

**COVID-19: Impacto na qualidade do ar na Região  
de Lisboa e Vale do Tejo**

Análise de Quebras Estruturais

Ana Marta Monteiro Mendes

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção  
do grau de Mestre em Estatística e Gestão de Informação com  
especialização em Análise e Gestão de Risco

**NOVA Information Management School**  
**Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação**  
Universidade Nova de Lisboa

# **COVID-19: IMPACTO NA QUALIDADE DO AR NA REGIÃO DE LISBOA E VALE DO TEJO**

por

Ana Marta Monteiro Mendes

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Estatística e Gestão de Informação, Especialização em Análise e Gestão de Risco

**Orientador:** Professor Doutor Jorge Morais Mendes

Novembro 2022

## **AGRADECIMENTOS**

Um agradecimento, principalmente, à minha família por estarem sempre presentes e por todo o apoio e motivação que me deram, em especial aos meus avós, por terem tornado possível a concretização da presente dissertação.

Ao meu orientador, Professor Doutor Jorge Morais Mendes, pela orientação, disponibilidade demonstrada e por todas as sugestões e partilha de conhecimentos imprescindíveis para o desenvolvimento e conclusão deste trabalho.

Por fim, aos meus amigos por terem demonstrado a sua amizade e apoio e a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização desta dissertação.

## RESUMO

A poluição atmosférica é considerada, atualmente, o risco ambiental mais preocupante para os ecossistemas e a saúde humana, causando, anualmente, cerca de sete milhões de mortes por todo o mundo. Nas últimas décadas, este tema tem sido alvo de uma crescente importância, sendo objeto de diversas investigações. Neste sentido, e tendo em consideração o cenário único criado, como consequência das restrições impostas pela pandemia de COVID-19, o principal objetivo deste estudo é investigar se o estado de emergência, que vigorou entre o período de 19 de março e 2 de maio de 2020, influenciou a qualidade do ar na região de Lisboa e Vale do Tejo, uma das regiões portuguesas mais afetadas pelo vírus. Para este efeito, foram considerados dois dos poluentes atmosféricos mais prejudiciais para a saúde humana: partículas em suspensão ( $PM_{10}$ ) e dióxido de azoto ( $NO_2$ ) e, com base no método desenvolvido por Bai e Perron, foi testada a possibilidade de existência de quebras estruturais nas séries e a relação das mesmas com o estado de emergência.

Os resultados obtidos indicaram a presença de quebras estruturais, ainda antes da declaração do estado de emergência, bem como uma diminuição das concentrações dos poluentes, no período considerado, na maior parte das estações analisadas. Deste modo, é possível concluir que o estado de emergência pode ter sido um fator explicativo da melhoria observada na qualidade do ar, sobretudo no  $NO_2$ , no qual o impacto foi mais significativo, considerando as reduções observadas no valor médio das séries após as quebras estruturais.

## PALAVRAS-CHAVE

Pandemia; COVID-19; Poluição Atmosférica; Qualidade do Ar; Séries Temporais; Quebras Estruturais

## **ABSTRACT**

Air pollution is now considered the biggest environmental risk, affecting ecosystems and human health, and being responsible for seven million deaths worldwide every year. In recent decades, the interest in this topic has been increasing, being the subject of several research. In this context and considering the unique scenario created because of the restrictions imposed by the COVID-19 pandemic, the main objective of this study is to investigate whether the state of emergency, between the period of March 19 and May 2, 2020, influenced air quality in the Lisbon and Tagus Valley region, one of the Portuguese regions most affected by the virus. For this purpose, two of the most harmful air pollutants for human health were considered: particulate matter (PM<sub>10</sub>) and nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) and, based on the method developed by Bai and Perron, the possibility of the existence of structural breaks in the series was tested and their relationship with the state of emergency.

The results revealed the presence of structural breaks, even before the declaration of the state of emergency, as well as a decrease in the concentrations of pollutants, in the period considered, in most of the analyzed stations. Thus, it is possible to conclude that the state of emergency may have been an explanatory factor for the improvement observed in air quality, especially in NO<sub>2</sub>, in which the impact was more significant, considering the reductions observed in the mean value of the series after the structural breaks.

## **KEYWORDS**

Pandemic; COVID-19; Air Pollution; Air Quality; Time Series; Structural Breaks

# ÍNDICE

|                                                               |    |
|---------------------------------------------------------------|----|
| 1. Introdução.....                                            | 1  |
| 1.1. Objetivos do Estudo .....                                | 4  |
| 1.2. Estrutura da Dissertação .....                           | 4  |
| 2. Revisão de Literatura .....                                | 6  |
| 2.1. Poluição Atmosférica.....                                | 6  |
| 2.2. Poluentes Atmosféricos.....                              | 8  |
| 2.2.1. Partículas em suspensão (PM) .....                     | 9  |
| 2.2.2. Dióxido de azoto (NO <sub>2</sub> ) .....              | 10 |
| 2.3. Monitorização da Qualidade do Ar .....                   | 10 |
| 2.4. Qualidade do Ar na Região de Lisboa e Vale do Tejo ..... | 13 |
| 2.5. Impacto do COVID-19 na Qualidade do Ar .....             | 18 |
| 3. Metodologia .....                                          | 23 |
| 3.1. Período em Análise.....                                  | 23 |
| 3.2. Amostra .....                                            | 24 |
| 3.2.1. Poluentes Atmosféricos .....                           | 24 |
| 3.2.2. Meteorologia .....                                     | 28 |
| 3.3. Metodologia de Investigação .....                        | 29 |
| 3.3.1. Séries Temporais.....                                  | 29 |
| 3.3.2. Metodologia de Bai-Perron .....                        | 30 |
| 4. Resultados e Discussão .....                               | 34 |
| 4.1. Estatística Descritiva.....                              | 34 |
| 4.1.1. Estacionariedade .....                                 | 35 |
| 4.2. Resultados .....                                         | 37 |
| 4.2.1. PM <sub>10</sub> .....                                 | 38 |
| 4.2.2. NO <sub>2</sub> .....                                  | 43 |
| 5. Conclusões .....                                           | 48 |
| 5.1. Limitações e Recomendações para Trabalhos Futuros .....  | 48 |
| 6. Bibliografia .....                                         | 50 |
| 7. Anexos .....                                               | 57 |

## ÍNDICE DE FIGURAS

|                                                                                                                                 |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Figura 1</b> – Cronologia da pandemia de COVID-19 .....                                                                      | 2  |
| <b>Figura 2</b> – Região de Lisboa e Vale do Tejo, NUTS III e Municípios.....                                                   | 13 |
| <b>Figura 3</b> – Evolução do poluente PM <sub>10</sub> na RLVT .....                                                           | 17 |
| <b>Figura 4</b> – Evolução do poluente NO <sub>2</sub> na RLVT .....                                                            | 18 |
| <b>Figura 5</b> – Evolução da pandemia de COVID-19 em Portugal .....                                                            | 19 |
| <b>Figura 6</b> – Concentração média anual de PM <sub>10</sub> e estações de monitorização.....                                 | 21 |
| <b>Figura 7</b> – Concentração média anual de NO <sub>2</sub> por tipologia de estação de monitorização .....                   | 22 |
| <b>Figura 8</b> – Tendências percentuais de mobilidade durante a pandemia COVID-19 .....                                        | 24 |
| <b>Figura 9</b> - Série temporal das médias diárias dos valores do poluente PM <sub>10</sub> na RLVT (µg/m <sup>3</sup> ) ..... | 27 |
| <b>Figura 10</b> – Série temporal das médias diárias dos valores do poluente NO <sub>2</sub> na RLVT (µg/m <sup>3</sup> ).....  | 27 |
| <b>Figura 11</b> – Série temporal das médias diárias do poluente PM <sub>10</sub> na RLVT em 2020 (µg/m <sup>3</sup> ) .....    | 28 |
| <b>Figura 12</b> - Série temporal das médias diárias do poluente NO <sub>2</sub> na RLVT em 2020 (µg/m <sup>3</sup> ).....      | 28 |
| <b>Figura 13</b> – Impacto percentual da intervenção, por estação, no poluente PM <sub>10</sub> (%).....                        | 39 |
| <b>Figura 14</b> – Quebras nas séries do poluente PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> ).....                                    | 42 |
| <b>Figura 15</b> – Impacto percentual da intervenção, por estação, no poluente NO <sub>2</sub> (%) .....                        | 44 |
| <b>Figura 16</b> – Quebras nas séries do poluente NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) .....                                    | 47 |

## ÍNDICE DE TABELAS

|                                                                                               |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Tabela 1</b> – Valores limite para os poluentes PM <sub>10</sub> e NO <sub>2</sub> .....   | 12 |
| <b>Tabela 2</b> – Características da RLVT e sub-regiões .....                                 | 14 |
| <b>Tabela 3</b> - Estações de monitorização da qualidade do ar na RLVT.....                   | 15 |
| <b>Tabela 4</b> - Estações com Taxa de Eficiência superior a 90% .....                        | 26 |
| <b>Tabela 5</b> - Dados estatísticos referentes à temperatura mínima (°C).....                | 29 |
| <b>Tabela 6</b> - Dados estatísticos referentes à temperatura máxima (°C) .....               | 29 |
| <b>Tabela 7</b> – Dados estatísticos referentes à precipitação total (mm) .....               | 29 |
| <b>Tabela 8</b> - Estatística descritiva poluente PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) ..... | 34 |
| <b>Tabela 9</b> - Estatística descritiva poluente NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> ).....   | 35 |
| <b>Tabela 10</b> - Datas das quebras por estação .....                                        | 38 |
| <b>Tabela 11</b> - Datas das quebras por estação .....                                        | 43 |

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

|                                            |                                                                             |
|--------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|
| <b><math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b> | Microgramas por metro cúbico                                                |
| <b><math>\mu\text{m}</math></b>            | Micrómetros                                                                 |
| <b>AML</b>                                 | Área Metropolitana de Lisboa                                                |
| <b>APA</b>                                 | Agência Portuguesa do Ambiente                                              |
| <b>AVC</b>                                 | Acidente Vascular Cerebral                                                  |
| <b>BdP</b>                                 | Banco de Portugal                                                           |
| <b><math>\text{C}_6\text{H}_6</math></b>   | Benzeno                                                                     |
| <b>CCDR LVT</b>                            | Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo |
| <b>CCDR</b>                                | Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional                         |
| <b>CDC</b>                                 | Centros de Controlo e Prevenção de Doenças                                  |
| <b>CIB</b>                                 | Critério de Informação Bayesiano                                            |
| <b>CO</b>                                  | Monóxido de carbono                                                         |
| <b>DPOC</b>                                | Doença Pulmonar Obstrutiva Crónica                                          |
| <b>DRA</b>                                 | Direções Regionais do Ambiente                                              |
| <b>DRE</b>                                 | Diário da República Eletrónico                                              |
| <b>ECDC</b>                                | Centro Europeu de Prevenção e Controlo das Doenças                          |
| <b>EEA</b>                                 | Agência Europeia do Ambiente                                                |
| <b>FMI</b>                                 | Fundo Monetário Internacional                                               |
| <b>I&amp;D</b>                             | Investigação & Desenvolvimento                                              |
| <b>IDL</b>                                 | Instituto Dom Luiz                                                          |
| <b>INE</b>                                 | Instituto Nacional de Estatística                                           |
| <b>INSA</b>                                | Instituto Nacional de Saúde Doutor Ricardo Jorge                            |
| <b>IPMA</b>                                | Instituto Português do Mar e da Atmosfera                                   |
| <b>MERS</b>                                | Síndrome Respiratória do Médio Oriente                                      |
| <b>MQO</b>                                 | Mínimos Quadrados Ordinários                                                |
| <b><math>\text{N}_2\text{O}</math></b>     | Óxido nitroso                                                               |

|                         |                                                               |
|-------------------------|---------------------------------------------------------------|
| <b>NO</b>               | Monóxido de azoto                                             |
| <b>NO<sub>2</sub></b>   | Dióxido de azoto                                              |
| <b>NO<sub>x</sub></b>   | Óxido de azoto                                                |
| <b>NUTS</b>             | Nomenclatura das Unidades Territoriais para Fins Estatísticos |
| <b>O<sub>3</sub></b>    | Ozono                                                         |
| <b>OCDE</b>             | Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico     |
| <b>OMS</b>              | Organização Mundial da Saúde                                  |
| <b>ONU</b>              | Organização das Nações Unidas                                 |
| <b>PIB</b>              | Produto Interno Bruto                                         |
| <b>PM</b>               | Partículas em suspensão                                       |
| <b>PM<sub>10</sub></b>  | Partículas em suspensão de diâmetro inferior a 10 µm          |
| <b>PM<sub>2,5</sub></b> | Partículas em suspensão de diâmetro inferior a 2,5 µm         |
| <b>RLVT</b>             | Região de Lisboa e Vale do Tejo                               |
| <b>SARS</b>             | Síndrome Respiratória Aguda Grave                             |
| <b>SARS-CoV</b>         | Coronavírus da Síndrome Respiratória Aguda Grave              |
| <b>SIG</b>              | Sistemas de Informação Geográfica                             |
| <b>SNS</b>              | Serviço Nacional de Saúde                                     |
| <b>SO<sub>2</sub></b>   | Dióxido de enxofre                                            |
| <b>SQR</b>              | Soma dos Quadrados dos Resíduos                               |
| <b>VAB</b>              | Valor Acrescentado Bruto                                      |
| <b>VIH</b>              | Vírus da Imunodeficiência Humana                              |

## 1. INTRODUÇÃO

Vivemos num mundo interligado e cada vez mais globalizado, o que facilita a disseminação de doenças infecciosas e, consequentemente, a existência de pandemias. Em dezembro de 2019, foi identificado o novo Coronavírus da Síndrome Respiratória Aguda Grave (SARS-CoV-2), responsável pela doença COVID-19, em Wuhan, uma cidade na China. O vírus, que nunca tinha sido detetado em seres humanos, juntou-se a outros seis, entre centenas de coronavírus conhecidos, previamente identificados como capazes de infetar humanos e de causar doenças como a Síndrome Respiratória Aguda Grave (SARS) e a Síndrome Respiratória do Médio Oriente (MERS), identificadas pela primeira vez em 2002 e 2012, respetivamente (ECDC, 2022).

