a la dirección del eje de la vía para una relación altura/anchura ( $H/W$ )

mayor de 0.84, en lo que se conoce como *régimen de flujo rasante*. Conforme dicho ratio se reduce, en un rango entre 0.84 y 0.33, o *régimen de interferencia débil* el área de recirculación de los obstáculos se separa y se individualiza; por debajo de 0.33, se considera un *régimen de rugosidad aislada*, en el cual sólo existen alteraciones del régimen de flujo alrededor de obstáculos, sin incidencia en la circulación general (Oke, 1988; Vardoulakis *et al.*, 2002). Adviértase que la rugosidad de la superficie urbana actúa en varios sentidos: por un lado, favorece la capacidad de dispersión vertical de contaminantes, en la medida que acentúa el régimen turbulento; por el otro, ejerce una fuerza de arrastre que decelera el flujo de viento horizontal en el interior del dosel urbano; además, si la orientación de la vía con respecto a la dirección del viento supera cierto ángulo, los elementos volumétricos generan vórtices de recirculación perpendiculares al eje viario, que atrapan la contaminación.

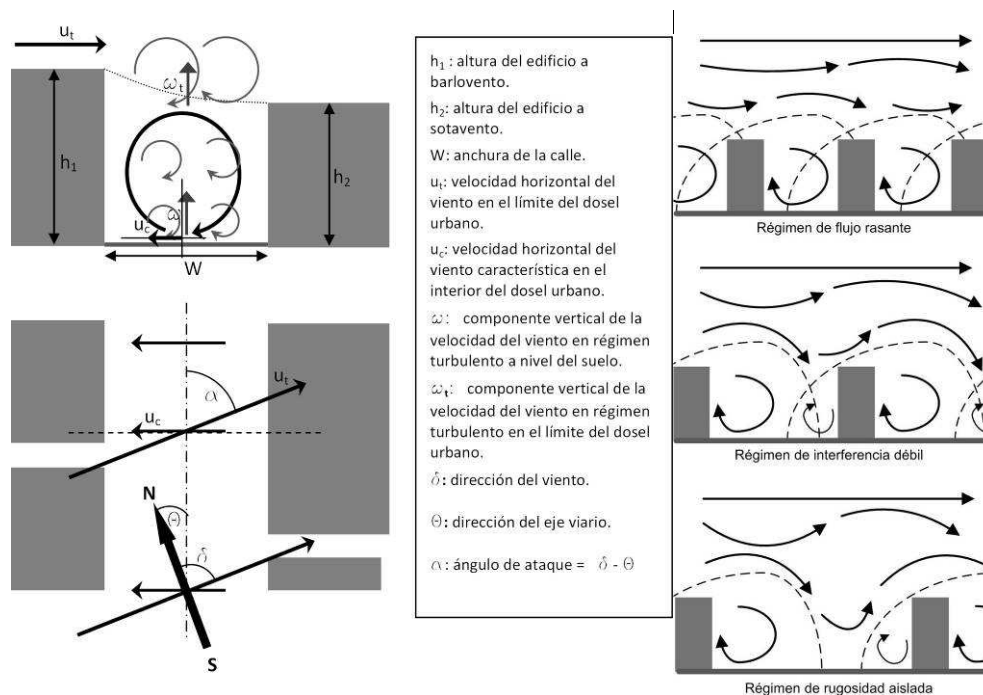


Figura 4. Esquema de las variables consideradas en el modelo street canyon y de los tres regímenes de flujo teóricos de acuerdo a la distancia de los elementos de fricción. Fuente: elaboración propia, a partir de Oke (1988) y Papathanassiou *et al.* (2007).

Dada la definición inicial del ámbito, este trabajo sólo contempla un factor de dispersión mínimo (de seguridad) para las inmediaciones de la vía; sin embargo, los parámetros clave de velocidad de advección y velocidad turbulenta vertical requieren un análisis a mayor escala (lo que aquí se denomina *escala urbana*), que, a su vez, parten de los datos registrados a escala regional (estadísticas de velocidad y dirección del viento). Dicho factor de dispersión a escala viaria, tal y como se deduce de Berkowick *et al.* (1997) y Papathanassiou *et al.* (2007), consistiría en la suma de la dispersión directa ( $D_{dir}$ ) asociada al flujo de aire en la capa rugosa y la dispersión por recirculación ( $D_{rec}$ ) en el seno de la cavidad que conforman los edificios que flanquean la vía. El modelo numérico al que se ajusta el cálculo del factor de dispersión se basa en los algoritmos del *Operational Street Pollution Model* (OSPM), adaptados y modificados de acuerdo a los objetivos anteriormente mencionados. En el mismo se atribuye la concentración final de

un contaminante determinado a la suma de la contribución directa ( $C_{dir}$ ) y la contribución por recirculación ( $C_{rec}$ ) (Berkowick *et al.*, 1997):

$$dC = dC_{dir} + dC_{rec} = Q(D_{dir} + D_{rec})$$

Por tanto, el paso de un régimen de flujo a otro será representado como una variación continua de la influencia del factor de dispersión por recirculación sobre la dispersión general.

