



UNIVERSIDADE DE  
COIMBRA

Daniela Maria da Costa Santos Oliveira

ESTUDO DA POLUIÇÃO DO AR NA ENVOLVENTE  
DE UM TÚNEL RODOVIÁRIO

Dissertação de Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente, na área de Especialização em Território e Gestão do Ambiente, orientada pela Professora Doutora Oxana Anatolievna Tchepel e apresentada ao Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.

Agosto de 2020

Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra  
Departamento de Engenharia Civil

Daniela Maria da Costa Santos Oliveira

# Estudo da poluição do ar na envolvente de um túnel rodoviário

## STUDY OF AIR POLLUTION IN THE VICINITY OF A ROAD TUNNEL

Dissertação de Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente, na área de Especialização em Território e Gestão do Ambiente,  
orientada pela Professora Doutora Oxana Anatolievna Tchepele

Esta Dissertação é da exclusiva responsabilidade do seu autor. O Departamento de Engenharia Civil da FCTUC  
declina qualquer responsabilidade, legal ou outra, em relação a erros ou omissões que possa conter.

agosto de 2020



UNIVERSIDADE D  
COIMBRA

## **AGRADECIMENTOS**

À Professora Oxana, um agradecimento especial, não só por ter proporcionado o desenvolvimento deste trabalho, como também por toda a atenção prestada ao longo destes meses, mesmo quando o caminho parecia apenas trazer obstáculos.

Ao Eng. João, pelo auxílio na recolha de dados, pela disponibilidade e principalmente por todos os “sermões” de apoio nas horas certas. À Eng. Noela, obrigada por toda a ajuda disponibilizada.

À Eng. Nádia, em representação da empresa ACRIBIA, pela simpatia e pela disponibilização da informação necessária relativa ao sistema de ventilação do túnel em estudo.

Aos amigos, aos que sempre estiveram presentes e aos que marcaram este percurso: obrigada por todo o apoio, pelas palavras amigas, pelos amparos e pelo incentivo constante de continuar, não desistir e de fazer sempre melhor. Obrigada por todos os momentos proporcionados ao longo de todos estes anos e um grande perdão pelas ausências e por todos os convites recusados.

À família, em especial aos meus pais e irmão, por estarem sempre presentes, pela paciência infindável, amizade e companheirismo. Obrigada por terem dado a oportunidade de vivenciar toda esta aventura e principalmente por terem feito parte dela. Ainda assim, o maior agradecimento vai muito além destes últimos anos. Obrigada por serem as pessoas que são, pela vossa integridade, por todos os valores e educação que transmitiram e por terem dado o espaço necessário para que me pudesse tornar na pessoa que hoje sou. Obrigada!

## RESUMO

O setor dos transportes é uma das principais fontes de poluição em áreas urbanas. Assim, é essencial determinar quais os locais mais suscetíveis a elevadas concentrações de poluentes provenientes do tráfego rodoviário de modo a que, com recurso a ferramentas de modelação, possa ser avaliada a qualidade do ar. Neste sentido, os túneis rodoviários podem levar a elevados níveis de concentrações de poluentes nas imediações dos portais de saída, sendo a modelação aplicada a estas infraestruturas uma ferramenta útil para determinar as concentrações que deles advêm para o ambiente exterior.

Esta dissertação teve como principal objetivo a definição e implementação de uma metodologia para avaliação dos níveis de poluição resultantes de um túnel rodoviário para a sua envolvente exterior. Para atingir o objetivo definido foi utilizado o modelo de dispersão Gaussiano *ADMS-Roads* que requer como dados de entrada emissões, dados meteorológicos, concentrações de fundo e a caracterização física do túnel e do edificado. Os dados necessários para a quantificação de emissões ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  e  $\text{PM}_{10}$ ) e para validação do modelo de Qualidade do Ar foram obtidos através da implementação de uma campanha experimental, procedendo-se à contagem manual de veículos e a medições de PM efetuadas pelo equipamento GRIMM. As emissões foram quantificadas segundo Modelos de Velocidade Média. Após o processo de modelação, as concentrações obtidas foram analisadas espacialmente com recurso a ferramentas SIG, tendo sido comparadas e validadas com as concentrações registadas pelo equipamento GRIMM e numa Estação Urbana de Tráfego da rede nacional de monitorização de Qualidade do Ar.

A metodologia foi implementada num túnel rodoviário situado na Avenida João XXI, em Lisboa, nos dias 7 e 8 de outubro de 2019. A contribuição local do tráfego rodoviário atingiu uma concentração máxima horária de  $\text{NO}_2$  de  $11,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e uma concentração média diária de  $\text{PM}_{10}$  de  $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , contribuindo o túnel rodoviário somente com um máximo de  $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. Os valores-limite estabelecidos pela legislação nacional em vigor são cumpridos para os poluentes analisados. Os indicadores estatísticos analisados neste estudo demonstraram um bom desempenho do modelo *ADMS-Roads*, relativamente às concentrações registadas na Estação Urbana de Tráfego de Entrecampos. Contrariamente, um maior período de medições pelo equipamento GRIMM seria necessário para uma comparação e validação adequadas dos resultados do modelo.

**Palavras-chave:** Modelo de Dispersão, Poluição do Ar, Tráfego Rodoviário, Túnel Rodoviário

## ABSTRACT

The transport sector is one of the major sources of air pollution in urban areas. Thus, it is essential to determine what areas are most susceptible to high concentrations of pollutants related with road traffic so that, using modeling tools, air quality can be assessed. In this context, road tunnels can lead to high levels of pollutant concentrations in the vicinity of the exit portals, with modeling applied to these infrastructures being a useful tool to determine the concentrations that result from them to the outside environment.

The main objective of this work was the definition and implementation of a methodology for assessing air quality in the surrounding area of a road tunnel, in order to analyze its contribution to air pollution in the study area. To achieve this main goal, it was used the Gaussian dispersion model *ADMS-Roads*, which requires the entry of input data, such as emissions, meteorological data, background concentrations and physical characterization of the road tunnel and *street canyon*. In addition, specific data related to the characteristics of were also considered. The necessary data for the quantification of emissions ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  and  $\text{PM}_{10}$ ) and for the validation of the Air Quality model were obtained through the implementation of an experimental campaign, proceeding to manual counting of vehicles and PM measurements made by GRIMM equipment. The emissions were quantified according to Average Speed Models. After the modeling process, the concentrations obtained were analyzed spatially, using GIS tools, and compared and validated with the concentration recorded by GRIMM and at Urban Traffic Station from the national air quality monitoring network.

The methodology was implemented in a road tunnel located on João XXI Avenue, in Lisbon, from October 7th to 8th of 2019. The local contribution of road traffic reached a maximum  $\text{NO}_2$  concentration of  $11,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  hourly and a daily average  $\text{PM}_{10}$  concentration of  $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , with the road tunnel contributing only with a maximum of  $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  and  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectively. The limit values established by the national legislation currently in force are met for the pollutants analyzed. The statistical indicators analyzed in this study have demonstrated a good performance of the model *ADMS-Roads*, in relation to the concentrations recorded at Entrecampos Urban Traffic Station. Conversely, a longer period of measurements by GRIMM equipment would be necessary for an adequate comparison and validation of the model results.

**Key words:** Dispersion Model, Air Pollution, Road Traffic, Road Tunnel

---

## ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO.....	1
1.1	Objetivo da dissertação.....	2
1.2	Estrutura da dissertação.....	3
2	ESTADO DA ARTE.....	4
2.1	Qualidade do ar.....	4
2.2	Emissões provenientes do tráfego rodoviário.....	8
2.3	Túneis rodoviários.....	10
2.3.1	Sistemas de ventilação nos túneis rodoviários.....	12
2.3.2	Estudos relevantes realizados em túneis rodoviários.....	14
2.4	Modelação da qualidade do ar: os modelos gaussianos.....	16
3	METODOLOGIA.....	22
3.1	Definição e caracterização da área de estudo.....	22
3.2	Cálculo de emissões.....	24
3.2.1	Dados de atividade.....	26
3.2.2	Fatores de emissão.....	28
3.3	Modelação da qualidade do ar.....	32
3.3.1	Dados meteorológicos.....	33
3.3.2	Concentrações de fundo e de tráfego.....	36
3.3.3	Caracterização do túnel rodoviário da Av. João XXI.....	38
3.3.4	Modelação do tráfego rodoviário no exterior do túnel rodoviário.....	44
3.3.5	Caracterização do <i>street canyon</i> .....	45
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
4.1	Emissões de NO <sub>2</sub> , PM <sub>2.5</sub> e PM <sub>10</sub> .....	48
4.2	Concentração de poluentes.....	49
4.2.1	Dióxido de azoto.....	50
4.2.2	Matéria particulada.....	52
4.2.3	Observações gerais.....	57
4.3	Análise estatística do desempenho do modelo.....	58
5	CONCLUSÕES.....	61
6	REFERÊNCIAS.....	64
	ANEXO A.....	71
	ANEXO B.....	73
	ANEXO C.....	77

## 1 INTRODUÇÃO

A degradação da qualidade do ar está atualmente no centro das maiores preocupações ambientais. A população residente nas áreas urbanas é cada vez maior, requerendo o constante desenvolvimento destas áreas e aumentando, conseqüentemente, a suscetibilidade a maiores níveis de poluição (UNECE, 2016). Segundo dados da Organização Mundial da Saúde (OMS) em 2016, 91% da população mundial respirava ar poluído e mais de metade da população urbana estava exposta a níveis de poluição acima dos valores recomendados. Em resultado, estima-se que cerca de 4.2 milhões de pessoas tenha morrido prematuramente devido à poluição do ar (WHO, 2018). Invisível aos olhos de muitos, a degradação da qualidade do ar é responsável pelo agravamento de várias doenças cardíacas e pulmonares (UNECE, 2016; WHO, 2017).

O setor dos transportes é um dos principais contribuintes para a degradação da qualidade do ar em áreas urbanas, sendo o tráfego rodoviário responsável por grande parte das emissões de óxidos de azoto e de matéria particulada (EEA, 2013; PIARC, 2019a). Segundo a Agência Europeia do Ambiente, em 2016, 88% das concentrações de NO<sub>2</sub> acima do valor-limite registadas por estações de qualidade do ar na Europa provinham de estações diretamente afetadas por poluição de tráfego. Do mesmo modo, 27 países da Europa apresentaram excedências do valor-limite diário de PM<sub>10</sub> presente na Diretiva Qualidade do Ar (50 µg/m<sup>3</sup>) e 42% da população urbana da União Europeia (UE) esteve perante níveis acima do valor anual recomendado pela OMS (20 µg/m<sup>3</sup>) (EEA, 2018a).

Perante a crescente, e necessária, evolução do setor dos transportes, os túneis rodoviários têm um papel crucial na redistribuição do tráfego. Outras vantagens prendem-se com o uso mais eficiente do solo e com o desenvolvimento da rede de transportes em terrenos de maior complexidade (NHI, 2009; Sturm, 2018). Contudo, para que o impacto permaneça positivo, é fundamental que estas infraestruturas respeitem requisitos ambientais e de qualidade do ar, por exemplo através da implementação correta de sistemas de ventilação ou, em caso de túneis bidirecionais, de paredes de anti-recirculação (NHI, 2009; TRL, 2009). Vários estudos comprovam o registo de excedências de concentrações de poluentes em túneis rodoviários, tanto no seu interior como no seu exterior (Almeida-Silva et al, 2011; Oliveira et al, 2011). De um modo geral, as concentrações dos poluentes acumulam-se progressivamente no interior do túnel, desde o portal de entrada até ao portal de saída, onde se registam as concentrações máximas libertadas para a atmosfera. Neste contexto, caso os valores-limite definidos na legislação não sejam cumpridos, a pluma de poluentes libertada para a atmosfera pelos portais

pode expor, a longo prazo, a população que reside ou trabalha nas proximidades, podendo resultar em graves consequências para a saúde (NHMRC, 2008). De facto, vários estudos demonstram que as plumas de poluentes podem alcançar cerca de 200 metros de comprimento antes de atingirem concentrações mais baixas, sem influência direta do túnel rodoviário (NHMRC, 2008; Balczó et al, 2011). Deste modo, a identificação de zonas suscetíveis a excedências dos valores-limite impostos por lei é o ponto de partida para a implementação de medidas que visem melhorar a qualidade do ar e para a sua preservação.

## 1.1 Objetivo da dissertação

O principal objetivo desta dissertação consiste na definição e implementação de uma metodologia que permita avaliar os níveis de poluição que advêm de um túnel rodoviário para a sua envolvente exterior. Neste contexto, o presente estudo é focado exclusivamente na qualidade do ar nas imediações de um portal de saída de um túnel rodoviário, recorrendo-se a ferramentas de modelação para a obtenção de concentrações de  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  e  $NO_2$ , posteriormente comparadas e validadas com concentrações medidas. Este trabalho incide num túnel rodoviário localizado em Lisboa, na Av. João XXI, tendo também em consideração o tráfego rodoviário na envolvente do túnel.

De modo a atingir este objetivo, as seguintes tarefas são definidas:

- Revisão da literatura publicada relativa à avaliação da degradação da qualidade do ar, bem como da aplicação de modelação em estudos de escala local na envolvente de túneis rodoviários.
- Implementação de uma campanha experimental para recolha de informação relativa ao volume de tráfego rodoviário na área de estudo, com recurso a contagens de tráfego manuais. Simultaneamente, serão efetuadas medições das concentrações de matéria particulada na proximidade de um dos portais de saída do túnel rodoviário para posterior comparação e validação dos resultados obtidos pelo modelo.
- Identificação e aplicação da metodologia mais adequada para o cálculo das emissões dos poluentes, de acordo com os objetivos definidos para o presente estudo.
- Recolha e tratamento dos dados de entrada necessários para o modelo de qualidade do ar, como as emissões, as concentrações de fundo, os dados meteorológicos e as características do *street canyon* e do túnel rodoviário.
- Análise espacial da dispersão dos poluentes, com recurso a Sistemas de Informação Geográfica (SIG).
- Comparação e validação dos resultados obtidos pelo modelo com os valores medidos durante a campanha experimental e com os valores registados na estação de



monitorização de qualidade do ar. Do mesmo modo, os resultados serão também analisados face aos valores definidos na legislação atual e aos valores recomendados pela OMS.

## 1.2 Estrutura da dissertação

Esta dissertação encontra-se repartida em quatro capítulos adicionais à presente Introdução:

- No Capítulo 2 – Estado da Arte – é inicialmente abordada, num contexto geral, a problemática da poluição do ar relacionada com o setor dos transportes. Neste contexto, maior ênfase é dado aos túneis rodoviários e aos impactes negativos que estes podem ter na degradação da qualidade do ar na zona envolvente aos portais de saída. Igual destaque é atribuído à modelação como ferramenta relevante na avaliação da qualidade do ar e aos principais fatores que a influenciam. Uma revisão da literatura existente é feita, abordando diferentes estudos realizados em túneis rodoviários focados em diferentes métodos de medição e modelação.
- No Capítulo 3 – Metodologia – apresenta-se inicialmente um enquadramento da área de estudo. Posteriormente subdivide-se este capítulo em duas etapas distintas e igualmente relevantes: numa primeira etapa, o procedimento para determinação das emissões dos poluentes atmosféricos provenientes do tráfego rodoviário em circulação num troço do túnel e na sua envolvente, segundo a metodologia disponibilizada pelo *EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook*; numa segunda etapa, o procedimento para a estimativa das concentrações de poluentes através do modelo gaussiano *ADMS-Roads*, tendo em conta os dados de entrada necessários.
- O Capítulo 4 – Resultados – e de forma idêntica ao anterior, subdivide-se em duas partes essenciais. Na primeira parte são apresentados os resultados relativos à quantificação das emissões dos poluentes atmosféricos. Na segunda parte evidenciam-se os resultados obtidos pelo modelo de dispersão e a sua discussão. Neste seguimento, e por fim, é feita uma análise ao desempenho do modelo recorrendo a análise estatística para validação dos resultados da modelação através de dados monitorizados.
- No Capítulo 5 – Conclusões – apresentam-se as principais conclusões do trabalho elaborado, assim como algumas das dificuldades encaradas ao longo do seu desenvolvimento. Para finalizar, possíveis trabalhos futuros são sugeridos.

---

## 2 ESTADO DA ARTE

No capítulo 2 abordam-se, inicialmente, a problemática da poluição do ar, bem como o contributo negativo do setor dos transportes rodoviários para a degradação da qualidade do ar nas áreas urbanas. Também os limites legislativos de controlo da poluição atmosférica são apresentados. Posteriormente, maior foco é dado aos túneis rodoviários e aos seus impactes no meio ambiente. Para finalizar o presente capítulo, apresentam-se alguns conceitos gerais relativos aos modelos gaussianos e ao tipo de modelo escolhido no âmbito deste trabalho.

### 2.1 Qualidade do ar

A poluição do ar é uma das maiores preocupações ambientais, impulsionando as alterações climáticas e danificando os ecossistemas e a saúde humana. À escala local, estas preocupações focam-se essencialmente nas áreas urbanas, onde a crescente expansão urbana tem conduzido a elevados níveis de poluição do ar. O inevitável desenvolvimento dos vários setores, seja os setores dos transportes, industrial, energético e da agricultura acarreta também um aumento da degradação da qualidade do ar, tornando as áreas urbanas mais suscetíveis aos impactes da poluição (UNECE, 2016).

Foi nos anos 80 que uma maior consciencialização ambiental começou a surgir a nível global, levando progressivamente à criação de diretrizes e padrões de qualidade do ar que estabelecem valores aceitáveis de poluição. Contudo, para certos poluentes, estes valores podem ser apenas indicativos. De acordo com um relatório elaborado pela Organização Mundial da Saúde (OMS), os efeitos nocivos à saúde humana provocados por matéria particulada (PM) não se verificam apenas com exposição acima dos valores recomendados, mas também abaixo destes (WHO, 2017). Ainda assim, a adaptação destes limites legais pelos vários países é de extrema relevância para a preservação da qualidade do ar e para a proteção da saúde e bem-estar das pessoas, bem como dos seres vivos em geral.

Com o intuito de melhorar o processo de avaliação da Qualidade do Ar, surge, a 21 de maio de 2008, a Diretiva 2008/50/CE, também denominada como Diretiva Qualidade do Ar (DQA). Nesta são estabelecidos os valores-limite e os limiares de alerta e de informação para poluentes atmosféricos relevantes com o intuito de proteger a saúde humana e promover um ar mais limpo na Europa (CE, 2008). Posteriormente, a DQA foi transposta para o direito nacional pelo Decreto Lei n.º 102/2010, alterado pelo Decreto Lei n.º 43/2015 e recentemente

pelo Decreto Lei n.º 47/2017 de 10 de maio, que “estabelece o regime da avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente” (DL n.º 47/2017). O Quadro 2.1 resume, para alguns poluentes pertinentes, os valores recomendados pela OMS (WHO, 2006), assim como o valor-alvo relativo ao ozono ( $O_3$ ) e os valores-limite relativos ao dióxido de azoto ( $NO_2$ ) e a matéria particulada com diâmetro inferior a  $10\mu m$  e  $2,5\mu m$  ( $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$ , respetivamente), definidos na legislação portuguesa.

Quadro 2.1 – Valores recomendados pela OMS e valores estipulados pela DQA para poluentes selecionados:  $NO_2$ ,  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$  (valores-limite) e a  $O_3$  (valor-alvo).

Poluente	Período temporal	OMS	DL n.º 102/2010	Observações
$NO_2$ [ $\mu g/m^3$ ]	1 hora	200	200	A não exceder mais de 18 vezes por ano civil
	Ano civil	40	40	
$PM_{10}$ [ $\mu g/m^3$ ]	24 horas	50	50	A não exceder mais de 35 vezes por ano civil
	Ano civil	20	40	
$PM_{2,5}$ [ $\mu g/m^3$ ]	24 horas	25	-	A não exceder mais de 3 dias por ano civil
	Ano civil	10	25 (Fase 1)	Depois de 1 de janeiro de 2015
			20 (Fase 2)	Depois de 1 de janeiro de 2020
$O_3$ [ $\mu g/m^3$ ]	8 horas	100	120	A não exceder mais de 25 dias, em média, por ano civil, num período de 3 anos

Nas áreas urbanas, maior ênfase é atribuído a óxidos de azoto ( $NO_x$ ), a matéria particulada, sobretudo com diâmetro inferior a 2,5 micrómetros ( $PM_{2,5}$ ) e ao ozono, sendo os poluentes atmosféricos que maior impacto têm na saúde humana (UNECE, 2016; EEA, 2018a).

### Monitorização da Qualidade do Ar

A relevância da monitorização da qualidade do ar é evidenciada ao permitir a avaliação do nível de exposição da população e, assim, constatar se os valores-limite estipulados pela DQA são cumpridos. De acordo com o DL n.º 102/2010, a avaliação e gestão da qualidade do ar é

da competência das Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) que, em concordância com a Agência Portuguesa do Ambiente (APA), devem preservar a sua qualidade.

Divididas em três grandes grupos, as estações de monitorização podem ser classificadas de acordo com a sua localização, como urbanas, suburbanas ou rurais, e de acordo com as fontes de emissão na sua envolvente, com sendo de tráfego, industriais ou de fundo. A Figura 2.1 sintetiza as redes de monitorização existentes em função das fontes de emissão associadas (CCDR-LVT, 2017).

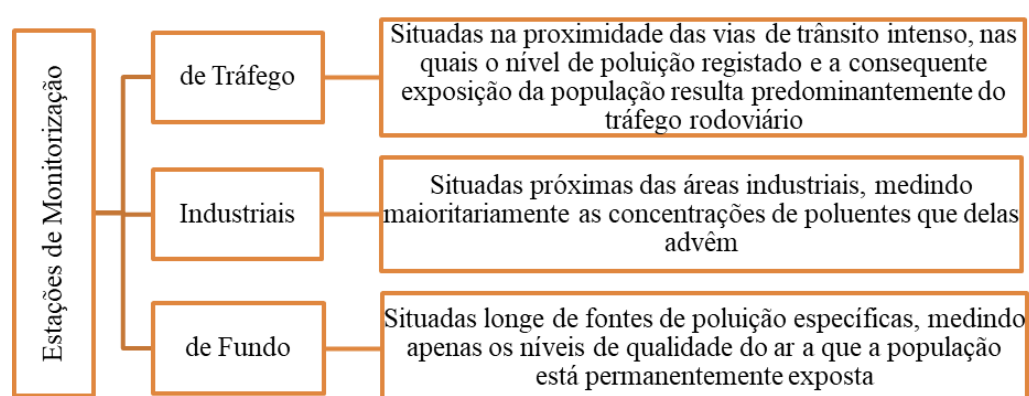


Figura 2.1 – Caracterização das estações de monitorização de Qualidade do Ar, de acordo com a proximidade às fontes de emissão (CCDR-LVT, 2017).

As estações de monitorização tomam, assim, um papel fulcral na avaliação da qualidade do ar, sendo da responsabilidade das CCDR a adoção de medidas que mantenham os níveis de poluição abaixo dos respetivos valores-limite e que garantam o cumprimento dos objetivos de qualidade do ar definidos na legislação nacional em vigor (DL n.º 47/2017).

Um dos principais contribuintes para a degradação da qualidade do ar em áreas urbanas é o setor dos transportes (EEA, 2013; PIARC, 2019a). Em Portugal, entre 2005 e 2017, as concentrações de NO<sub>2</sub> provenientes de estações de monitorização de tráfego estiveram muito próximas de atingir o valor-limite legislativo, como demonstrado na Figura 2.2. Nesta Figura encontra-se representada a variação das concentrações médias anuais de NO<sub>2</sub> para diferentes tipos de estações de monitorização, entre 2005 e 2017, em Portugal.

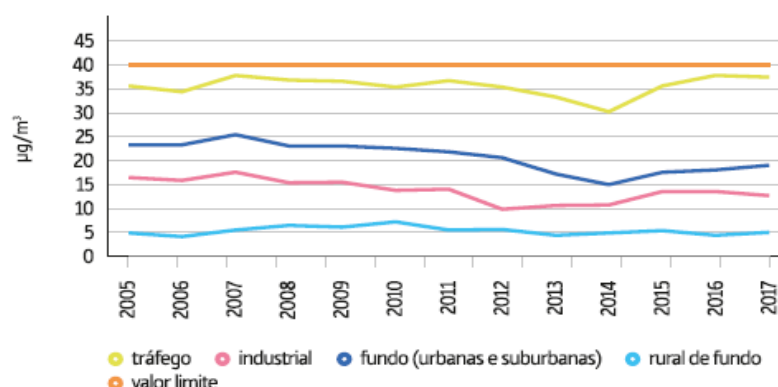


Figura 2.2 – Concentrações médias anuais de NO<sub>2</sub> associadas às várias estações de monitorização de qualidade do ar, em Portugal (APA, 2019).

Também as concentrações de matéria particulada em áreas urbanas devem-se sobretudo ao tráfego rodoviário (CCDR-LVT, 2017; Thunis et al, 2017). A Figura 2.3 sintetiza a variação das concentrações médias anuais de PM<sub>10</sub> e a evolução do número de estações de monitorização existentes em Portugal, entre 2000 e 2017. Através da análise da figura é possível verificar um declínio nas concentrações médias anuais de PM<sub>10</sub>, oscilando em torno do mesmo valor (cerca de 20 μg/m<sup>3</sup>) desde o ano de 2008.

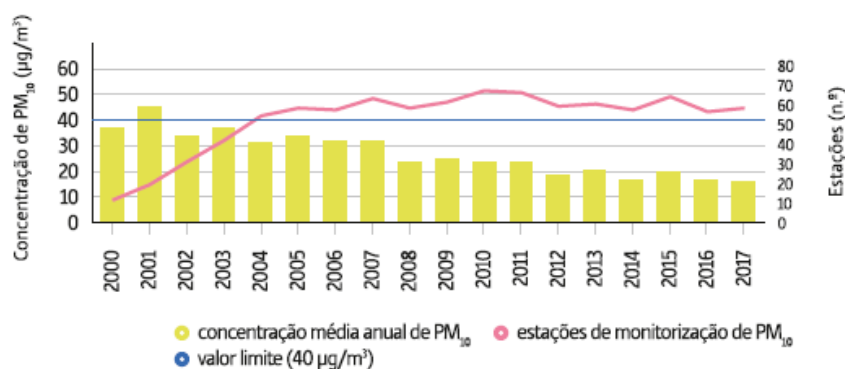


Figura 2.3 – Concentrações médias anuais de PM<sub>10</sub> e evolução temporal do número de estações de monitorização deste poluente, em Portugal (APA, 2019).

Em Portugal, no ano de 2017, o maior número de excedências do valor-limite diário de PM<sub>10</sub> registou-se em Lisboa (APA, 2019). Quanto às concentrações de PM<sub>2,5</sub>, no ano de 2016, cerca de 6% e 74% da população urbana da UE esteve exposta a concentrações acima dos valores-limite anuais impostos pela DQA (25 μg/m<sup>3</sup>) e das recomendações da OMS (10 μg/m<sup>3</sup>), respetivamente (EEA, 2018a).

## 2.2. Emissões provenientes do tráfego rodoviário

As emissões provenientes do tráfego rodoviário ocorrem à escala local próximo do receptor, ou seja, próximo de qualquer localização onde uma dada pessoa poderá estar exposta à poluição resultante do tráfego rodoviário (PIARC, 2019a). Deste modo, os impactes provocados na saúde humana são mais significativos quando comparados com os provenientes de emissões a altitudes elevadas. E, embora as emissões de grande parte dos poluentes tenha diminuído ao longo dos últimos 20 anos, seja devido aos progressos legislativos ou às opções mais “*eco-friendly*” existentes no mercado, o setor dos transportes continuou a crescer e o seu contributo global para as emissões atmosféricas permanece alarmante (EEA, 2018a; PIARC, 2019a).