Nas semanas seguintes, o vírus espalhou-se pela China e por outros países por todo o mundo. Como consequência da rápida propagação do mesmo, a 11 de março de 2020, pouco mais de três meses após o primeiro caso ter sido detetado, a Organização Mundial da Saúde (OMS) declarou a epidemia do novo Coronavírus como sendo uma pandemia devido ao aumento do número de mortos e infetados em mais de 100 países. No final de março existia mais de meio milhão de pessoas infetadas e cerca de 30.000 mortes no mundo.

Portugal foi surpreendido pelo primeiro caso de COVID-19 no dia 2 de março de 2020. O vírus começou a circular pelo Norte e Centro do país, tendo origem em Lombardia, uma região no Norte de Itália, de acordo com a investigação coordenada pelo Instituto Nacional de Saúde Doutor Ricardo Jorge (INSA). Dado o aumento do número de casos no país, os impactos e consequências da pandemia rapidamente se fizeram sentir e a 18 de março o Presidente da República decretou, ao abrigo do Decreto n.º 14-A/2020, pela primeira vez em quase 45 anos, o estado de emergência por 15 dias, sendo que esse período foi prolongado até ao dia 2 de maio (SNS & INSA, 2021).

Deste modo, com o agravamento da pandemia e de forma a diminuir a propagação do vírus, a população passou a ter mais cuidados e foram implementadas várias medidas de distanciamento social e confinamento como a limitação de aglomerações, cancelamento ou adiamento de eventos, o encerramento de estabelecimentos culturais das cidades, de escolas e universidades, bem como restrições à circulação dentro do país e transfronteiras (OCDE, 2020).

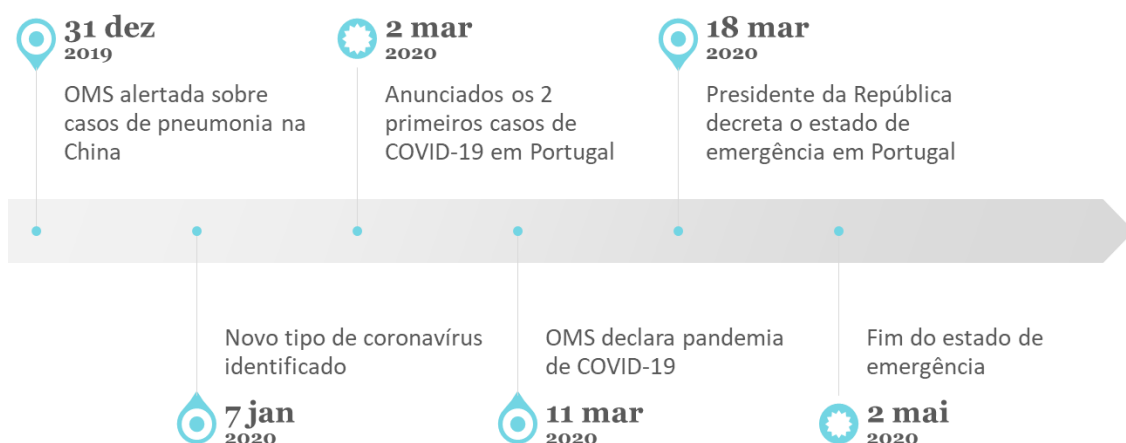


**Figura 1** – Cronologia da pandemia de COVID-19

Fonte: Elaboração própria

As vacinas, idealizadas pelo médico Edward Jenner no século XVIII, altura em que a varíola era a maior ameaça da humanidade, são a melhor forma de prevenir milhões de casos de doenças, deficiências ou mortes. De acordo com a OMS, a vacina contra o sarampo salvou 23 milhões de pessoas entre 2000 e 2018, especialmente crianças. Contudo, durante uma pandemia, na ausência de uma vacina segura e eficaz, estas intervenções, denominadas de intervenções não farmacêuticas (NPIs) e que se caracterizam por serem medidas, não baseadas em medicação, são a principal medida de saúde pública a tomar contra a COVID-19 (ECDC, 2021; CDC, 2022). Por outro lado, rapidamente, empresas e pesquisadores começaram a trabalhar no desenvolvimento e produção de tratamentos, testes e vacinas.

Embora estas medidas de combate ao surto adotadas pelos governos tenham sido essenciais para o abrandamento da propagação do vírus e, consequente, diminuição do número de mortos (Lau et al., 2020), a pandemia de COVID-19 provocou a maior crise financeira desde a Grande Depressão de 1929 (FMI, 2020). Como consequência do forte impacto social e económico no mundo, muitos setores sofreram uma paralisação das suas atividades, o que causou um impacto negativo no bem-estar das pessoas e na sua mobilidade, no funcionamento da sociedade e dificuldades económicas generalizadas.

Assim, através desta nova realidade, foi criado um cenário único que nos permite analisar um dos maiores flagelos ambientais das sociedades modernas: a poluição atmosférica.

A qualidade do ar, diretamente relacionada com a poluição atmosférica e um indicador de qualidade de vida (Darçin, 2013), tem sido objeto de inúmeras investigações. Atualmente, têm sido muitos os estudos a analisar a relação entre a mesma e a pandemia de COVID-19 como, por exemplo:

- Relação entre poluição do ar e mortes por COVID-19 (Dey et al., 2020; Ogen, Y., 2020);
- Relação entre as áreas com elevados níveis de concentração de poluentes e propagação do COVID-19 (Comunian et al., 2020);
- Relação entre a qualidade do ar e as restrições impostas durante os períodos de confinamento.

A literatura existente tem vindo a reportar uma melhoria significativa na qualidade do ar durante os períodos de confinamento, impostos como consequência da pandemia de COVID-19, em cidades por todo o mundo (Reis, 2020; Cicala et al., 2020; Cole et al., 2020; Collivignarelli et al., 2020; Mahato et al., 2020).

A monitorização da qualidade do ar ambiente é fundamental para que possam ser implementadas medidas adequadas de forma a mitigar os riscos provenientes da poluição atmosférica. Em Portugal, a qualidade do ar é avaliada com base nos poluentes atmosféricos medidos nas estações de qualidade do ar, sendo os seus valores, posteriormente disponibilizados no sistema de informação *online* QualAr, promovido pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA), que tem como objetivo centralizar todos os dados referentes à qualidade do ar em Portugal (QualAr, 2020).

A presente dissertação tem como principal objetivo analisar o possível impacto, a curto prazo, do estado de emergência, imposto como consequência da pandemia de COVID-19, na qualidade do ar na região de Lisboa e Vale do Tejo, uma das regiões portuguesas mais afetadas pelo vírus. Para este efeito, através da metodologia desenvolvida por Bai e Perron (1998), foi analisada, durante o período considerado, a possibilidade de existência de quebras estruturais nas séries das concentrações de dois dos poluentes atmosféricos mais prejudiciais para a saúde humana: as partículas em suspensão ( $PM_{10}$ ) e o dióxido de azoto ( $NO_2$ ), medidos nas estações de monitorização da qualidade do ar da região.

Segundo Shikida et al. (2016), numa determinada série temporal, quebras estruturais podem ser entendidas como a existência de uma ou mais mudanças no nível da série, na sua dispersão e/ou inclinação. Estas mudanças podem ser justificadas por alterações nas políticas públicas, económicas ou fiscais, inovação tecnológica, entre outros.

### **1.1. OBJETIVOS DO ESTUDO**

Este trabalho tem como objetivo investigar se as medidas restritivas adotadas, como consequência da pandemia de COVID-19, influenciaram a qualidade do ar na região de Lisboa e Vale do Tejo durante o período do estado de emergência, que vigorou entre 19 de março e 2 de maio de 2020. Deste modo, surge a principal questão de investigação: “A qualidade do ar na região de Lisboa e Vale do Tejo foi influenciada, a curto prazo, pelas medidas impostas durante o período do estado de emergência?”.

Para este efeito, foram definidas as seguintes questões e respetivos objetivos:

1. “As medidas restritivas impostas, como consequência da pandemia de COVID-19, poderão ter influenciado significativamente a qualidade do ar na região de Lisboa e Vale do Tejo?”. Neste sentido, com base nos dados observados entre os anos de 2015 e 2020, foram analisados os valores das concentrações dos poluentes  $PM_{10}$  e  $NO_2$  medidos nas estações de monitorização da qualidade do ar da região;
2. “Caso tenha influenciado, o impacto foi observado durante o período do estado de emergência? Se sim, qual o impacto estimado?”. Para tal, com base no método desenvolvido por Bai e Perron (1998), foi testada a presença de quebras estruturais nas séries das concentrações dos poluentes  $PM_{10}$  e  $NO_2$  e as respetivas datas, de forma a investigar se esse evento pode ter estado associado às mudanças observadas nas séries, bem como o impacto através da diferença entre o valor médio da série antes e após a quebra.

### **1.2. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO**

A presente dissertação encontra-se organizada e estruturada em cinco capítulos, incluindo esta introdução. No primeiro capítulo é apresentado o problema, bem como uma contextualização do mesmo, a relevância e objetivos do estudo e, por fim, a estrutura do trabalho.

O segundo capítulo contém a revisão de literatura, na qual são analisados os trabalhos já realizados e os conceitos relacionados com o tema em estudo. Divide-se em cinco subcapítulos: poluição atmosférica, poluentes atmosféricos, monitorização da qualidade do ar, qualidade do ar na região de Lisboa e Vale do Tejo e impacto do COVID-19 na qualidade do ar.

O terceiro capítulo apresenta os dados utilizados na análise e as respetivas fontes e a metodologia utilizada para responder à principal questão de investigação.

O quarto capítulo é dedicado à apresentação e interpretação dos resultados obtidos através do modelo selecionado e é realizada a discussão dos mesmos.

No quinto capítulo são apresentadas as principais conclusões do estudo realizado, bem como as suas limitações e recomendações para possíveis trabalhos futuros que abordem esta temática.

Por fim, nos últimos capítulos, seis e sete, encontram-se, respetivamente, as referências bibliográficas e os anexos.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

A poluição atmosférica é considerada uma ameaça à humanidade e ao meio ambiente desde tempos muito remotos. Há 800 mil anos antes de Cristo, após a descoberta do fogo, o Homem passou a contribuir, inconscientemente, para a deterioração da qualidade do ar e a sofrer as respectivas consequências (Braga et al., 2001).

Segundo a OMS, este fenómeno pode ser definido como a contaminação dos ambientes externos ou internos por uma mistura de substâncias químicas, lançadas no ar ou resultantes de reações químicas, responsável por alterar as características naturais da atmosfera, provocando efeitos negativos nos seres vivos e no meio que os rodeia (Seinfeld, et al., 1998).

Nos últimos séculos, sobretudo desde a primeira metade do século XX, verificou-se uma intensificação da poluição atmosférica devido ao surgimento dos motores a combustão, com a queima de combustíveis fósseis, das indústrias siderúrgicas e de produtos químicos, e ao crescente aumento de automóveis e indústrias, observado, principalmente, nas áreas urbanas. A falta de acompanhamento destes processos provocou resultados desastrosos no planeta e nos seus habitantes (Braga et al., 2001).

O crescimento desmedido das áreas urbanas foi resultado de diversos fenómenos, entre eles o grande desenvolvimento económico provocado pela Revolução Industrial, que teve início em Inglaterra entre a segunda metade do século XVIII e o século XIX. Apesar da sua importância no que respeita ao avanço tecnológico, da sociedade e prestação de diversos serviços, a mesma contribuiu bastante para o aumento da poluição atmosférica, através da produção de enormes quantidades de poluentes emitidos no ar, principalmente nos países mais desenvolvidos (Manisalidis et al., 2020).

No século XX, a ocorrência de episódios graves de poluição, consequência da combinação de poluentes no ar com fatores meteorológicos, nas grandes cidades industriais da Europa, era bastante frequente. Entre os episódios mais graves, destaca-se o *Great Smog<sup>1</sup> of London*. O desastre ambiental ocorreu em Londres, em dezembro de 1952, e durante cinco dias, a cidade foi afetada por um nevoeiro intenso. O fenómeno atmosférico de inversão térmica impediu a dispersão de poluentes gerados através do crescimento descontrolado da utilização de combustíveis fósseis no aquecimento das habitações, nos transportes e na indústria (Braga et al., 2001). Os efeitos na saúde foram imediatos, provocando a

---

<sup>1</sup> O termo *smog* refere-se a uma mistura de fumo (*smoke*) e nevoeiro (*fog*).

morte de 4.000 pessoas. No entanto, estudos científicos que compararam a mortalidade verificada no período com a observada nos anos anteriores, referem que, na realidade, ocorreram cerca de 12.000 mortes prematuras, 150.000 pessoas foram sujeitas a tratamentos médicos e muitos animais morreram (Bell & Davis, 2001). De acordo com Bharadwaj et al. (2016), os efeitos na saúde também se verificaram a longo prazo. Um estudo recente desenvolvido pelos autores sugeriu que os bebês expostos ao desastre, no útero ou durante o seu primeiro ano de vida, tornaram-se mais suscetíveis a desenvolver asma.