La metodología a la que se ajusta el modelo de vulnerabilidad empleado en la evaluación de la incidencia del metro ligero de Granada sobre la calidad del aire se apoya en un conjunto de submodelos y algoritmos de diversas fuentes, convenientemente seleccionadas por criterios de operatividad y sencillez, cuyas variables adquieren importancia a diversas escalas. A continuación, se describen las distintas fases de trabajo en la implementación del modelo:

1. Obtención de datos estadísticos a escala regional: en primer lugar, es necesario obtener perfiles representativos de dirección y velocidad del viento, escogiendo para ello las direcciones más frecuentes y las velocidades medias para cada dirección. En este trabajo, se consultaron las estadísticas mensuales de dirección y velocidad del viento registradas para un período de 9 años en el Aeropuerto de Granada (Agencia Estatal de Meteorología, 2010); a partir de las mismas, se determinaron tres componentes predominantes: oeste ( $270^\circ$ ), oeste-noroeste ( $300^\circ$ ) y sur ( $180^\circ$ ), suponiendo en su conjunto el 56% de los escenarios de viento regional.

La media de la velocidad del viento por componente seleccionada se extrapola posteriormente al escenario urbano como el parámetro de velocidad de fricción ( $u^*$ ) del perfil logarítmico, tal y como propone Karppinen *et al.* (2000). Posteriormente, tras la fase 3, se extrapola también en altura mediante un perfil de estrés superficial (diferente al logarítmico).

2. Definición y caracterización morfológica de los elementos viarios (escala viaria): partiendo de la selección inicial del ámbito de referencia y sus correspondientes unidades de análisis, *tramos viarios*, se les atribuyen variables morfológicas que influyan en el comportamiento del viento y, por tanto, en la capacidad de dispersión a escala viaria, dándoseles un valor por cada tramo. En este trabajo, se contemplaron tres:

- *Dirección del eje viario*
- *Anchura de la vía*
- *Altura representativa de los edificios a barlovento y a sotavento*

Los cambios tanto en la dirección del eje viario como en la textura urbana, en este orden de importancia, fuerzan a subdividir los tramos principales en otros más detallados (*sub-tramos*). Para el caso de Granada, la caracterización de los elementos viarios se elaboró partiendo de la cartografía catastral (Dirección General del Catastro, 2007). Los 25 tramos básicos se subdividieron en un total de 110 sub-tramos.

3. Cálculo de parámetros de ajuste del perfil del viento y caracterización de la subcapa superficial (escala urbana): la determinación de la velocidad del viento a partir del perfil logarítmico que ya se vio anteriormente requiere conocer, por un lado, los parámetros de ajuste ( $z_0$  y  $d$ ) y los valores de la altura relativa a la superficie ( $z$ ) a unos niveles concretos. Tanto unos como otros dependen de la morfología urbana. Existe una gran variedad de métodos para su cálculo, con mayor o menor precisión, basados tanto en estimaciones teóricas como en observaciones de conjuntos de datos reales. Un conjunto de estos métodos, denominados *morfométricos*, exploran la distribución y forma de los obstáculos (edificios en este caso), representándolos a través de las siguientes variables (Bottema, 1997; Grimmond y Oke, 1999; Ratti *et al.*, 2002):
- *Altura media* de los obstáculos en un área determinada, (distinta de la altura representativa de los edificios en los laterales de la vía, propia de la escala viaria).
  - *Variabilidad de la altura*, o desviación típica con respecto a la media anterior.
  - *Coefficiente de ocupación* (convencionalmente conocido como  $\lambda_p$ , o *índice de área construida en el plano*), que expresa la proporción del área total ocupada por edificios en tanto por uno.
  - *Índice de área frontal* ( $\lambda_f$ ), o relación entre la suma del área vertical de los obstáculos expuesta al viento ( $y$ , por tanto, dependiente de la dirección de éste) y el área total.

Para el área metropolitana de Granada, el cómputo de las variables morfométricas se realizó a partir del tratamiento de un modelo digital de elevaciones basado en la cartografía catastral, mediante un conjunto de herramientas del software ArcGIS. Se seleccionaron áreas móviles de 100 x 100 m a lo largo del trazado, hallando un valor para cada punto del mismo por análisis focal (en una resolución de 4 x 4 píxeles), tras lo cual se obtuvo la media para cada transecto o sub-tramo previamente definido.

$z_0$  y  $d$  fueron calculados para cada sub-tramo a partir de las expresiones de Bottema (1997), modificada, en el caso de  $z_0$ , por Ratti *et al.* (2002), y adaptadas para este trabajo. Del mismo modo, la altura de mezcla y la altura máxima del dosel urbano se estimaron conforme a Hanna *et al.* (2003).





Figura 5. Ejemplo de representación cartográfica de las variables utilizadas, para la altura media y LAMBDA F (270°), correspondiente a los tramos 13 y 14 (Estación de Ferrocarril – Méndez Núñez). Fuente: elaboración propia, a partir de Dirección General del Catastro (2007).