Dos poluentes resultantes do tráfego rodoviário, seja pela sua emissão direta na atmosfera (poluentes primários) ou pela sua formação por reação entre estes e os constituintes do ar ambiente (poluentes secundários), destacam-se (EEA, 2018b):

- os gases com efeito de estufa, como o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), o metano (CH<sub>4</sub>) e o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O);
- os precursores de ozono, como o monóxido de carbono (CO), compostos orgânicos voláteis excluindo o metano (NMVOCs) e óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>);
- a matéria particulada (PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub>), onde se inclui um dos seus principais constituintes, o black carbon (BC);
- os metais pesados, como o chumbo (Pb), o mercúrio (Hg) e o cádmio (Cd);
- os acidificantes e eutrofizantes, como os óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>) e o amoníaco (NH<sub>3</sub>);
- as substâncias carcinogénicas, como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) e poluentes orgânicos persistentes (POPs);
- as substâncias tóxicas, como as dioxinas e os furanos.

De um modo geral, as emissões provenientes do tráfego rodoviário dividem-se segundo dois tipos: emissões de exaustão e emissões de não exaustão. A Figura 2.4 sintetiza os processos responsáveis por cada tipo de emissão, assim como os poluentes associados (EEA, 2016; EEA, 2018b; 2018c).

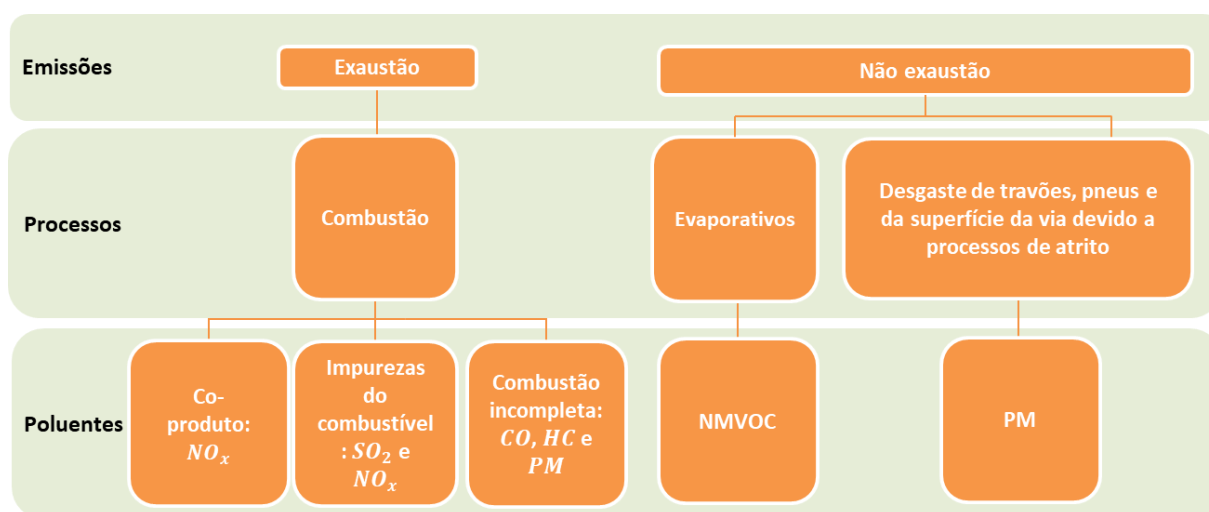


Figura 2.4 – Processos e poluentes resultantes associados às emissões de exaustão e de não exaustão.

As emissões de exaustão subdividem-se, ainda, em emissões a quente, resultantes do normal funcionamento do motor, e em emissões a frio. As emissões a frio ocorrem nos momentos iniciais do percurso do veículo, maioritariamente devido à diferença de temperatura do motor e do catalizador relativamente às condições normais de funcionamento. Assim, torna-se necessário um maior consumo de combustível para que a temperatura do sistema atinja a temperatura adequada ao normal funcionamento do veículo, levando, conseqüentemente, a uma emissão de poluentes mais significativa durante este período de tempo. A extensão deste período de tempo, bem como as emissões produzidas, dependem principalmente da temperatura ambiente, do combustível utilizado e da tecnologia a que pertence o veículo (EEA, 2018b; Reiter and Kockelman, 2016; Weilenmann et al, 2005).

De entre os combustíveis de origem fóssil, o gasóleo é responsável pela maior libertação de  $NO_x$  e  $PM_{10}$  e a sua utilização continuou a destacar-se nos últimos anos. Ainda assim, entre 2018 e 2019, registou-se um ligeiro aumento do consumo da gasolina, responsável pela maior libertação de  $CO$  e  $COVNM$  (EEA, 2013; CCDR LVT and FCT/UNL, 2017; DGEG, 2019).

Em 2016, 39% das emissões totais de  $NO_x$  resultaram do tráfego rodoviário, sendo os óxidos de azoto formados pela mistura de  $NO$  e  $NO_2$ , segundo a reação  $NO+NO_2 \rightarrow NO_x$  (EEA, 2018a; CERC, 2017a; Carslaw and Beevers, 2005). Nos veículos pertencentes a tecnologias mais antigas, estas emissões ocorrem maioritariamente sob a forma de  $NO$ , representando cerca de 90 a 95% das emissões de  $NO_x$  e convertendo-se posteriormente em  $NO_2$  por reação fotoquímica com o oxigénio. No entanto, a implementação de sistemas de pós-tratamento dos gases de escape nos veículos a gasóleo aumentou significativamente as emissões primárias de

---

NO<sub>2</sub>, correspondendo a cerca de 20 a 30% de NO<sub>x</sub> (PIARC, 2019b). Deste modo, uma maior relevância tem sido atribuída atualmente às emissões de NO<sub>2</sub> na degradação da qualidade do ar (EEA, 2018b).

Por comparação às emissões de NO<sub>x</sub>, as emissões de PM resultantes do setor dos transportes são tendencialmente menores, no entanto, a sua relevância e os seus impactos no ambiente e na saúde humana são bastante significativos, representando um dos poluentes que mais preocupação gera. De facto, em 2016, na UE, apenas 10% e 11% das emissões de PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>, respetivamente, resultaram do tráfego rodoviário (EEA, 2018a).

Com o intuito de regulamentar as emissões provenientes do tráfego rodoviário e atingir uma mobilidade ambientalmente mais sustentável, surgem na UE as “Normas Euro”, definindo limites aceitáveis de emissões de exaustão (EEA, 2018a). Neste sentido, as “Normas Euro” foram sendo alteradas ao longo dos anos contribuindo para a redução progressiva de poluentes como CO, HC, NO<sub>x</sub> e PM. Os veículos mais recentes passaram a respeitar limites mais restritos impostos por estas normas, com alterações ao nível do catalisador e com a utilização obrigatória do filtro de partículas nos veículos a diesel desde 2009. Adicionalmente, o uso da gasolina sem chumbo, o maior controlo dos combustíveis e as novas metodologias de quantificação de emissões contribuíram de igual modo para a diminuição de poluentes atmosféricos (EEA, 2018b). Assim, a classificação dos veículos pode ser feita tendo em conta as datas de implementação das várias tecnologias, ou EUROs, como esquematizado no Quadro A.1 em Anexo, de acordo com as normas de emissão estabelecidas nas diretivas da Comissão Europeia e adaptadas para legislação nacional.

### 2.3 Túneis rodoviários

Os túneis rodoviários são infraestruturas benéficas quando se trata de amenizar o congestionamento e redistribuir o trânsito. Contribuindo para uma maior fluidez no tráfego, principalmente em zonas urbanas, os túneis rodoviários podem potencialmente melhorar a qualidade do ar na área envolvente a esta infraestrutura, em toda a sua extensão (NHI, 2009; PIARC, 2019c). A Figura 2.5 resume alguns dos impactos positivos dos túneis rodoviários no ambiente (NHMRC, 2008; NHI, 2009; Sturm, 2018).



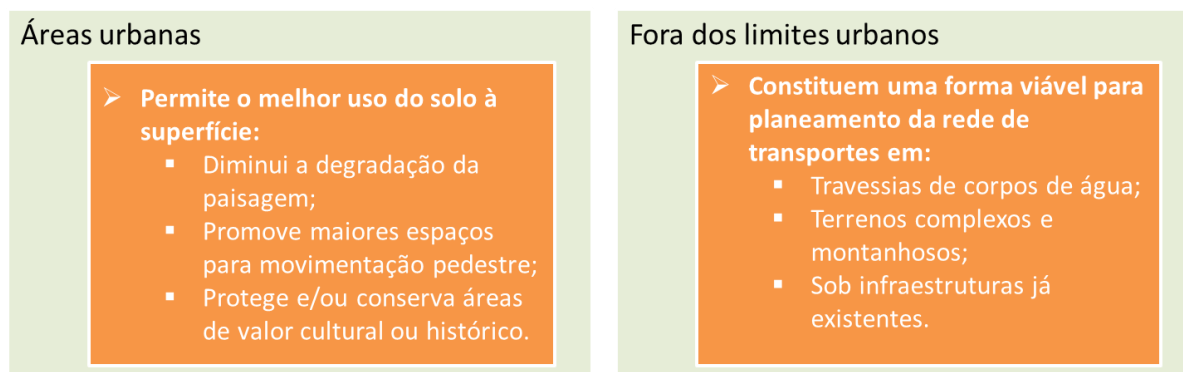


Figura 2.5 – Vantagens associadas aos túneis rodoviários (NHMRC, 2008; NHI, 2009; Sturm, 2018).

No entanto, níveis significativos de poluição do ar podem verificar-se no interior do túnel rodoviário e nas proximidades dos portais, seja pelo crescente volume de tráfego ou por uma ventilação inadequada (NHI, 2009; TRL, 2009). Os condutores que atravessam um túnel rodoviário podem estar sujeitos a elevadas concentrações de poluentes durante um curto período de tempo. Por outro lado, a população que reside ou trabalha nas imediações dos portais poderá estar exposta, a longo prazo, a valores prejudiciais à sua saúde (El-Fadel and Hashisho, 2001; NHMRC, 2008). Embora de certa forma relacionados, no âmbito deste trabalho maior ênfase será dado à degradação da qualidade do ar na envolvente ao túnel rodoviário.

A dispersão dos poluentes atmosféricos resultantes do tráfego rodoviário é facilitada quando se trata de uma via de trânsito em ambiente exterior, principalmente quando predominam condições de instabilidade atmosférica. Contudo, o mesmo não se verifica nos túneis rodoviários. Nestes locais regista-se uma acumulação progressiva dos poluentes provenientes dos veículos no seu interior, desde o portal de entrada até ao portal de saída. As emissões acumuladas ao longo do túnel, quando libertadas para a atmosfera através de uma pluma horizontal pelos portais de saída, podem atingir os valores máximos de poluição registados no interior do túnel. Como resultado, elevadas concentrações de poluentes são atingidas nas imediações dos túneis rodoviários, sobretudo nas proximidades dos portais, decaindo à medida que a pluma dispersa (NHMRC, 2008; TRL, 2009). De acordo com estudos realizados, a pluma de poluentes originada no portal de saída pode atingir 100 a 200 metros de comprimento, podendo poluir significativamente o ar ambiente e inclusive ultrapassar os valores-limite definidos na legislação, afetando, assim, a população envolvente (Balczó et al, 2011; NHMRC, 2008). Os sistemas de ventilação, quando adequados, permitem diminuir substancialmente toda a poluição gerada, permitindo um impacto ambiental global positivo do túnel rodoviário.

### 2.3.1 Sistemas de ventilação nos túneis rodoviários

As concentrações dos poluentes atmosféricos resultantes de um túnel rodoviário são influenciadas, entre outros fatores referidos posteriormente, pelo comprimento do túnel, pela sua geometria e também pelo sistema de ventilação utilizado (NHMRC, 2008; TRL, 2009). Destes fatores, e no âmbito do presente caso de estudo com ênfase na envolvente ao túnel rodoviário, o sistema de ventilação toma maior relevância, podendo influenciar diretamente a qualidade do ar ambiente. Assim, o sistema de ventilação é preponderante quando se trata de manter a qualidade do ar dentro de limites aceitáveis no interior do túnel rodoviário, seja em situações de tráfego normal, congestionamento ou em caso de incêndio. Além disso, são fundamentais para reduzir as emissões totais libertadas pelos portais de saída, auxiliando na gestão da qualidade do ar no ambiente exterior (PIARC, 2019b).

Em situações normais de tráfego, o principal objetivo dos sistemas de ventilação é diluir os poluentes no interior do túnel rodoviário. De entre as várias estratégias de ventilação existentes, a escolha do sistema de ventilação mais adequado é essencial, de acordo com a extensão e localização do túnel, a afluência de tráfego e a eficiência energética associada (PIARC, 2008a, 2019b).

Os sistemas de ventilação dividem-se segundo três tipos:

#### ➤ **Ventilação passiva**

Também denominada como ventilação natural ou “efeito pistão”, esta é induzida pelo próprio movimento dos veículos no interior do túnel rodoviário. A ventilação natural é influenciada pelo volume e velocidade do tráfego, pela composição da frota e também pelas dimensões do próprio túnel. Este tipo de ventilação é geralmente utilizado em túneis rodoviários com um comprimento inferior a 300 metros, sendo bem sucedida quando o tráfego é unidirecional. Nestes casos, o ar poluído é geralmente libertado pelo portal de saída do túnel rodoviário, embora em alguns túneis existam também aberturas na parte superior que promovam alguma ventilação (El-Fadel and Hashisho, 2001; NHMRC, 2008).

#### ➤ **Ventilação longitudinal**

A ventilação longitudinal associa à ventilação passiva a impulsão dada por ventiladores existentes no túnel rodoviário, aumentando, assim, a taxa de ventilação pelo portal de saída. Este sistema de ventilação pode introduzir ou remover ar no túnel rodoviário, num número

limitado de pontos, de acordo com o fluxo longitudinal do tráfego. Assim, este sistema de ventilação pode incluir a instalação de ventiladores axiais de alta velocidade instalados no teto do túnel rodoviário para que o fluxo de ar seja induzido longitudinalmente ao longo do túnel. Geralmente, a ventilação longitudinal é utilizada em túneis rodoviários com comprimentos inferiores a 500 metros (El-Fadel and Hashisho, 2001; NHMRC, 2008; NHI, 2009; PIARC, 2008b).

Na Figura 2.6 demonstra-se um sistema longitudinal de um túnel rodoviário, assim como a variação das concentrações dos poluentes atmosféricos ao longo de um túnel unidirecional com ventilação natural e com ventilação mecânica longitudinal, de forma genérica. A sua análise permite observar que, na presença de ventilação mecânica, as concentrações libertadas pelo portal de saída diminuem, levando a menores níveis de exposição nas imediações do portal.

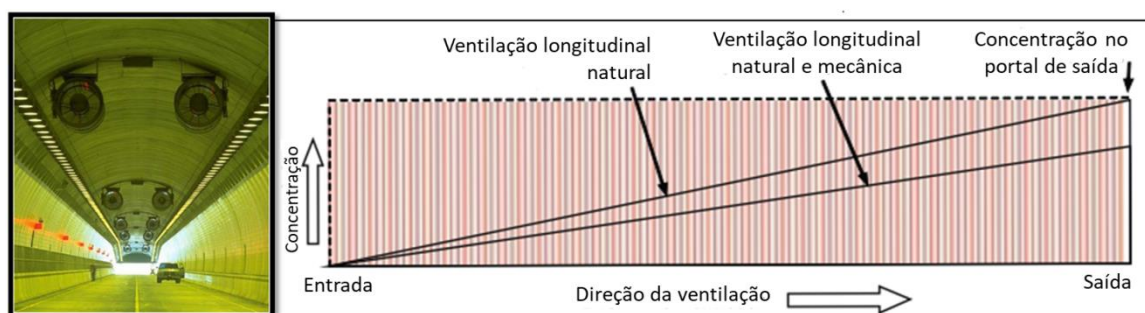


Figura 2.6 – Variação da concentração de poluentes num túnel rodoviário unidirecional com ventilação natural e com ventilação mecânica (adaptado de PIARC, 2008b; NHI, 2009).

### ➤ Ventilação transversal

A ventilação transversal requer pelo menos duas aberturas ao longo do túnel, havendo fornecimento de ar novo e remoção do ar contaminado em intervalos de tempo regulares, como demonstra a Figura 2.7. Este sistema de ventilação é adequado apenas em túneis com comprimento superior a 1500 metros, contudo a existência no exterior de edifícios altos ou de terrenos complexos podem servir de obstáculo à sua implementação. Em alternativa, para túneis com comprimentos inferiores a 1500 metros, a ventilação poderá ser semitransversal, existindo apenas fornecimento ou remoção de ar (El-Fadel and Hashisho, 2001; NHMRC, 2008; NHI, 2009; PIARC, 2008b).

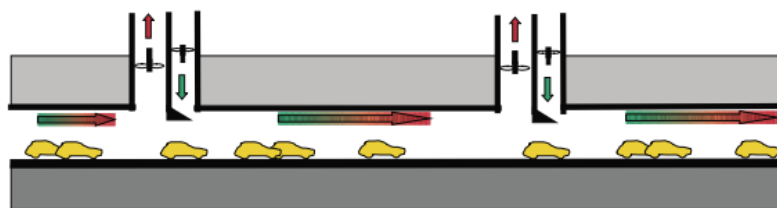


Figura 2.7 – Esquematização de um sistema de ventilação transversal (PIARC, 2008b).

Em Portugal, os túneis rodoviários com comprimento superior a 500 metros são geralmente compostos por sistemas de ventilação longitudinais, com recurso a ventiladores axiais de impulsão que promovem o escoamento do ar poluído (Viegas, 2016).

De forma complementar ao sistema de ventilação utilizado, as paredes de anti-recirculação podem ser uma medida útil em túneis bidirecionais, constituídos por dois furos paralelos, um para cada sentido de tráfego. Estas paredes estendem-se por vários metros à saída dos túneis rodoviários, construídas no separador central como divisória entre os dois furos, impedindo a recirculação de poluentes do portal de saída para o portal de entrada (NHI, 2009; TRL, 2009).

### 2.3.2 Estudos relevantes realizados em túneis rodoviários

Diversos estudos foram já realizados em túneis rodoviários. Em Hong Kong, por exemplo, estes estudos baseiam-se maioritariamente na avaliação da exposição dos condutores no interior do túnel e na determinação de fatores de emissão adequados, de acordo com a frota observada, tipo de combustível e condições de condução. Nos Estados Unidos, grande parte dos túneis rodoviários localiza-se em áreas menos urbanizadas, sendo os estudos realizados nestes túneis focados geralmente na determinação de fatores de emissão (NHMRC, 2008).

Em 2013, em Shanghai, na China, foi avaliada a qualidade do ar no interior e exterior do túnel rodoviário de Xiangyin. Para tal utilizou-se a quimioluminescência para medir as concentrações de NO, NO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> e métodos gravimétricos para medir as concentrações de PM<sub>2.5</sub>. Das conclusões obtidas pela equipa, as concentrações de NO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> registadas no período diurno foram superiores às registadas no período noturno, ocorrendo o maior pico nas horas de ponta. Ainda assim, as variações no exterior do túnel rodoviário não foram significativas. Quanto às concentrações de PM<sub>2.5</sub>, o valor máximo horário (468,45 µg/m<sup>3</sup>) foi atingido durante a manhã, na hora de ponta (Zhou et al, 2014).

Vários estudos realizados em túneis rodoviários na Europa foram também publicados. Em Nápoles, Itália, a análise das concentrações de BTEX (Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e

Xileno) foi levada a cabo nas imediações dos portais de dois túneis rodoviários com recurso à técnica de adsorção ativa (Murena, 2007). Numa abordagem totalmente diferente, em Viena, na Austria, as emissões de Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAHs) e metais pesados foram calculadas no interior de um túnel com recurso a métodos de biomonitorização, utilizando amostras de musgo (Zechmeister et al, 2006). Noutros estudos destaca-se a libertação de PM resultante das emissões de não-exaustão (NHMRC, 2008).

Na Baviera, em Munique, a combinação de dois modelos de dispersão distintos permitiu o planeamento da implementação de um túnel rodoviário em área urbana. Segundo os autores, e perante três alternativas de implementação distintas, a utilização dos modelos de dispersão permitiu uma estimativa espacial das concentrações anuais de NO<sub>2</sub> eficaz nas imediações dos portais, avaliando o impacte associado a cada alternativa, tendo em conta o edificado existente na envolvente (Bettelini et al, 2001).

Em 2002, e com o intuito de simular a dispersão dos poluentes provenientes de um túnel rodoviário como fonte linear, Zumsteg e Graf desenvolveram um modelo Gaussiano com base no modelo Highway-2. Contudo, demonstrou-se que as abordagens como fonte linear na presença de baixas velocidades de vento ou com direções paralelas à via de trânsito tendem a sobrestimar as concentrações obtidas (Oettl et al, 2002).

Em 2003, duas abordagens distintas de modelação aplicadas em portais de túneis rodoviários foram comparadas e validadas com concentrações medidas nas imediações de três túneis situados no Japão. Uma das abordagens consistiu na utilização do modelo de dispersão JH-model, também denominado por Japanese Highway Public Corporation. De um modo geral, este modelo considera um campo de vento regido por uma distribuição gaussiana, supondo um fluxo resultante do portal totalmente alinhado à via, sem alteração de direção. A segunda abordagem considerou a utilização do modelo de dispersão GRAL, um modelo Lagrangeano desenvolvido pela Universidade de Tecnologia de Graz, na Áustria. Neste caso, o modelo supõe que a direção da pluma é alterada de acordo com as forças de atrito que causam a desaceleração do fluxo e com as forças de pressão perpendiculares ao fluxo, devido ao vento exterior. Perante as concentrações medidas, a comparação dos dois modelos permitiu verificar que ambos foram adequados para fins regulamentares. Contudo, o modelo JH-model apresentou um melhor desempenho na ausência de condições atmosféricas estáveis, sob as quais o modelo sobrestima tendencialmente as concentrações calculadas. Contrariamente, o modelo GRAL levou a uma subestimação das concentrações perante condições de instabilidade atmosférica e a uma ligeira sobestimação sob condições de estabilidade atmosférica, ainda que muito menores comparativamente ao modelo JH-model. De um modo geral, o modelo GRAL demonstrou uma distribuição de concentrações mais realista na envolvente ao portal do túnel rodoviário (Oettl et al, 2003).

Outro estudo foi realizado no túnel rodoviário Bell Commom (M25), no Reino Unido, através da utilização do modelo *ADMS-Roads*. Os resultados demonstraram que as maiores concentrações de  $\text{NO}_2$  foram registadas junto ao portal do túnel rodoviário, tendo a pluma atingido cerca de 125 metros. Do mesmo modo, verificou-se também que a distribuição espacial das concentrações mais elevadas prolongou-se ao longo da via, seja devido à direção da pluma libertada pelo portal como às emissões do tráfego em movimento (Hood, 2016).

Na cidade de Lisboa, em 2008, a análise de amostras de matéria particulada permitiu a medição de concentrações de elementos químicos no interior e exterior de um túnel rodoviário, através da Análise Instrumental de Ativação de Neutrões. Os resultados revelaram concentrações próximas dos valores-limite presentes na legislação no exterior do túnel, chegando mesmo a serem ultrapassados no interior do túnel rodoviário (Almeida-Silva et al, 2011). No mesmo ano, no túnel situado no Marquês de Pombal, foram medidas as concentrações de PM e PAHs. Os valores obtidos para as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  no interior do túnel demonstraram uma elevada discrepância entre os dias da semana, nos quais as concentrações foram excessivamente elevadas (com uma média diária de  $780 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), e o fim-de-semana (com uma média diária de  $313 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Ainda na mesma campanha experimental, foram medidas as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  no túnel rodoviário da Avenida João XXI, apresentando um valor médio diário de  $340 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Oliveira et al, 2011). Perante os resultados obtidos em ambos os estudos realizados na cidade de Lisboa, salienta-se as elevadas discrepâncias entre os valores medidos nos túneis do Marquês de Pombal e da Avenida João XXI, sendo o valor-limite diário estabelecido pela DQA para  $\text{PM}_{10}$  ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) largamente ultrapassado.

Assim, e de acordo com a literatura consultada no âmbito do presente trabalho, para que a modelação das emissões resultantes do tráfego em túneis rodoviários seja bem sucedida, características como as diferentes configurações dos portais, a possível existência de paredes verticais e a turbulência provocada pela circulação dos veículos no interior do túnel devem ser consideradas (NHMRC, 2008). Outros fatores, como a velocidade de saída do ar pelo portal e a diluição inicial dos poluentes, a interação entre a pluma e o vento exterior e o efeito da turbulência induzida pelos veículos na dispersão dos poluentes são também relevantes (PIARC, 2008c).

## 2.4 Modelação da qualidade do ar: os modelos gaussianos

Os benefícios das ferramentas de modelação da dispersão dos poluentes atmosféricos são atualmente bem conhecidos em todo o mundo e, juntamente com a monitorização, permitem

uma adequada avaliação da qualidade do ar (PIARC, 2019a). Seja através de métodos analíticos ou numéricos, os modelos matemáticos permitem prever e quantificar as concentrações dos poluentes atmosféricos (Vardoulakis et al, 2003). Assim, os modelos Gaussianos, Lagrangianos e Eulerianos podem ser utilizados de acordo com a escala espacial adequada à situação em estudo (EEA, 2011).

No âmbito do presente trabalho, os modelos Gaussianos constituem uma ferramenta eficaz para a avaliação da qualidade do ar na envolvente a um túnel rodoviário. Estes modelos regem-se pela equação de Gauss para a modelação da dispersão dos poluentes atmosféricos e, sob condições estacionárias, pressupõem que a concentração destes poluentes depende de uma distribuição Gaussiana vertical e horizontal (El-Fadel and Hashisho, 2001; Vardoulakis et al, 2003). Os modelos Gaussianos admitem a existência de uma proporcionalidade direta entre as concentrações de uma fonte emissora, pontual e contínua, e a sua taxa de emissão. Pelo contrário, estas concentrações relacionam-se inversamente com a velocidade do vento (Vardoulakis et al, 2003). Assim, o campo de concentrações gerado é caracterizado tridimensionalmente pela equação da distribuição de Gauss (Srivastava and Rao, 2011):

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi \times U \times \sigma_y \times \sigma_z} \times \left[ \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \times \left\{ \exp\left(-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\} \right] \quad (1)$$

Onde:

- C é a concentração média do poluente, na direção do vento, em [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ];
- Q é o caudal mássico de emissão, em [ $\mu\text{g}/\text{s}$ ];
- U é a velocidade média do vento, em [ $\text{m}/\text{s}$ ];
- $\sigma_y$  e  $\sigma_z$  são coeficientes de dispersão (desvios padrão da distribuição gaussiana das concentrações C) segundo o eixo horizontal y e o eixo vertical z, em [m];
- h é a altura efetiva de emissão, em [m];
- x e y são as distâncias do recetor à fonte e ao eixo do penacho, respetivamente, em [m];
- z é a altura do recetor acima da superfície do solo, em [m].