O desastre ambiental mudou o curso das políticas públicas ambientais e científicas, motivando a que em 1956 e, posteriormente, em 1968, fossem aprovados os *Clean Air Acts* (Leis do Ar Limpo), de forma a reduzir a poluição nas cidades, através da regulamentação das emissões de óxidos de enxofre e material particulado.

Nos anos seguintes, várias medidas de controlo foram implementadas nos países industrializados, como, por exemplo, a realização de grandes investimentos monetários em tecnologia como forma de prevenção de possíveis desastres ambientais, o que provocou uma intensa deslocação da atividade industrial, sobretudo na área petroquímica, para países em desenvolvimento, com poucos ou nenhuns padrões de qualidade do ar ambiente legalmente exigidos (Bharadwaj et al., 2016; Braga et al., 2001). Segundo Venter et al. (2020), o crescimento económico observado em algumas das nações em desenvolvimento provocou graves emissões de poluentes atmosféricos, com consequências severas para a saúde humana e o meio envolvente.

Atualmente, caracterizada como um “assassino invisível”, a poluição atmosférica é considerada o maior risco ambiental para a saúde humana e os ecossistemas. Segundo a OMS, anualmente, é responsável por cerca de sete milhões de mortes prematuras por todo o mundo e por uma deterioração da qualidade de vida, causadas pela exposição a uma má qualidade do ar interior e exterior (EEA, 2022b). A OMS refere, ainda, que 99% da população mundial respira ar poluído que excede os limites estabelecidos, sendo os países mais pobres os mais afetados, sobretudo os que se localizam no continente asiático, devido às fracas políticas públicas implementadas e aos baixos recursos financeiros (OMS, 2022). Além disso, causa outros problemas ambientais como as alterações climáticas e a destruição da camada de ozono (Gonçalves, 2008; APA, 2021a).

Em 2018, durante a primeira conferência mundial sobre “A poluição do ar e a saúde”, o Diretor Geral da OMS, Dr. Tedros Adhanom Ghebreyesus, caracterizou a poluição atmosférica como uma “emergência de saúde silenciosa” e o “novo tabaco”. Os seus efeitos na saúde têm sido objeto de inúmeros estudos nos últimos anos, que reportam a relação entre a exposição a ar poluído e doenças. Segundo a OMS (2018), globalmente, é responsável por 36% das mortes por cancro do pulmão, 34%

das mortes por acidente vascular cerebral (AVC) e 27% das mortes por doenças cardíacas, estando também associada a asma, doenças pulmonares obstrutivas crónicas (DPOC), tosse e falta de ar e doenças de foro mental (Buoli et al., 2018; Manisalidis et al., 2020). Além disso, Burnett et al. (2018) afirmam que é um fator de risco para as doenças cardiovasculares e respiratórias, com consequências graves, sobretudo, para os grupos mais vulneráveis como crianças, asmáticos e idosos.

Segundo o relatório desenvolvido pela *Air Quality Life Index* (2022), o impacto da poluição atmosférica na esperança média de vida é comparável ao impacto de fumar, é seis vezes superior ao do vírus da imunodeficiência humana (VIH), mais de três vezes superior ao do alcoolismo e consumo de água imprópria e 89 vezes superior ao do conflito e terrorismo.

Na União Europeia, o ar poluído provoca, diariamente, em média, mais de mil mortes prematuras, dez vezes superior ao número verificado em acidentes rodoviários. Em Portugal, apesar das melhorias significativas registadas na qualidade do ar, nas últimas décadas, fenómenos como os incêndios, a seca, o calor extremo e as alterações climáticas contribuem bastante para a degradação do ar ambiente. Atualmente, a má qualidade do ar é responsável por cerca de seis mil mortes por ano, bem como pelo agravamento de problemas respiratórios e cardiovasculares, por dias de trabalho perdidos e elevados custos de saúde com os grupos mais vulneráveis (QualAr, 2021).

## **2.2. POLUENTES ATMOSFÉRICOS**

As substâncias químicas que estão presentes no ar e que, pela sua concentração, possam torná-lo impróprio e prejudicial, provocando efeitos negativos na saúde humana, nos ecossistemas e nos bens materiais e, consequentes, impactos económicos, como, por exemplo, a diminuição da produtividade agrícola, são definidas por poluentes atmosféricos (ONU, 1997; APA, 2021a). Os efeitos negativos resultantes dos poluentes atmosféricos estão dependentes da composição química dos poluentes, da sua concentração na atmosfera, das condições meteorológicas, dada a sua influência no transporte e dispersão dos mesmos, e das características do local.

Quanto à sua origem, os poluentes podem ser classificados como primários, quando são emitidos diretamente pelas fontes de emissão para a atmosfera, como os gases provenientes de um automóvel ou da chaminé de uma fábrica, ou secundários, quando são formados na atmosfera através de reações químicas entre poluentes primários e componentes naturais da atmosfera (APA, 2021a).

Os poluentes atmosféricos podem ser emitidos através de diversas fontes, podendo ser naturais, quando englobam fenómenos naturais como erupções vulcânicas, tempestades de areia ou incêndios florestais, ou antropogénicas, quando resultam da atividade humana, como a atividade industrial, o

setor agrícola ou o tráfego automóvel. Apesar de as fontes naturais contribuírem substancialmente para a degradação da qualidade do ar, a poluição resultante da atividade humana é bastante superior (APA, 2021a).

De acordo com a OMS (2021a), os poluentes atmosféricos mais prejudiciais para a saúde humana são as partículas em suspensão (PM), monóxido de carbono (CO), ozono (O<sub>3</sub>), dióxido de azoto (NO<sub>2</sub>) e dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>). No presente estudo, por uma questão de disponibilidade de dados, são considerados dois poluentes, designadamente, as partículas em suspensão de diâmetro inferior a 10 µm (PM<sub>10</sub>) e o dióxido de azoto (NO<sub>2</sub>), sendo que, nos subcapítulos seguintes, 2.2.1 e 2.2.2., serão descritas, detalhadamente, as suas principais características, fontes e os efeitos provocados pelos mesmos.

### **2.2.1. Partículas em suspensão (PM)**

A matéria particulada é definida como um poluente atmosférico composto por uma complexa mistura de partículas sólidas e líquidas que se dispersam no ar e que diferem conforme o seu tamanho, composição e origem (Braga et al., 2001; Albayati et al., 2021). Segundo a OMS (2013), os seus principais componentes são sulfato, nitratos, amónia, cloreto de sódio, carbono negro, poeira mineral e água.

As partículas em suspensão possuem diferentes tamanhos e são classificadas de acordo com os mesmos: partículas ultrafinas, com um diâmetro inferior a 0,1 µm, partículas finas, com um diâmetro inferior a 2,5 µm, e partículas grossas, com um diâmetro superior a 2,5 µm (Lopes, 2018). As partículas com um tamanho inferior a 10 micrómetros (PM<sub>10</sub>) são capazes de entrar no sistema respiratório e, consequentemente, provocar efeitos graves na saúde.

As partículas atmosféricas podem ser emitidas através de diversas fontes como erupções vulcânicas, a ação do vento sobre o solo, incêndios florestais, combustão industrial, comercial e residencial, transportes, atividades industriais, construção civil e atividades agrícolas (APA, 2021a).

Entre os principais poluentes atmosféricos, as partículas em suspensão, sobretudo as finas, com um diâmetro inferior a 2,5 micrómetros, são as que provocam os problemas de saúde mais graves, sendo capazes de penetrar profundamente nos pulmões e entrar na corrente sanguínea, causando doenças cardiovasculares, cerebrovasculares e respiratórias, além da morte prematura. Existem evidências de que a exposição mais nociva a material particulado afeta, também, outros órgãos, estando associada, consequentemente, a outro tipo de doenças (OMS, 2021a).

Segundo a Agência Europeia do Ambiente (EEA), foi estimado que, em 2019, tenham ocorrido aproximadamente 307.000 mortes prematuras associadas ao PM<sub>2.5</sub> nos 27 Estados-Membros da União Europeia (EEA, 2022a).

### **2.2.2. Dióxido de azoto (NO<sub>2</sub>)**

Os óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>) abrangem vários compostos de azoto e oxigénio como o monóxido de azoto (NO), o dióxido de azoto (NO<sub>2</sub>), o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), entre outros (APA, 2021a).

O dióxido de azoto, um dos principais poluentes atmosféricos, é um gás acastanhado, com um odor característico, muito corrosivo e fortemente oxidante, capaz de contaminar o ar ambiente em contextos urbanos e industriais, sendo uma das preocupações na gestão ambiental das cidades (APA, 2021a; Reis, 2020).

As principais fontes de emissões do dióxido de azoto são os processos de combustão, com origem, essencialmente, no tráfego automóvel, sobretudo nas zonas urbanas, e no setor industrial. Nas áreas urbanas com grande volume de tráfego, as concentrações atmosféricas do poluente acompanham o comportamento do tráfego automóvel (APA, 2021a).

Os efeitos negativos do NO<sub>2</sub>, que dependem das concentrações e do tempo de exposição, estão associados a problemas como a irritação dos olhos e garganta, problemas respiratórios, sobretudo asma, tosse, dificuldade para respirar, dores no peito e danos no sistema nervoso central e nos tecidos (OMS, 2022; APA, 2021a).

A EEA estimou que, em 2019, tenham ocorrido cerca de 40.400 mortes prematuras associadas ao NO<sub>2</sub> nos 27 Estados-Membros da União Europeia (EEA, 2022a).

## **2.3. MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE DO AR**

A qualidade do ar está diretamente relacionada com a poluição atmosférica, uma vez que, através do nível de poluição na atmosfera é possível avaliar a qualidade do ar ambiente de um determinado local, que depende da conjugação de duas variáveis, emissões de poluentes atmosféricos e condições meteorológicas (Gonçalves, 2008; APA, 2021b).

A avaliação e monitorização dos poluentes atmosféricos é uma medida de controlo do estado do ar e da eficácia e eficiência das medidas implementadas de forma a assegurar a prevenção e gestão do risco ambiental, através da minimização dos efeitos negativos provenientes da poluição atmosférica.

Além disso, é fundamental para a implementação de medidas adequadas, bem como para a correção e adequação das mesmas, caso se observem diferenças face ao esperado. O conhecimento do comportamento dos poluentes atmosféricos influencia bastante as políticas públicas de controlo ambiental a implementar (Braga et al., 2001).

Na União Europeia, a legislação em vigor referente à avaliação e gestão da qualidade do ar assenta no princípio de que os Estados-Membros dividem os seus territórios num conjunto de áreas de gestão, nas quais os países possuem o dever de avaliar a qualidade do ar através de sistemas de monitorização (APA, 2021b).

No que respeita à regulamentação nacional, Portugal rege-se pelo Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro, posteriormente alterado pelos Decretos-Lei n.º 43/2015 e n.º 47/2017, de 27 de março e de 10 de maio, respetivamente, que estabelecem os objetivos para a qualidade do ar, considerando as orientações e programas da OMS destinados a evitar, prevenir ou mitigar as emissões de poluentes atmosféricos (CCDR LVT, 2022b). A monitorização da qualidade do ar é efetuada através de estações e redes de medição fixas, geridas e operadas pelas Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) e pelas Direções Regionais do Ambiente (DRA) dos Açores e Madeira. A informação relativa à monitorização e previsão da qualidade do ar, em todo o país, é disponibilizada no portal QualAr, um sistema de informação online, desenvolvido pela APA.

A legislação nacional referente ao regime de avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente estabelece que a divisão do território seja efetuada tendo em consideração os seguintes critérios:

- **Aglomeração:** zona com um número de habitantes superior a 250.000, ou que se situe entre os 50.000 e 250.000 e tenha uma densidade populacional superior a 500 habitantes/km<sup>2</sup>;
- **Zona:** área geográfica de características idênticas, no que se refere à qualidade do ar, ocupação do solo e densidade populacional.

Periodicamente, a delimitação das aglomerações e zonas é revista, com base nos dados dos poluentes atmosféricos monitorizados e nos critérios utilizados para determinar a delimitação (CCDR LVT, 2022b).

As estações de monitorização da qualidade do ar encontram-se localizadas em diferentes tipos de zonas (rurais, suburbanas e urbanas) e dependem das emissões de poluentes predominantes nas mesmas, representando, deste modo, diferentes tipos de poluição a que a população pode estar exposta. As estações apresentam as seguintes características (CCDR LVT, 2022b; APA, 2021a):

- **Estações de tráfego:** encontram-se próximas a vias de tráfego intenso e permitem avaliar o risco máximo de exposição da população às emissões de poluentes resultantes do tráfego automóvel. Apesar de esta exposição ocorrer, geralmente, por períodos de curta duração, os níveis de poluição observados são elevados;
- **Estações de fundo:** localizam-se em áreas que não se encontram sob a influência direta de vias de tráfego ou de qualquer outra fonte próxima de poluição e têm como objetivo avaliar a exposição média da população a concentrações de fundo;
- **Estações industriais:** situam-se na proximidade de zonas industriais e permitem avaliar as concentrações máximas de determinados poluentes de origem industrial a que a população pode estar exposta.