4. Cálculo de las velocidades características del viento (escala urbana / viaria): La velocidad del viento es la variable fundamental en el cálculo del factor de dispersión, pues éste es directamente dependiente de su valor inverso. Ahora bien, existen cuatro tipos de velocidad que resultan de interés a la hora de aplicar posteriormente los algoritmos de dispersión del OSPM:
- *Velocidad de advección en el límite del dosel urbano ( $u_i$ ), o velocidad sobre el tejado de los edificios, que se calcula en base al perfil logarítmico a la altura indicada.*
  - *Velocidad de advección característica en el interior del dosel urbano ( $u_c$ ), que aquí se toma también como velocidad de advección en superficie, hallada directamente en función de la velocidad de fricción extrapolada y del índice de área frontal a partir de la expresión propuesta por Hanna *et al.* (2003).*
  - *Velocidad turbulenta vertical en la parte superior del cañón viario ( $w_{vt}$ ), derivada de la velocidad de advección superior, de acuerdo a Berkowick *et al.* (1997) y Papathanassiou *et al.* (2007); su cálculo se encuentra modificado a criterio propio de este trabajo mediante la adición de un término basado en la relación  $z_0/H$  para representar los efectos inducidos por la rugosidad superficial. A las turbulencias*



inducidas por la presencia de obstáculos, según el modelo original, se suman las turbulencias provocadas por el tráfico ligero y pesado en la parte inferior del cañón.

- *Velocidad turbulenta vertical en la parte inferior del cañón viario ( $\omega_w$ )*, similar al anterior, basado en la velocidad de advección en superficie y asumiendo una menor atenuación del efecto del tráfico (Berkowick *et al.*, 1997; Papathanassiou *et al.*, 2007).
5. Cálculo del factor de dispersión (vulnerabilidad / exposición), a escala viaria: el paso final consiste en el cálculo de los dos componentes del factor de dispersión. Dicho factor se expresa, para un foco lineal, como tiempo por unidad de área ( $T/L^2$ ). Tal y como ya se ha comentado, ambos se basaron en las expresiones del OSPM:
- *Dispersión directa*, en función de la inversa de la velocidad de advección superficial y un parámetro simple de dispersión en función del eje de propagación definido por Berkowick *et al.* (1997) y Papathanassiou *et al.* (2007), dependiente también de la velocidad del viento en superficie y de la velocidad turbulenta vertical, para el que se asume un valor inicial ( $h=2$  m en este trabajo, y en consonancia con las recomendaciones de ambos autores).
  - *Dispersión por recirculación*, que se fundamenta en un modelo de balance de materia en el interior de una sección bidimensional idealizada del espacio de recirculación (Berkowick *et al.*, 2007). Los flujos de salida de contaminantes vienen representados tanto por la velocidad advectiva característica del dosel urbano como por la velocidad turbulenta vertical.

Ambos valores de dispersión se ajustaron a la forma  $dC = Q \cdot D \cdot E(x)$ , simplemente, separando el parámetro de dispersión y convirtiéndolo en un factor de exposición relacionado positivamente con la velocidad de advección (transporte del contaminante) y negativamente con la velocidad turbulenta vertical en el dosel urbano (ventilación) y la distancia. Para este trabajo, se asumió una exposición máxima (1), dado a una distancia 0 del foco emisor.

Finalmente, los valores se agregan conforme a la media ponderada por tramo considerando las tres frecuencias relativas de dirección del viento y la longitud de cada sub-tramo.

### c. Indicadores de la calidad del aire

De los modelos anteriores se obtienen tres valores por tramo viario: uno de dispersión,  $D$ , otro de emisión directa ( $Q_{directa}$ ) por contaminante y otro de emisión indirecta por contaminante ( $Q_{indirecta}$ ).

Para aquellos contaminantes con relevancia local (CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, VOCs y PM<sub>10</sub>), interesa obtener un valor indicador de contribución a sus respectivos niveles de inmisión varía (dC), a partir de:

$$dC = Q_{directa} \cdot D \cdot E(x=0) = Q_{directa} \cdot D$$

En el caso de los gases de efecto invernadero (CO<sub>2</sub>, CO), se recurre directamente a la tasa de emisión por kilómetro de vía a escala global, considerando tanto las emisiones directas de los vehículos como las indirectas asociadas a la producción y distribución de la fuente energética empleada por cada modo de transporte. De esta forma:

$$Q_{global} = Q_{directa} + Q_{indirecta}$$

Con la intención de simplificar la valoración del impacto del metro ligero de Granada sobre la calidad local y global del medio atmosférico, se recurrió a tres índices que sintetizaran de alguna forma el volumen de datos generado por los modelos para cada tramo viario.

Relacionados con la calidad del aire local, se distinguen:

- *Índice Agregado de la Calidad del Aire (IACA)*: indicador adimensional que refleja el nivel de inmisión general de contaminantes en el aire en relación a unos valores de referencia, generalmente referidos como niveles de tolerancia o de protección (inspirados para este trabajo en los valores de referencia del Real Decreto 1073/2002). Se calcula como:

$$IACA = \sum_i \log_2 \frac{L_i}{C_i}$$

Donde L<sub>i</sub> corresponde al límite de tolerancia para el contaminante i, y C<sub>i</sub>, al nivel de inmisión estimado para el contaminante i, y que se obtiene como la suma del valor de contribución dC<sub>i</sub> y un valor de referencia para todo el trazado, que puede extraerse de la información registrada en las estaciones de medida de valores de fondo urbano para un período prolongado. El valor del IACA, por tanto, se relaciona de forma potencial con la razón entre el valor de referencia y el nivel de concentración, siendo negativo cuando el nivel de inmisión supera el límite considerado. El objetivo de haber seleccionado una expresión logarítmica es dar automáticamente un alto peso a los valores que se encuentran cerca del límite de tolerancia, reduciendo drásticamente el valor del índice cuando cualquiera de los contaminantes considerados se acerca a dicho nivel.