Na Figura 2.8 esquematiza-se a variação dos perfis de concentração segundo a distribuição de Gauss, onde se observa a dependência dos coeficientes de dispersão,  $\sigma_y$  e  $\sigma_z$ , com a distância à fonte emissora, medida na direção do vento. Estes coeficientes, expressos em função das classes de estabilidade atmosférica de Pasquill-Gifford, determinam a largura da pluma e dependem das condições meteorológicas (Holmes and Morawska, 2006; Srivastava and Rao, 2011; Vardoulakis et al, 2003).

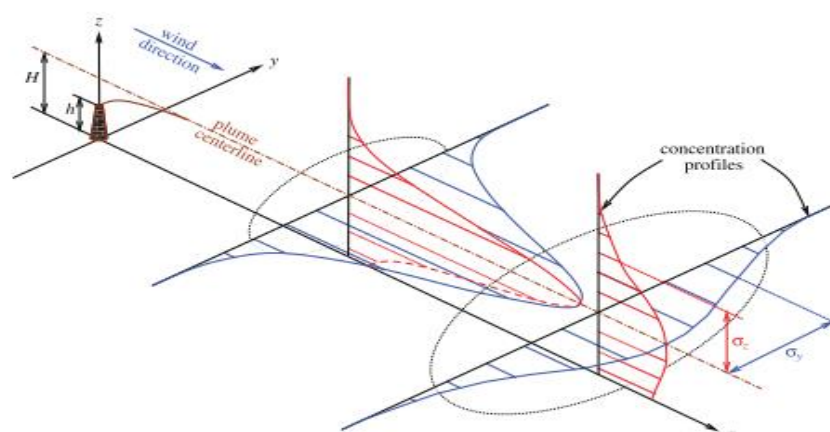


Figura 2.8 – Variação dos perfis de concentração segundo uma distribuição de Gauss (Stockie, 2011).

A modelação é um processo complexo. O seu grau de qualidade depende da escolha mais acertada do modelo de acordo com o objetivo pretendido e da complexidade em causa (PIARC, 2019a). De acordo com a literatura, a modelação das emissões extraídas pelo portal do túnel rodoviário é feita com recurso a fontes em volume, cujas características da pluma, como a altura, largura, comprimento e intensidade, dependem de um conjunto de parâmetros, entre os quais a configuração do portal, o volume de tráfego e o perfil de vento existente (Bettelini et al, 2001). Paralelamente, vários fatores que influenciam o processo de modelação, e consequentemente a concentração dos poluentes na atmosfera, devem ser cuidadosamente considerados na análise da poluição do ar. Destes fatores são exemplo a meteorologia, a topografia, possíveis obstáculos nas imediações da fonte emissora, como o edificado e a vegetação, as condições de emissão e a distância entre a fonte e o recetor (EEA, 2018a; Balczó et al, 2011). Estes fatores são abordados nos sub-tópicos seguintes.

### Meteorologia

Sob as condições estacionárias do modelo gaussiano, a estabilidade atmosférica é um parâmetro de elevada influência na descrição da turbulência atmosférica, responsável pela dispersão dos poluentes (Moreira et al, 2008). Como referido anteriormente, os coeficientes de dispersão são expressos em função das classes de estabilidade de Pasquill-Gifford, consoante a distância à fonte emissora. Os Quadros A.2 e A.3 em Anexo esquematizam a classificação definida por Pasquill-Guifford, segundo as seis classes de estabilidade, em função da velocidade do vento à superfície e das condições de insolação (NIWA, 2004; Moreira et al, 2008).



Deste modo, os coeficientes de dispersão,  $\sigma_y$  e  $\sigma_z$ , são obtidos com recurso às fórmulas (2) e (3), onde  $k_i$ , com  $i=1,\dots,5$ , representa as constantes dependentes da classe de estabilidade atmosférica e  $x$  a distância à fonte (Moreira et al, 2008).

$$\sigma_y(x) = \frac{k_1 \times x}{[1+(x/k_2)]^{k_3}} \quad (2)$$

$$\sigma_z(x) = \frac{k_4 \times x}{[1+(x/k_2)]^{k_5}} \quad (3)$$

A dispersão dos poluentes atmosféricos é fortemente influenciada pelas condições meteorológicas. Neste sentido, a velocidade e a direção do vento, a radiação solar, a temperatura e a humidade relativa são parâmetros que devem ser cuidadosamente considerados (Latini et al, 2002).

Ao longo do dia, e também perante condições meteorológicas distintas durante o ano, a concentração dos poluentes presente na atmosfera tende a variar. Ainda assim, a presença de vento moderado a forte permite uma melhor dispersão dos poluentes, possibilitando a diluição gradual da pluma nas direções de vento predominantes. Deste modo, maiores velocidades do vento favorecem uma maior deslocação de PM ao longo de vários quilómetros (NHMRC, 2008; Thunis et al, 2017). Por outro lado, os níveis de  $\text{NO}_2$  em áreas urbanas variam consoante a época do ano, a temperatura e a altura do dia, sendo que a sua formação na atmosfera é potenciada por níveis mais elevados de radiação solar e de temperatura (Latini et al, 2002; PIARC, 2019b).

### Street Canyon

Em áreas urbanas, a dispersão dos poluentes pode ser dificultada devido ao efeito de *street canyon*, relacionado com a existência de edifícios relativamente altos nas proximidades da fonte emissora.

A caracterização de um *street canyon* é feita tendo em conta as suas dimensões, podendo este ser simétrico, quando os edifícios apresentam alturas idênticas ou, caso contrário, assimétrico. A Figura 2.9 esquematiza as dimensões  $H_B$  e  $L$ , que representam a altura do edifício e a largura entre dois edifícios opostos, medida perpendicularmente à via de trânsito, respetivamente. O comprimento do *street canyon* representa outra dimensão relevante, traduzido pela distância, paralela à estrada, entre duas interseções principais (Vardoulakis et al, 2003).

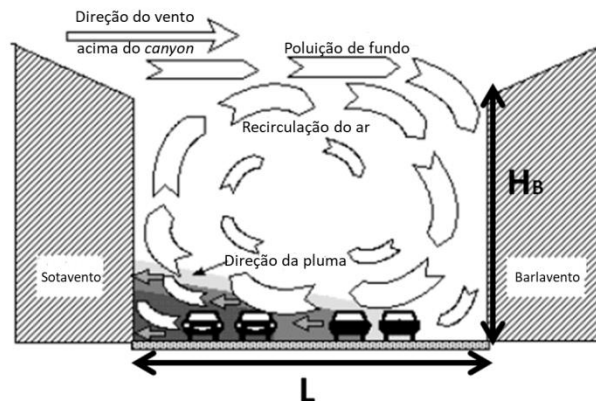


Figura 2.9 – Representação esquemática de um “street canyon” (adaptado de Berkowicz, 2000).

Em função da altura  $H_B$  e da velocidade do vento acima do *street canyon*,  $u_t$ , um vórtice de vento é gerado no seu interior, formando uma região de recirculação do ar onde a concentração dos poluentes é considerada uniforme (Berkowicz, 2000; CERC, 2017a). Nestas condições, a poluição resultante do tráfego rodoviário é transportada para junto dos edifícios a sotavento, local onde se registam maiores concentrações de poluentes atmosféricos (Berkowicz, 2000).

Na Figura 2.9 é possível verificar que a região de recirculação do ar estende-se em toda a largura,  $L$ , do *canyon*. No entanto, a região de recirculação pode ser formada apenas a sotavento do *canyon*, não atingindo a largura total,  $L$ . Nestas circunstâncias, a largura da região de recirculação do ar toma o valor  $L_R$ , inferior à largura  $L$ , sendo função da velocidade do vento acima do *street canyon*,  $u_t$ , e da altura  $H_B$ , de acordo com as equações (4) e (5) (CERC, 2017a).

$$L_R = 2rH_B \quad (4)$$

Onde:

$$r = \begin{cases} 1, & \text{se } u_t \geq 2 \text{ m/s} \\ u_t, & \text{se } 1 < u_t < 2 \text{ m/s} \\ 0, & \text{se } u_t \leq 1 \text{ m/s} \end{cases} \quad (5)$$

O vento na proximidade do solo possui direção oposta ao vento existente acima do *canyon* e a sua velocidade é tanto menor quanto maior for  $H_B$ . De um modo geral, as diferentes direções do vento ao longo do *canyon* influenciam a dispersão dos poluentes, assim como a região de influência associada (CERC, 2017a, 2017b).

A concentração de poluentes presente no ar ambiente em *street canyons* é determinada tendo em conta as concentrações totais provenientes do tráfego rodoviário e da sua libertação para o

exterior da região de recirculação (CERC, 2017a). Contudo, outros fatores podem influenciar a degradação da qualidade do ar. Estudos evidenciam que, para valores de  $u_t$  inferiores 1,5 m/s, o vórtice tende a extinguir-se, impedindo a recirculação do ar ao nível da via de trânsito. Neste caso, a ventilação passiva induzida pelos veículos apresenta elevada relevância (Vardoulakis et al, 2003).

### Emissões

A quantificação das emissões atmosféricas pode ser atualmente implementada com recurso a diferentes modelos de emissões, desenvolvidos ao longo dos anos, com graus de complexidade distintos e classificados de acordo com a escala espacial de aplicação, com o tipo genérico de modelo ou com a abordagem de cálculo associada (Boulter et al, 2007; Smit et al, 2010).

Os Modelos de Velocidade Média são um dos tipos de modelos disponíveis para calcular emissões de exaustão provenientes do tráfego rodoviário. Estes modelos baseiam-se na determinação de fatores de emissão, que representam a massa de poluente emitido por unidade de distância percorrida [g/km], em função da velocidade média de condução de acordo com um dado poluente e com um dado tipo de veículo (Boulter et al, 2007; Smit et al, 2010). Contudo, estes modelos aparentam algumas limitações na sua utilização pois não contemplam explicitamente padrões de condução distintos para uma velocidade média constante (Boulter et al, 2007).

Assim, as emissões totais provenientes do tráfego rodoviário são estimadas tendo em conta (EEA, 2018b; El-Fadel and Hashisho, 2001; PIARC, 2019a):

- A composição da frota e o volume de tráfego;
- A tecnologia dos veículos em circulação e o combustível utilizado;
- A distância percorrida pelo veículo;
- A velocidade média dos veículos em circulação, o tipo de condução (urbana, rural ou autoestrada) e a inclinação da via, o que influencia os fatores de emissão.

Assim, importa referir que um veículo que circula no interior de um túnel rodoviário irá produzir exatamente as mesmas emissões quando comparado com a sua circulação numa via exterior e, por esse motivo, as emissões são quantificadas do mesmo modo. Contudo, como referido anteriormente (ver subsecção 2.3.1), fatores como o comprimento do túnel rodoviário, a sua geometria e o sistema de ventilação utilizado, influenciam fortemente as concentrações resultantes, devendo ser cuidadosamente considerados no processo de modelação (El-Fadel and Hashisho, 2001; NHMRC, 2008; TRL, 2009).

### 3 METODOLOGIA

No presente capítulo apresenta-se inicialmente a descrição e caracterização da área de estudo em que está inserido o túnel rodoviário. A metodologia aplicada para avaliação da qualidade do ar na zona envolvente ao túnel é exposta, assim como o procedimento efetuado no cálculo das emissões de  $PM_{2,5}$ ,  $PM_{10}$  e de  $NO_2$  para posterior modelação da dispersão de poluentes pelo *ADMS-Roads*.

#### 3.1 Definição e caracterização da área de estudo

A área de estudo encontra-se inserida numa zona urbana do município de Lisboa, tendo o seu foco no túnel rodoviário situado na Avenida João XXI, na freguesia do Areeiro. Este túnel, com cerca de 1 218 metros de comprimento, tem duas entradas (no Campo Pequeno e na Av. Afonso Costa) e quatro saídas (Campo Pequeno, Av. Almirante Reis, Av. Almirante Gago Coutinho e Av. Afonso Costa), sendo composto por 4 vias totais (2 para cada sentido). No presente estudo apenas foi abordado o portal de saída existente no Campo Pequeno e a sua envolvente. Na Figura 3.1 representa-se a zona delimitada para estudo, com uma área de  $1 \times 1 \text{ km}^2$ , assim como toda a extensão do túnel rodoviário e as possíveis entradas e saídas. O túnel encontra-se rodeado por faixas de rodagem em ambos os lados no seu exterior, compostas por duas vias de trânsito para cada sentido.

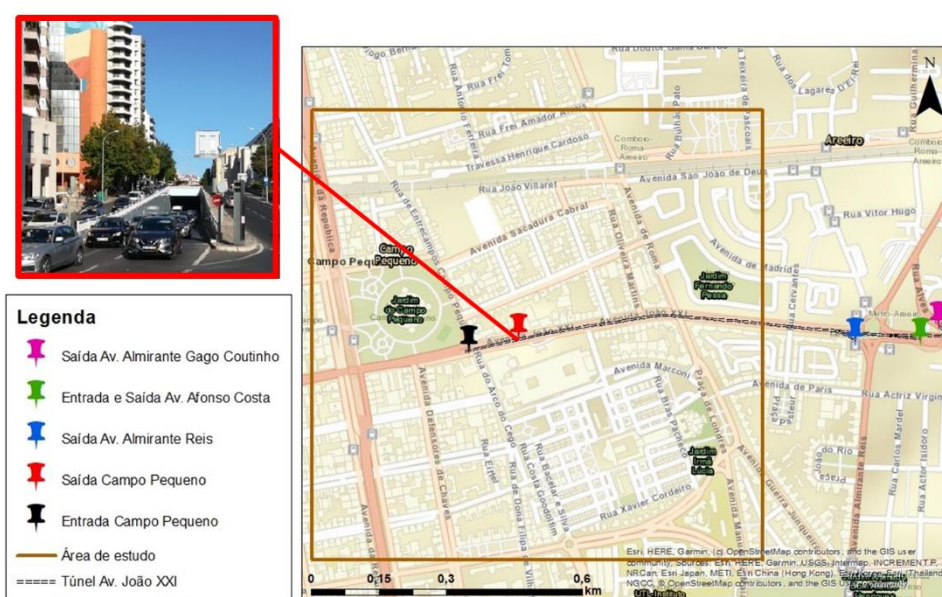


Figura 3.1 – Enquadramento da zona de estudo, envolvendo o túnel rodoviário.

A divisão da rede viária da Área Metropolitana de Lisboa (AML) é feita segundo cinco níveis hierárquicos, resumidos no Quadro 3.1, de acordo como as características e vias correspondentes (CCDR LVT and FCT/UNL, 2017; CML, 2005).

Quadro 3.1 – Hierarquização da rede viária da AML (CCDR LVT and FCT/UNL, 2017; CML, 2005).

Nível	Tipo de Rede	Descrição	Tipo de Estrada
1	Rede Estruturante	<ul style="list-style-type: none"> <li>Elevado volume de tráfego;</li> <li>Velocidade de circulação elevada;</li> <li>Garante as ligações com os concelhos vizinhos, os principais atravessamentos da cidade e os percursos mais longos no seu interior.</li> </ul>	Autoestradas, pontes Vasco da Gama e 25 de Abril
2	Rede de Distribuição Principal	<ul style="list-style-type: none"> <li>Garante a distribuição dos maiores fluxos de tráfego da cidade, os percursos médios e o acesso à rede de nível 1.</li> </ul>	Estradas Principais/Nacionais, Itinerários Principais e Complementares
3	Rede de Distribuição Secundária	<ul style="list-style-type: none"> <li>Assegura a distribuição na proximidade e garante o encaminhamento dos fluxos de tráfego para as redes anteriores.</li> </ul>	Estradas Secundárias e Regionais
4	Rede de Proximidade	<ul style="list-style-type: none"> <li>Rede com alguma capacidade de escoamento, onde o peão é o elemento principal.</li> </ul>	Estradas Terciárias/Locais
5	Rede de Acesso Local	<ul style="list-style-type: none"> <li>Garante as condições adequadas para a circulação pedonal e o acesso ao edificado.</li> </ul>	Vias de bairros residenciais

A cidade de Lisboa é maioritariamente constituída por redes de nível 3 a 5, as quais prefaziam 68% do total da rede viária da cidade em 2005 (CML, 2005). A Figura B.1 em Anexo esquematiza a distribuição das várias redes na AML-Norte.

Segundo o relatório técnico *Lisboa: o desafio da mobilidade* (CML, 2005), o túnel rodoviário da Av. João XXI enquadra-se na rede viária de nível 2, a qual apresenta as seguintes características:

- Constituição por um mínimo de 4 vias de trânsito, com separação de sentidos;
- Os acessos a nós ou interseções de nível são limitados às restrições funcionais, com normalização de tráfego;

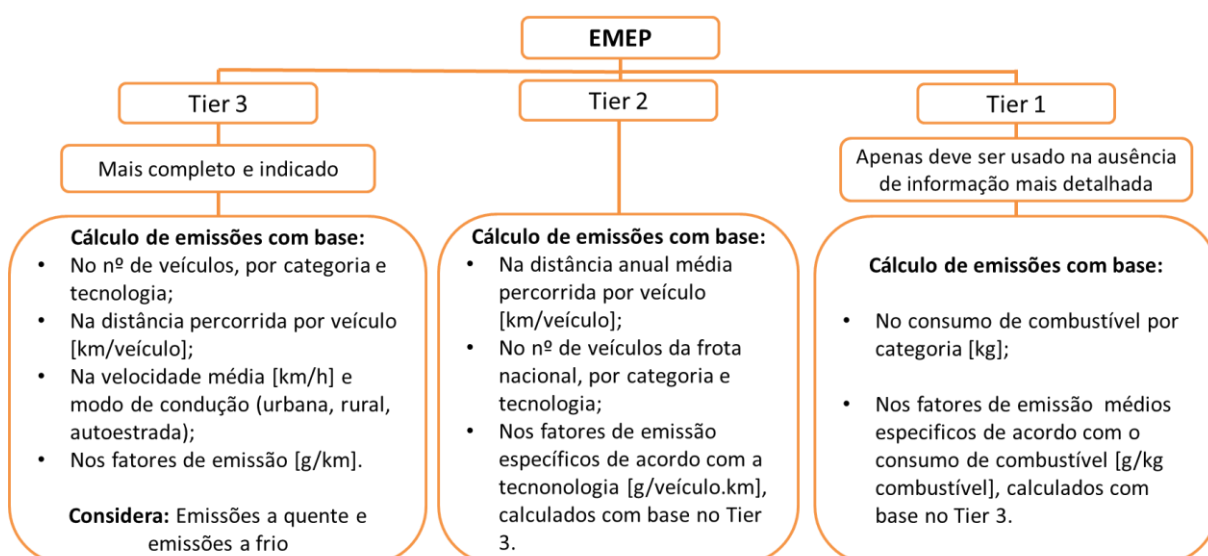
- Velocidade padrão de 40 a 70 km/h;
- Proibição de cargas e descargas e de estacionamento não autorizado;
- Existência, caso necessária, de corredores Bus, devendo as paragens ter local próprio;
- Segregação da circulação pedonal e de velocípedes.

### 3.2 Cálculo de emissões

De acordo com o descrito na secção 2.4, neste estudo recorreu-se a Modelos de Velocidade Média para determinação quantitativa das emissões de poluentes provenientes do tráfego rodoviário que atravessa o portal de saída do túnel, situado no Campo Pequeno, assim como do tráfego rodoviário que circula nas vias exteriores adjacentes ao portal.

No âmbito do presente trabalho, o cálculo das emissões de exaustão associadas ao tráfego rodoviário foi realizado de acordo com a metodologia disponibilizada pelo *EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook*. Na metodologia *EMEP/EEA* são apresentados três métodos de cálculo para estimar emissões de exaustão, definidos como Tier 1, Tier 2 e Tier 3. No Quadro 3.2 esquematiza-se, de um modo resumido, os cálculos de emissões considerados por cada método, de acordo com os dados necessários a cada um (EEA, 2018b).

Quadro 3.2 – Métodos de cálculo de emissões definidos pela EMEP (EEA, 2018b).



Neste estudo foram calculadas as emissões de exaustão e não-exaustão relativas a  $PM_{2.5}$  e  $PM_{10}$  e as emissões de exaustão de  $NO_2$ . Como tal, para o cálculo das emissões de exaustão a quente recorreu-se ao método Tier 3, através da Equação (6) (EEA, 2018b).

$$E_{hot;i,k,v} = N_k \times M_k \times e_{hot;i,k,v} \quad (6)$$

Onde:

- $E_{hot;i,k,v}$  representa as emissões a quente, em g, do poluente  $i$ , produzidas pelos veículos da tecnologia  $k$  e que circulam com uma velocidade  $v$ ;
- $N_k$  representa o número de veículos da tecnologia  $k$ ;
- $M_k$  representa a distância percorrida pelos veículos da tecnologia  $k$ , em km;
- $N_k \times M_k$  representa os dados de atividade;
- $e_{hot;i,k,v}$  representa o fator de emissão (FE), em g/km/veículo, do poluente  $i$ , para o veículo da tecnologia  $k$  que circula com velocidade  $v$ .

A relevância das emissões de não-exaustão de matéria particulada provenientes do tráfego rodoviário, principalmente em áreas urbanas, tem aumentado significativamente. Quando comparadas com as emissões de exaustão, as quais têm vindo a diminuir ao longo dos últimos anos, as emissões de não-exaustão tendem a aumentar (Dias et al, 2019). Estudos realizados para a cidade de Coimbra demonstraram que, das emissões totais de  $PM_{2.5}$ , 51% correspondem a emissões de exaustão, 40% a emissões de não exaustão e 9% a emissões a frio. Do mesmo modo, para  $PM_{10}$ , o mesmo estudo revelou que 38%, 55% e 7% dizem respeito a emissões de exaustão, não exaustão e a frio (Pina et al, 2019). Estes valores foram utilizados na determinação das emissões de não exaustão relativas a  $PM_{2.5}$  e  $PM_{10}$  no presente estudo. Face à baixa fração relativa às emissões a frio, estas foram desprezadas.

Quanto às emissões de  $NO_2$ , a sua fração mássica relativamente ao total de  $NO_x$  é denominada de f- $NO_2$ , dada em percentagem. A metodologia *EMEP/EEA* sugere uma gama de valores, obtidos com base em dois estudos distintos para cada categoria de veículos (EEA, 2018b), os quais foram utilizados neste estudo para quantificação das emissões de  $NO_2$ .

Para que as emissões a quente pudessem ser calculadas com recurso à Equação (6) foi necessário caracterizar o volume de tráfego da zona de estudo. Com esse intuito procedeu-se ao levantamento do perfil de tráfego e à desagregação da frota observada nas diferentes tecnologias, nos segmentos pertinentes e tipo de combustível utilizado, bem como dos fatores de emissão correspondentes. O tratamento dos dados necessários para o cálculo das emissões de  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  e  $NO_x$  encontra-se organizada nas duas subsecções que se seguem.

### 3.2.1 Dados de atividade

De modo a definir um perfil de tráfego diário representativo, e considerando este constante ao longo da semana, as contagens realizaram-se em dias úteis e englobando os períodos de ponta (IMTT, 2011). Desta forma, e com recurso a boletins de preenchimento manual, procedeu-se à contagem dos veículos que atravessaram o portal de saída do túnel rodoviário e dos veículos que circularam no seu exterior, nos dias 7 e 8 de outubro de 2019. Com o intuito de obter, posteriormente, uma estimativa mais precisa dos poluentes emitidos, a composição de tráfego foi desagregada nas diferentes categorias:

- Ligeiros de Passageiros (LP);
- Ligeiros de Mercadorias (LM);
- Pesados de Passageiros (PP);
- Pesados de Mercadorias (PM);
- Motociclos (MC).

No decorrer dos dois dias dedicados à campanha experimental foram efetuados três ciclos de contagens, prefazendo um total de 12 períodos de amostras, com uma duração individual de 20 minutos, intervalados por períodos de 40 minutos para cada hora considerada, sendo organizados da seguinte forma:

- No dia 7 de outubro (segunda-feira) foi feito um ciclo de contagens no período da tarde, entre as 17h e as 21h, de modo a incluir as horas de ponta da tarde;
- No dia 8 de outubro (terça-feira) foram feitos dois ciclos de contagens, um entre as 7h e as 11h (no qual se inclui o período de ponta da manhã) e outro entre as 13h e as 17h.

A Figura 3.2 esquematiza os períodos considerados durante a campanha experimental, representados pelas células a sombreado.

Dia	Horas																							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
7/10																								
8/10																								

Figura 3.2 – Período considerado para contagens dos veículos durante a campanha experimental.



Na Figura 3.3 são apresentados os perfis de tráfego referentes às vias de trânsito exteriores, adjacentes ao portal de saída do túnel, e ao túnel rodoviário, no sentido Av. Afonso Costa – Campo Pequeno. O perfil de tráfego global referente ao Campo Pequeno, também apresentado na Figura 3.3, foi deduzido pelo somatório dos dois perfis de tráfego mencionados. Os histogramas definidos nos perfis de tráfego da figura correspondem às contagens de veículos efetuadas nos períodos de recolha de informação. O perfil de tráfego para as restantes horas, nas quais houve ausência de dados, foi formulado com base na variação percentual de tráfego médio horário, de acordo com resultados publicados em estudos anteriores (Brito, 2012). Na Figura B.2 em Anexo consta a variação de tráfego médio horário para a rede viária de nível 2 utilizada no presente estudo, tendo sido utilizados os dados referentes a duas vias por sentido.

Pela análise do gráfico final relativo ao número total de veículos que circularam no Campo Pequeno nos dias em análise observa-se que o maior volume de tráfego registou-se às 9h (1998 veículos) e às 18h (1923 veículos), correspondendo às horas de ponta da manhã e da tarde.

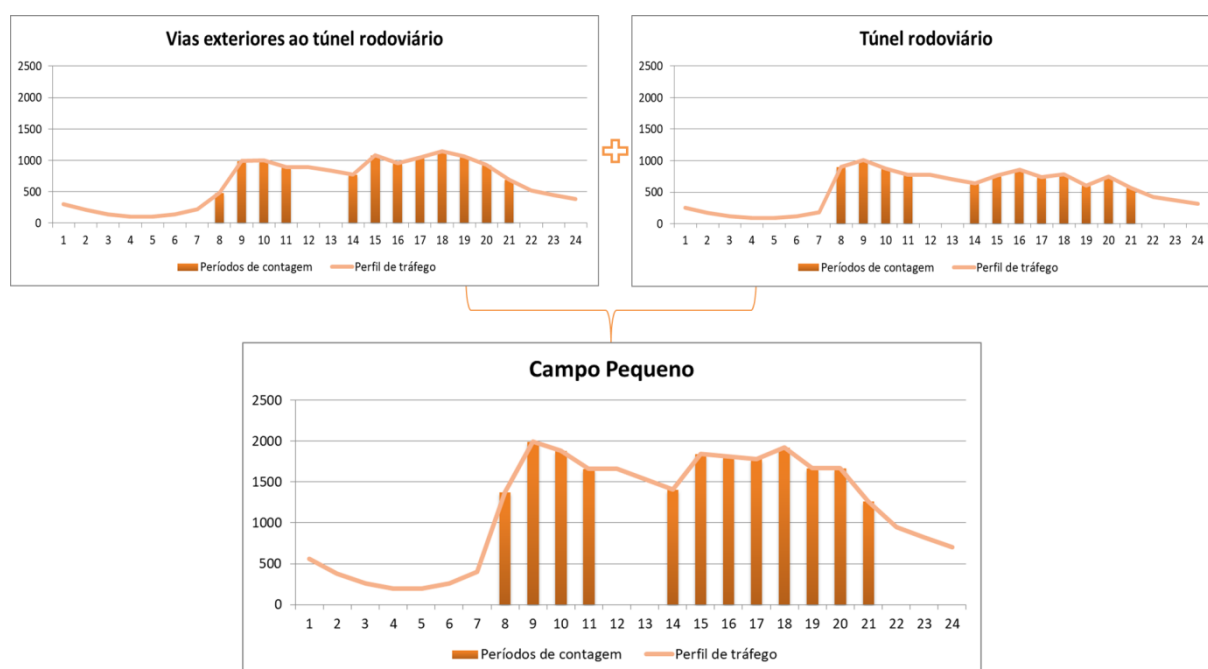



Figura 3.3 – Veículos obtidos nos períodos de contagem e perfil de tráfego rodoviário a) das vias exteriores ao túnel rodoviário, b) do túnel rodoviário no sentido Av. Afonso Costa – Campo Pequeno e c) global do Campo Pequeno.