Na zona do Oeste, Vale do Tejo e Península de Setúbal encontram-se, ainda, três estações rurais regionais. As mesmas estão afastadas de zonas de maior densidade populacional e, deste modo, de atividades poluidoras importantes e permitem conhecer as concentrações máximas de poluentes resultantes da poluição atmosférica de fundo a que a população e os ecossistemas possam vir a estar expostos. Nestas estações, as concentrações dos poluentes são, geralmente, de origem natural ou provocadas pelo transporte a longa distância à escala regional (CCDR LVT, 2022b).

As estações de monitorização localizam-se, com maior predominância, nas áreas industriais mais relevantes, bem como nas grandes zonas urbanas, onde a qualidade do ar é bastante influenciada pelo tráfego (Rodrigues, 2013). Em Portugal, existem 69 estações de monitorização da qualidade do ar, distribuídas pelo continente e ilhas, que medem, continuamente, os níveis de alguns dos seguintes poluentes: ozono ( $O_3$ ), dióxido de azoto ( $NO_2$ ), monóxido de carbono (CO), dióxido de enxofre ( $SO_2$ ), partículas em suspensão ( $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$ ), benzeno ( $C_6H_6$ ), óxido de azoto ( $NO_x$ ) e monóxido de azoto (NO). Na tabela 1 encontram-se os valores limites (VL) dos poluentes utilizados no presente estudo, definidos no Decreto-Lei n.º 102/2010, e os valores de referência estipulados pela OMS (2021).

**Tabela 1** – Valores limite para os poluentes  $PM_{10}$  e  $NO_2$

| Poluente                  | Período de Referência | Valores de Referência OMS | Valor Limite     |
|---------------------------|-----------------------|---------------------------|------------------|
| $PM_{10}$ ( $\mu g/m^3$ ) | Anual                 | 15                        | 40               |
|                           | Diário                | 45                        | 50 <sup>2</sup>  |
| $NO_2$ ( $\mu g/m^3$ )    | Anual                 | 10                        | 40               |
|                           | Diário                | 25                        | 200 <sup>3</sup> |

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do DRE e OMS

<sup>2</sup> Valor limite a não exceder mais de 35 vezes por ano civil.

<sup>3</sup> Valor limite a não exceder mais de 18 vezes por ano civil.

## 2.4. QUALIDADE DO AR NA REGIÃO DE LISBOA E VALE DO TEJO

A Região de Lisboa e Vale do Tejo (RLVT), com uma área de 12.216 km<sup>2</sup> e considerada a região capital em Portugal, compreende as NUTS III<sup>4</sup> da Área Metropolitana de Lisboa, Oeste, Lezíria do Tejo e Médio Tejo, englobando, deste modo, 52 concelhos e 355 freguesias pertencentes aos distritos de Lisboa, Setúbal e Santarém (CCDR LVT, 2022a).

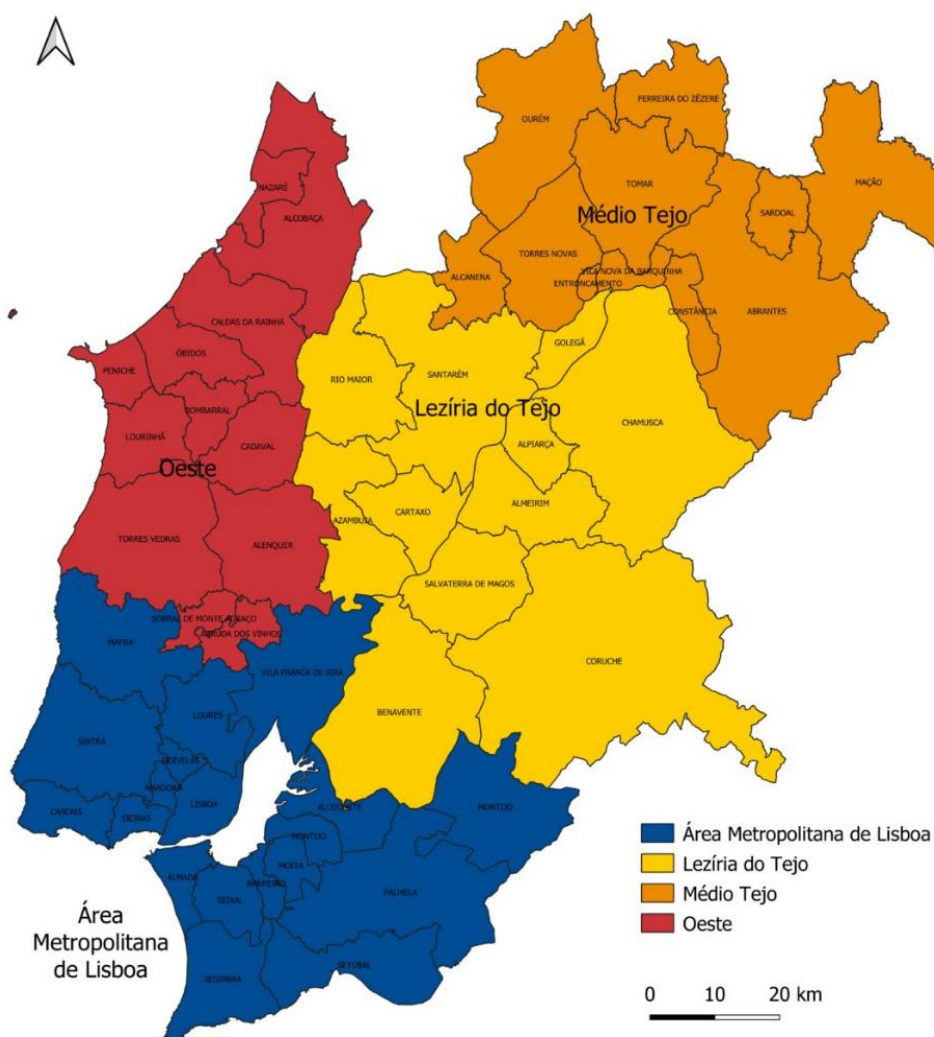


**Figura 2** – Região de Lisboa e Vale do Tejo, NUTS III e Municípios

Fonte: SIG CCDR LVT

De acordo com os Resultados Provisórios dos Censos 2021 (INE, 2021), a população residente em Portugal foi estimada em 10.344.802 pessoas, sendo que nos últimos 10 anos se verificou um decréscimo da mesma em cerca de 2,1% (-217.376 pessoas). Relativamente à Região de Lisboa e Vale

<sup>4</sup> NUTS (Nomenclatura das Unidades Territoriais para Fins Estatísticos) consiste no sistema hierárquico de divisão do território em regiões, subdividindo-se em três níveis, definidos com base em critérios populacionais, administrativos e geográficos (PORDATA, 2013).

do Tejo, com uma população estimada de 3.699.605 habitantes em 2021, foi registado um crescimento demográfico de 0,07% face à última década, representando, deste modo, cerca de 36% do peso total da população portuguesa residente.

As sub-regiões pertencentes à região de Lisboa e Vale do Tejo possuem características demográficas e socioeconómicas diferentes, conforme se apresenta na tabela seguinte:

**Tabela 2 – Características da RLVT e sub-regiões**

Fonte: CCDR LVT

| Unidade Territorial | Pop. residente 2021 (Nº) | VAB 2020 (M€) | Emprego 2020 (m€) | PIB 2020 (M€) | Exportações 2021 (M€) | Importações 2021 (M€) | Empresas 2020 (Nº) | Pessoal ao serviço empresas 2020 (Nº) | Despesa I&D 2020 (m€) |
|---------------------|--------------------------|---------------|-------------------|---------------|-----------------------|-----------------------|--------------------|---------------------------------------|-----------------------|
| Portugal            | 10 344 802               | 94 187        | 4 861             | 200 088       | 63 532                | 82 568                | 1 301 000          | 4 140 136                             | 3 236 212             |
| RLVT                | 3 698 817                | 45 823        | 1 783             | 84 970        | 22 064                | 41 669                | 469 109            | 1 719 612                             | 1 487 454             |
| Oeste               | 363 551                  | 2 474         | 168               | 5 782         | 1 350                 | 1 606                 | 46 412             | 126 750                               | 38 126                |
| Médio Tejo          | 228 604                  | 1 400         | 94                | 3 696         | 895                   | 855                   | 23 830             | 65 918                                | 18 959                |
| AML                 | 2 870 770                | 40 396        | 1 416             | 71 432        | 18 563                | 37 635                | 374 207            | 1 454 738                             | 1 398 045             |
| Lezíria do Tejo     | 235 892                  | 1 554         | 105               | 4 060         | 1 256                 | 1 573                 | 24 660             | 72 206                                | 32 324                |

A Região de Lisboa e Vale do Tejo é responsável por 48,65% do Valor Acrescentado Bruto (VAB) total verificado em Portugal, 42,47% do Produto Interno Bruto (PIB) nacional, 36,69% do emprego, 34,73% das exportações de bens, 50,47% das importações e 45,96% da despesa aplicada em Investigação & Desenvolvimento (I&D). Adicionalmente, representa 36,06% das empresas do país e 41,54% do pessoal ao serviço nas mesmas. Para este efeito, contribui o elevado número de empresas e infraestruturas científicas e tecnológicas, económicas, financeiras e políticas que se encontram concentradas na região, bem como a sua dimensão populacional e económica (CCDR LVT, 2022a; INE, 2021).

No que se refere à avaliação e gestão da qualidade do ar, o Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro, alterado e republicado pelos Decretos-Lei n.º 43/2015 e n.º 47/2017, de 27 de março e de 10 de maio, respetivamente, atribui às CCDR competências de avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente na sua área de jurisdição.

A rede de monitorização da qualidade do ar da região de Lisboa e Vale do Tejo (RLVT), gerida pela Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo (CCDR LVT), contém, atualmente 24 estações de medição da qualidade do ar distribuídas, em 15 concelhos, pelas aglomerações da Área Metropolitana de Lisboa Norte (AML Norte), Área Metropolitana de Lisboa Sul (AML Sul) e Setúbal e pela zona do Oeste, Vale do Tejo e Península de Setúbal, conforme apresenta a tabela 3.

**Tabela 3** - Estações de monitorização da qualidade do ar na RLVT  
Fonte: CCDR LVT

| Zona                                            | Distrito | Tipo de Área | Tipo de Estação | Estação                      |
|-------------------------------------------------|----------|--------------|-----------------|------------------------------|
| Área Metropolitana de Lisboa Norte <sup>5</sup> | Lisboa   | Urbana       | Fundo           | Reboleira                    |
|                                                 |          | Urbana       | Fundo           | Cascais - Escola da Cidadela |
|                                                 |          | Urbana       | Tráfego         | Avenida da Liberdade         |
|                                                 |          | Urbana       | Fundo           | Beato                        |
|                                                 |          | Urbana       | Tráfego         | Entrecampos                  |
|                                                 |          | Urbana       | Fundo           | Olivais                      |
|                                                 |          | Urbana       | Fundo           | Restelo                      |
|                                                 |          | Urbana       | Tráfego         | Santa Cruz de Benfica        |
|                                                 |          | Urbana       | Fundo           | Loures – Centro              |
|                                                 |          | Urbana       | Tráfego         | Odivelas – Ramada            |
|                                                 |          | Urbana       | Fundo           | Quinta do Marquês            |
|                                                 |          | Urbana       | Fundo           | Mem Martins                  |
|                                                 |          | Urbana       | Fundo           | Alverca                      |
| Área Metropolitana de Lisboa Sul <sup>5</sup>   | Setúbal  | Urbana       | Fundo           | Laranjeiro                   |
|                                                 |          | Urbana       | Fundo           | Escavadeira                  |
|                                                 |          | Urbana       | Fundo           | Fidalguinhos                 |
|                                                 |          | Urbana       | Industrial      | Lavradio                     |
|                                                 |          | Suburbana    | Industrial      | Paio Pires                   |
| Oeste, Vale do Tejo e Península de Setúbal      | Santarém | Rural        | Fundo           | Chamusca                     |
|                                                 | Setúbal  | Rural        | Fundo           | Fernando Pó                  |
|                                                 | Lisboa   | Rural        | Fundo           | Lourinhã                     |
| Setúbal <sup>5</sup>                            | Setúbal  | Urbana       | Fundo           | Arcos                        |
|                                                 |          | Urbana       | Fundo           | Camarinha                    |
|                                                 |          | Urbana       | Tráfego         | Quebedo                      |

<sup>5</sup> Considerada uma aglomeração, de acordo com os critérios definidos no Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro.

Na Região de Lisboa e Vale do Tejo, o decréscimo, verificado nos últimos anos, dos níveis de concentração da maioria dos poluentes atmosféricos registados nas estações de monitorização da qualidade do ar demonstra que, na maior parte da região, a qualidade é considerada boa. Contudo, conforme se verifica nas figuras seguintes, referentes aos poluentes PM<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub>, verificaram-se situações de incumprimento, ou seja, ultrapassagens dos valores limite definidos na legislação nacional referente à qualidade do ar (CCDR LVT, 2022c).