- *Índice de Precursores del Ozono Troposférico (IPOT)*: El nivel de ozono troposférico (O<sub>3</sub>) se encuentra entre los indicadores de calidad del aire más usados; sin embargo, su valor no se puede predecir por un simple modelo de emisión-dispersión, puesto que la formación de dicho contaminante se produce en el exterior de los vehículos y está sujeta a condiciones ambientales: luz, presión, temperatura y existencia de otros gases que intervengan en la compleja cadena de reacciones radicalarias involucradas. La solución adoptada a la hora de reflejar la posibilidad de formación de ozono en el ámbito viario del trazado del Metro Ligero consiste en emplear una expresión sencilla basada en las concentraciones de los dos principales precursores del ozono, los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) y los compuestos orgánicos volátiles (a los que se suele referir por su acrónimo en inglés, VOCs), en la cual éstos aparezcan como factores limitantes. Así:

$$IPOT = \sqrt{[NO_x] \cdot [VOC]}$$

El IPOT, en ningún caso, y pese a expresarse teóricamente en masa por unidad de volumen, representa la concentración de ozono troposférico. Por esta razón, se obviarán las dimensiones reales en la presentación de resultados.

En cuanto a los niveles de inmisión empleados, a diferencia del IACA, éstos sí se refieren solamente a la contribución del tráfico, sin añadir valores de fondo urbano.

Para la calidad del aire global, influida a largo plazo tanto por las emisiones directas como por las indirectas se emplea:

- *Emisión anual de CO<sub>2</sub> equivalente:* El presente indicador es una medida del calentamiento global potencial producido por las emisiones del sistema de transporte, basado en las emisiones globales de CO<sub>2</sub> y CO. Expresa la cantidad de dióxido de carbono necesaria para igualar el forzamiento radiativo provocado tanto directa como indirectamente por una mezcla de gases. Dado que lo que se pretende medir es el calentamiento global potencial inducido por una fuente de emisiones, se recurre al índice GWP<sub>100</sub> (*Global Warming Potential*), que expresa el ratio entre el forzamiento radiativo total por unidad de masa de un gas en un período de 100 años con respecto al que produciría la misma masa de CO<sub>2</sub> (IPCC, 2007). Para este caso, se consideran las emisiones de monóxido de carbono (CO), además del propio dióxido de carbono. Así, las emisiones anuales por tramo viario corresponden a:

$$CO_{2eq} = (Q_{global\ CO_2} + 1.9Q_{global\ CO})L_{trasmado}$$

Siendo L la longitud del tramo viario. El resultado final se expresa en kilotoneladas por año (kt/año).

#### IV. RESULTADOS PARA EL PROYECTO DE METRO LIGERO DE GRANADA

Tras la aplicación de los modelos e indicadores descritos a la implantación del metro ligero de Granada, considerando los dos escenarios, pre y post-operacional, (*escenario actual y escenario metropolitano*, en los términos empleados por el estudio), se generó una abundante colección de datos sobre tasas de emisión y valores de vulnerabilidad del medio atmosférico en entorno urbano. A continuación, se destacan los resultados más relevantes.

Con respecto a la contaminación atmosférica a escala local, se observa, en primer lugar, una reducción generalizada de los niveles de emisión viaria directa para los contaminantes con incidencia ambiental a dicha escala. Dicho resultado es previsible incluso antes de aplicar el modelo de vulnerabilidad, teniendo en cuenta los descensos en la demanda de uso del vehículo privado y en la frecuencia de paso de autobuses urbanos (con combustible diesel) previstos por los correspondientes estudios de modelización de la demanda de movilidad futura. Una muestra de ello es que los mismos valores de reducción proporcional del nivel de emisión se observan para la contribución del tráfico en los niveles de inmisión viarios (dC) (no en los niveles de emisión absolutos).