A distribuição da frota em circulação no Campo Pequeno nas várias categorias encontra-se na Figura 3.4. No total, estimou-se que 28 210 veículos circulam diariamente no Campo

Pequeno, dos quais 45,6% dizem respeito ao túnel rodoviário. Na Figura demonstra-se o local definido para a realização dos períodos de contagem, situado acima do portal de saída do túnel rodoviário e identificado pelo marcador vermelho.



Nº veículos	LP	LM	PP	PM	MC	Total	%
Campo Pequeno (exterior)	12269	1497	475	79	1038	15359	54,4
Túnel Rodoviário	10476	1421	17	46	892	12851	45,6

LP – Ligeiros de Passageiros    LM – Ligeiros de Mercadorias    PP – Pesados de Passageiros  
PM – Pesados de Mercadorias    MC - Motociclos

Figura 3.4 – Número diário de veículos que circulam no túnel rodoviário em direção ao Campo Pequeno e nas vias exteriores ao túnel, segundo as categorias previamente definidas.

Da análise dos valores apresentados na Figura 3.4, e de um modo geral, o número de veículos por categoria é superior nas vias exteriores ao portal de saída do túnel rodoviário, no Campo Pequeno. Tal facto seria já espectável dada a existência do dobro das vias de trânsito no exterior e o maior fluxo registado. Ainda assim, a baixa discrepância percentual registada, tendo em conta o número total de veículos, por dia, que circula no interior do túnel (45,6%) e no seu exterior (54,4%), indica uma elevada afluência de tráfego ao túnel rodoviário.

### 3.2.2 Fatores de emissão

Os fatores de emissão (FE), em g/km, utilizados neste estudo foram obtidos pela metodologia *EMEP/EEA* para o cálculo de emissões de poluentes atmosféricos. Estes fatores são definidos para cada poluente, de acordo com a categoria e segmento dos veículos, com a tecnologia a que pertencem, com a velocidade média de circulação e também com o combustível utilizado e o tipo de estrada. Assim, os fatores relativos a emissões a quente correspondentes a cada categoria de veículos são calculados de acordo com a equação genérica (6), onde  $V$  representa a velocidade,  $RF$  o fator de redução e os restantes parâmetros representam os coeficientes necessários ao cálculo dos fatores de emissão, providenciados pela metodologia *EMEP/EEA* (EEA, 2018b).

$$FE = \frac{\frac{Alpha \times V^2 + Beta \times V + Gamma + Delta}{V}}{(Epsilon \times V^2 + Zeta \times V + Eta) \times (1 - RF)} \quad (6)$$

No âmbito do presente trabalho foi considerada uma velocidade média de 30 km/h, uma vez que as vias analisadas correspondem a estradas urbanas, semaforizadas e com algum congestionamento.

Deste modo, para determinar os fatores de emissão necessários para o cálculo das emissões de exaustão a quente de  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  e  $\text{PM}_{10}$  foi necessária a decomposição da frota em circulação no Campo Pequeno segundo as diferentes categorias de veículos, tecnologias e tipo de combustível. Esta decomposição é apresentada nos sub-tópicos seguintes.

### Composição da frota por categoria e tecnologia

De acordo com o referido no capítulo anterior, a separação da frota nas diferentes tecnologias, ou EUROS, é feita de acordo com os limites de emissão estabelecidos na legislação, considerando as datas de implementação de cada tecnologia e o ano de entrada em circulação do veículo.

Assim, com o intuito de desagregar, posteriormente, a frota de veículos observada durante a campanha experimental, foram realizados 12 períodos de amostras, com uma duração individual de 10 minutos, repartidos pelos três ciclos de contagens identificados na Figura 3.2. Durante cada período de amostras foram registados os pares de letras de cada matrícula, tendo sido considerados apenas as categorias Ligeiros e Pesados de Passageiros (LP e PP) e Ligeiros de Mercadorias (LM), não havendo distinção entre o tráfego no interior e exterior do túnel. Após o tratamento dos dados, sob consulta da informação presente no site da Associação Nacional do Ramo Automóvel (ARAN) e do Quadro I.1 em Anexo, obteve-se a distribuição de veículos por tecnologia, apresentada no Quadro 3.3. A informação relativa aos motociclos (MC) foi obtida por aplicação dos dados percentuais do setor automóvel, referentes à idade dos motociclos em circulação em Portugal, à respetiva contagem total obtida na campanha experimental (ACAP, 2018).

Quadro 3.3 – Distribuição percentual da frota observada, por categoria e tecnologia.

Categoria	% de veículos por categoria e por tecnologia								
	Conv.	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total
LP	0,4	1,8	6,2	12,4	19,3	22,8	9,8	27,5	100,0
LM	0,4	1,6	7,0	12,5	22,7	18,8	15,6	21,5	100,0
PP	0,0	0,0	4,2	33,3	18,8	14,6	29,2		100,0
MC	3,4	5,1	8,9	57,3	25,3	-	-	-	100,0
PM									

A tecnologia “Conv.” definida no Quadro 3.3 corresponde à tecnologia definida como convencional no Quadro A.1, em Anexo. A categoria de Pesados de Mercadorias foi desprezada, face ao seu pequeno contributo na amostra global do local de estudo. Da análise do Quadro 3.3 destaca-se a maior quantidade de veículos ligeiros pertencentes à tecnologia Euro 6, caracterizada por limites de emissões mais restritos.

- **Composição da categoria relativa aos motociclos por cilindrada**

A distribuição dos motociclos segundo diferentes cilindradas foi necessária face à variação dos fatores de emissão para os diferentes intervalos de cilindradas, de acordo com a Metodologia *EMEP/EEA*. Deste modo, recorreu-se a dados estatísticos da ACAP para estimar o número de motociclos em circulação no Campo Pequeno, por cilindradas, face ao valor percentual desta categoria em circulação em Portugal, no ano de 2017. Esta distribuição encontra-se exposta no Quadro B.1, em Anexo. Para as restantes categorias, a distribuição da frota por tipo de segmento não se justificou, dada a invariabilidade dos fatores de emissão.

Assim, o Quadro B.2, em Anexo, representa o número de veículos que circula no Campo Pequeno, por dia, seja pelo túnel rodoviário no sentido Av. Afonso Costa – Campo Pequeno ou pelas vias adjacentes ao portal do túnel em estudo.

#### **Composição da frota por tipo de combustível**

A distribuição da frota diária que circula na área de estudo por tipo de combustível foi feita tendo em conta a repartição apresentada em estudos anteriores para a Região de Lisboa e Vale do Tejo (RLVT), para o período de 2011 a 2014 (CCDR LVT and FCT/UNL, 2017). Esta repartição foi obtida de acordo com o número de veículos em circulação na RLVT no período referido. O Quadro 3.4 sintetiza a distribuição percentual obtida para a região, considerando as diferentes categorias de veículos e tipos de combustível.

Quadro 3.4 – Veículos em circulação na RLVT por categoria e combustível no período de 2011 a 2014 (CCDR LVT and FCT/UNL, 2017).

Categoria	%		
	Gasolina	Gasóleo	Outros
LP	54,5	45,3	0,2
LM	0,3	99,6	0,0
PP	0,0	98,9	1,1
PM	0,0	99,9	0,1
MC	100,0	0,0	0,0

Desta forma, o Quadro 3.5 sintetiza a discretização dos veículos a gasolina e a gasóleo que circulam diariamente no Campo Pequeno, através das vias adjacentes ao portal do túnel rodoviário, de acordo com a categoria e tecnologia a que pertencem.

Quadro 3.5 – Número de veículos por tipo de combustível, categoria e tecnologia, que circulam nas vias adjacentes ao portal de saída do túnel rodoviário no Campo Pequeno.

N° de veículos a gasolina, por categoria e tecnologia, nas vias adjacentes ao túnel rodoviário										
Categoria	Segmento	Conv.	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total
	LP	26	118	413	829	1288	1523	652	1838	6687
	LM	0	0	0	1	1	1	1	1	5
	PP	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MC	>50 cm <sup>3</sup>	21	31	54	348	154	-	-	-	607
	<250 cm <sup>3</sup>	1	1	2	14	6	-	-	-	24
	250 - 750 cm <sup>3</sup>	8	12	21	138	61	-	-	-	241
	>750 cm <sup>3</sup>	6	8	15	95	42	-	-	-	166
N° total de veículos a gasóleo, por categoria e tecnologia, nas vias adjacentes ao túnel rodoviário										
Categoria	Conv.	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total	
	LP	22	98	343	689	1070	1266	542	1528	5558
	LM	6	23	105	186	338	280	233	320	1491
	PP	0	0	20	157	88	69	137		470

De forma semelhante, o Quadro 3.6 sintetiza a discretização dos veículos a gasolina e a gasóleo que circulam diariamente no túnel rodoviário, no sentido Av. Afonso Costa – Campo Pequeno, por categoria e tecnologia.

Quadro 3.6 – Número de veículos por tipo de combustível, por categoria e tecnologia, que circulam no túnel rodoviário em direção ao Campo Pequeno.

N° total de veículos a gasolina, por categoria e tecnologia, no túnel rodoviário										
Categoria	Segmento	Conv.	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total
	LP	22	101	352	708	1099	1301	557	1569	5709
	LM	0	0	0	1	1	1	1	1	5
	PP	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MC	>50 cm <sup>3</sup>	18	27	46	299	132	-	-	-	521
	<250 cm <sup>3</sup>	1	1	2	12	5	-	-	-	20
	250 - 750 cm <sup>3</sup>	7	11	18	119	52	-	-	-	207
	>750 cm <sup>3</sup>	5	7	13	82	36	-	-	-	142
N° total de veículos a gasóleo, por categoria e tecnologia, no túnel rodoviário										
Categoria	Conv.	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total	
	LP	19	84	293	588	914	1081	463	1304	4746
	LM	6	22	100	177	321	265	221	304	1415
	PP	0	0	1	5	3	2	5		16

Assim, os fatores de emissão utilizados neste estudo para as várias categorias de veículos encontram-se nos Quadros B.3 a B.5, em Anexo. Adicionalmente, para a categoria de Pesados de Passageiros (PP) considerou-se apenas a existência do segmento *standard* (15-18 toneladas), constituinte maioritário da frota da Carris (Carris@, 2019). Para a categoria de Ligeiros de Mercadorias (LM) considerou-se os fatores de emissão para um segmento intermédio (N1-II).

### 3.3 Modelação da qualidade do ar

O ADMS-Roads (Atmospheric Dispersion Modelling System – *Roads*) é um modelo de dispersão Gaussiano (ver secção 2.4) desenvolvido pela CERC – Cambridge Environmental Research Consultants (Forehead and Huynh, 2018; Tominaga and Stathopoulos, 2016). O modelo, utilizado em estudos de gestão e avaliação da qualidade do ar, permite quantificar as concentrações de poluentes atmosféricos resultantes do tráfego rodoviário ou de fontes industriais (CERC, 2017a). Uma das vantagens inerentes ao ADMS-Roads passa pela compreensão da estrutura da camada limite atmosférica (CLA) para além das classes de estabilidade de Pasquill-Gifford (CERC@, 2019). Como tal, o modelo utiliza parâmetros como a altura da camada limite e o comprimento de Monin-Obukhov, que avalia o grau de estabilidade da atmosfera, permitindo uma representação realística da dispersão vertical (CERC, 2017a; Moreira et al, 2008). A aplicação do modelo permite ainda considerar o efeito induzido pelos túneis rodoviários, pelos *street canyons*, pela complexidade do terreno e pela deposição de poluentes na superfície (CERC, 2017a).

A aplicação do modelo ADMS-Roads nos túneis rodoviários permite a modelação da dispersão dos poluentes atmosféricos libertados pelos portais de saída e sistemas de ventilação. Desta forma, através das emissões do tráfego rodoviário no interior do túnel, é possível determinar a contribuição destas infraestruturas nas concentrações de poluentes no ambiente exterior. Para tal é necessária informação específica relativa às dimensões do túnel rodoviário em estudo e ao sistema de ventilação instalado. A abordagem pelo modelo aos portais dos túneis rodoviários é feita com recurso a fontes em volume, utilizadas para representar as emissões libertadas pelo portal (CERC, 2017a). Em estudos anteriores, o modelo ADMS-Roads foi aplicado e validado na presença de túneis rodoviários (Hood, 2016; TRL, 2009; CERC@, 2019).

O programa permite ainda a ligação ao Sistema de Informação Geográfica *ArcGis*, permitindo a introdução de vários dados de entrada através deste e posterior análise da dispersão espacial dos respetivos poluentes. A Figura 3.5 esquematiza, de modo geral, os dados de entrada no modelo ADMS-Roads necessários para a avaliação da qualidade do ar na envolvente ao túnel

rodoviário da Av. João XXI, de modo a que sejam obtidas as concentrações dos poluentes em estudo,  $PM_{2,5}$ ,  $PM_{10}$  e  $NO_2$ .

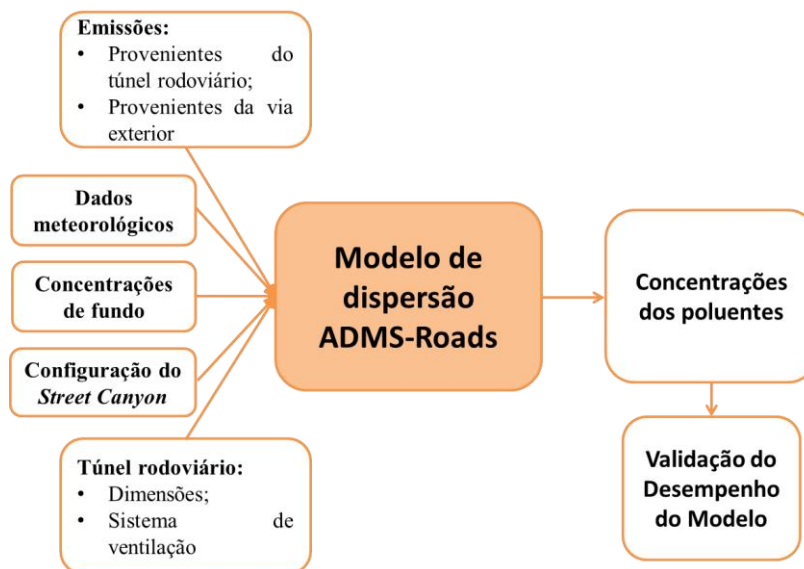


Figura 3.5 – Esquemática dos dados de entrada e saída no modelo *ADMS-Roads*.

Após a obtenção das concentrações dos poluentes atmosféricos pelo modelo de dispersão, estes resultados são comparados e validados com concentrações medidas de modo a que o desempenho do modelo possa ser avaliado para o presente estudo.

### 3.3.1 Dados meteorológicos

Os dados meteorológicos apresentam, como referido no capítulo anterior, um papel fulcral no processo de modelação, influenciando fortemente as concentrações de poluentes posteriormente obtidas.

No que respeita aos parâmetros meteorológicos, o modelo requer a introdução de informação horária relativa à velocidade e direção do vento, nebulosidade, temperatura e humidade relativa (CERC, 2017a). Para a recolha destes parâmetros foi consultada a Estação Meteorológica do aeroporto da Portela, para os dias 7 e 8 de outubro de 2019 (WU@, 2019).

Assim, o ficheiro meteorológico introduzido no modelo *ADMS-Roads* para os dias em estudo consistiu na descritização horária dos dados de nebulosidade (fração), de velocidade (m/s) e direção do vento (°) medidos a uma altura de 10 metros, de temperatura (°C) e de humidade relativa (%). Uma vez que a Estação Meteorológica não possui dados relativos à nebulosidade

para os dias em questão, esta foi considerada constante e nula, dada a observação de céu maioritariamente limpo nos dias em causa.

Na Figura 3.6 é apresentada a rosa-dos-ventos para os dias em questão. A sua análise permite observar que os ventos dominantes tiveram origem a Norte (N), sendo que a maioria dos ventos atingiu velocidades intermédias, entre 3,1 a 5,1 m/s. As velocidades mais elevadas registaram-se a Nor-Noroeste (NNW), atingindo os 6,1 m/s.

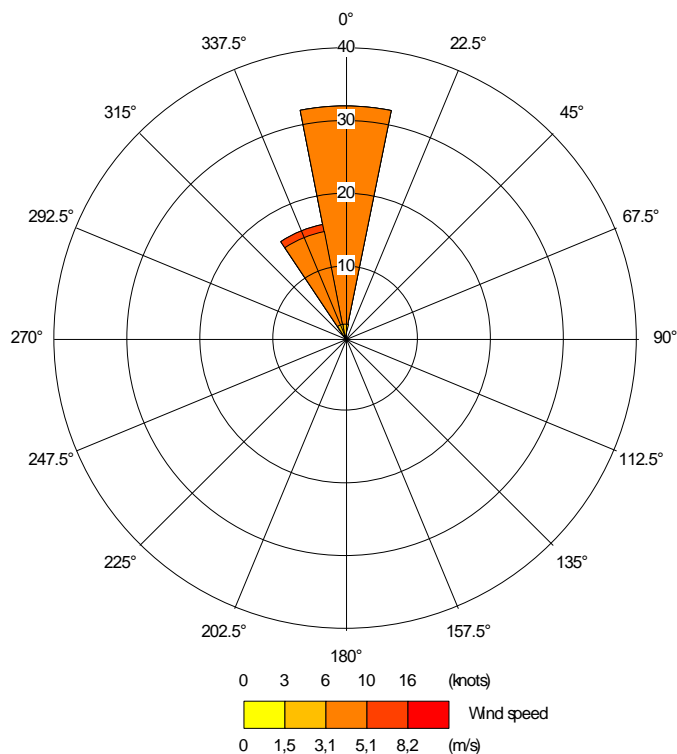


Figura 3.6 – Rosa dos ventos para os dias 7 e 8 de outubro de 2019.

Na Figura 3.7 regista-se a variação horária das velocidades do vento para os dias 7 e 8 de outubro de 2019. No dia 8 de outubro as velocidades do vento tomaram valores mais elevados, tendo sido registadas velocidades médias diárias de 3,4 m/s e 4,1 m/s nos dias 7 e 8 de outubro, respetivamente.



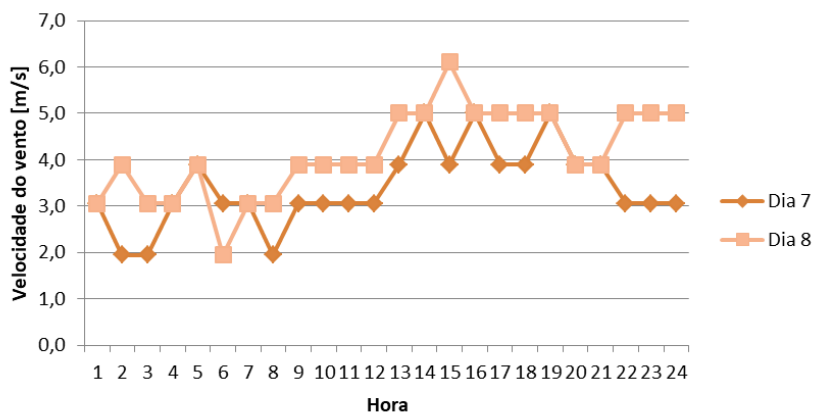


Figura 3.7 – Variação horária da velocidade do vento para os dias 7 e 8 de outubro de 2019.

As variações horárias da temperatura e da humidade relativa para os dias de estudo são apresentadas nas Figuras 3.8 e 3.9, respetivamente.

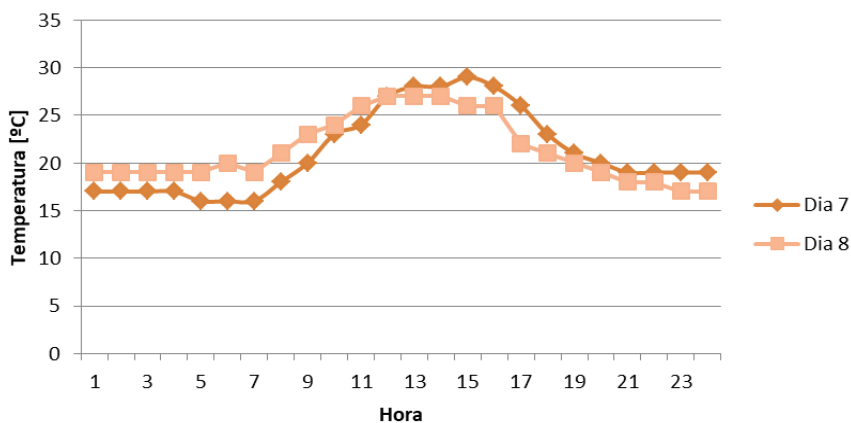


Figura 3.8 – Perfil de temperaturas para os dias 7 e 8 de outubro de 2019.

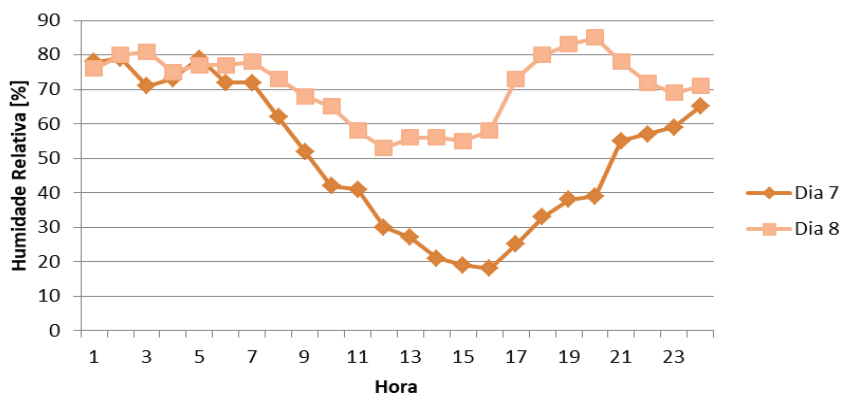


Figura 3.9 – Perfil de humidade relativa para os dias 7 e 8 de outubro de 2019.

A análise do perfil de temperatura permite verificar uma pequena variação entre os dois dias de estudo. Quanto ao perfil de humidade relativa, registou-se uma diferença significativa entre os dias 7 e 8 de outubro, tendo atingido valores muito mais elevados no último dia.

### **3.3.2 Concentrações de fundo e de tráfego**

A medição das concentrações de poluentes é essencial no processo de modelação e, neste sentido, a monitorização efetuada pelas Estações de Qualidade do Ar é fulcral, de acordo com o referido na secção 2.1.

No âmbito do presente trabalho foi necessária a recolha de informação relativa a duas Estações Urbanas distintas – a Estação Urbana de Fundo e a Estação Urbana de Tráfego. As concentrações de fundo a que a população se encontra permanentemente exposta foram necessárias para introdução no modelo *ADMS-Roads*. Estas foram consultadas com recurso à QualAr na estação de qualidade do ar mais próxima, situada nos Olivais, na freguesia de Santa Maria dos Olivais, no concelho de Lisboa (APA@, 2019). Numa abordagem distinta, as concentrações registadas pela Estação de Tráfego foram utilizadas para posterior validação do desempenho do modelo. Como tal, recorreu-se aos dados registados na Estação de Tráfego de Entrecampos, localizada na freguesia de Alvalade, em Lisboa (APA@, 2019). Uma descrição mais detalhada das características de ambas é dada no Quadro B.6 em Anexo. A localização espacial de ambas as estações representa-se na Figura 3.10.

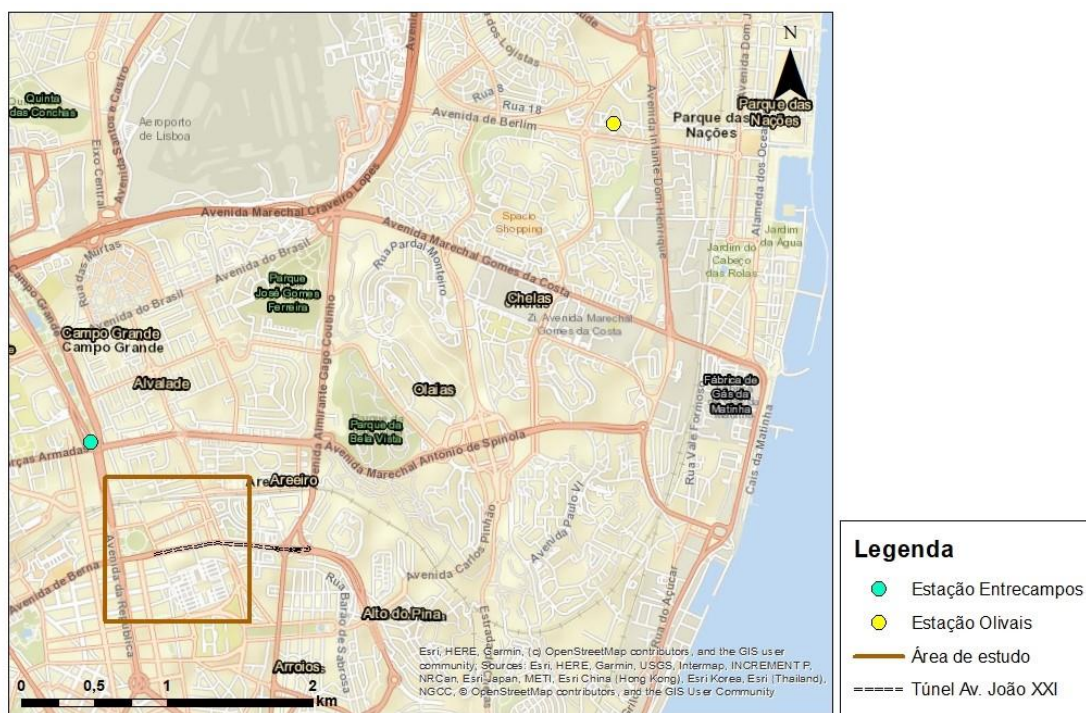


Figura 3.10 – Representação da área de estudo e das Estações de Qualidade do Ar dos Olivais e de Entrecampos consideradas no estudo.

As concentrações horárias registadas nas estações dos Olivais e de Entrecampos para  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  e  $\text{PM}_{10}$  para os dias de estudo encontram-se nas Figuras 3.11 a 3.13, respetivamente.