Os índices anuais, presentes nas figuras 3 e 4, são obtidos através da divisão entre os valores de cada poluente, medidos nas estações de monitorização da qualidade do ar da RLVT, para cada indicador anual, pelo valor definido na legislação, permitindo a comparação dos resultados entre diferentes poluentes atmosféricos e indicadores anuais. Um índice superior a 100% indica que o valor do indicador anual é superior ao valor legal, igual a 100% indica que é igual ao valor limite e inferior a 100% indica que é inferior ao valor legislado (CCDR LVT, 2022c).

Quanto ao comportamento das partículas em suspensão com diâmetro inferior a 10 µm (figura 3), verifica-se que a evolução do poluente, desde 2017, tem sido bastante favorável, não existindo registos de ultrapassagem do valor legal definido, exceto nas zonas de tráfego mais intenso da cidade de Lisboa como a Avenida da Liberdade. As situações de incumprimento dever-se-ão, possivelmente, à influência dos transportes nas emissões do poluente (CCDR LVT, 2022c).

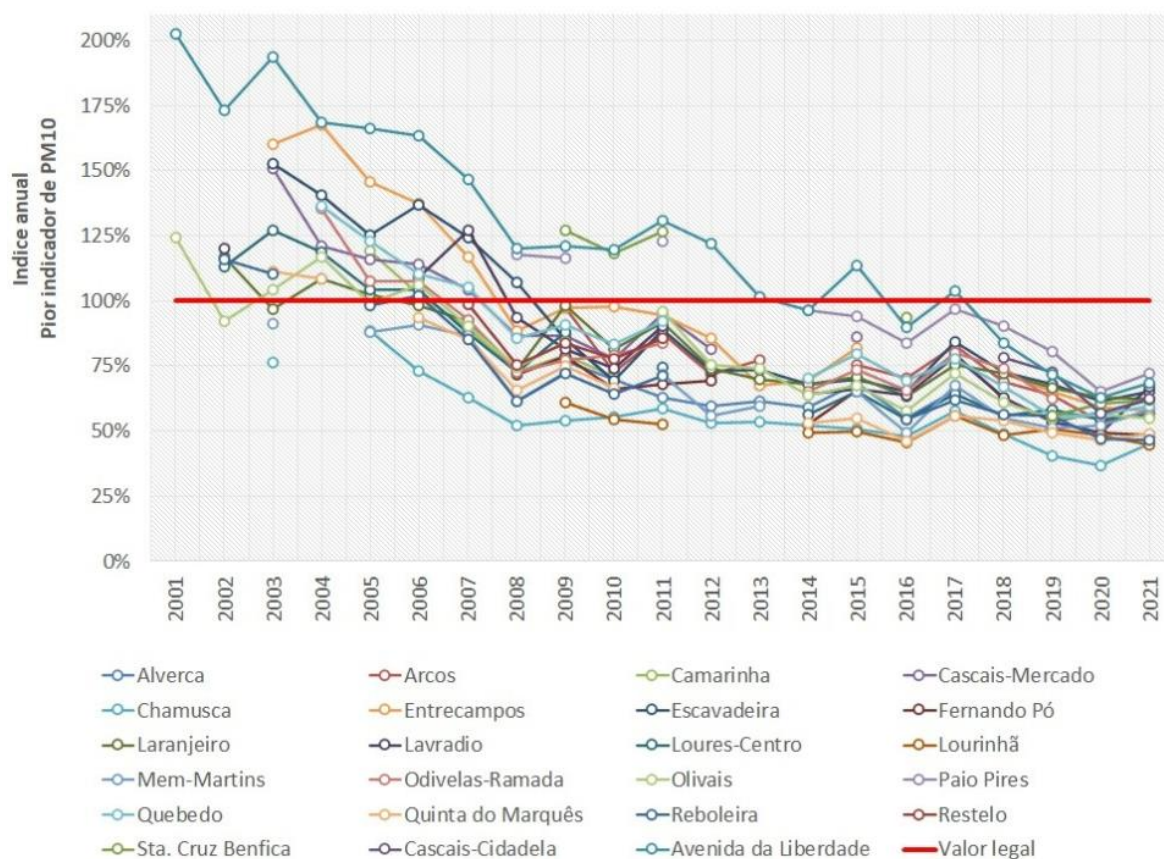


**Figura 3 – Evolução do poluente PM<sub>10</sub> na RLVT**

Fonte: CCDR LVT

Na figura 4, é possível observar o comportamento do poluente NO<sub>2</sub> entre os anos de 2001 e 2021. Nos últimos anos, verificou-se, na generalidade das estações de monitorização da qualidade do ar, uma melhoria no comportamento do poluente. As situações de ultrapassagem dos limites legais definidos pela legislação nacional, observadas nas zonas da cidade de Lisboa com um maior tráfego rodoviário, devem-se à forte influência dos transportes nos níveis de concentrações do poluente NO<sub>2</sub>. Os anos atípicos de 2020 e 2021, marcados pela pandemia de COVID-19 e pelas consequentes restrições impostas, foram os primeiros nos quais não se verificou qualquer ultrapassagem dos limites (CCDR LVT, 2022c).

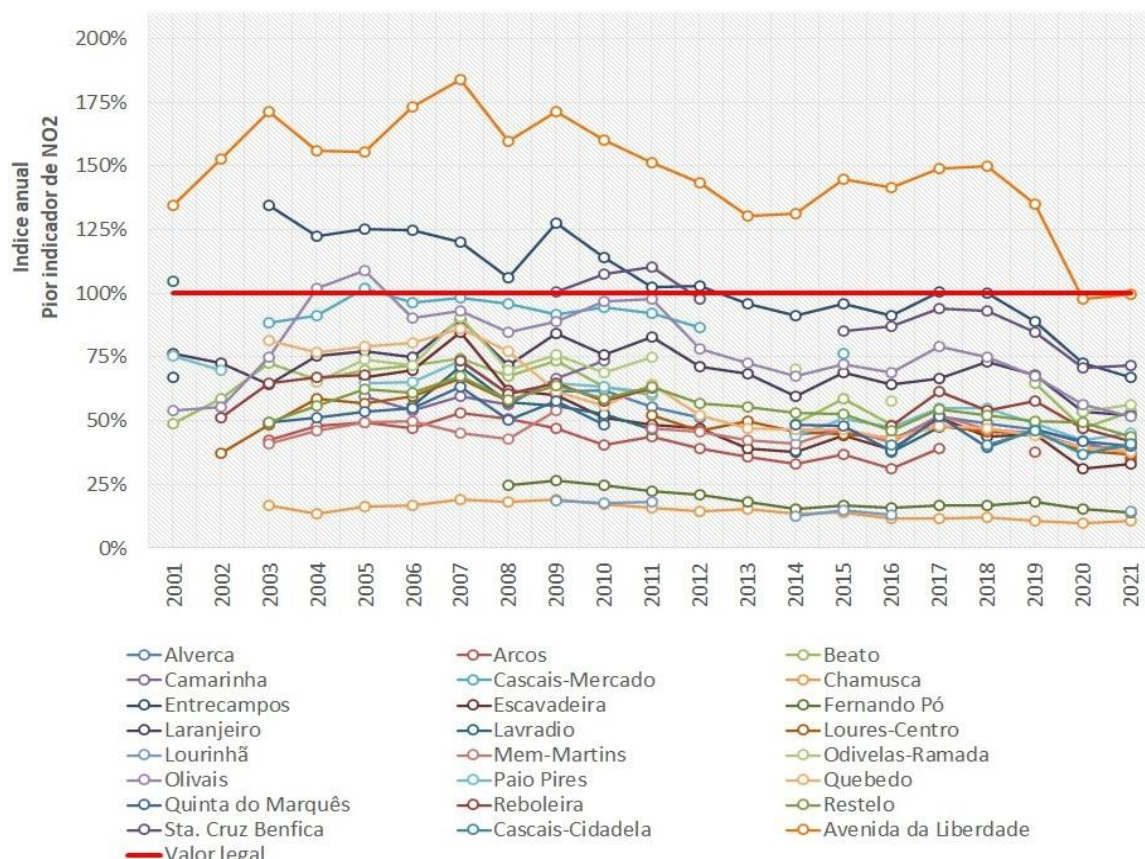


**Figura 4 – Evolução do poluente NO<sub>2</sub> na RLVT**

Fonte: CCDD LVT

## 2.5. IMPACTO DO COVID-19 NA QUALIDADE DO AR

A 11 de março de 2020, cerca de três meses após terem surgido os primeiros casos em Wuhan, na China, a OMS declarou a epidemia<sup>6</sup> de COVID-19 uma pandemia devido à rápida propagação do vírus. Segundo a OMS (2020), uma pandemia corresponde a uma doença que se alastrou mundialmente, em dois ou mais continentes. A evolução foi de tal forma significativa que, a essa data, existiam mais 118 mil casos e 4.291 mortes em 114 países por todo o mundo. Com o objetivo de mitigar a propagação da pandemia, os países afetados implementaram diferentes estratégias de confinamento, parciais ou totais, que determinaram o distanciamento social e o encerramento ou uma forte redução de atividade em diversos setores, como os transportes, nomeadamente, rodoviário e aéreo, e a indústria (Slezakova, 2021; EEA, 2022b).

<sup>6</sup> De acordo com a OMS (2020), uma epidemia consiste na propagação de uma nova doença num grande número de indivíduos, sem imunização, ou seja, vacinação, adequada para tal, numa determinada região.

Em Portugal, face à evolução da pandemia, no dia 18 de março de 2020 foi decretado o estado de emergência, através do Decreto do Presidente da República n.º 14-A/2020, que vigorou até ao início de maio de 2020. A 3 de maio, após o confinamento entre os meses de março e maio e três declarações do estado de emergência, verificou-se a reabertura gradual do país, com base num plano de desconfinamento estabelecido pelo Conselho de Ministros, dividido em três fases (4 de maio, 18 de maio e 1 de junho). Nessa data, foi anunciado o fim do estado de emergência, que transitou para o estado de calamidade, declarado através da Resolução do Conselho de Ministros n.º 33-A/2020 de 30 de abril.



**Figura 5** – Evolução da pandemia de COVID-19 em Portugal

Fonte: Elaboração própria

A análise dos efeitos colaterais das restrições impostas, como consequência da pandemia de COVID-19, tem sido objeto de inúmeros estudos. Diversos autores concentraram as suas investigações em áreas como o turismo (Škare et al., 2021), economia (Jackson et al., 2021), educação e saúde mental (Sahu, 2020), mercados financeiros (Goodell, 2020), entre outros. A pandemia impactou, de forma negativa, diversas áreas e setores de atividade, bem como a economia de muitos países. Em Portugal, o Produto Interno Bruto (PIB)<sup>7</sup>, em 2020, sofreu um decréscimo de 7,6% em volume, contrastando com o crescimento de 2,5% verificado no ano anterior (BdP, 2021). De acordo com a atual Diretora-Geral do Fundo Monetário Internacional (FMI), Kristalina Georgieva, a pandemia provocou a maior crise financeira desde a Grande Depressão de 1929 (FMI, 2020).

<sup>7</sup> O Produto Interno Bruto (PIB) de um país mede a atividade económica realizada num determinado período de tempo (BdP, 2021).

Por outro lado, a literatura existente tem vindo a reportar que as medidas restritivas impostas, por todo o mundo, resultaram numa melhoria significativa da qualidade do ar durante os períodos de confinamento. Todavia, apesar das reduções de emissões observadas, em 2020, a maioria da população residente em áreas urbanas na União Europeia, continuava exposta a níveis de poluição prejudiciais para a saúde.

Liu et al. (2021) analisaram os efeitos do confinamento na qualidade do ar global e na saúde, em 597 cidades por todo o mundo, durante o período de janeiro a julho de 2020. Segundo os autores, os poluentes não se comportaram todos da mesma forma, verificando-se, por um lado, uma diminuição no  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  e  $\text{CO}$  e, por outro, um aumento do  $\text{O}_3$ .

No continente asiático, o mais afetado pela poluição atmosférica, registou-se uma melhoria significativa na qualidade do ar, como consequência das restrições impostas (Wang et al., 2020; Gautam et al., 2020; Sharma et al., 2020; Mahato et al., 2020), tal como nos Estados Unidos, o país mais afetado pela pandemia de COVID-19 (Berman et al., 2020; Dey et al., 2021).

Na Europa, diversos estudos também demonstraram que as medidas de confinamento impostas pelos governos dos países influenciaram a qualidade do ar ambiente (Baldasano, 2020; Collivignarelli et al., 2020; Menut et al., 2020).

Em Portugal, a relação entre os efeitos indiretos do surto de COVID-19 e a qualidade do ar também foi alvo de investigação. Pereira e Slezakova (2021) analisaram o comportamento dos poluentes atmosféricos  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  e  $\text{O}_3$ , medidos em 68 estações de monitorização da qualidade do ar em Portugal, durante os meses de janeiro a maio de 2020. As autoras concluíram que os poluentes que registaram um maior decréscimo foram o  $\text{NO}_2$ , seguido do  $\text{PM}_{10}$ .

Por sua vez, os autores Gama et al. (2020) reiteram essa mesma conclusão, ao investigarem os valores das concentrações de poluentes medidos em mais de 20 estações de monitorização da qualidade do ar portuguesas. Através da comparação entre o período de confinamento, de março a maio de 2020, e a média de dados históricos, obtida através do período homólogo entre os anos de 2015 e 2019, os autores concluíram que a redução média observada no poluente  $\text{NO}_2$  (41%), justificada pela influência do tráfego no seu comportamento, foi superior à do  $\text{PM}_{10}$  (18%).