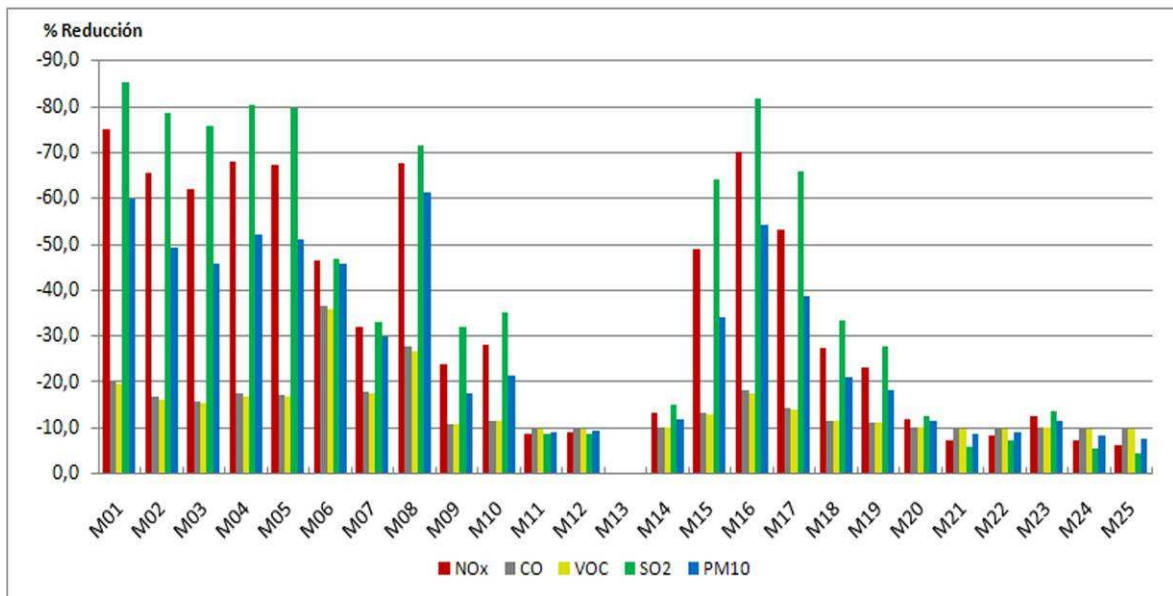
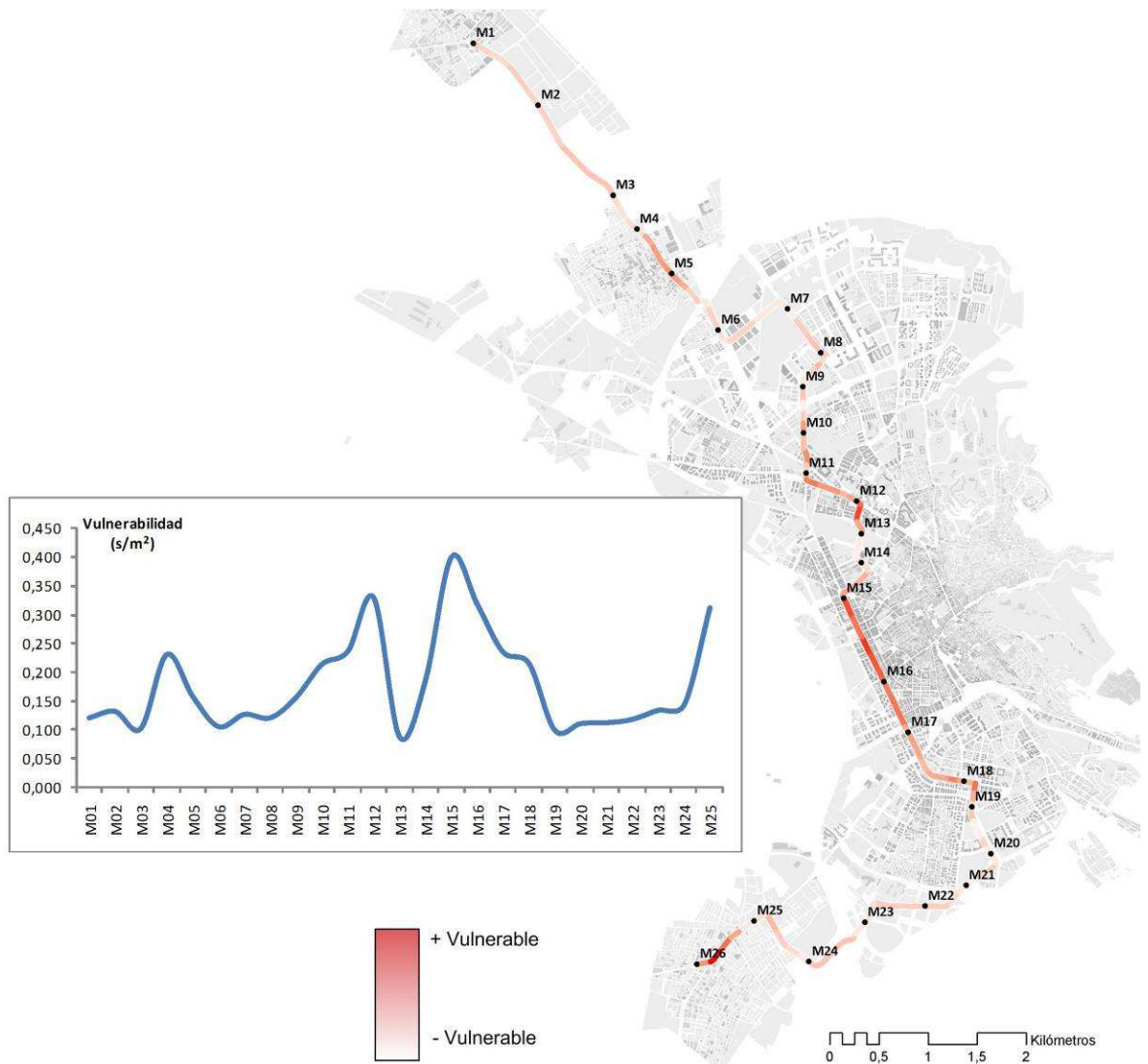


Figura 6. Reducción porcentual de los valores teóricos de emisión viarios (Q directa) y de los niveles de contribución del tráfico a la inmisión local (dC) previstos tras la implantación del metro ligero de Granada. Elaboración propia, a partir de Ayuntamiento de Granada (2007), AYESA, Junta de Andalucía (2002), EPYPSA/AIT (2007) y Ferrocarriles Andaluces (2005; 2006; 2008).