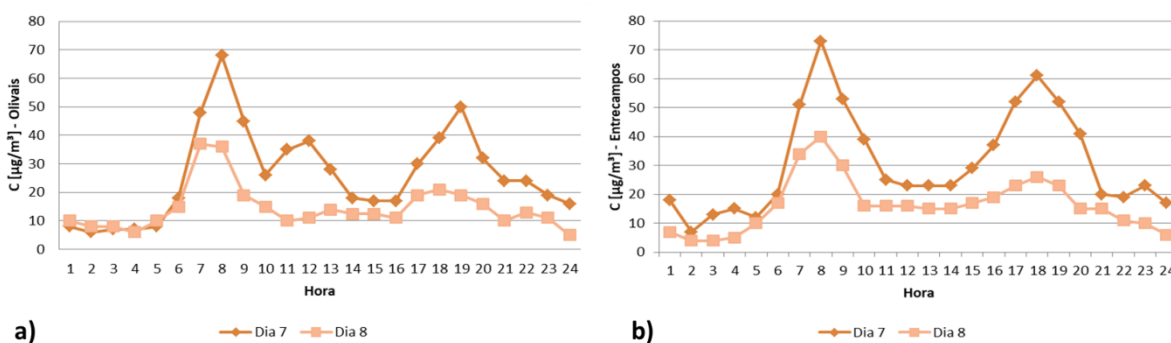


Figura 3.11 – Concentrações horárias de  $\text{NO}_2$  registadas a) na Estação Urbana de Fundo (Olivais) e b) na Estação Urbana de Tráfego (Entrecampos).

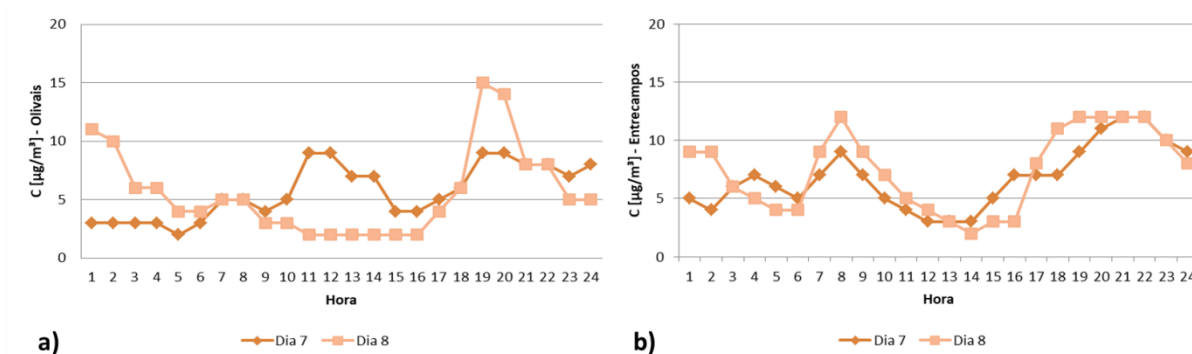


Figura 3.12– Concentrações horárias de  $PM_{2.5}$  registadas a) na Estação Urbana de Fundo (Olivais) e b) na Estação Urbana de Tráfego (Entrecampos).

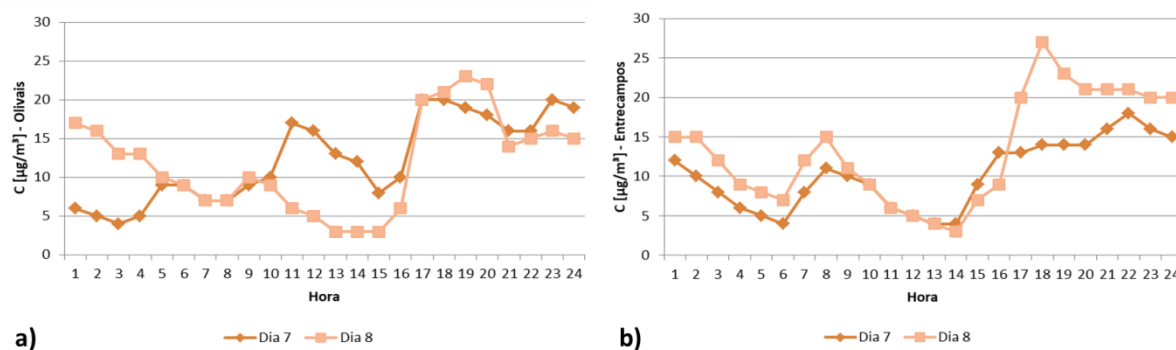


Figura 3.13 – Concentrações horárias de  $PM_{10}$  registadas a) na Estação Urbana de Fundo (Olivais) e b) na Estação Urbana de Tráfego (Entrecampos).

### 3.3.3 Caracterização do túnel rodoviário da Av. João XXI

A relevância da modelação das emissões provenientes de um túnel rodoviário prende-se com as concentrações mais elevadas que estes podem gerar nas suas imediações quando o sistema de ventilação utilizado não é o mais adequado, de acordo com o tráfego rodoviário existente no interior do túnel. Porém, neste caso de estudo, a curta duração do período de tempo analisado e a consideração parcial do túnel apenas permite uma estimativa limitada do seu impacto no meio ambiente.

A configuração do portal de saída do túnel rodoviário tem elevada importância na determinação da secção de saída dos poluentes atmosféricos. A Figura 3.14 esquematiza os três tipos de configuração definidos pela CERC, de acordo com a variação da elevação do portal. Na configuração do tipo a), o portal de saída do túnel rodoviário encontra-se ao nível

do solo, correspondendo a largura da secção de saída da pluma (ou fonte em volume, de acordo com a figura) à área do portal. As configurações do tipo b) e c) apresentam elevação relativamente ao nível do solo. Para uma configuração do tipo b) a elevação do portal é negativa e a largura da fonte em volume corresponde ao valor médio entre as larguras ao nível do solo, de acordo com a elevação do portal, e da via de circulação. No caso de uma configuração do tipo c), a elevação é positiva e a fonte em volume iguala as dimensões do portal de saída do túnel rodoviário (CERC, 2017c).

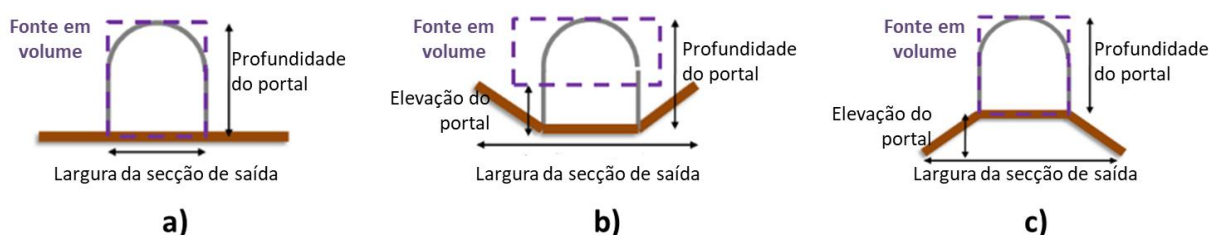


Figura 3.14 – Configurações de um portal de um túnel rodoviário consideradas pelo modelo com a) elevação nula, b) elevação negativa e c) elevação positiva (adaptado de CERC, 2017a).

No caso específico do portal de saída do túnel rodoviário situado no Campo Pequeno, a cota ao nível do solo foi definida na via exterior, acima do portal de saída, sendo considerada uma configuração do tipo a) com uma elevação negativa. A largura e a elevação do portal de saída foram medidas no local com recurso a um medidor de distâncias a laser – laser Wurth WDM 5-12 –, cedido pelo Instituto para a Sustentabilidade e Inovação em Engenharia Estrutural (ISISE). O medidor utilizado e as suas características encontram-se representados no Quadro B.7 em Anexo. Na Figura 3.15 registam-se as medidas obtidas em campo.

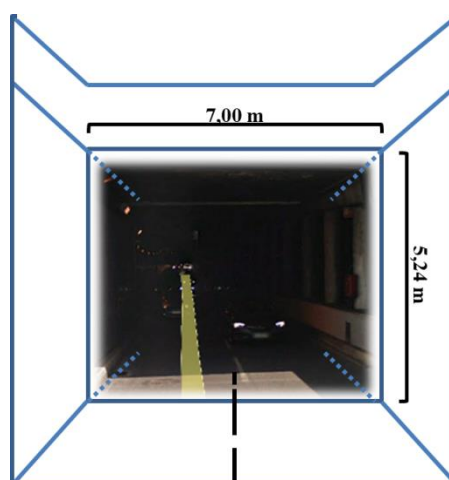


Figura 3.15 – Dimensões do portal de saída do túnel rodoviário da Av. João XXI, no Campo Pequeno, medidas com o laser Wurth WDM 5-12.

A modelação do túnel rodoviário pelo *ADMS-Roads* requer a introdução de determinadas características associadas aos portais de entrada e de saída considerados no âmbito deste trabalho, tratando-se do portal de entrada na Av. Afonso Costa e do portal de saída no Campo Pequeno. Estas características são (CERC, 2017a):

- As coordenadas geográficas dos portais de entrada e de saída, medidas em metros no centro da via de trânsito;
- o número de direções do fluxo de tráfego (1, se o fluxo tiver um único sentido, ou 2, se o fluxo fluir em sentidos opostos);
- a altura e a elevação em relação ao nível do solo de ambos os portais;
- a fonte de emissão associada ao tráfego após a saída pelo portal do túnel rodoviário;
- a largura da faixa de rodagem, em metros;
- a existência, ou não, de paredes de anti-recirculação.

No Quadro 3.7 resume-se o levantamento efetuado para cada uma destas características e algumas observações consideradas relevantes, sendo que o número 1 corresponde ao portal de entrada e o número 2 ao portal de saída.

Quadro 3.7 – Dados de entrada no modelo *ADMS-Roads* relativos ao túnel rodoviário (portal 1 – portal de entrada; portal 2 – portal de saída).

ID	TunnelCP		Observações
	Portal 1	Portal 2	
<b>Nº direções de tráfego</b>	1		
<b>Altura do portal</b>	5,24 m	5,24 m	A fonte “Campo Pequeno” corresponde a uma fonte linear que se estende desde o portal de saída do túnel até uma distância considerada relevante, com largura da faixa de rodagem considerada constante (7 metros).
<b>Elevação do portal</b>	-5,24 m	-5,24 m	
<b>Fonte de emissão associada ao tráfego que sai do túnel</b>	Nenhuma	Campo Pequeno	
<b>Largura da faixa de rodagem</b>	7 m	7 m	Na presença de apenas uma direção de tráfego, apenas o portal de saída é relevante para a modelação, sendo ignorado pelo modelo os dados relativos ao portal de entrada.
<b>Paredes de anti-recirculação</b>	não	sim	

Os túneis rodoviários são modelados pelo *ADMS-Roads* como fontes em volume, estando as unidades padrão de emissões aceites pelo modelo em  $\text{g.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$ . As emissões provenientes de uma fonte em volume são definidas como resultantes de uma fonte em área, horizontal, com extensão vertical,  $L_1$ . Para as fontes em volume, a altura para a qual ocorre a libertação da pluma de poluentes verifica-se a uma altura média,  $Z_s$ , como representado na Figura 3.16. Desta forma, o modelo considera que a pluma de poluentes não sofre qualquer ascensão (CERC, 2017a, 2017d).

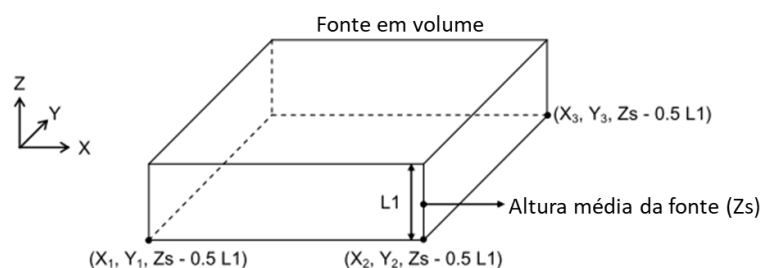


Figura 3.16 – Definição geométrica de uma fonte em volume (adaptado de CERC, 2017a).

Assim, e de acordo com as dimensões definidas na Figura 3.15, a fonte em volume definida para o portal de saída do túnel rodoviário, situado no Campo Pequeno, apresentou uma altura total,  $L_1$ , da fonte emissora de 5,24 metros e uma altura média da fonte emissora acima do solo de 2,62 metros.

Segundo a metodologia descrita pela CERC, a fonte em volume associada ao portal de saída do túnel rodoviário encontra-se subdividida em 3 frações idênticas e consecutivas. De forma simplificativa, cada uma destas frações foi denominada por  $VS_i$ , com  $i=1,2,3$ , estando cada uma delas associada a características distintas. A Figura 3.18, apresentada posteriormente, esquematiza a divisão da fonte em volume utilizada no presente estudo, correspondendo  $VS_1$  à fração mais próxima do portal de saída e  $VS_3$  à fração mais afastada.

O comprimento total da fonte de emissão em volume foi definido tendo em conta a velocidade média do vento, a velocidade média do tráfego e a possível existência de paredes de anti-recirculação, de acordo com os intervalos de valores definidos pela CERC (ver Figura 3.18). Do mesmo modo, também a proporção de emissões associada a cada  $VS_i$  diminui com o aumento da distância ao portal, dependendo apenas da velocidade do tráfego. O Quadro 3.8 resume os intervalos predefinidos pela CERC relativos ao comprimento total da fonte em volume e às emissões associadas a cada  $VS_i$  (CERC, 2017c).

Quadro 3.8 – Parâmetros e respetivos valores para cálculo do comprimento total da fonte em volume e das emissões associadas a cada  $VS_i$  (CERC, 2017c).

Velocidade do tráfego [km/h]	Parede de anti-recirculação	Velocidade do vento [m/s]			Proporção de emissões para cada fração $VS_i$ [%]		
		1	3	6	Fonte $VS_1$	Fonte $VS_2$	Fonte $VS_3$
		Comprimento total da fonte de volume [m]					
8	C/ parede	110	45	40	48	40	12
	S/ parede	90	40	30			
24	C/ parede	250	110	50	55	33	12
	S/ parede	230	130	40			
48	C/ parede	235	150	60	57	31	12
	S/ parede	225	90	60			

Como referido na subsecção 3.2.2, foi considerada para efeitos de cálculo dos fatores de emissão uma velocidade média de circulação de 30 km/h. Como tal, a determinação da dimensão da fonte em volume teve como base esta mesma velocidade. Quanto à velocidade do vento, um valor médio para os dias 7 e 8 de outubro de 2019 foi calculado, sendo este valor de 3,5 m/s. Assim, por interpolação do Quadro 3.8, obteve-se o comprimento total da fonte em volume de 107,5 metros. Do mesmo modo, as distribuições percentuais de emissões relativas a cada fração da fonte em volume foram obtidas por interpolação do Quadro 3.8, correspondendo a  $VS_1$ ,  $VS_2$  e  $VS_3$  as proporções 55,5%, 32,5% e 12%, respetivamente.

A delimitação da fonte em volume foi feita com recurso ao Sistema de Informação Geográfica *ArcGis* e necessitou de obedecer a um conjunto de regras estabelecidas pela CERC. A fonte em volume definida encontra-se associada à fonte linear “Campo Pequeno”, referida no Quadro 3.7. Deste modo, procedeu-se, então, à delimitação de cada fração  $VS_i$  tendo em conta que (CERC, 2017c):

- Cada fonte  $VS_i$  deve formar um polígono convexo.
- Cada fonte  $VS_i$  apresenta 1:3 do comprimento total determinado pelo Quadro 3.8.
- A largura da primeira fração ( $VS_1$ ) toma o valor da largura do portal, coincidindo o ponto central deste segmento de reta com o vértice inicial da fonte linear “Campo Pequeno”.
- O segmento final, e conseqüentemente o segmento inicial da fração  $VS$  seguinte, deve ser perpendicular à fonte linear “Campo Pequeno”.
- O comprimento da fonte em volume é delimitado paralelamente à fonte linear “Campo Pequeno”.



A Figura 3.17 representa a delimitação, em planta, da fonte em volume necessária à modelação do túnel rodoviário da Av. João XXI.

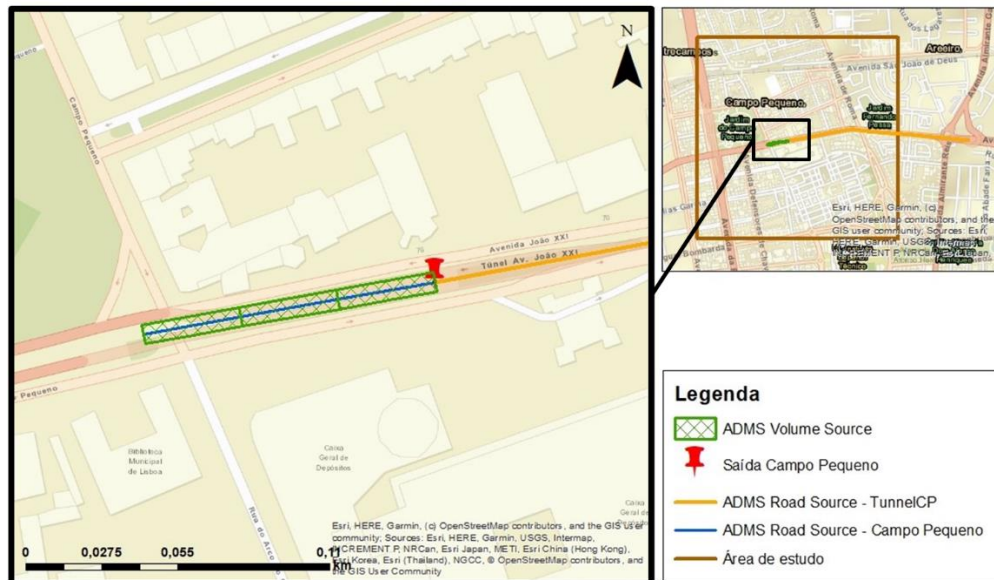


Figura 3.17 – Delimitação das três fontes de volume ( $VS_1$  – junto do portal de saída,  $VS_3$  – mais longe do portal de saída).

Assim, as três frações  $VS_i$  associadas à fonte em volume necessária para o processo de modelação foram introduzidas no ADMS-Roads. A cada fração foi associado um comprimento de 35,8 metros. A Figura 3.18 esquematiza, em corte, as fontes  $VS_i$  e as medidas  $L_1$  utilizadas no presente trabalho. A figura não se encontra à escala, sendo meramente ilustrativa.

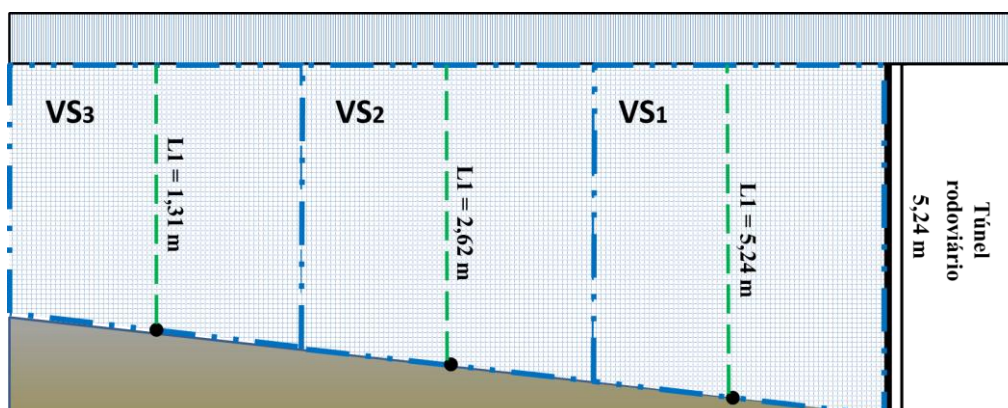


Figura 3.18 – Ilustração das fontes em volume  $VS_i$  consideradas no presente estudo e respetivas alturas  $L_1$ .

Uma vez que a via de trânsito possui inclinação após o portal de saída do túnel rodoviário, atribuiu-se uma altura variável a cada fração da fonte em volume. Para estas alturas foram considerados valores aproximados, medidos no ponto médio de cada fração  $VS_i$ .

- **Sistema de ventilação**

A ventilação é um fator relevante na redução das concentrações de poluentes no interior de um túnel rodoviário e, conseqüentemente, poderá reduzir as concentrações libertadas pelos portais de saída, melhorando a qualidade do ar nas suas imediações (ver subsecção 2.3.1).

O sistema de ventilação do túnel da Av. João XXI é composto por um sistema de ventilação longitudinal, com recurso a ventiladores de impulso localizados sensivelmente de 86 em 86 metros (ACRIBIA, 2020). Atualmente, a renovação do sistema de ventilação está a ser realizada pela empresa ACRIBIA – Projetos de Engenharia, Lda. Assim, após a intervenção executada pela empresa, e de acordo com informação disponibilizada pela mesma, a ventilação será executada por meios de ventilação forçada, através de ventiladores de impulso reversíveis, instalados nos dois sentidos de circulação, junto à parede do túnel rodoviário. As características dos ventiladores considerados em projeto encontram-se descritas no Quadro B.8, em Anexo. Neste sentido, o sistema de ventilação do túnel rodoviário da Av. João XXI é do tipo longitudinal, sendo a pluma de poluentes libertada apenas pelos portais.

### 3.3.4 Modelação do tráfego rodoviário no exterior do túnel rodoviário

O tráfego que circulou nas vias exteriores ao portal de saída do túnel rodoviário foi modelado pelo *ADMS-Roads* como fonte em linha, estando as emissões introduzidas no modelo em  $g \cdot km^{-1} \cdot s^{-1}$ . Tal como na modelação das fontes em volume, também aqui é assumido pelo modelo a inexistência de elevação da pluma (CERC, 2017a). A Figura 3.19 demonstra a fonte em linha definida no software *ArcGis*, denominada por “CP”. Esta fonte em linha foi delimitada desde o entroncamento entre a Av. João XXI e a Rua Cidade de Bucareste até ao cruzamento existente após a saída do túnel rodoviário, com uma largura total da faixa de rodagem de 20 metros.

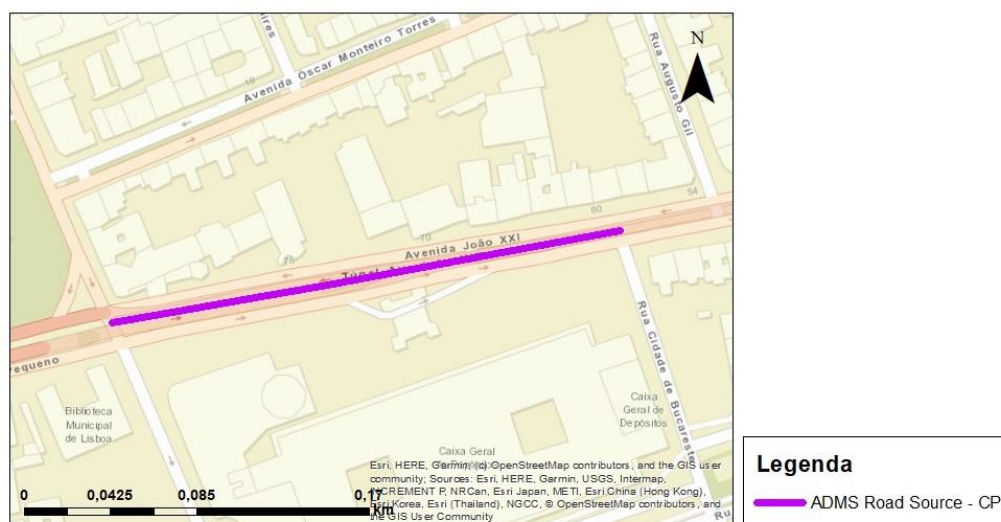


Figura 3.19 – Representação do tráfego exterior ao túnel pela fonte em linha.

Deste modo, e de forma simplificada para o cálculo de emissões provenientes do tráfego rodoviário, a fonte em linha foi caracterizada tendo em conta a junção das quatro vias de trânsito exteriores numa só, assumida ao longo do eixo central da avenida, sem distinção de sentidos de trânsito e com uma largura total igual à largura da avenida.

### 3.3.5 Caracterização do *street canyon*

A consideração do *street canyon* na modelação é um fator importante em áreas urbanas, uma vez que a sua existência influencia fortemente a dispersão dos poluentes. No presente estudo, o efeito do *street canyon* foi considerado apenas na modelação das emissões provenientes do tráfego que circulou nas vias exteriores ao túnel rodoviário, no Campo Pequeno.

O modelo dispõe de dois métodos distintos para o estudo do *street canyon*, seja através de uma abordagem simplificada ou de uma abordagem avançada. A abordagem simplificada assume a existência de edifícios de altura constante e de telhado plano em ambos os lados da faixa de rodagem, estando a região de recirculação dos poluentes no interior do *street canyon* (CERC, 2017a). Por outro lado, a abordagem avançada permite considerar várias geometrias do *canyon*, tendo em conta a variação de altura dos edifícios que o constituem ou até a sua inexistência em algum dos lados da via. Também o grau de porosidade, definido como a proporção do *canyon* ao longo da via que não possui edifícios adjacentes, é considerado na modelação (CERC, 2017a, 2017b).

No âmbito desta dissertação foi utilizada a abordagem avançada para a caracterização do *street canyon*. Tendo presente que o eixo central da via coincide com o eixo central do *canyon*, e que este deve ser caracterizado para ambos os lados, foi necessário definir as paredes esquerda e direita do *canyon*. Estas orientações foram atribuídas através das coordenadas geográficas, em metros, tendo em conta os vértices da fonte em linha associada ao *canyon* (CERC, 2017a). Esta fonte em linha, denominada na subsecção anterior como “CP”, foi representada tendo em conta o sentido do tráfego Av. Afonso Costa – Campo Pequeno, estabelecendo-se assim os lados esquerdo e direito (ver Figura 3.20).

Posto isto, procedeu-se ao levantamento das seguintes medidas para cada lado do *canyon* (CERC, 2017a):

- Largura, ou distância, em metros, desde a parede do *canyon* até ao eixo central da via;
- Altura média, em metros, dos edifícios existentes em cada lado do *canyon*;
- Alturas mínima e máxima de cada parede do *canyon*;
- Comprimento total do *street canyon*, em metros, desde o início do primeiro edifício até ao fim do último edifício;
- Comprimento, em metros, desde o início do primeiro edifício até ao vértice final da fonte rodoviária;
- Comprimento total da via, em metros, que contém edifícios adjacentes.

A Figura 3.20 esquematiza a orientação do *street canyon* e a numeração dos edifícios considerados para estudo. Nesta expõem-se também as dimensões aproximadas de cada edifício utilizadas para a caracterização do *canyon*, assim como a largura desde as paredes esquerda e direita até ao eixo central.