O estudo desenvolvido por Reis (2020) destacou a aglomeração Entre Douro e Minho, ao avaliar a qualidade do ar nas seis estações de monitorização de qualidade do ar existentes. As conclusões obtidas através da investigação realizada pela autora demonstraram que, durante as fases de confinamento e desconfinamento, se observou uma redução significativa da concentração do poluente  $\text{NO}_2$ , sobretudo devido à diminuição do tráfego de veículos e, por outro lado, um aumento

significativo do  $O_3$ , justificado, possivelmente, segundo a autora, pela menor concentração de monóxido de azoto verificada.

Gamelas et al. (2021) investigaram as alterações nos níveis de poluição do ar na localidade de Paio Pires, pertencente à região de Lisboa e Vale do Tejo, durante o confinamento. Os autores reportaram que se verificou uma alteração do comportamento dos poluentes  $NO_2$  e  $PM_{10}$ , concluindo que o tráfego é uma das principais fontes de poluição na localidade, dado que a indústria não parou nem teve a sua atividade reduzida.

Segundo o Relatório do Estado do Ambiente, desenvolvido pela APA, num ano atípico como o de 2020, as medidas de confinamento adotadas resultaram numa melhoria generalizada da qualidade do ar. Contudo, uma vez que o primeiro caso foi detetado a 2 de março de 2020, mesmo antes da implementação das medidas de confinamento, já se verificava uma redução da mobilidade, que se traduziu numa diminuição da atividade e, consequentemente, na redução das emissões de poluentes (APA, 2021c).

Quanto à análise do poluente  $PM_{10}$ , na figura 6 observa-se que as concentrações de partículas em 2020 não sofreram um decréscimo muito expressivo, justificado pela diversidade de fontes de origem e pela influência das condições meteorológicas.

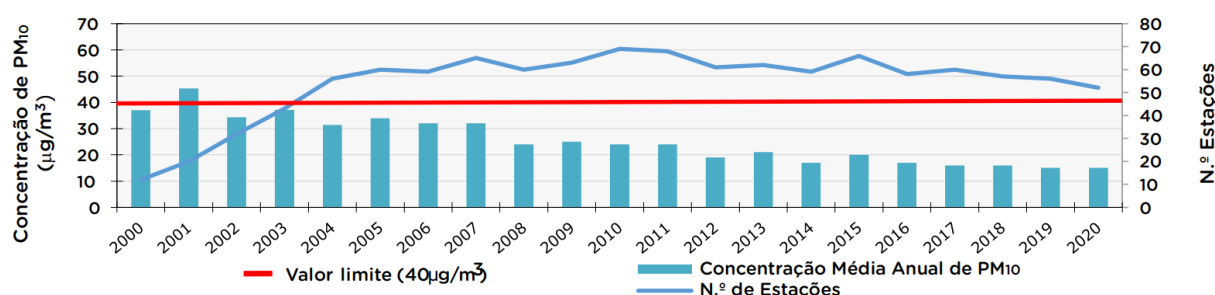


**Figura 6** – Concentração média anual de  $PM_{10}$  e estações de monitorização

Fonte: APA (2021c)

As medidas de confinamento adotadas de forma a minimizar a propagação do COVID-19 tiveram impacto nas emissões de poluentes atmosféricos por transportes rodoviários. Assim, dada a sua influência no  $NO_2$ , em 2020 verificou-se um decréscimo das concentrações do poluente, principalmente nas zonas de tráfego mais intenso nos grandes aglomerados urbanos, como consequência da redução do transporte rodoviário durante o confinamento (EEA, 2022b; APA, 2021c).

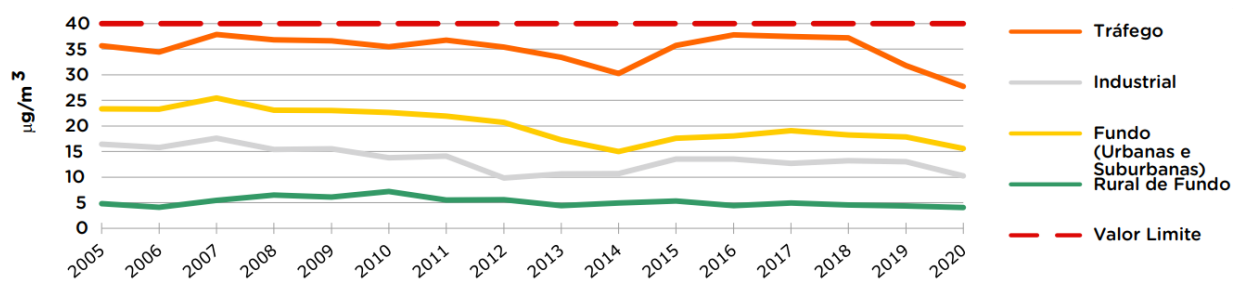


**Figura 7** – Concentração média anual de NO<sub>2</sub> por tipologia de estação de monitorização

Fonte: APA (2021c)

### 3. METODOLOGIA

A monitorização da qualidade do ar é fundamental para a implementação de medidas adequadas e, consequentemente, para assegurar a prevenção e gestão do risco ambiental, através da minimização dos efeitos negativos provenientes da poluição atmosférica. No presente capítulo, descrevem-se e fundamentam-se, detalhadamente, os dados e a metodologia utilizados para a análise do impacto das restrições impostas, como consequência da pandemia de COVID-19, durante o período do estado de emergência (designado por “intervenção”), em vigor entre 19 de março e 2 de maio de 2020, na qualidade do ar na região de Lisboa e Vale do Tejo.

Face ao problema de investigação identificado, este estudo baseou-se, essencialmente, na seguinte metodologia:

1. Criação de base de dados com informação referente à qualidade do ar na região de Lisboa e Vale do Tejo. Os valores diários dos poluentes  $PM_{10}$  e  $NO_2$  para as estações de monitorização da qualidade do ar existentes na região, durante o período compreendido entre os anos de 2015 e 2020, foram obtidos através do sistema de informação *online* QualAr, desenvolvido pela APA (QualAr, 2020);
2. Criação de base de dados com informação relativa a fatores meteorológicos como a temperatura e a precipitação. Os valores da média da temperatura mínima, média da temperatura máxima e precipitação total, nos distritos de Lisboa, Setúbal e Santarém, foram obtidos através da base de dados das séries longas de dados das estações meteorológicas do IPMA (Instituto Português do Mar e da Atmosfera) e dos Boletins Mensais, para os períodos entre 2015-2018 e 2019-2020, respetivamente (IPMA, 2022a; IPMA, 2022b);
3. Aplicação do método de múltiplas quebras estruturais, desenvolvido por Bai e Perron (1998), com o objetivo de estimar possíveis quebras nas séries das concentrações dos poluentes  $PM_{10}$  e  $NO_2$  e respetivas datas, de forma a investigar se as mudanças observadas nas séries podem estar associadas à declaração do estado de emergência e, se sim, qual o impacto estimado. A análise do comportamento dos poluentes será feita separadamente, uma vez que algumas das suas fontes de emissão são diferentes.

#### 3.1. PERÍODO EM ANÁLISE

Neste trabalho, o período de análise, entre 1 de março e 30 de junho, foi determinado de forma a investigar o comportamento dos poluentes antes e durante o estado de emergência, que vigorou em Portugal entre 19 de março e 2 de maio de 2020, bem como na fase de transição do mesmo para

estado de calamidade e, a consequente, retoma gradual à normalidade. A decisão prendeu-se com o facto de esse período ter sido marcado pelo desconhecimento e receio por parte da população, conforme descrito na Revisão de Literatura.

Para suportar esta ideia, foram obtidos dados de mobilidade, disponibilizados pela Google, com base na aplicação *Google Maps*, entre os meses de fevereiro e agosto de 2020, de forma a observar o comportamento da população antes e após o período de análise definido. Os dados fornecem estatísticas de mobilidade no que respeita às medidas restritivas, por geografia, em diferentes áreas: retalho e lazer, mercearias e farmácias, parques, estações de transportes públicos, locais de trabalho e residências (Google, 2020).

Com base na figura seguinte, verifica-se que existiu um decréscimo bastante significativo no movimento no início do mês de março, ainda antes da declaração do estado de emergência. Conclui-se também, com base nas tendências de movimentos observadas, que a mobilidade retomou à normalidade, gradualmente, a partir do mês de junho.

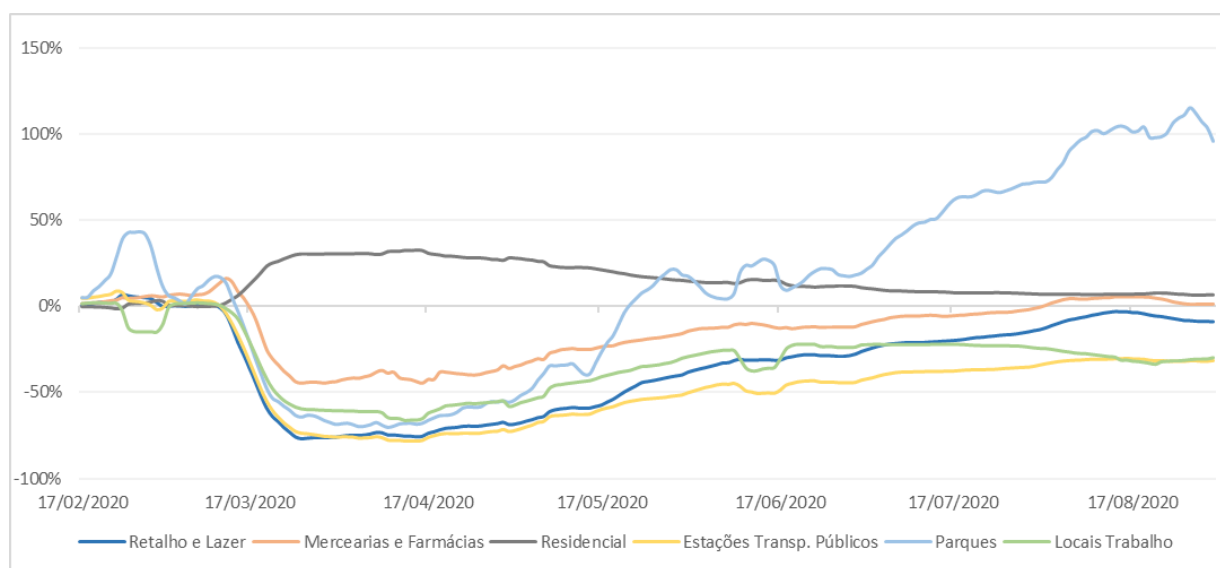


**Figura 8** – Tendências percentuais de mobilidade durante a pandemia COVID-19

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do Google

## 3.2. AMOSTRA

### 3.2.1. Poluentes Atmosféricos

Para avaliar o estado da qualidade do ar na região de Lisboa e Vale do Tejo, foram analisados dados das concentrações dos poluentes  $PM_{10}$  e  $NO_2$ , cuja monitorização é obrigatória, durante o período compreendido entre 1 de janeiro de 2015 e 30 de junho de 2020. Os mesmos foram obtidos através

das medições realizadas nas 24 estações de monitorização da qualidade do ar na região, sendo que foram retirados da base de dados QualAr (QualAr, 2020), que consiste num sistema de informação online, gerido pela APA, com o objetivo de avaliar e monitorizar a qualidade do ar em Portugal, de forma a minimizar a exposição da população a ar poluído e, consequentemente, reduzir os efeitos negativos na saúde.

Posteriormente, através dos *softwares* Microsoft Office Excel (Microsoft Corporation, 2019) e R (R Core Team, 2022), os dados foram tratados, tendo sido obtidas as médias diárias de concentração de cada um dos poluentes, calculadas com base na média dos valores das medições efetuadas de hora em hora, para cada uma das estações de monitorização da qualidade do ar consideradas neste estudo.

Importa referir que as estações de monitorização da qualidade do ar medem diferentes poluentes atmosféricos. Todavia, devido à indisponibilidade de dados, não foi possível avaliar ambos os poluentes em todas as estações. As estações escolhidas para análise foram definidas com base na taxa de eficiência, que mede a relação entre o número de dados disponíveis e o número total de dados no período em estudo. Assim, considerando os dados correspondentes ao período entre março e junho dos anos entre 2015 e 2020 (732 dias e 8.784 observações por poluente), que será o período de análise, e, de acordo com a tabela 4, foram consideradas apenas as estações com uma taxa de eficiência superior a 90% para ambos os poluentes. Além disso, foram, ainda, excluídas as estações de Arcos e Lavradio devido ao reduzido número de medições efetuadas durante o período do estado de emergência. Foi assumido o pressuposto de que nos dias em que não tenha sido efetuada qualquer medição dos poluentes atmosféricos é considerado o valor do dia anterior.

$$Taxa\ de\ Eficiência = \frac{N^{\circ}\ de\ dados\ disponíveis}{N^{\circ}\ total\ de\ dados} \times 100\%$$

Na tabela seguinte, apresentam-se as estações consideradas na presente investigação e as respetivas taxas de eficiência:

**Tabela 4** - Estações com Taxa de Eficiência superior a 90%

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do QualAr

| Estação              | Taxa de Eficiência |                 |
|----------------------|--------------------|-----------------|
|                      | PM <sub>10</sub>   | NO <sub>2</sub> |
| Alverca              | 98%                | 98%             |
| Avenida da Liberdade | 100%               | 97%             |
| Chamusca             | 97%                | 95%             |
| Escavadeira          | 96%                | 95%             |
| Fernando Pó          | 94%                | 96%             |
| Laranjeiro           | 96%                | 98%             |
| Loures               | 99%                | 98%             |
| Mem Martins          | 98%                | 97%             |
| Olivais              | 99%                | 99%             |
| Paio Pires           | 95%                | 94%             |
| Quebedo              | 100%               | 100%            |
| Quinta do Marquês    | 99%                | 95%             |

As séries temporais com as médias diárias dos valores dos poluentes PM<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub> na região de Lisboa e Vale do Tejo, referentes ao período compreendido 1 de janeiro de 2015 e 30 de junho de 2020, e que serão utilizadas no modelo que será descrito de seguida, encontram-se, respetivamente, nas figuras seguintes. De notar que as linha verticais cinzentas, presentes nas figuras seguintes, representam o período do estado de emergência, que vigorou entre os dias 19 de março e 2 de maio de 2020.