El factor de vulnerabilidad sobre el medio atmosférico multiplica por igual todas las tasas de emisión calculadas para un mismo tramo, independientemente del escenario. Su valor radica fundamentalmente en detectar los tramos más beneficiados por la reducción del tráfico inicialmente prevista, es decir, aquellos tramos más vulnerables y que ostentan reducciones más pronunciadas tras la implantación del metro ligero.

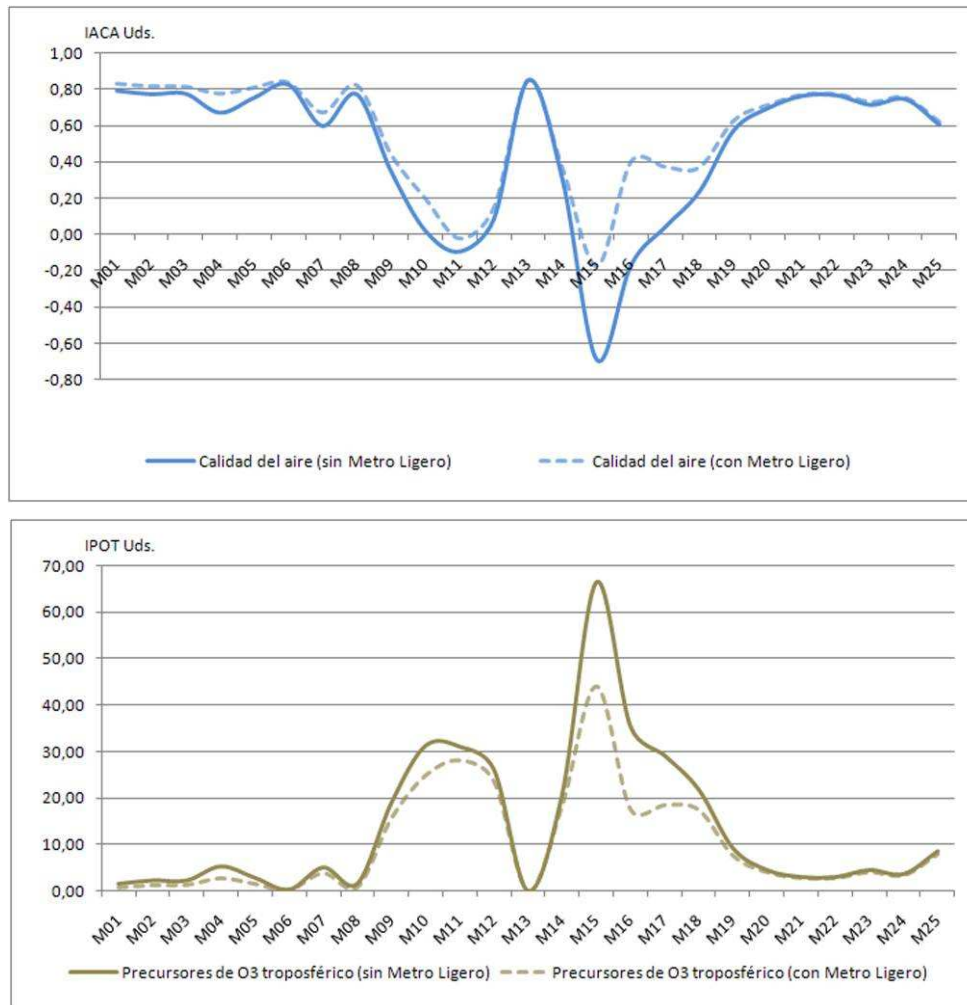


*Figura 7. Estimación de la vulnerabilidad del medio atmosférico frente a la contaminación atmosférica a escala viaria, basada en la morfología urbana. Elaboración propia, a partir de Ayuntamiento de Granada (2007), AYESA, Junta de Andalucía (2002), EPYPSA/AIT (2007) y Ferrocarriles Andaluces (2005; 2006; 2008).*

En este sentido, destacan principalmente los tramos céntricos del recorrido del metro (15 y 16), en los que la morfología urbana y viaria muestra mayor propensión a episodios de contaminación atmosférica bajo régimen de viento, a la par que niveles más altos de tráfico. La calle por la que discurren estos tramos (Camino de Ronda), es la que más se aproxima a un modelo de cañón viario ideal, presentando mayores alturas, junto ratios de altura/anchura más cercanos a 1, y un régimen de vientos de componente oeste predominante, con ángulos de ataque cerrados.

Los índices IACA e IPOT registran, en consonancia, mejoras en los factores que representan, remarcables en el caso de los tramos céntricos. El IACA presenta valores por debajo de cero para aquellos casos en los que alguno o varios niveles de inmisión

teóricos superan los límites de tolerancia especificados, lo que, en el contexto del análisis, sólo puede interpretarse en términos relativos. Por otra parte, el máximo alcanzado en el tramo 13 corresponde íntegramente a los niveles medios de fondo urbano observados por la estación próxima (Paseillos Universitarios), ya que no se encuentra afectado directamente por el tráfico<sup>2</sup>.