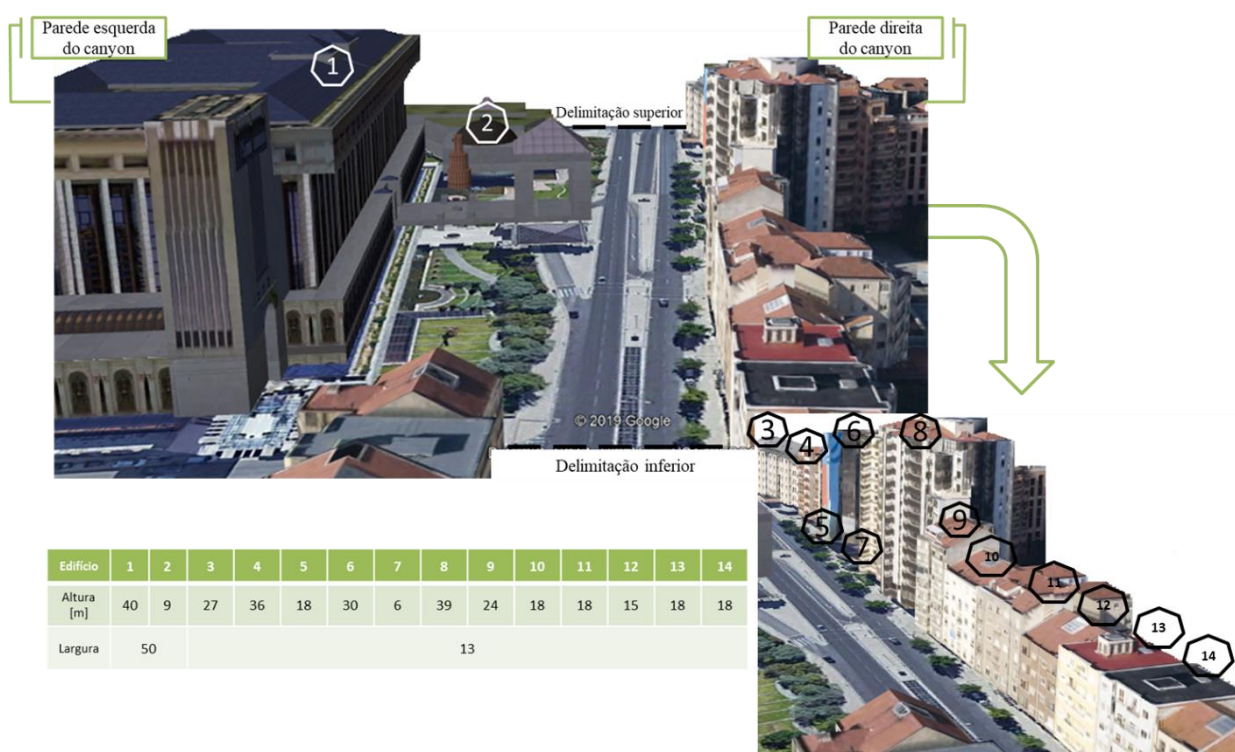


Figura 3.20 – Esquematização do *street canyon* no Campo Pequeno (imagens Google Earth Pro).

O Quadro 3.9 resume os dados introduzidos no ADMS-Roads para modelação do *street canyon* existente ao redor da fonte em linha considerada neste estudo.

Quadro 3.9 – Dimensões relativas ao *street canyon* introduzidas no modelo ADMS-Roads.

Lado do <i>canyon</i>	Largura [m]	Altura média [m]	Altura mínima [m]	Altura máxima [m]	Comprimento total [m]	Comprimento do 1º edifício ao último [m]	Comprimento de edifícios adjacentes [m]
<b>Esquerdo (L)</b>	50	24,5	9	40	245,8	245,8	245,8
<b>Direito (R)</b>	13	22,5	6	39	245,8	245,8	245,8

Da análise da Figura 3.20 e do Quadro 3.9 é possível observar uma distância maior entre a parede esquerda do *canyon* e o eixo da faixa de rodagem, correspondendo a cerca de 50 metros. Assim, pressupõem-se que uma maior dispersão dos poluentes, tendo em conta a direção do vento definida na subsecção 3.3.1, ocorra em direção ao lado esquerdo do *canyon*.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com o intuito de avaliar a contribuição do túnel rodoviário da Av. João XXI para a degradação da qualidade do ar no Campo Pequeno apresenta-se inicialmente, neste capítulo, o cálculo das emissões de  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  e  $NO_2$  resultantes do tráfego rodoviário. Os resultados obtidos pelo modelo *ADMS-Roads* relativos à dispersão dos poluentes e respetiva análise são posteriormente expostos. Por fim, procede-se à validação dos resultados obtidos e à avaliação do desempenho do modelo com base nas concentrações registadas pela Estação Urbana de Tráfego e nas medições efetuadas no local de estudo.

### 4.1 Emissões de $NO_2$ , $PM_{2.5}$ e $PM_{10}$

As emissões de  $NO_x$ ,  $PM_{2.5}$  e  $PM_{10}$  obtidas neste estudo basearam-se, como referido no capítulo anterior, nos Modelos de Velocidade Média, com recurso ao método Tier 3 da metodologia *EMEP/EEA*.

As emissões de exaustão diárias de  $NO_x$  e  $PM_{2.5}$ , em  $g.km^{-1}$ , foram calculadas de acordo com a Equação (6), após terem sido obtidas as distribuições apresentadas nos Quadros 3.5 e 3.6 da subsecção 3.2.2, relativas aos veículos em circulação no Campo Pequeno, e considerando os fatores de emissão apresentados nos Quadros B.3 a B.5, em Anexo. Deste modo, os Quadros C.1 a C.4 em Anexo referem-se às emissões de exaustão diárias destes poluentes, resultantes do tráfego rodoviário que circulou no túnel rodoviário em direção ao Campo Pequeno e no seu exterior, de acordo com a tipologia do combustível, a categoria e a tecnologia associada. Uma vez que as emissões de exaustão são constituídas maioritariamente por matéria particulada com diâmetro inferior a  $2,5 \mu m$ , as emissões de exaustão diárias de  $PM_{2.5}$  e  $PM_{10}$  tomam o mesmo valor. As emissões de não-exaustão de  $PM_{2.5}$  e de  $PM_{10}$  corresponderam a 40% e 55% das suas emissões, respetivamente, de acordo com os dados referidos na secção 3.2. Do mesmo modo, como referido anteriormente, as emissões de  $NO_2$  foram calculadas tendo em conta a fração mássica  $f-NO_2$ .

Assim, as emissões de  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  e  $NO_2$  resultantes do tráfego rodoviário apresentam-se no Quadro 4.1. Da sua análise é possível verificar que as emissões de poluentes resultantes do tráfego rodoviário no exterior ao portal de saída do túnel rodoviário foram mais significativas, dado também o maior número de veículos em circulação.

Quadro 4.1 – Emissões diárias, em  $\text{g.km}^{-1}$ , resultantes do tráfego rodoviário no Campo Pequeno, para as vias em estudo.

Tráfego	NO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>		PM <sub>10</sub>	
		Exaustão	Não-exaustão	Exaustão	Não-exaustão
Vias exteriores	1886,38	197,06	154,56	197,06	285,22
Túnel rodoviário	1291,14	139,97	109,78	139,97	202,59

De acordo com o exposto na secção 3.3.3, as emissões relativas ao túnel rodoviário encontram-se relacionadas com uma fonte em volume, projetada desde o portal de saída até um comprimento de 107,5 metros. Assim, e tendo em conta as dimensões do portal de saída ( $5,24 \times 7,00 \text{ m}^2$ ), as emissões acumuladas no interior do túnel rodoviário, apresentadas no Quadro 4.1, foram libertadas para o ambiente exterior através de uma pluma de poluentes que se propagou ao longo das três frações, VS<sub>i</sub>, da fonte em volume. Deste modo, o Quadro 4.2 sintetiza as emissões de cada poluente associadas a cada fração VS<sub>i</sub>, considerando as repartições percentuais associadas a cada fração determinadas no capítulo anterior (ver subsecção 3.3.3).

Quadro 4.2 – Emissões diárias de NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub> atribuídas a cada fração da fonte em volume, VS<sub>i</sub> [ $\text{g.m}^{-3}$ ].

Frações da fonte em volume, VS <sub>i</sub>	Repartições percentuais	Emissões de poluentes ( $\times 10^{-3}$ )		
		NO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>10</sub>
VS <sub>1</sub>	55,5 %	19,54	3,78	5,18
VS <sub>2</sub>	32,5 %	11,44	2,21	3,04
VS <sub>3</sub>	12,0 %	4,22	0,82	1,12

Ambos os valores de matéria particulada apresentados no Quadro 4.2 têm em conta as emissões de exaustão e não-exaustão. Através da análise do Quadro torna-se evidente a discrepância entre as emissões de dióxido de azoto e de matéria particulada resultantes do tráfego rodoviário. De outro modo, a proximidade das emissões de PM<sub>2.5</sub> às emissões de PM<sub>10</sub> salienta a sua relevância na degradação da qualidade do ar (ver Capítulo 2).

## 4.2 Concentração de poluentes

Após a introdução dos dados evidenciados no capítulo anterior no modelo *ADMS-Roads*, foi possível analisar a dispersão dos poluentes atmosféricos e, com recurso ao Sistema de Informação Geográfica *ArcGis*, analisar a distribuição espacial de cada um. As emissões de

PM<sub>10</sub> e de NO<sub>2</sub> foram inicialmente modeladas separadamente para o tráfego que circulou nas vias exteriores e no túnel rodoviário, no sentido Av. Afonso Costa – Campo Pequeno. Posteriormente, ambas as fontes rodoviárias foram consideradas simultaneamente para avaliar a sua contribuição na qualidade do ar na zona envolvente ao túnel rodoviário. Dado que uma das limitações inerentes ao modelo ADMS-Roads passa pela impossibilidade de modelar simultaneamente *canyons* e túneis rodoviários, o efeito da configuração do *street canyon* apenas foi tido em conta na modelação para as vias exteriores.

As distribuições espaciais para os dias 7 e 8 de outubro apresentaram o mesmo padrão espacial para ambos os dias, diferindo somente na magnitude das concentrações dos poluentes, as quais foram mais elevadas no dia 7. Tal facto poderá estar relacionado com condições meteorológicas, nomeadamente as maiores velocidades do vento e os maiores níveis de humidade relativa registados no último dia. Por este motivo, optou-se por apresentar apenas as plumas de poluentes para o dia 7 de outubro de 2019. Adicionalmente, as figuras apresentadas não consideram as concentrações de fundo na gama de concentrações, de modo a que apenas a contribuição local do tráfego rodoviário fosse avaliada. Para posterior comparação com a legislação, os resultados foram analisados em termos de concentração máxima horária para NO<sub>2</sub> e de concentração média diária para PM<sub>10</sub>.

#### 4.2.1 Dióxido de azoto

A distribuição espacial das concentrações de NO<sub>2</sub> originadas pelo tráfego rodoviário encontram-se na Figura 4.1, relativamente à concentração máxima horária. Nesta figura apresentam-se as distribuições espaciais relativas às vias exteriores (a), ao túnel rodoviário para o sentido Av. Afonso Costa – Campo Pequeno (b) e para o somatório de ambos (exterior + túnel rodoviário, c). Pela análise das plumas e da gama de concentrações obtida, verificou-se que a contribuição local do tráfego rodoviário atingiu uma concentração máxima de NO<sub>2</sub> de 11,6 µg/m<sup>3</sup>.

A pluma de poluentes resultante do tráfego correspondente ao túnel rodoviário demonstra que as concentrações atingidas foram muito menores quando comparadas com o tráfego nas vias exteriores. Tal poderá estar relacionado com o facto de o *street canyon* não ser considerado ou com o menor volume de tráfego associado ao túnel rodoviário. Ainda assim, a pluma de poluentes atingiu um comprimento de 115 metros desde o portal de saída do túnel rodoviário, corroborando as conclusões efetuadas em estudos anteriores. Por outro lado, o efeito da configuração do *street canyon* é evidente na distribuição espacial obtida para as vias exteriores. Esta configuração, associada à direção do vento, deslocou a pluma de poluentes para sul, situando-se a região de recirculação a sotavento do *canyon*.



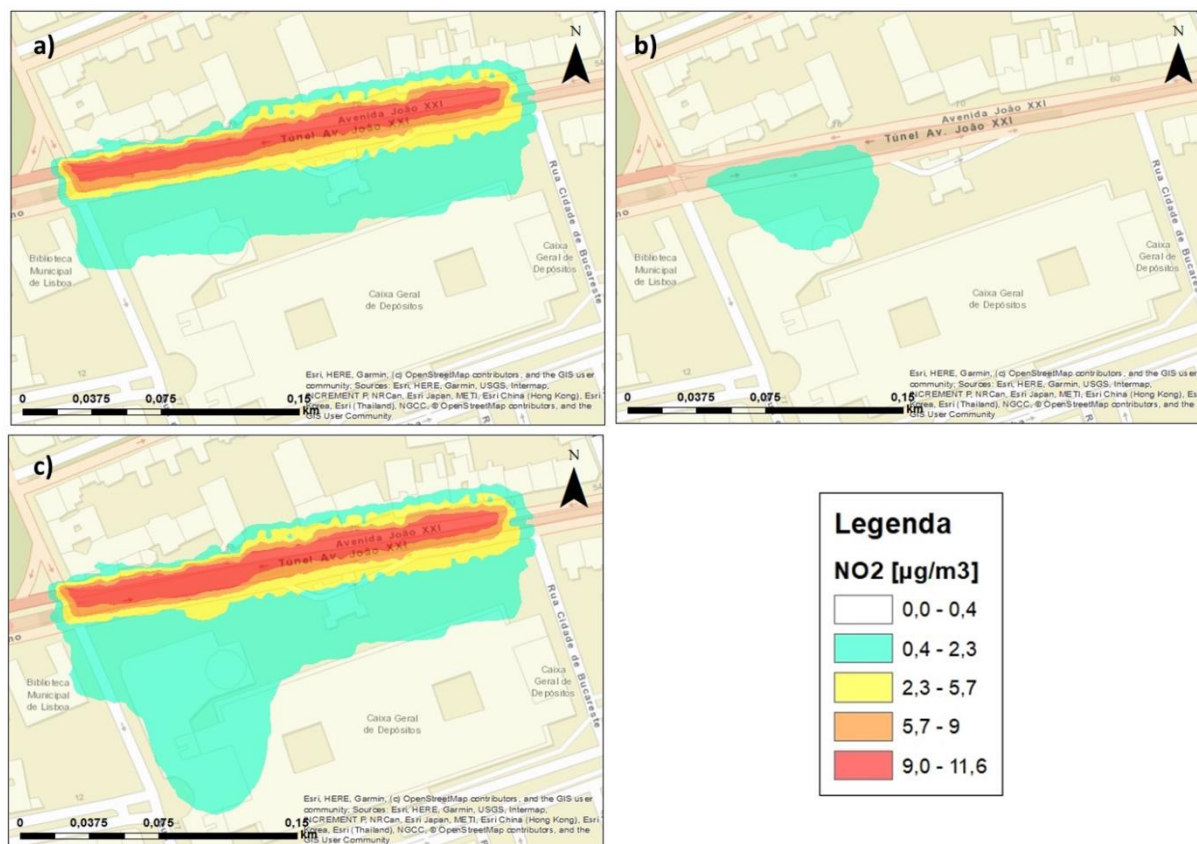


Figura 4.1 – Distribuição espacial das concentrações de NO<sub>2</sub> resultante da contribuição do tráfego rodoviário no Campo Pequeno, no dia 7 de outubro de 2019: a) vias exteriores, b) túnel rodoviário e c) total (exterior + túnel rodoviário).

A distribuição espacial das concentrações de NO<sub>2</sub> tendo em conta todas as vias (exterior + túnel rodoviário) permite observar um ligeiro aumento da área espacial afetada pela contribuição do túnel rodoviário, junto ao portal de saída. Contudo, a concentração máxima horária toma o mesmo valor relativo ao tráfego exterior, dado o seu maior contributo para a degradação da qualidade do ar no Campo Pequeno.

As variações horárias das concentrações de NO<sub>2</sub> relativas aos dias 7 e 8 de outubro foram obtidas pelo modelo para um ponto recetor definido logo após o portal de saída do túnel rodoviário. Na Figura 4.2 apresentam-se estas variações, estando incluídas a contribuição do tráfego rodoviário do túnel, no sentido Av. Afonso Costa – Campo Pequeno, e das vias adjacentes ao portal de saída. Os resultados apresentados têm em conta as concentrações de fundo referidas na subsecção 3.3.2.

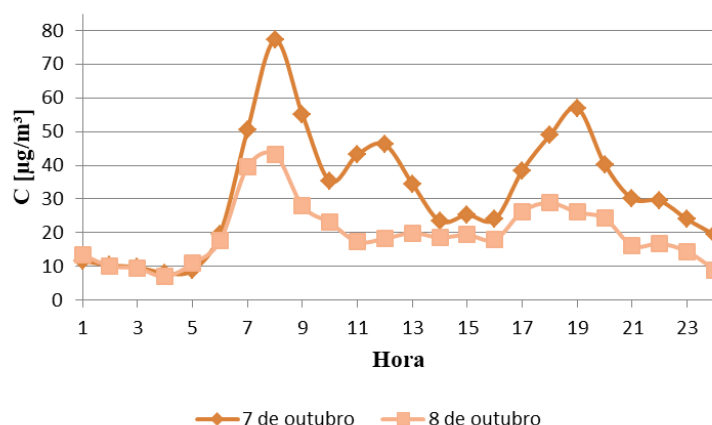


Figura 4.2 – Variação horária das concentrações de  $\text{NO}_2$  obtidas pelo modelo para os dias 7 e 8 de outubro de 2019, no Campo Pequeno.

No dia 7 de outubro os picos de concentração verificaram-se às 8h e 19h, com  $77,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $57,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. Por sua vez, no dia 8 de outubro, os picos registaram-se às 8h e 18h, atingindo valores nitidamente mais reduzidos, com  $43,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $28,87 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. Estas concentrações de  $\text{NO}_2$  poderão estar relacionadas com as horas de ponta do tráfego rodoviário, associadas a maiores emissões, e com as condições meteorológicas registadas. Adicionalmente, embora a hora de ponta da manhã apenas se verifique às 9h, registou-se um aumento significativo do tráfego rodoviário entre as 7h e as 8h da manhã. Tal facto poderá estar também relacionado com o pico de concentrações de  $\text{NO}_2$  registado às 8h, uma vez que uma maior libertação de  $\text{NO}$  pelos veículos associada à tendência crescente dos níveis de radiação solar, conduz a condições propícias para a formação de  $\text{NO}_2$ .

O valor-limite definido pelo DL n.º 47/2017 para  $\text{NO}_2$  é de  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em termos de valor máximo horário. No dia 7 de outubro, no qual foram obtidas maiores concentrações de poluentes, foi determinada uma concentração máxima horária de  $77,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pelo modelo, concluindo-se que o valor-limite não foi ultrapassado nos dias analisados no presente estudo.

#### 4.2.2 Matéria particulada

As distribuições espaciais das concentrações de  $\text{PM}_{10}$  foram analisadas em termos de concentração média diária, de acordo com os valores legislativos, sendo apresentadas na Figura 4.3. De modo semelhante a  $\text{NO}_2$ , nesta figura encontram-se as distribuições espaciais relativas às vias exteriores (a), ao túnel rodoviário para o sentido Av. Afonso Costa – Campo Pequeno (b) e para ambos os casos (exterior + túnel rodoviário, c). Através da análise das plumas e das concentrações obtidas, verificou-se uma concentração máxima de  $\text{PM}_{10}$  de 1,8

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ , resultantes somente do tráfego rodoviário, tendo em conta emissões de exaustão e de não-exaustão.

A pluma de poluentes resultante do tráfego correspondente ao túnel rodoviário atingiu concentrações na ordem das  $0,1 - 0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , salientado a reduzida contribuição do portal de saída em estudo na poluição do ar no Campo Pequeno. A pluma atingiu um comprimento máximo de 113 metros desde o portal de saída do túnel rodoviário.

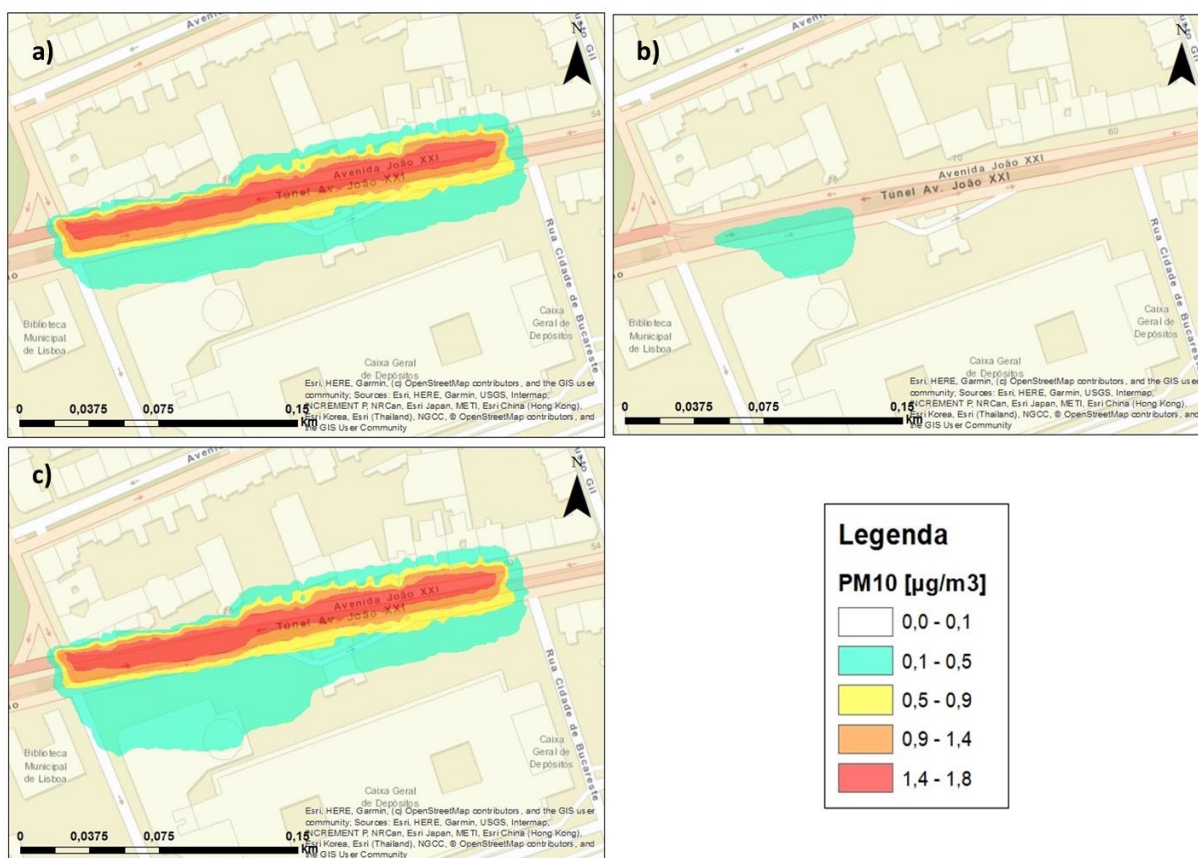


Figura 4.3 – Distribuição espacial das concentrações de  $\text{PM}_{10}$  resultante da contribuição do tráfego rodoviário no Campo Pequeno, no dia 7 de outubro de 2019: a) vias exteriores, b) túnel rodoviário e c) total (exterior + túnel rodoviário).

De forma idêntica às plumas de  $\text{NO}_2$ , a modelação simultânea das emissões de  $\text{PM}_{10}$  derivadas do tráfego rodoviário no Campo Pequeno (exterior + túnel rodoviário), demonstrou um maior impacto junto do portal do túnel.

As concentrações de matéria particulada obtidas pelo modelo foram adicionalmente comparadas com as concentrações medidas no local de estudo durante os dias em questão,

com recurso ao equipamento de medição GRIMM. Adicionalmente, para validação dos resultados do processo de modelação foram utilizadas as concentrações de matéria particulada registadas na Estação Urbana de Tráfego de Entrecampos.

### **Comparação dos resultados da modelação com medições**

Com o objetivo de comparar os resultados obtidos pelo processo de modelação para a matéria particulada e analisar o desempenho do modelo, foram utilizadas medições realizadas pelo equipamento GRIMM e o registo das concentrações de PM na Estação Urbana de Tráfego de Entrecampos.

O equipamento GRIMM foi instalado acima do portal de saída do túnel rodoviário, no separador central, como demonstra a Figura C.1, em Anexo. A medição das concentrações de matéria particulada foi realizada durante os seguintes períodos:

- das 17h às 20h do dia 7 de outubro;
- das 7h às 11h e das 13h às 17h do dia 8 de outubro.

Salienta-se que os valores medidos pelo equipamento não representam somente a contribuição local do tráfego rodoviário, mas também todas as fontes de poluição de matéria particulada localizadas na proximidade ao local de medição, como também qualquer matéria transportada por ação do vento a distâncias maiores. Durante o período de medições realizado na manhã do dia 8 com o equipamento GRIMM foram observadas obras num edifício próximo ao ponto de medição, levando a que fosse observada uma maior discrepância entre as concentrações de PM medidas e modeladas, relativamente aos restantes períodos de medição. Adicionalmente, em condições de funcionamento normais, o equipamento GRIMM apresenta uma elevada margem de erro perante valores de humidade relativa acima de 95%, caso que não se verificou durante os dias em que decorreu a campanha experimental (GRIMM, 2016). Ainda assim, um maior período de medições seria necessário para uma corroboração adequada entre os valores modelados e os valores medidos pelo GRIMM.

Neste sentido, a Figura 4.4 mostra a variação horária das concentrações de PM<sub>10</sub> resultantes do modelo, do equipamento GRIMM e na Estação Urbana de Tráfego de Entrecampos, relativas aos dias 7 e 8 de outubro de 2019. Nestes dias, as concentrações médias diárias de PM<sub>10</sub> obtidas pelo modelo, e tendo em conta as concentrações de fundo, foram de 13,8 µg/m<sup>3</sup> e 13,1 µg/m<sup>3</sup>, respetivamente.

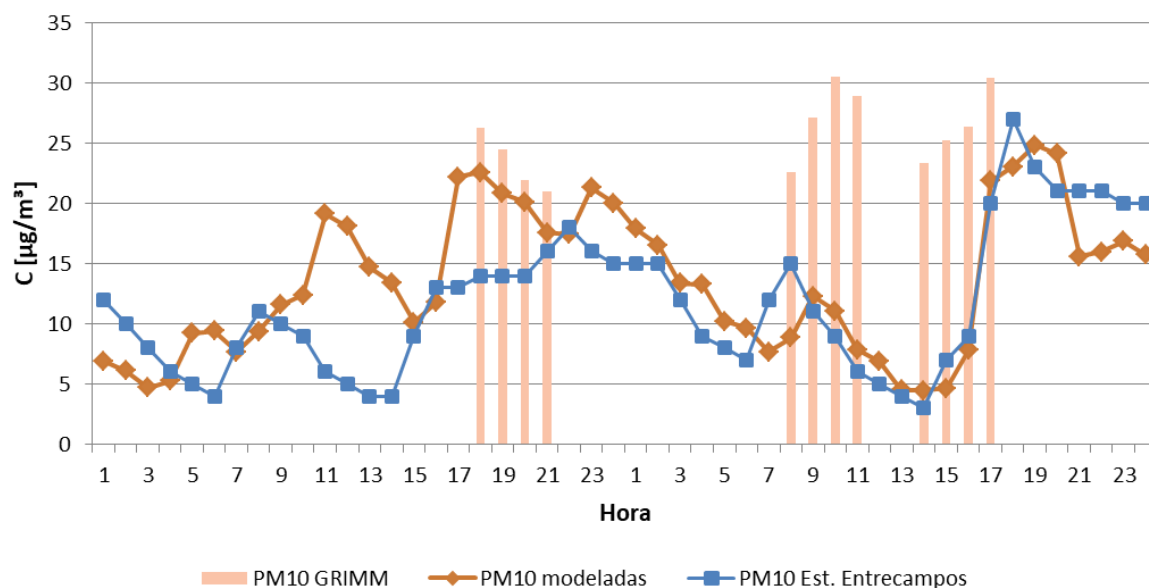


Figura 4.4 – Variação horária das concentrações de  $PM_{10}$  para os dias 7 e 8 de outubro de 2019.