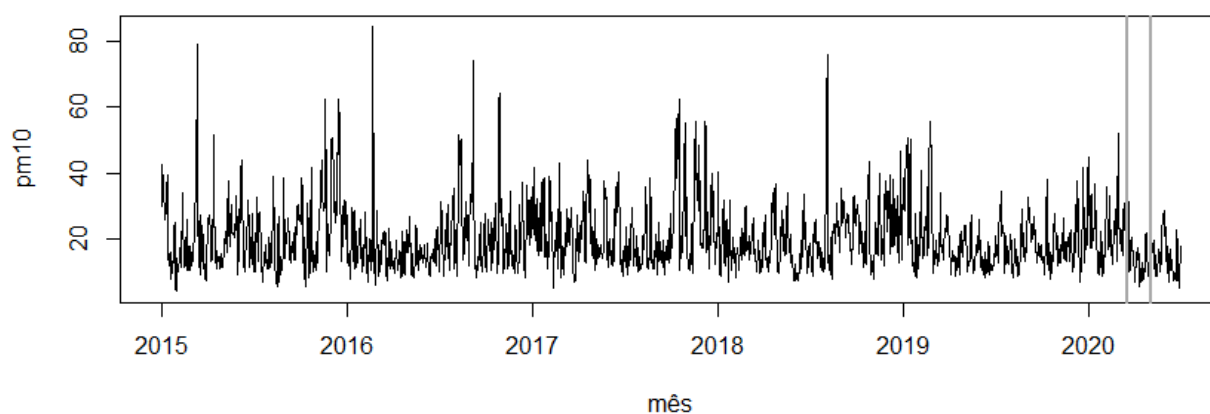


**Figura 9** - Série temporal das médias diárias dos valores do poluente PM<sub>10</sub> na RLVT (µg/m<sup>3</sup>)

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do QualAr

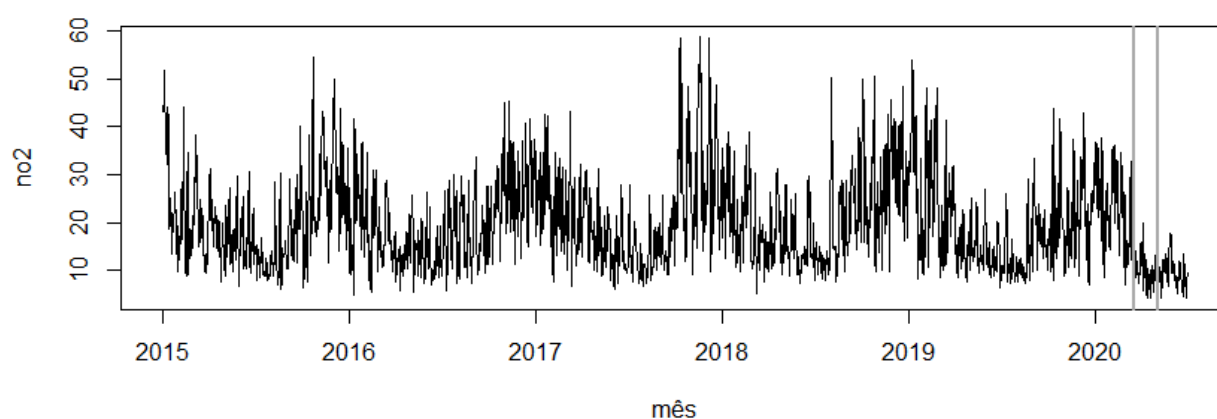


**Figura 10** – Série temporal das médias diárias dos valores do poluente NO<sub>2</sub> na RLVT (µg/m<sup>3</sup>)

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do QualAr

Apresenta-se, de seguida, as séries temporais com as médias diárias dos valores dos poluentes PM<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub> na região de Lisboa e Vale do Tejo, referentes ao período em análise, que compreende os meses de março a junho de 2020. As linhas verticais cinzentas, presentes nas figuras seguintes, representam o período do estado de emergência, que vigorou entre os dias 19 de março e 2 de maio de 2020.

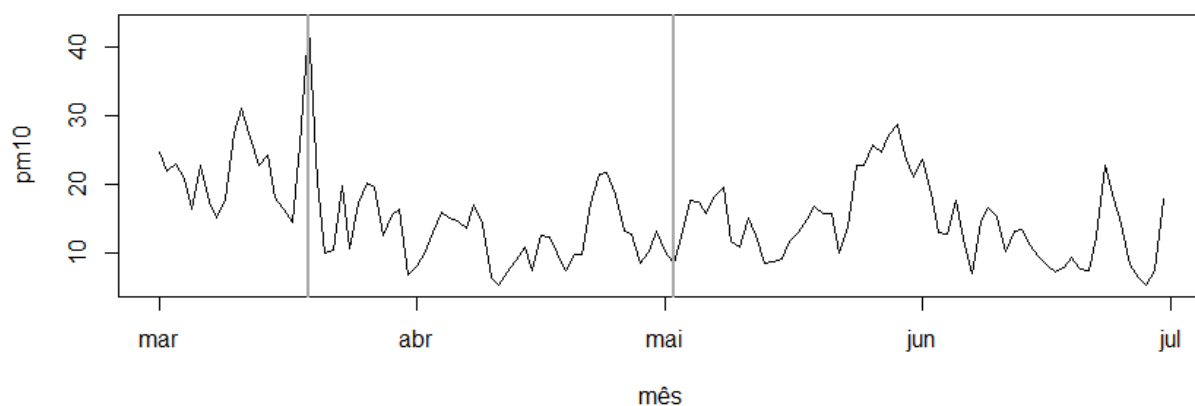


**Figura 11** – Série temporal das médias diárias do poluente PM<sub>10</sub> na RLVT em 2020 (µg/m<sup>3</sup>)

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do QualAr

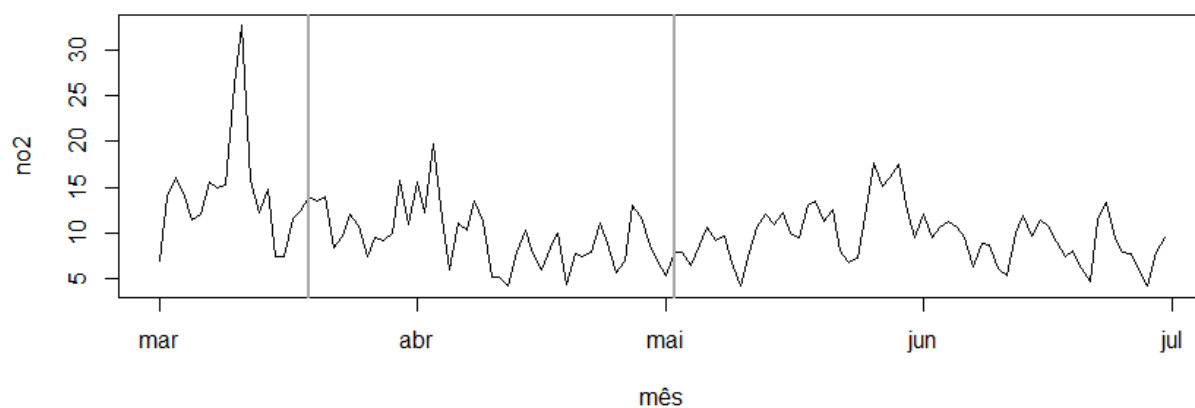


**Figura 12** - Série temporal das médias diárias do poluente NO<sub>2</sub> na RLVT em 2020 (µg/m<sup>3</sup>)

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do QualAr

### 3.2.2. Meteorologia

Considerando a influência das condições meteorológicas na qualidade do ar e de forma a explicar possíveis alterações no comportamento dos poluentes, foram, também, obtidos os valores mensais da média da temperatura mínima, da média da temperatura máxima e da precipitação total, nos distritos de Lisboa, Setúbal e Santarém, através da base de dados das séries longas de dados das estações meteorológicas do IPMA, resultado da colaboração entre o IPMA e o IDL (Instituto Dom Luiz), e dos Boletins Mensais para os períodos entre 2015-2018 e 2019-2020, respetivamente (IPMA, 2022a; IPMA, 2022b). Uma vez que apenas se encontram disponíveis dados diários para o distrito de Lisboa, foram utilizados dados mensais para os três distritos. Deste modo, dada a indisponibilidade de dados diários, foi assumido o pressuposto de que todos os dias do mesmo mês possuem o mesmo valor, obtido

através do valor mensal. Nos casos em que existiu falha de dados nas estações meteorológicas o valor foi obtido através da média dos anos anteriores.

Nas tabelas que se seguem encontram-se as estatísticas descritivas das variáveis meteorológicas utilizadas neste estudo, referentes ao período compreendido entre os meses de março e junho, do ano de 2020 e dos anteriores (2015-2019):

**Tabela 5** - Dados estatísticos referentes à temperatura mínima (°C)

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do IPMA

| Temperatura<br>Mínima (°C) | Mínimo    |      | Média     |      | Máximo    |      |
|----------------------------|-----------|------|-----------|------|-----------|------|
|                            | 2015-2019 | 2020 | 2015-2019 | 2020 | 2015-2019 | 2020 |
| Lisboa                     | 9,5       | 10,5 | 13,4      | 13,4 | 18,1      | 15,8 |
| Setúbal                    | 6,1       | 8,3  | 10,7      | 10,9 | 15,8      | 14,1 |
| Santarém                   | 8,0       | 8,8  | 11,4      | 12,5 | 16,0      | 14,3 |

**Tabela 6** - Dados estatísticos referentes à temperatura máxima (°C)

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do IPMA

| Temperatura<br>Máxima (°C) | Mínimo    |      | Média     |      | Máximo    |      |
|----------------------------|-----------|------|-----------|------|-----------|------|
|                            | 2015-2019 | 2020 | 2015-2019 | 2020 | 2015-2019 | 2020 |
| Lisboa                     | 16,6      | 18,6 | 22,7      | 22,2 | 29,0      | 25,4 |
| Setúbal                    | 16,6      | 20,0 | 23,8      | 23,7 | 31,4      | 27,5 |
| Santarém                   | 16,7      | 19,7 | 24,4      | 25,2 | 31,8      | 27,4 |

**Tabela 7** – Dados estatísticos referentes à precipitação total (mm)

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do IPMA

| Precipitação<br>Total (mm) | Mínimo    |      | Média     |      | Máximo    |       |
|----------------------------|-----------|------|-----------|------|-----------|-------|
|                            | 2015-2019 | 2020 | 2015-2019 | 2020 | 2015-2019 | 2020  |
| Lisboa                     | 0,4       | 1,6  | 52,7      | 52,6 | 228,7     | 139,4 |
| Setúbal                    | 0,7       | 1,8  | 51,6      | 51,6 | 223,0     | 111,4 |
| Santarém                   | 0,5       | 1,5  | 46,6      | 39,3 | 190,4     | 121,5 |

### 3.3. METODOLOGIA DE INVESTIGAÇÃO

#### 3.3.1. Séries Temporais

Segundo Box et al. (1994), uma série temporal é definida como um conjunto de observações, obtidas sequencialmente ao longo de um determinado período, que apresentam dependência entre instantes

temporais. As observações são obtidas, com bastante frequência, em intervalos regulares de tempo (Rao, 2022). Exemplos disso são as vendas diárias de uma empresa, a temperatura de um determinado local hora a hora, os preços das ações de minuto a minuto, entre outros.

Geralmente, as séries temporais que possuem variáveis económicas ou ambientais apresentam componentes sazonais<sup>8</sup>, ou seja, são consideradas não estacionárias (Menezes, 2019). Um processo estocástico<sup>9</sup> diz-se estacionário quando os seus parâmetros, como a média e a variância, são constantes ao longo do período considerado, ou seja, verifica-se uma quebra estrutural quando pelo menos um desses parâmetros sofre alguma alteração numa determinada data, definida como data de quebra, no período em análise (Hansen, 2001). Assim, com base nas figuras 9 a 12, é possível observar que as séries temporais não apresentam média e variância estáveis ao longo do tempo. Deste modo, dado que as séries em estudo presentes nas figuras anteriores, apresentam, além de *outliers*, uma sazonalidade significativa, com picos em períodos específicos, apesar de mais notório no poluente NO<sub>2</sub>, conclui-se que as mesmas não são estacionárias.