*Figura 8. Variación en los indicadores IACA e IPOT a lo largo del trazado tras la implantación del metro ligero de Granada. Elaboración propia, a partir de Ayuntamiento de Granada (2007), AYESA, Junta de Andalucía (2002), EPYPSA/AIT (2007) y Ferrocarriles Andaluces (2005; 2006; 2008).*

Con respecto a la incidencia potencial de la implantación del metro ligero sobre la calidad del aire global a largo plazo, no se pudo prever de antemano la

<sup>2</sup> Lo que no quiere que no se produzcan variaciones reales en los niveles de inmisión. Es más preciso señalar que zonas como ésta quedan fuera del ámbito de aplicación del modelo, dada la falta de un valor de emisión viaria directa.



dirección del impacto, dado que existe un balance entre la reducción de las emisiones (directas e indirectas) de gases de efecto invernadero debida a la captación de los flujos de tráfico y modificación de las líneas de bus urbano, y el incremento de las emisiones indirectas a consecuencia de la demanda energética del nuevo modo de transporte. La representatividad ganada de un escenario a otro por un modo alimentado por energía eléctrica, menos encarecida en lo que respecta a emisiones de GEI comparada con el uso de combustibles, justifica, no obstante, la adopción del metro ligero como medida estratégica en un marco de mejora de la calidad ambiental asociada al transporte. En efecto, para el caso de Granada, se estima una reducción de 5,2 kt/año en las emisiones de CO<sub>2</sub> equivalente (cerca del 17% con respecto a la tasa inicial) asociadas al sistema de transporte del ámbito analizado.

La valoración del indicador por tramos revela una relación importante entre el nivel inicial de tráfico y la reducción en la tasa anual de emisiones de GEI, de modo que algunos tramos con tasas de emisiones globales reducidas en el escenario pre-operacional (1, 6 y del 20 al 24) muestran incrementos en éstas, aunque ampliamente compensadas por una mejora general de la calidad del aire global a lo largo del trazado.

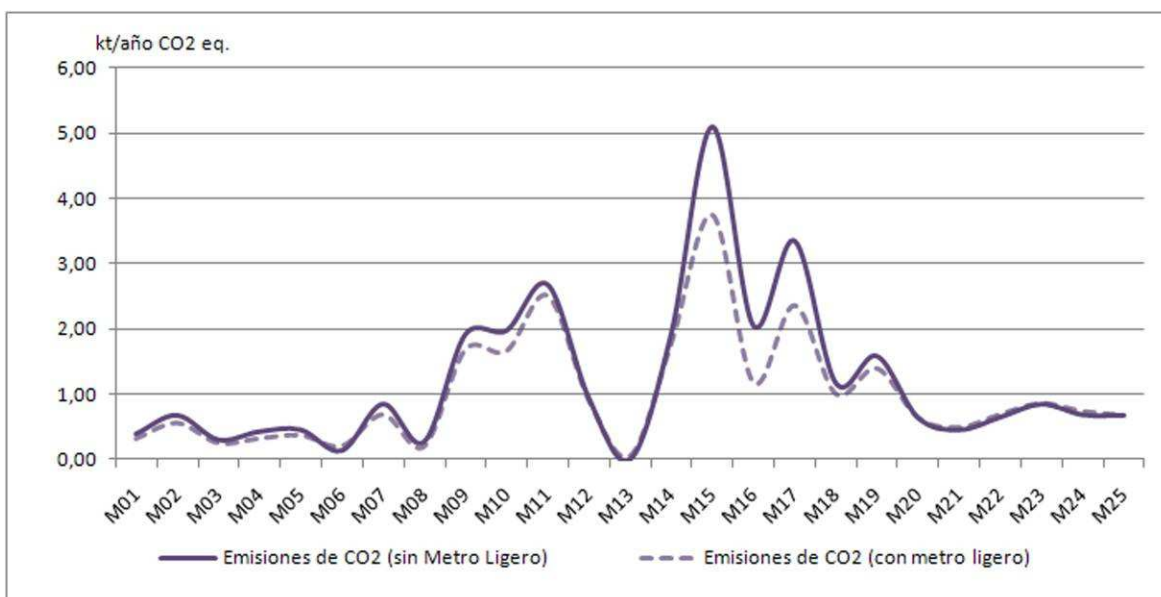


Figura 9. Variación en la tasa de anual de emisiones de dióxido de carbono equivalente tras la implantación del metro ligero de Granada. Elaboración propia, a partir de Ayuntamiento de Granada (2007), AYESA, Junta de Andalucía (2002), EPYPSA/AIT (2007) y Ferrocarriles Andaluces (2005; 2006; 2008).

## V. CONCLUSIONES

Los indicadores de calidad del aire, basados en la combinación de modelos y submodelos descritos y apoyados por fuentes bibliográficas, responden adecuadamente al problema planteado desde el principio: en qué medida la implantación del metro ligero de Granada supone una mejora de la calidad del aire, tanto a escala local como global, y, sobre todo, qué partes del recorrido (tramos viarios) refuerzan o, por el contrario, limitan dicha incidencia positiva. En general, el trabajo ha reforzado la hipótesis de mejora de la calidad ambiental con datos cuantitativos aproximados que, de algún modo, ponen de manifiesto su magnitud.