A análise da Figura 4.4 permite observar uma elevada proximidade entre os resultados da modelação e as medições efetuadas pelo GRIMM para o dia 7 de outubro. Para este dia foram calculadas pelo *ADMS-Roads* as concentrações máximas de  $19,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e de  $22,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , para as 11h e 18h. Contudo, e como referido anteriormente, no dia 8 observou-se uma elevada discrepância entre os resultados da modelação e as medições efetuadas pelo GRIMM. Neste dia, e de acordo com o modelo, a concentração mais elevada verificou-se às 19h, atingindo as  $24,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Quanto às concentrações registadas na Estação de Tráfego, é possível verificar pelo gráfico anterior algumas tendências de evolução opostas às concentrações obtidas pelo modelo. Ainda assim, observa-se que os resultados da modelação seguem geralmente as concentrações registadas na Estação Urbana de Tráfego de Entrecampos.

De modo idêntico, na Figura 4.5 apresenta-se a variação horária das concentrações de  $PM_{2,5}$  obtidas pelo modelo para os dias de estudo, as concentrações medidas pelo GRIMM e as concentrações registadas na Estação de Tráfego. Nos dias 7 e 8 de outubro, as concentrações médias diárias de  $PM_{2,5}$  obtidas pelo modelo, e tendo em conta as concentrações de fundo, foram de  $6,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente.

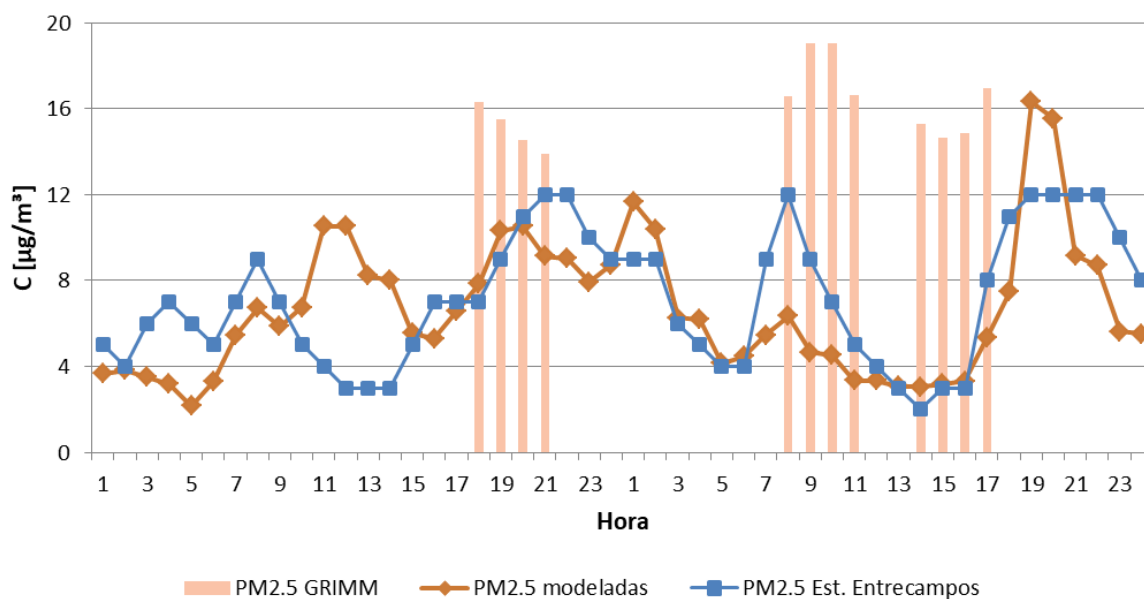


Figura 4.5 – Variação horária das concentrações de  $PM_{2.5}$  para os dias 7 e 8 de outubro de 2019.

Da sua análise verifica-se que a concentração máxima obtida pelo *ADMS-Roads* é de  $10,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , às 11h, 12h e 20h, para o dia 7 de outubro. Neste dia, a maior discrepância entre os valores modelados e medidos pelo GRIMM registou-se para as 18h, seguindo depois uma tendência decrescente. Contrariamente, no dia 8 de outubro, a concentração mais elevada de  $PM_{2.5}$ , de acordo com o modelo, verificou-se às 19h, sendo de  $16,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

De um modo geral, e considerando os gráficos das Figuras 4.4 e 4.5, foi possível observar uma concordância entre as concentrações de PM medidas e o perfil de tráfego do Campo Pequeno. No que respeita aos resultados da modelação, as menores concentrações de PM no dia 8 de outubro foram registadas para as horas em que a velocidade do vento foram maiores, levando a melhores condições de dispersão. A relação média diária entre as concentrações de  $PM_{2.5}$  e de  $PM_{10}$  obtidas neste estudo, ou seja, o rácio  $PM_{2.5}:PM_{10}$ , foi de 0,5. De acordo com um estudo realizado em várias cidades europeias para avaliação das tendências temporais e espaciais de  $PM_{2.5}$ , é possível verificar uma concordância entre os valores obtidos. Segundo os resultados deste estudo, foram obtidos rácios médios diários de aproximadamente 0,55 e 0,5 para Estações Urbana de Fundo e Rural de Fundo, respetivamente, em Lisboa, e de 0,57 para uma Estação Urbana de Tráfego situada em Madrid (Adães and Pires, 2019).

Para uma melhor perceção da relação entre as concentrações obtidas pelo modelo e as concentrações registadas na Estação de Entrecampos, foi avaliada a correlação entre ambas.

Na Figura 4.6 são apresentados os gráficos de dispersão obtidos para  $PM_{10}$  e  $PM_{2.5}$ , respetivamente, relativos às concentrações horárias para os dias de estudo.

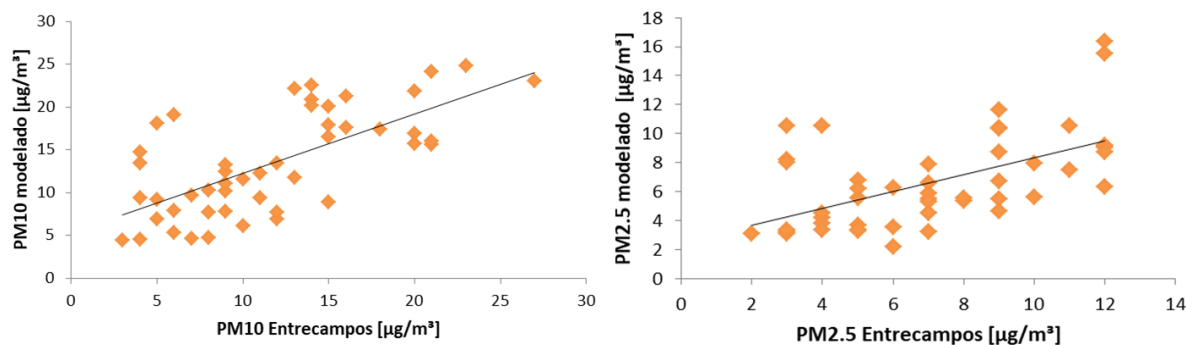


Figura 4.6 – Comparação dos resultados da modelação com as concentrações registadas na Estação Urbana de Tráfego de Entrecampos.

No dia 7 de outubro foram obtidas as concentrações médias diárias de  $PM_{10}$  de  $13,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e de  $10,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pelo modelo (considerando as concentrações de fundo) e na Estação Urbana de Tráfego de Entrecampos, respetivamente. Do mesmo modo, no dia 8 de outubro foram atingidas as concentrações médias diárias de  $PM_{10}$  de  $13,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e de  $13,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pelo modelo e pela estação de monitorização, respetivamente. Assim, o valor-limite definido pelo DL n.º 47/2017 para  $PM_{10}$  em termos de valor médio diário ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) não foi ultrapassado para os dias analisados neste estudo. Relativamente às concentrações médias diárias de  $PM_{2.5}$ , foi obtida uma concentração de  $6,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pelo modelo e na estação de monitorização no dia 7 de outubro. No dia 8 de outubro foram obtidas as concentrações médias diárias de  $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e de  $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pelo modelo e na Estação Urbana de Tráfego de Entrecampos, respetivamente. De modo semelhante, a concentração média diária recomendada pela OMS para  $PM_{2.5}$  ( $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) não foi ultrapassada.

### 4.2.3 Observações gerais

A análise da distribuição espacial das concentrações de  $NO_2$  e  $PM_{10}$  permitiu formular algumas observações gerais, relativas aos resultados apresentados anteriormente. Deste modo, foi possível verificar que:

- As concentrações máximas resultantes do tráfego exterior ao túnel rodoviário estenderam-se ao longo de todo o troço da via de trânsito considerada em estudo e diminuíram progressivamente até aos níveis de fundo.

- As concentrações máximas resultantes do tráfego do túnel rodoviário acumularam-se junto ao portal de saída, diminuindo à medida que a distância a este aumenta, tendo sido registado um comprimento máximo de 115 metros para a pluma de  $\text{NO}_2$  e de 113 metros para a pluma de  $\text{PM}_{10}$ .
- As plumas de poluentes dirigiram-se sempre para Sul, em concordância com as direções do vento registadas (Figura 3.5).
- Não sendo possível a consideração da configuração do *street canyon* na modelação do túnel rodoviário, registou-se uma maior propagação da pluma de poluentes para Sul, quando comparada à pluma de poluentes referente ao tráfego exterior ao túnel.
- Na via exterior, a influência do *street canyon* é explícita, tendo provocado a delimitação da pluma de poluentes no seu interior. Foi também possível observar que, de acordo com as origens do vento a norte, perpendiculares à via, o vórtice de vento gerado no interior do *canyon* formou uma região de recirculação do ar onde as maiores concentrações de poluentes foram registadas a sotavento.
- As concentrações obtidas pelo modelo e as concentrações registadas na Estação Urbana de Fundo apresentaram uma variação temporal semelhante, sendo que os resultados obtidos traduzem apenas a contribuição dos troços considerados no presente estudo para a degradação da qualidade do ar no Campo Pequeno.

### 4.3 Análise estatística do desempenho do modelo

A análise do desempenho do modelo de qualidade do ar permite avaliar quantitativamente a qualidade dos resultados do processo de modelação através da comparação das concentrações obtidas pelo modelo e das concentrações medidas. A presença de incertezas associadas ao processo de modelação é inevitável, seja devido a simplificações e incertezas nos dados de entrada considerados, à própria incerteza associada ao modelo ou ao carácter estocástico de processos na atmosfera (Borrego et al, 2008).

Neste sentido, com o objetivo de avaliar o desempenho do modelo utilizado no presente estudo, recorreu-se à análise estatística dos resultados de acordo com os vários parâmetros recomendados: o coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ), o erro percentual médio (Mean Fractional Error, MFE), a raiz do erro quadrático médio normalizado (Normalized Root Mean Square Error, NRMSE), o erro sistemático médio (BIAS) e o índice de concordância (Index



of Agreement, IOA) (Borrego et al, 2008; FAIRMODE, 2018; Thunis et al, 2011). O Quadro 4.3 sintetiza os parâmetros referidos, assim como os valores aceitáveis e ideais associados a cada um deles.

Quadro 4.3 – Indicadores estatísticos de qualidade do Modelo (Borrego et al, 2008; FAIRMODE, 2018).

Indicador	Fórmula	Intervalo de valores aceitáveis	Valor ideal [unidades]	Observações
<b>r</b>	$r = \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M})(O_i - \bar{O})}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})^2}}$	-1,0 – 1,0	1,0 [-]	$O$ e $M$ : concentrações observadas e modeladas, respetivamente.
<b>MFE</b>	$MFE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{ M_i - O_i }{(M_i + O_i)/2}$	0% – 200%	0 [%]	$\bar{O}$ e $\bar{M}$ : concentrações médias observadas e modeladas, respetivamente.
<b>NRMSE</b>	$NRMSE = \frac{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (O_i - M_i)^2}}{O_{i,max} - O_{i,min}}$	-	0,0 [-]	Índice $i$ : número de 1 a $N$ , de acordo com o total de valores observados e modelados.
<b>BIAS</b>	$BIAS = \bar{M} - \bar{O}$	-	0,0 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	
<b>IOA</b>	$IOA = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^N ( M_i - \bar{O}  +  O_i - \bar{O} )^2}$	0,0 – 1,0	1,0 [-]	

Perante as concentrações registadas na Estação Urbana de Tráfego de Entrecampos, o Quadro 4.4 sintetiza os valores obtidos para cada indicador, relativos a  $\text{PM}_{2.5}$  e  $\text{PM}_{10}$ .

Quadro 4.4 – Resultados dos indicadores estatísticos para as concentrações de  $PM_{2.5}$  e  $PM_{10}$  estimadas pelo modelo de dispersão ADMS-Roads.

Indicador	Valor ideal	$PM_{2.5}$	$PM_{10}$
<b>r</b>	1,0	0,567	0,683
<b>MFE</b>	0%	0,342	0,343
<b>NRMSE</b>	0,0	0,292	0,208
<b>BIAS</b>	0,0	-0,459	1,719
<b>IOA</b>	1,0	0,754	0,810

Dos resultados obtidos para cada um dos indicadores concluiu-se que todos se encontraram dentro do intervalo de valores recomendados. O coeficiente de correlação de *Pearson* ( $r$ ) traduz a relação linear ao longo do tempo entre as concentrações observadas e modeladas. O coeficiente  $r$  obteve valores próximos do valor ideal em ambos os casos, demonstrando uma boa correlação entre os valores modelados e medidos. Por sua vez, o erro percentual médio (MFE) e a raiz do erro quadrático médio normalizado (NRMSE) medem a qualidade do ajuste do modelo (Borrego et al, 2008), tendo ambos atingido valores muito próximos do ideal. O erro sistemático médio, ou BIAS, descreve o desvio existente entre as concentrações modeladas e medidas, fornecendo apenas informação relativa a erros sistemáticos. Através deste indicador é possível estimar a margem de erro associada ao modelo, estando um valor positivo ou negativo de BIAS associado à tendência do modelo para sobrestimar ou subestimar concentrações, respetivamente. Este indicador tomou valores relativamente baixos em ambos os casos, indicando que as concentrações obtidas pelo modelo subestimam as concentrações medidas de  $PM_{2.5}$  em  $0,459 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e sobrestimam as concentrações medidas de  $PM_{10}$  em  $1,719 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Por último, o Índice de Concordância (IOA) permite analisar as diferenças relativas às concentrações observadas e modeladas, assim como avaliar a relação entre as magnitudes das concentrações médias observadas,  $\bar{O}$ , e os desvios previstos relativos às concentrações observadas,  $O$  (Borrego et al, 2008; FAIRMODE, 2018; Thunis et al, 2011). Os valores obtidos para  $PM_{10}$  e  $PM_{2.5}$  relativos ao IOA atingiram também valores próximos do ideal, demonstrando uma diferença relativamente baixa das concentrações observadas e modeladas.

## 5 CONCLUSÕES

A degradação da qualidade do ar nas áreas urbanas continua no centro das maiores preocupações ambientais. Associada à expansão urbana e ao aumento do tráfego rodoviário, é necessário o desenvolvimento de um sistema de mobilidade adequado, capaz de dar resposta às necessidades da população. Contudo, este desenvolvimento não acarreta apenas vantagens e as repercussões desta evolução na qualidade do ar são uma preocupação mundial. Os túneis rodoviários surgem como uma alternativa à redistribuição do tráfego e à diminuição dos níveis de poluição. No entanto, estas infraestruturas podem ser responsáveis por grande parte da poluição gerada nas imediações dos portais de saída.

Neste contexto, os modelos de qualidade do ar têm sido imprecisáveis na previsão de concentrações de poluentes na atmosfera. Para que a modelação conduza a resultados viáveis, vários fatores têm de ser verificados e tratados com o devido cuidado. Entre estes fatores destacam-se o cálculo das emissões, a meteorologia, as concentrações de fundo e a configuração do *street canyon*. Assim, os resultados obtidos pelas ferramentas de modelação, quando combinados com técnicas de monitorização, permitem uma avaliação da qualidade do ar eficaz, de acordo com os valores-limite estabelecidos pela DQA.

O principal objetivo deste estudo passou pela definição e implementação de uma metodologia para avaliação da qualidade do ar na envolvente de um túnel rodoviário. A metodologia apresentada foi aplicada para o túnel rodoviário situado na Av. João XXI, em Lisboa, junto ao portal de saída no Campo Pequeno, através da aplicação do modelo de dispersão gaussiano *ADMS-Roads*. Como tal, foram avaliadas as concentrações de  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  e  $NO_2$  para os dias 7 e 8 de outubro de 2019. Durante estes dias foi implementada uma campanha experimental na qual foram realizadas medições de matéria particulada com recurso ao equipamento GRIMM e contagens de veículos para posterior cálculo de emissões de poluentes. De acordo com os dados de entrada necessários, as emissões provenientes do tráfego rodoviário foram estimadas através de Modelos de Velocidade Média, com recurso ao método de cálculo Tier 3 disponibilizado pela EMEP. Para isso, foi necessário, à priori, proceder à caracterização do volume de tráfego e à sua distribuição segundo as várias categorias, tecnologias e combustível utilizado. A análise da distribuição espacial das concentrações dos poluentes foi feita com recurso ao Sistema de Informação Geográfica *ArcGis*.

Para determinar o impacto do túnel rodoviário na qualidade do ar no Campo Pequeno, foi necessário considerar também a contribuição do tráfego rodoviário das vias adjacentes ao portal de saída do túnel. Deste modo, foram apresentados resultados para as três situações: para o túnel rodoviário no sentido Av. Afonso Costa – Campo Pequeno, para as vias exteriores ao portal de saída do túnel e para ambas (exterior + túnel rodoviário). As emissões de  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  e  $\text{PM}_{10}$  calculadas demonstraram alguma discrepância entre os valores obtidos para o túnel rodoviário e para as vias exteriores, devido também à pequena fração do túnel em estudo.

Durante o processo de modelação, algumas dificuldades inerentes ao modelo *ADMS-Roads* foram inevitáveis. Uma vez que o modelo não permite considerar a configuração do *street canyon* simultaneamente ao túnel rodoviário, não foi possível observar o efeito do *canyon* na dispersão dos poluentes provenientes do túnel rodoviário. Assim, supõe-se que maiores concentrações de poluentes seriam obtidos, caso o *street canyon* fosse considerado. Adicionalmente, somente sistemas de ventilação semi-transversais ou transversais podem ser incluídos no processo de modelação. Estes permitem a libertação de ar poluído para o exterior através de aberturas existentes ao longo do túnel, diminuindo, assim, as concentrações de poluentes nas imediações dos portais. Contudo, o túnel rodoviário da Av. João XXI é constituído por um sistema de ventilação longitudinal, no qual a libertação da pluma de poluentes ocorre apenas pelos portais de saída. Adicionalmente, a utilização de Modelos de Velocidade Média para o cálculo das emissões de poluentes neste estudo está associada a uma determinada margem de erro, uma vez que estes não contemplam explicitamente padrões de condução distintos.

Os resultados do modelo de dispersão foram apresentados segundo concentrações médias diárias para  $\text{PM}_{10}$  e concentrações máximas horárias para  $\text{NO}_2$ , de modo a que a análise comparativa aos valores-limite da legislação pudesse ser feita. Uma vez que as distribuições espaciais obtidas foram idênticas em ambos os dias, divergindo apenas na magnitude das concentrações dos poluentes, optou-se por apresentar os resultados para o dia 7 de outubro, no qual as concentrações foram maiores. Para a apresentação da distribuição espacial das concentrações de  $\text{NO}_2$  e de  $\text{PM}_{10}$  não foram consideradas as concentrações de fundo. Assim, observou-se que a fração do túnel rodoviário em estudo contribuiu com um máximo de  $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (máximo horário) e de  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (média diária) para  $\text{NO}_2$  e  $\text{PM}_{10}$ , respetivamente. Quanto às vias exteriores, obteve-se uma contribuição máxima de  $11,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (máximo horário) e de  $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (média diária) para  $\text{NO}_2$  e  $\text{PM}_{10}$ , respetivamente. Deste modo, é possível concluir que, face ao maior volume de tráfego rodoviário verificado nas vias exteriores, estas são as principais fontes de poluição no Campo Pequeno. A análise das plumas de poluentes permitiu também verificar que maiores concentrações foram registadas

junto do portal de saída do túnel rodoviário, tendo atingido entre 113 e 115 metros de comprimento.

Os resultados obtidos pelo modelo para os dias em estudo relativos à matéria particulada foram posteriormente comparados com as concentrações medidas pelo equipamento de monitorização GRIMM. Contudo, face à identificação de fontes de emissão adicionais no dia 8 de outubro, foram registadas concentrações muito mais elevadas, conduzindo a uma inadequada validação dos resultados da modelação. Assim, e com o intuito de avaliar o desempenho do modelo, recorreu-se à Estação Urbana de Tráfego de Entrecampos. Deste modo, através da análise estatística dos resultados, obteve-se uma boa correlação entre os resultados do modelo e os valores medidos na Estação de Entrecampos.

Por fim, a análise das concentrações de  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  e  $\text{PM}_{10}$  permitiu concluir que, tanto as concentrações medidas como as concentrações modeladas, cumprem os valores-limite definidos pela DQA. Contudo, importa referir que a reduzida dimensão da área de estudo influencia os resultados obtidos, estando estes longe de atingir a ordem de grandeza obtida em estudos anteriores para o túnel da Av. João XXI, que relatam uma concentração média diária de  $340 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para  $\text{PM}_{10}$ . Neste sentido, dada a impossibilidade de abranger todo o túnel rodoviário no presente trabalho, sugere-se, como trabalhos futuros, a aplicação da metodologia apresentada para os restantes portais de saída. Também diferentes métodos de caracterização de emissões podem ser utilizados, levando a fontes de erro distintas. Assim, sugere-se o cálculo de emissões de poluentes atmosféricos segundo diferentes métodos de cálculo de modo a que as margens de erro possam ser comparadas. Do mesmo modo, também uma abordagem mais específica ao sistema de ventilação e à sua influência na degradação da qualidade do ar na envolvente ao túnel rodoviário poderá ser implementada.

---

## 6 REFERÊNCIAS

- ACAP (2018). “Estatísticas Do Sector Automóvel”. Associação do Comércio Automóvel de Portugal.
- ACRIBIA@ (2020). <http://acribia.pt/infraestruturas-pt.html> . ACRIBIA – Projetos de Engenharia, LDA (página internet oficial).
- Adães, J. and Pires, J. C. M. (2019). “Analysis and Modelling of PM<sub>2.5</sub> Temporal and Spatial Behaviors in European Cities”. *Journal of Sustainability*, Vol. 11, Issue 21.
- Almeida-Silva, M., Canha, N., Freitas, M. C., Dung, H. M. and Dionísio, I. (2011). “Air Pollution at an Urban Traffic Tunnel in Lisbon, Portugal – an INAA Study”. *Journal of Applied Radiation and Isotopes*, Vol. 69, Issue 11, pp. 1586–1591.
- APA@ (2019). <https://qualar1.apambiente.pt/qualar/index.php?page=2>. Qualar: online air quality database (página internet oficial). Agência Portuguesa do Ambiente.
- APA (2019). “Relatório Do Estado Do Ambiente 2019”. Portugal. Agência Portuguesa do Ambiente
- Balczó, M., Balogh, M., Goricsán, I., Nagel, T., Suda, J. M. and Lajos, T. (2011). “Air quality around motorway tunnels in complex terrain – computational fluid dynamics modeling and comparison to wind tunnel data”. *Journal of IDŐJÁRÁS*, Vol. 115, Issue 3, pp. 179–204.
- Bettelini, M., Brandt, R. and Riess, I. (2001). “Environmental Aspects of Tunnel Ventilation”. AITES-ITA 2001 World Tunnel Congress, Milano.
- Berkowicz, R. (2000). “OSPM — A Parameterised Street Pollution Model”. *Journal of Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 65, pp. 323–331.
- Borrego, C., Monteiro, A., Ferreira, J., Miranda, A. I., Costa, A. M., Carvalho, A.C and Lopes, M. (2008). “Procedures for estimation of modelling uncertainty in air quality assessment”. *Journal of Environment International*, Vol. 34, Issue 5, pp. 613–620.

- 
- Boulter, R., Pg, McCrae, I. S. and Barlow, T. J. (2007). “A review of instantaneous emission models for road vehicles”. Transport Research Laboratory.
- Brito, J. M. B. (2012). “Caracterização da flutuação do tráfego na cidade de Lisboa”. Tese de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- Carris@ (2019). <http://www.carris.pt/pt/a-frota/> . Transportes Públicos de Lisboa (página internet oficial), Lisboa.
- Carslaw, D. C. and Beevers, S. D. (2005). “Development of an urban inventory for road transport emissions of NO<sub>2</sub> and comparison with estimates derived from ambient measurements”. Journal of Atmospheric Environment, Vol. 39, Issue 11, pp. 2049–2059.
- CCDR-LVT (2017). “Avaliação da qualidade do ar na região de Lisboa e Vale Do Tejo em 2016”. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo.
- CCDR LVT and FCT/UNL (2017). “Inventário De Emissões Atmosféricas Da Região De Lisboa E Vale Do Tejo 2011 – 2014”. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo.
- CE (2008). Diretiva Qualidade do Ar (DQA): Diretiva 2008/50/CE do Parlamento Europeu e Do Conselho, de 21 de maio de 2008 relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa. Jornal Oficial Da União Europeia L 152/1. Comissão Europeia.
- CERC (2017a). ADMS-Roads. Air Quality Management System. Version 4. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.
- CERC (2017b). “P28/02A - Advanced Street Canyon Specification”. Air Quality Management System. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.
- CERC (2017c). “P35/01A - Road Tunnel Specification”. Air Quality Management System. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.
- CERC (2017d). “P25/03J - Implementation of Area, Volume and Line Sources”. Air Quality Management System. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.
- CERC@ (2019). <https://www.cerc.co.uk/environmental-software/ADMS-Roads-model.html> . Air Quality Management System. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.
-

- 
- CML (2005). “Lisboa: o desafio da mobilidade”. Coleção de Estudos Urbanos – Lisboa XXI. Câmara Municipal de Lisboa.
- DGEG (2019). “Combustíveis Fósseis”. Estatísticas Rápidas, nº 166. Direção-Geral de Energia e Geologia.
- Dias, D., Pina, N. and Tchepel, O. (2019). “Characterization of traffic-related particulate matter at urban scale.” *International Journal of Transport Development and Integration*, Vol 3, Issue 2, pp. 144–151.
- DL n.º 47/2017. Decreto-Lei n.º 47/2017, de 10 de maio. *Diário da República*, 1.ª série, Nº 90.
- EEA (2011). “The Application of Models under the European Union’s Air Quality Directive: A Technical Reference Guide”. EEA Technical report. No 10/2011. European Environmental Agency.
- EEA (2013). “A Closer Look at Urban Transport” TERM 2013: transport indicators tracking progress towards environmental targets in Europe. EEA Report. No 11/2013. European Environmental Agency.
- EEA (2016). “EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016”. 1.A.3.b.vi-vii Road Tyre and Brake Wear. European Environmental Agency.
- EEA (2018a). “Air Quality in Europe – 2018 Report”. EEA Report. No 12/2018. European Environmental Agency.
- EEA (2018b). “EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016 – Update Jul.2018”. 1.A.3.b.i-iv Road Transport 2018. European Environmental Agency.
- EEA (2018c). “EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2018”. 1.A.3.b.v Gasoline Evaporation. European Environmental Agency.
- El-Fadel, M. and Hashisho, Z. (2001). “Vehicular Emissions in Roadway Tunnels : A Critical Review”. *Journal of Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Vol. 31, Issue 2, pp. 125–174.
- FAIRMODE (2018). “Guidance Document on Modelling Quality Objectives and Benchmarking”. Version 2.2. Forum for air quality modeling in Europe.
-



- 
- Forehead, H. and Huynh, N. (2018). “Review of modelling air pollution from traffic at street-level – The State of the science”. *Journal of Environmental Pollution*, Vol. 241, 775–786.
- GRIMM (2016). “Portable Laser Aerosol Spectrometer Model 11-C”. GRIMM Aerosol Technik GmbH & Co. KG. Alemanha.
- Holmes, N. S. and Morawska, L. (2006). “A review of dispersion modelling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available.” *Journal of Atmospheric Environment*, Vol. 40, Issue 30, pp. 5902–5928.
- Hood, C. (2016). “Modelling road tunnels using ADMS-Urban: implementation and validation”. UK-US meeting on Air-Quality Modelling and Exposure Science. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.
- IMTT (2011). “Contagens e Inquéritos de Tráfego – Coleção de Brochuras Técnicas/Temáticas”. Pacote da Mobilidade, Território, Acessibilidade e Gestão de Mobilidade. Instituto da Mobilidade e dos Transportes Terrestres I.P.
- Latini, G., Grifoni, R. C. and Passerini, G. (2002). “Influence of meteorological parameters on urban and suburban air pollution”. *Journal of Air Pollution*, Vol. 53, Issue 11, pp. 753–762.
- Moreira, D. M., Tirabassi, T. and Moraes, M. R. (2008). “Meteorologia e Poluição Atmosférica”. *Journal of Ambiente e Sociedade*, Vol. 11, Issue 1, pp. 1–13.
- Murena, F. (2007). “Air quality nearby road traffic tunnel portals: BTEX monitoring”. *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 19, Issue 5, pp. 578–583.
- NHI (2009). “Technical Manual for Design and Construction of Road Tunnels – Civil Elements”, n.º FHWA-NHI-10-034, National Highway Institute, U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration.
- NHMRC (2008). “Air Quality in and Around Traffic Tunnels: Final Report”. National Health and Medical Research Council. Australian Government.
- NIWA (2004). “Good Practice Guide for Atmospheric Dispersion Modelling”. National Institute of Water and Atmospheric Research. Ministry for the Environment.
-

- 
- Oettl, D., Sturm, P. J., Bacher, M., Pretterhofer, G. and Almbauer, R. A. (2002). “A Simple Model for the Dispersion of Pollutants from a Road Tunnel Portal”. *Journal of Atmospheric Environment*, Vol. 36, Issue 18, pp. 2943–2953.
- Oettl, D., Sturm, P., Almbauer, R., Okamoto, S. and Horiuchi, K. (2003). “Dispersion from road tunnel portals: comparison of two different modeling approaches”. *Journal of Atmospheric Environment*, Vol. 37, Issue 37, pp. 5165–5175.
- Oliveira, C., Martins, N., Tavares, J., Pio, C., Cerqueira, M., Matos, M., Silva, H., Oliveira, C. and Camões, F. (2011). “Size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in a roadway tunnel in Lisbon, Portugal”, *Journal of Chemosphere*, Vol. 83, Issue 11, pp. 1588–1596.
- PIARC (2008a). “Operational aspects” in “Road tunnels: a guide to optimising the air quality impact upon the environment”, pp. 81–82. World Road Association.
- PIARC (2008b). “Tunnel air dispersion techniques” in “Road tunnels: a guide to optimising the air quality impact upon the environment”, pp. 55-63. World Road Association.
- PIARC (2008c). “Appendix D – Overview of dispersion modeling in designing ventilation systems”. In “Road tunnels: a guide to optimising the air quality impact upon the environment”, pp. 167-179. World Road Association.
- PIARC (2019a). “Best practice guide to air quality in relation to road operations”. Technical Committee E.2 Environment Considerations. World Road Association.
- PIARC (2019b). “Road Tunnels: Vehicle Emissions and Air Demand for Ventilation”. Technical Committee D.5 Road Tunnels. World Road Association.
- PIARC (2019c). “Road tunnels manual – operation and maintenance environmental matters: impact on outside air quality”. Technical Committee Road Tunnel Operations. World Road Association.
- Pina, N., Dias, D. and Tchepel, O. (2019). “Contribution of different sources to the traffic-related PM emissions in an urban area”. 23<sup>rd</sup> International Transport and Air Pollution Conference, TAP 2019.
-

- 
- Reiter, M. S., Kockelman, K. M. (2016). “The problem of cold starts: A closer look at mobile source emissions levels”. *Journal of Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Vol. 43, pp. 123-132.
- Smit, R., Ntziachristos, L. and Boulter, P. (2010). “Validation of road vehicle and traffic emission models - A review and meta-analysis”. *Journal of Atmospheric Environment*, Vol. 44, Issue 25, pp. 2943–2953.
- Srivastava, A. and Rao, B. P. S. (2011). “Urban Air Pollution Modelling” in “Air Quality: Models and Applications”. Edited by Dragana Popovic and published by InTech. Croatia.
- Stockie, J. M. (2011). “The Mathematics of Atmospheric Dispersion Modeling”. *Journal of SIAM Review*, Vol. 53, Issue 2, pp. 349–372.
- Sturm, P. (2018). “Options for Treating Road Tunnel Emissions”. Advisory Committee on Tunnel Air Quality.
- Thunis, P., Georgieva, E. and Galmarini, S. (2011). “A procedure for air quality models benchmarking”. Joint Research Centre, Ispra.
- Thunis, P., Degraeuwe, B., Pisoni, E., Trombetti, M., Peduzzi, E., Belis, C. A., Wilson, J., Vignati, E. (2017). “Urban PM<sub>2.5</sub> Atlas - Air Quality in European Cities”. Office of the European Union, Luxembourg.
- Tominaga, Y. and Stathopoulos, T. (2016). “Ten questions concerning modeling of near-field pollutant dispersion in the built environment”. *Journal of Building and Environment*, Vol. 105, pp. 390–402.
- TRL (2009). “Tunnel portal dispersion monitoring”. Transport Research Laboratory.
- UNECE (2016). “Clean Air for Life”. United Nations Economic Commission for Europe.
- Vardoulakis, S., Fisher, B. E. A., Pericleous, K. and Gonzalez-Flesca, N. (2003). “Modelling air quality in street canyons: a review”. *Journal of Atmospheric Environment*, Vol. 37, Issue 2, pp. 155–182.
- Viegas, J. C. (2016). “Avaliação do desempenho de sistemas de ventilação e de controlo de fumo em túneis.” 10º Congresso Nacional de Mecânica Experimental. Departamento de Edifícios, LNEC, Lisboa.
-

- 
- Weilenmann, M., Soltic, P., Saxer, C., Forss, A. M. and Heeb, N. (2005). “Regulated and nonregulated diesel and gasoline cold start emissions at different temperatures”. *Journal of Atmospheric Environment*, Vol. 39, Issue 13, pp. 2433-2441.
- WHO (2006). “Air Quality Guidelines: Global Update 2005 – Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide”. World Health Organization.
- WHO (2017). “Evolution of WHO Air Quality Guidelines: past, present and future”. World Health Organization.
- WHO (2018). “World Health Statistics 2018: Monitoring Health for the SDGs, Sustainable Development Goals”. World Health Organization.
- WU@ (2019). <https://www.wunderground.com/weather/LPPT>. Weather Underground (página internet oficial).
- Wurth (2019). <https://eshop.wurth.pt/Categorias-de-Produto/Medidor-de-distancias-a-laser-WDM-5-12/31246102030202.cyd/3124.cgid/pt/PT/EUR/>. Wurth Portugal (página internet oficial).
- Zechmeister, H. G., Dullinger, S., Hohenwallner, D., Riss, A., Hanus-Illnar, A. and Scharf, S. (2006). “Pilot Study on Road Traffic Emissions (PAHs, Heavy Metals) Measured by Using Mosses in a Tunnel Experiment in Vienna, Austria”. *Journal of Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 13, Issue 6, pp. 398–405.
- Zhou, R., Wang, S., Shi, C., Wang, W., Zhao, H., Liu, R., Chen, L. and Zhou, B. (2014). “Study on the Traffic Air Pollution inside and Outside a Road Tunnel in Shanghai, China”. *Journal of PLoS One*, Vol. 9, Issue 11, pp. 1–9.

## ANEXO A

Quadro A.1 – Datas de implementação das Normas EURO, de acordo com as diferentes classes de veículos (APA, 2019).

	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Lig. Pass. Gasolina	Pré ECE		ECE 15 e ECE 15.01						ECE 15.02			ECE 15.03				ECE 15.04					EURO 1				
Lig. Pass. Diesel	Convencional																							EURO 1	
Lig. Pass. GPL	Convencional																							EURO 1	
Lig. Pass. Híbridos																									
Lig. Merc. N1-I Gasolina e Diesel	Convencional																								
Lig. Merc. N1-II/N1-III Gasolina e Diesel	Convencional																								
Pesados e BUS Diesel	Convencional																								
BUS CNG																									
Motociclos	Convencional																								

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Lig. Pass. Gasolina			EURO 2		EURO 3			EURO 4			EURO 5			E. 6c	E. 6d-temp	E. 6d										
Lig. Pass. Diesel			EURO 2		EURO 3			EURO 4			EURO 5			E. 6c	E. 6d-temp	E. 6d										
Lig. Pass. GPL			EURO 2		EURO 3			EURO 4			EURO 5			EURO 6												
Lig. Pass. Híbridos												EURO 4			EURO 5			E. 6c	E. 6d-temp	E. 6d						
Lig. Merc. N1-I Gasolina e Diesel	EURO 1		EURO 2		EURO 3			EURO 4			EURO 5			E. 6c	E. 6d-temp	E. 6d										
Lig. Merc. N1-II/N1-III Gasolina e Diesel	EURO 1		EURO 2		EURO 3			EURO 4			EURO 5			E. 6c	E. 6d-temp											
Pesados e BUS Diesel	EURO I	EURO II		EURO III			EURO IV		EURO V		EURO VI															
BUS CNG	EURO I	EURO II		EURO III			EEV					EURO VI														
Motociclos							EURO 1	EURO 2		EURO 3						EURO 4										

Quadro A.2 – Classes de estabilidade atmosférica de Pasquill-Gifford, em função da velocidade do vento e da insolação/cobertura do céu.

Insolação/cobertura do céu		Velocidade do vento ao nível do solo [m/s]				
		< 2	> 2 e < 3	> 3 e < 5	> 5 e < 6	≥ 6
<b>Dia</b>	Forte	A	A - B	B	C	C
	Moderada	A - B	B	B - C	C-D	D
	Fraca	B	C	C	D	D
<b>Dia ou noite</b>	Céu coberto	D	D	D	D	D
<b>Noite</b>	Cobertura subtíl ou ≥ 0,5		E	D	D	D
	Cobertura subtíl ou ≤ 0,4		F	E	D	D

Quadro A.3 – Classes de estabilidade atmosférica de Pasquill-Gifford.

<b>A</b>	Muito instável
<b>B</b>	Instável
<b>C</b>	Pouco instável
<b>D</b>	Neutro
<b>E</b>	Pouco estável
<b>F</b>	Estável

## ANEXO B

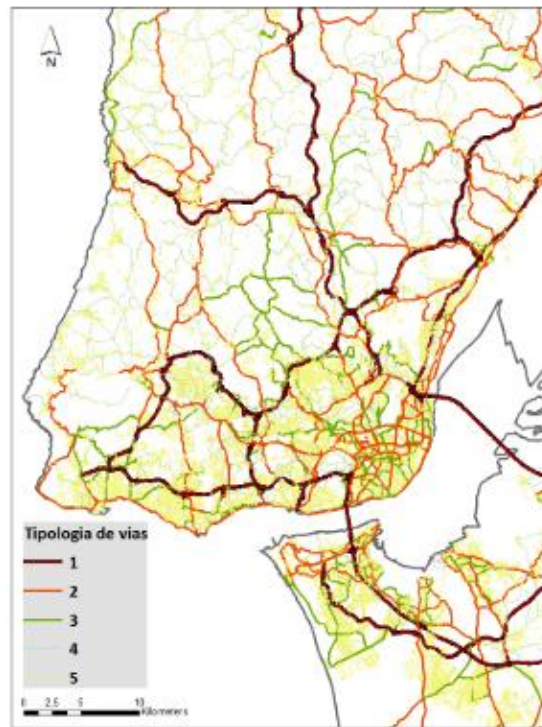


Figura B.1 – Estrutura da rede rodoviária da AML-Norte (CCDR LVT and FCT/UNL, 2017).

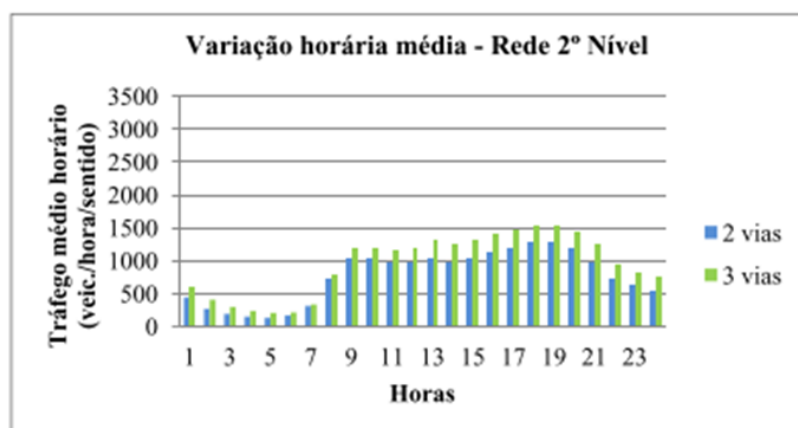


Figura B.2 – Variação do tráfego médio horário na rede viária de nível 2 (Brito, 2012).

Quadro B.1 – Escalões de cilindrada dos motociclos e respetivas percentagens (ACAP, 2018).

Cilindrada	> 50 cm <sup>3</sup>	< 250 cm <sup>3</sup>	250 – 750 cm <sup>3</sup>	> 750 cm <sup>3</sup>
% motociclos	58,5	2,3	23,2	16

Quadro B.2 – Número de veículos que circula diariamente no Campo Pequeno.

Nº de veículos por tecnologia nas vias adjacentes ao portal do túnel rodoviário										
Categoria	Segmento	Conv.	EURO1	EURO2	EURO3	EURO4	EURO5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total
	LP	48	216	757	1521	2362	2795	1196	3372	12269
	LM	6	23	105	187	339	281	234	322	1497
	PP	0	0	20	158	89	69	139		475
MC	>50 cm <sup>3</sup>	21	31	54	348	154	-	-	-	607
	<250 cm <sup>3</sup>	1	1	2	14	6	-	-	-	24
	250 - 750 cm <sup>3</sup>	8	12	21	138	61	-	-	-	241
	>750 cm <sup>3</sup>	6	8	15	95	42	-	-	-	166
Nº de veículos por tecnologia no túnel rodoviário (sentido Av. Afonso Costa - Campo Pequeno)										
Categoria	Segmento	Conv.	EURO1	EURO2	EURO3	EURO4	EURO5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total
	LP	41	185	647	1299	2017	2387	1021	2879	10476
	LM	6	22	100	178	322	266	222	305	1421
	PP	0	0	1	6	3	2	5		17
MC	>50 cm <sup>3</sup>	18	27	46	299	132	-	-	-	521
	<250 cm <sup>3</sup>	1	1	2	12	5	-	-	-	20
	250 - 750 cm <sup>3</sup>	7	11	18	119	52	-	-	-	207
	>750 cm <sup>3</sup>	5	7	13	82	36	-	-	-	142

Quadro B.3 – Fatores de emissão para ligeiros de passageiros e ligeiros de mercadorias.

Tecnologia	Segmento	Ligeiros de Passageiros				Ligeiros de Mercadorias			
		NOx		PM		NOx		PM	
		gasolina	gasóleo	gasolina	gasóleo	gasolina	gasóleo	gasolina	gasóleo
Conv.	small	1,5973	0,5889	0,0032	0,2442	2,4917	2,2908	0,0032	0,2819
	med	1,9406	0,5889						
	SUV	2,2464	0,9107						
	EURO 1	0,3090	0,6878	0,0032	0,0642	0,4640	1,2873	0,0032	0,0872
	EURO 2	0,1801	0,7570	0,0032	0,0535	0,1577	1,2873	0,0032	0,0872
	EURO 3	0,0808	0,7788	0,0013	0,0324	0,0974	1,0813	0,0013	0,0584
	EURO 4	0,0653	0,6368	0,0013	0,0320	0,0464	0,8754	0,0013	0,0305
	EURO 5	0,0330	0,6737	0,0016	0,0028	0,0218	1,1962	0,0009	0,0014
	EURO 6 up to 2016	0,0379	0,5549	0,0017	0,0020	0,0218	0,9664	0,0009	0,0014
	EURO 6 2017-2019	0,0418	0,4240	0,0018	0,0020	0,0218	0,5028	0,0009	0,0014



Quadro B.4 – Fatores de emissão para pesados de passageiros.

Tecnologia	Pesados de Passageiros			
	NOx		PM	
	gasolina	gasóleo	gasolina	gasóleo
Conv	-	15,1073	-	0,6565
euro I	-	9,2889	-	0,3593
euro II	-	9,9894	-	0,1792
euro III	-	8,4265	-	0,1740
euro IV	-	5,4518	-	0,0437
euro V	-	5,6711	-	0,0500
euro VI	-	0,3825	-	0,0049

Quadro B.5 – Fatores de emissão para motociclos.

Tecnologia	Segmento	Motociclos			
		NOx		PM	
		gasolina	gasóleo	gasolina	gasóleo
Conv	>50 cm <sup>3</sup>	0,0247	-	0,2000	-
	<250 cm <sup>3</sup>	0,2656	-	0,0200	-
	250 - 750 cm <sup>3</sup>	0,2418	-	0,0200	-
	>750 cm <sup>3</sup>	0,1291	-	0,0200	-
euro 1	>50 cm <sup>3</sup>	0,0391	-	0,0800	-
	<250 cm <sup>3</sup>	0,2802	-	0,0200	-
	250 - 750 cm <sup>3</sup>	0,2343	-	0,0200	-
	>750 cm <sup>3</sup>	0,1433	-	0,0200	-
euro 2	>50 cm <sup>3</sup>	0,0436	-	0,0400	-
	<250 cm <sup>3</sup>	0,2326	-	0,0050	-
	250 - 750 cm <sup>3</sup>	0,0791	-	0,0050	-
	>750 cm <sup>3</sup>	0,1136	-	0,0050	-
euro 3	>50 cm <sup>3</sup>	0,0192	-	0,0120	-
	<250 cm <sup>3</sup>	0,2189	-	0,0050	-
	250 - 750 cm <sup>3</sup>	0,0399	-	0,0050	-
	>750 cm <sup>3</sup>	0,0588	-	0,0050	-
euro 4	>50 cm <sup>3</sup>	0,0192	-	0,0120	-
	<250 cm <sup>3</sup>	0,2189	-	0,0050	-
	250 - 750 cm <sup>3</sup>	0,0399	-	0,0050	-
	>750 cm <sup>3</sup>	0,0588	-	0,0050	-

Quadro B.6 – Caracterização detalhada das Estações de Monitorização dos Olivais e de Entrecampos (APA@, 2019).

Estação	Localização	Tipo	Coordenadas Geográficas	Altitude [m]	Poluentes	Início das medições
Olivais	Urbana	Fundo	Lat 38°46'08" Long -9°06'29"	32	CO, NO, SO <sub>2</sub> , NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub>	01-03-1992
					PM <sub>10</sub>	01-07-1999
					O <sub>3</sub>	26-02-2002
					PM <sub>2,5</sub>	17-01-2004
Entrecampos	Urbana	Tráfego	Lat 38°44'55" Long -9°08'56"	86	CO, NO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , PM <sub>10</sub> , O <sub>3</sub>	01-03-1992
					C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	01-03-2002
					PM <sub>2,5</sub>	09-03-2002

Quadro B.7 – Laser medidor de distâncias Wurth WDM 5-12 e características (Wurth@, 2019).



Laser	Marca	Dimensões (c × l × h) [mm]	Condições de temperatura mín./máx. [°C]	Comprimento de onda [nm]	Erro de medição para comprimento
WDM 5-12	Wurth	130 × 61 × 31	-10 a 50	635	+/- 1 mm

Quadro B.8 – Características dos ventiladores de impulso considerados em projeto para renovação do sistema de ventilação do Túnel da Av. João XXI (ACRIBIA,2020).

Modelo de projeto	Diâmetro	Velocidade de saída do ar	Força de impulso	Rotação	Resistência ao fogo
France-Air AXTS Jetfoil	630 mm	33,9 m/s	429 N	2920 rpm	F400 (400°C/2H)

## ANEXO C

Quadro C.1 – Emissões diárias de NO<sub>x</sub>, em g.km<sup>-1</sup>, resultantes dos veículos que circulam no exterior ao túnel rodoviário, em função do tipo de combustível utilizado.

Emissões NOx provenientes dos veículos a gasolina resultantes do tráfego exterior										
Categoria	Segmento	Conv.	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total
	LP	50,86	36,44	74,33	66,99	84,08	50,32	24,71	76,91	464,64
	LM	0,04	0,03	0,05	0,05	0,05	0,02	0,02	0,02	0,28
	PP									
MC	>50 cm <sup>3</sup>	0,51	1,21	2,34	6,67	2,94	-	-	-	13,67
	<250 cm <sup>3</sup>	0,22	0,34	0,49	2,99	1,32	-	-	-	5,35
	250 - 750 cm <sup>3</sup>	1,98	2,88	1,69	5,52	2,43	-	-	-	14,51
	>750 cm <sup>3</sup>	0,73	1,21	1,67	5,59	2,47	-	-	-	11,66
<b>Total de emissões de NOx resultantes dos veículos a gasolina</b>										<b>510,12</b>
Emissões NOx provenientes dos veículos a gasóleo resultantes do tráfego exterior										
Categoria	Conv.	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total	
LP	12,83	67,43	259,72	536,52	681,45	853,09	300,72	647,67	3359,43	
LM	13,34	29,99	134,97	201,55	295,73	334,44	225,16	161,08	1396,27	
PP	0,00	0,00	195,70	1320,67	480,63	388,86	52,46		2438,32	
MC										
<b>Total de emissões de NOx resultantes dos veículos a gasóleo</b>										<b>7194,02</b>

Quadro C.2 – Emissões diárias de PM<sub>2,5</sub>, em g.km<sup>-1</sup>, resultantes dos veículos que circulam no exterior ao túnel rodoviário, em função do tipo de combustível utilizado.

Emissões PM2.5 provenientes dos veículos a gasolina resultantes do tráfego exterior										
Categoria	Segmento	Conv.	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total
	LP	0,08	0,38	1,33	1,06	1,65	2,40	1,09	3,40	11,39
	LM	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
	PP									
MC	>50 cm <sup>3</sup>	4,13	2,48	2,15	4,18	1,84	-	-	-	14,78
	<250 cm <sup>3</sup>	0,02	0,02	0,01	0,07	0,03	-	-	-	0,15
	250 - 750 cm <sup>3</sup>	0,16	0,25	0,11	0,69	0,31	-	-	-	1,51
	>750 cm <sup>3</sup>	0,11	0,17	0,07	0,48	0,21	-	-	-	1,04
<b>Total de emissões de PM2.5 resultantes dos veículos a gasolina</b>										<b>28,88</b>
Emissões PM2.5 provenientes dos veículos a gasóleo resultantes do tráfego exterior										
Categoria	Conv.	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total	
LP	5,32	6,30	18,37	22,33	34,21	3,54	1,10	3,11	94,28	
LM	1,64	2,03	9,14	10,88	10,30	0,39	0,33	0,45	35,16	
PP	0,00	0,00	3,51	27,27	3,85	3,43	0,68		38,74	
MC										
<b>Total de emissões de PM2.5 resultantes dos veículos a gasóleo</b>										<b>168,18</b>

Quadro C.3 – Emissões diárias de NO<sub>x</sub>, em g.km<sup>-1</sup>, resultantes dos veículos que circulam no túnel rodoviário, em direção ao Campo Pequeno, em função do tipo de combustível utilizado.

Emissões NOx provenientes dos veículos a gasolina resultantes do tráfego no túnel rodoviário										
Categoria	Segmento	Conv.	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total
	LP	43,43	31,11	63,47	57,20	71,79	42,96	21,10	65,67	396,73
	LM	0,04	0,03	0,05	0,05	0,04	0,02	0,01	0,02	0,27
	PP									
MC	>50 cm <sup>3</sup>	0,44	1,04	2,01	5,73	2,53	-	-	-	11,74
	<250 cm <sup>3</sup>	0,18	0,29	0,42	2,57	1,13	-	-	-	4,60
	250 - 750 cm <sup>3</sup>	1,70	2,48	1,45	4,74	2,09	-	-	-	12,46
	>750 cm <sup>3</sup>	0,62	1,04	1,43	4,80	2,12	-	-	-	10,02
<b>Total de emissões de NOx resultantes dos veículos a gasolina</b>										<b>435,81</b>
Emissões NOx provenientes dos veículos a gasóleo resultantes do tráfego no túnel rodoviário										
Categoria	Conv.	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total	
LP	10,95	57,57	221,76	458,10	581,85	728,40	256,76	54,58	2369,98	
LM	12,66	28,47	128,10	191,29	280,68	317,41	213,70	152,88	1325,20	
PP	0,00	0,00	6,86	46,30	16,85	13,63	1,84		85,49	
MC										
<b>Total de emissões de NOx resultantes dos veículos a gasóleo</b>										<b>3780,66</b>

Quadro C.4 – Emissões diárias de PM<sub>2.5</sub>, em g.km<sup>-1</sup>, resultantes dos veículos que circulam no túnel rodoviário, em direção ao Campo Pequeno, em função do tipo de combustível utilizado.

Emissões PM2.5 provenientes dos veículos a gasolina resultantes do tráfego no túnel rodoviário										
Categoria	Segmento	Conv.	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total
	LP	0,07	0,32	1,13	0,91	1,41	2,05	0,93	2,90	9,73
	LM	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
	PP									
MC	>50 cm <sup>3</sup>	3,54	2,13	1,85	3,59	1,58	-	-	-	12,69
	<250 cm <sup>3</sup>	0,01	0,02	0,01	0,06	0,03	-	-	-	0,13
	250 - 750 cm <sup>3</sup>	0,14	0,21	0,09	0,59	0,26	-	-	-	1,30
	>750 cm <sup>3</sup>	0,10	0,15	0,06	0,41	0,18	-	-	-	0,89
<b>Total de emissões de PM2.5 resultantes dos veículos a gasolina</b>										<b>24,74</b>
Emissões PM2.5 provenientes dos veículos a gasóleo resultantes do tráfego no túnel rodoviário										
Categoria	Conv.	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5	E6 (16)	E6 (17-19)	Total	
LP	4,54	5,38	15,69	19,06	29,21	3,02	0,94	2,66	80,50	
LM	1,56	1,93	8,67	10,33	9,78	0,37	0,31	0,43	33,37	
PP	0,00	0,00	0,12	0,96	0,14	0,12	0,02		1,36	
MC										
<b>Total de emissões de PM2.5 resultantes dos veículos a gasóleo</b>										<b>115,23</b>



Figura C.1 – Local de instalação do equipamento de medição GRIMM.