El modelo de vulnerabilidad, uno de los puntos más destacados en la comunicación, parece responder con holgura a los cambios de la morfología urbana y, por tanto, pone de manifiesto la heterogeneidad del medio receptor de las emisiones locales; no obstante, se sugieren futuras comprobaciones, en base a análisis de sensibilidad de las variables empleadas y el contraste con datos empíricos. Su capacidad predictiva de los valores de inmisión, sin embargo, se encuentra muy limitada por varios motivos:

- Ciertas adaptaciones del modelo obedecen a simplificaciones que lo convierten en inviable para evaluar escenarios temporalmente precisos. Los autores recomiendan el uso de los distintos modelos citados para obtener valores orientativos a largo plazo.
- No se consideran procesos de deposición y degradación de contaminantes, propios de modelos más precisos.
- Se simplifica la contribución externa de otras fuentes de emisión diferentes a la propia vía.

Del mismo modo, y como se comprueba en la gran diversidad de trabajos sobre modelización de la capacidad dispersiva del medio atmosférico en entorno urbano, no debería descartarse la elección de otros submodelos más precisos o, por el contrario, con un mayor valor diagnóstico (sin referirse necesariamente a unidades de concentración); junto con esto, el ámbito de análisis podría extenderse en escala y dimensiones mediante la elaboración de mapas de vulnerabilidad, basados en el factor de dispersión  $D$ , y el análisis de impacto de fuentes concretas añadiendo el factor de exposición  $E(x)$ .

La posibilidad de discriminar vías o áreas a la hora de plantear medidas para reducir la contaminación atmosférica, como la restricción del acceso al tráfico privado o la implantación de líneas de transporte público, o de contrastar criterios para el emplazamiento de una instalación emisora, es un ejemplo de la utilidad prevista en el desarrollo futuro de este instrumento. Del mismo modo, la equiparación de los dos ámbitos de la calidad del aire, local y global, podría extenderse a la elaboración de un indicador de impacto común.

### Agradecimientos

**La presente comunicación ha sido posible gracias a los dos siguientes proyectos de investigación:**

-Guía metodológica para la integración metropolitana sostenible de los sistemas de metro ligero. INTEGRA-ME". Proyectos de Investigación de Excelencia. Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa de la Junta de Andalucía. PO9-RNM-5394. 2010-2014.

-“El metropolitano de Granada como instrumento de innovación, calidad y sostenibilidad urbana”.  
Contrato de Investigación con la Empresa Ferrocarriles de Andalucía. 2009-2011.

## VI. REFERENCIAS

- Berkowick R., Hertel O., Larsen S.E., Sorensen N.N., Nielsen M. (1997), *Modelling Traffic Pollution in Streets*, National Environmental Research Institute, Danish Ministry of Environment and Energy.
- Bottema M. (1997), Urban Roughness in Relation to Pollutant Dispersion, *Atmospheric Environment*, Vol. 31. No. 18. pp. 3059-3075.
- Britter R.E, Hanna S.R. (2003), Flow and Dispersion in Urban Areas, *Annu.Rev.Fluid.Mech.* 35:469-96.
- Den Boer L.C., Brouwer F.P.E., van Essen H.P. (2008), *Studie naar Transport Emissies van Alle Modaliteiten*, CE Delft.
- Grimmond C.S.B., Oke T.R. (1999), Aerodynamic Properties of Urban Areas Derived from Analysis of Surface Form, *Journal of Applied Meteorology*, Vol. 38. pp. 1262 – 1291.
- Hanna S.R., Britter R., Franzese P. (2003), A Baseline Urban Dispersion Model evaluated with Salt Lake City and Los Angeles tracer data, *Atmospheric Environment*, Vol. 37. pp. 5069-5082.
- IPCC (2007), Fourth Assessment Report: Climate Change 2007.
- Karppinen A., Joffre S.M., Kukkonen J. (2000), The Refinement of a Meteorological Preprocessor for the Urban Environment, *Int: J. Environment and Pollution*, Vol. 14, No. 1-6, pp. 565-572.
- Oke T.R. (1988), Street Design and Urban Canopy Layer Climate, *Energy and Buildings*, 11: 103-113.
- Papathanassiou A., Ioannis D., Moussiopoulos N. (2007), A Simplified Three-Dimensional Approach to Street Canyon Modelling using SEP-SCAM, *Environmental Modelling & Software*, 23: 304-313.
- Ratti C., Di Sabatino S., Britter R., Brown M., Caton F., Burian S. (2002), Analysis of 3-D Urban Databases with respect to Pollution Dispersion for a Number of European and American Cities, *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 2: 459-469 .
- Van Essen H.P., Bello O., Dings J., van den Brinck R. (2003), *To Shift or Not to Shift, that's the Question: The Environmental Performance of Freight and Passenger Transport in the Policy Making Context*, CE Delft.
- Vardoulakis S., Fisher B.E.A., Pericleous K., Gonzalez-Flesca N. (2002), Modelling Air Quality in Street Canyons: a Review, *Atmospheric Environment*, Vol 37. pp. 155-182.