### 3.3.2. Metodologia de Bai-Perron

A literatura existente refere que os primeiros métodos desenvolvidos para a identificação de uma quebra estrutural numa determinada série temporal foram atribuídos a Chow (1960). Porém, a sua grande limitação deve-se à necessidade de a data de quebra ter de ser previamente conhecida. Nos últimos anos, os métodos considerados mais relevantes para a identificação de quebras estruturais foram divididos em três: testes que têm como objetivo identificar a quebra estrutural, testes que procuram estimar a data de quebra e testes que investigam a relação entre raiz unitária e quebra estrutural (Hansen, 2001; Shikida et al., 2016).

Assim, no sentido de investigar o comportamento das séries temporais da concentração dos poluentes atmosféricos PM<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub>, durante o estado de emergência, foram utilizados testes, desenvolvidos por Bai e Perron (1998), com o objetivo de identificar eventuais quebras estruturais nas séries bem como as respetivas datas de quebra. Segundo Hansen (2001), a utilidade destes testes prende-se com o facto de ao estimar as possíveis datas de quebra tornar possível a identificação de eventos históricos que possam estar associados às mesmas. Neste sentido, com base na informação obtida será possível

---

<sup>8</sup> Segundo Yiu (2020), em séries temporais, a sazonalidade corresponde às oscilações, de subida ou descida, verificadas num determinado período e com uma frequência constante.

<sup>9</sup> Pode definir-se um processo estocástico como um conjunto de variáveis aleatórias indexadas a uma variável, geralmente temporal (Alves & Delgado, 1997).

associar, caso se verifique um impacto significativo nas variáveis em análise, ou não, o comportamento dos poluentes à intervenção.

Por quebra estrutural entende-se que são observadas uma ou mais mudanças graduais ou abruptas no nível da série, na sua dispersão e/ou inclinação, ou seja, verifica-se quando os valores não se mantêm constantes ao longo do tempo (Shikida et al., 2016). Estas mudanças estruturais podem ser justificadas por fatores externos como, por exemplo, alterações na legislação e políticas públicas ou económicas.

De acordo com Zeileis et al. (2003), o autor Bai (1994) desenvolveu o estudo que estabeleceu o fundamento para os testes de estimação de uma única quebra em modelos de regressão para séries temporais, sendo posteriormente estendido para múltiplas quebras pelos autores Bai (1997ab) e Bai e Perron (1998).

Com o objetivo de identificar a existência de múltiplas quebras estruturais numa determinada série temporal, é utilizado o método desenvolvido por Bai e Perron (1998), baseado no princípio dos mínimos quadrados, que testa a hipótese de que se verifique pelo menos uma quebra na série temporal (Oliveira, 2022), conforme demonstrado:

**$H_0$ :** Não se verifica a existência de uma quebra na série temporal

**$H_1$ :** Verifica-se a existência de pelo menos uma quebra na série temporal

Conforme descrito por Shikida et al. (2016), o método opera de forma sequencial. Assim, inicialmente, é testada a hipótese de existência de uma única quebra na série temporal. Caso exista evidência para a rejeição de  $H_0$ , a amostra é subdividida em duas, na data da quebra estimada, e o processo repete-se, ou seja, são efetuados testes sequenciais em cada uma das subamostras até que  $H_0$  não seja rejeitado.

De forma a relacionar as possíveis quebras estruturais observadas nas séries temporais com eventos históricos, como é o caso do estado de emergência, é aplicado o mesmo teste. O objetivo é determinar se as séries apresentaram quebras e se as mesmas podem ter sido influenciadas pelo estado de emergência. Assim, a amostra é dividida em subamostras nos candidatos a quebra e, nas mesmas, são estimados os parâmetros por Mínimos Quadrados Ordinários (MQO), com o cálculo e armazenamento da Soma dos Quadrados dos Resíduos (SQR). Após esse processo, o teste procura as datas de quebra que minimizam o SQR total (Hansen, 2001; Shikida et al., 2016; Oliveira, 2022; Endo & Gomes, 2018).

Assim, considerando a metodologia de Bai-Perron (Bai & Perron, 2003; Endo & Gomes, 2018; Oliveira, 2022), um modelo de regressão linear com  $m$  múltiplas quebras é dado por:

$$y_t = x'_t \beta + z'_t \delta_j + \epsilon_t ,$$

em que  $t = T_{j-1} + 1, \dots, T_j$ ,  $j = 1, \dots, m + 1$ ,  $T_0 = 0$  e  $T_{m+1} = T$ . No presente modelo,  $y_t$  corresponde à variável dependente no tempo  $t$ ,  $x_t(p + 1)$  e  $z_t(q + 1)$  são vetores de covariância,  $\beta$  e  $\delta_j$  ( $j = 1, \dots, m + 1$ ) são vetores dos coeficientes e  $\epsilon_t$  é o termo de erro no tempo  $t$ . Os índices  $(T_1, \dots, T_m)$ , definidos como pontos de quebra, são tratados explicitamente como desconhecidos. Assim, o objetivo é estimar os vetores dos coeficientes em conjunto com os pontos de quebra utilizando as  $t$  observações de  $(y_t, x_t, z_t)$ . De notar que  $\beta$  é estável, ou seja, não está sujeito a mudanças e, por isso, apenas  $\delta_j$  sofre mudanças nas quebras.

A metodologia desenvolvida por Bai e Perron (1998) baseia-se nos princípios de mínimos quadrados. Deste modo, a soma dos quadrados dos resíduos é dada pela seguinte equação:

$$SQR = \sum_{i=1}^{m+1} \sum_{t=T_{i-1}+1}^{T_i} (y_t - x'_t \beta - z'_t \delta_i)^2 ,$$

sendo que, minimizando a equação, são obtidas as estimativas de  $\beta$  e  $\delta_j$ , para cada uma das  $m$  quebras  $(T_1, \dots, T_m)$ , que será denotada por  $\{T_j\}$ . Deste modo, as estimativas obtidas são  $\hat{\beta}(\{T_j\})$  e  $\hat{\delta}(\{T_j\})$ . Substituindo estes parâmetros na função e denotando a função SQR por  $S_T(T_1, \dots, T_m)$ , obtemos as estimativas das quebras  $(\hat{T}_1, \dots, \hat{T}_m)$ , tal que:

$$(\hat{T}_1, \dots, \hat{T}_m) = \underset{T_1, \dots, T_m}{\operatorname{argmin}} S_T(T_1, \dots, T_m) ,$$

na qual a minimização é considerada em todas as  $m$  quebras  $(T_1, \dots, T_m)$ , tais que  $T_1 - T_{i-1} \geq 1$ . Assim, os parâmetros da regressão tornam-se estimativas de mínimos quadrados das quebras  $(\{T_j\})$ , ou seja, são estimados de forma associada às mesmas, tal que  $\hat{\beta} = \hat{\beta}(\{T_j\})$  e  $\hat{\delta} = \hat{\delta}(\{T_j\})$ .

Os intervalos entre quebras são definidos por regimes  $j$ . Quando existem  $m$  quebras, existem  $m + 1$  regimes, ou seja,  $j = m + 1$ . Assim, quando se verifica uma quebra estrutural numa determinada série temporal, existem dois regimes, um antes e outro após a quebra observada.

### 3.3.2.1. Teste de $m$ Quebras contra $m + 1$ Quebras

Considerando o teste da hipótese nula de  $m$  quebras contra a alternativa de  $m + 1$  quebras numa determinada série temporal, a metodologia desenvolvida pelos autores define que para o modelo com

$m$  quebras estruturais, as datas de quebra estimadas,  $\hat{T}_1, \dots, \hat{T}_m$ , são obtidas através da minimização global da soma dos quadrados dos resíduos. Assim, é testada a presença de uma quebra para cada um dos  $m + 1$  segmentos obtidos com base nas amostras estimadas  $\hat{T}_1, \dots, \hat{T}_m$ .

O objetivo é aplicar  $m + 1$  testes da hipótese nula contra a hipótese de uma única quebra, uma vez para cada uma das  $m + 1$  amostras. O modelo com  $m$  quebras é rejeitado quando o menor valor do SQR calculado nas  $m + 1$  amostras for suficientemente menor que o SQR do modelo com  $m$  quebras. Considerando a quebra associada a esse mínimo, o teste é definido por:

$$F(l + 1|l) = \frac{S_T(\hat{T}_1, \dots, \hat{T}_m) - \min_{1 \leq i \leq l+1} \inf_{T \in \Lambda_{i,n}} S_t(\hat{T}_1, \dots, \hat{T}_{i-1}, \tau, \hat{T}_i, \dots, \hat{T}_l)}{\hat{\sigma}^2}$$

em que  $\Lambda_{i,n} = \{ \tau; \hat{T}_1 + (\hat{T}_1 - \hat{T}_{i-1})n \leq \tau \leq \hat{T}_i - (\hat{T}_i - \hat{T}_{i-1})(\hat{T}_1 - \hat{T}_{i-1})n \}$  e  $\hat{\sigma}^2$  é uma estimativa consistente da variância do modelo sob a hipótese nula.<sup>10</sup>

---

<sup>10</sup> Consultar Bai e Perron (1998), Endo e Gomes (2018) e Oliveira (2022).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No presente capítulo serão apresentados e discutidos os resultados obtidos através do método de quebras estruturais, desenvolvido por Bai e Perron (1998), descrito na secção anterior. Para este efeito, foram analisados os dados das concentrações dos poluentes atmosféricos PM<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub>, em cada uma das estações de monitorização da qualidade do ar em estudo, durante o período compreendido entre 1 de março e 30 de junho, nos anos de 2015 a 2020, de forma a associar, ou não, a melhoria observada na qualidade do ar à declaração do estado de emergência.

### 4.1. ESTATÍSTICA DESCRITIVA

Inicialmente, realizou-se uma análise estatística das séries temporais das concentrações dos poluentes atmosféricos PM<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub> monitorizados em cada uma das doze estações em estudo. Neste sentido, nas tabelas seguintes, são apresentadas as características mais relevantes dos dados analisados. A análise dos poluentes será feita separadamente.

**Tabela 8** - Estatística descritiva poluente PM<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>)

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do QualAr

| Estação        | Média | Mediana | Máximo | Mínimo | Desvio Padrão | Variância |
|----------------|-------|---------|--------|--------|---------------|-----------|
| Alverca        | 16,3  | 14,6    | 92,2   | 3,0    | 8,0           | 64,3      |
| Av. Liberdade  | 25,5  | 22,9    | 118,9  | 3,4    | 12,1          | 146,8     |
| Chamusca       | 13,4  | 11,8    | 74,2   | 2,7    | 7,0           | 49,5      |
| Escavadeira    | 18,4  | 16,8    | 49,4   | 4,4    | 7,9           | 61,8      |
| Fernando Pó    | 17,2  | 14,8    | 75,6   | 3,8    | 10,0          | 99,0      |
| Laranjeiro     | 18,8  | 17,1    | 93,0   | 5,8    | 8,2           | 66,8      |
| Loures         | 16,6  | 15,2    | 91,2   | 4,5    | 6,9           | 47,1      |
| Mem Martins    | 17,0  | 15,4    | 75,4   | 4,2    | 7,7           | 58,6      |
| Olivais        | 16,7  | 14,9    | 87,4   | 3,8    | 7,8           | 60,7      |
| Paio Pires     | 21,2  | 18,4    | 102,4  | 3,8    | 10,6          | 112,5     |
| Quebedo        | 18,9  | 16,9    | 92,6   | 5,7    | 8,9           | 79,0      |
| Quinta Marquês | 14,6  | 13,7    | 81,8   | 2,4    | 6,9           | 47,3      |

**Tabela 9** - Estatística descritiva poluente NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>)

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do QualAr

| Estação        | Média | Mediana | Máximo | Mínimo | Desvio Padrão | Variância |
|----------------|-------|---------|--------|--------|---------------|-----------|
| Alverca        | 14,8  | 13,1    | 51,0   | 2,0    | 8,0           | 64,5      |
| Av. Liberdade  | 48,1  | 48,4    | 113,3  | 5,6    | 22,1          | 488,1     |
| Chamusca       | 4,1   | 3,9     | 9,8    | 0,5    | 1,6           | 2,5       |
| Escavadeira    | 12,5  | 10,8    | 42,8   | 2,5    | 6,5           | 42,9      |
| Fernando Pó    | 6,0   | 5,4     | 16,6   | 1,9    | 2,5           | 6,4       |
| Laranjeiro     | 18,8  | 16,2    | 61,9   | 4,0    | 10,0          | 99,1      |
| Loures         | 12,8  | 11,0    | 43,6   | 2,5    | 7,1           | 51,0      |
| Mem Martins    | 8,5   | 6,7     | 45,6   | 1,6    | 5,8           | 33,1      |
| Olivaís        | 22,0  | 19,5    | 80,0   | 3,9    | 10,8          | 117,3     |
| Paio Pires     | 16,5  | 15,6    | 50,0   | 3,4    | 7,2           | 52,4      |
| Quebedo        | 14,3  | 13,3    | 40,9   | 3,5    | 6,2           | 37,8      |
| Quinta Marquês | 9,8   | 7,7     | 46,7   | 2,5    | 6,3           | 39,4      |

#### 4.1.1. Estacionariedade

Para tornar as séries estacionárias, uma vez que a metodologia utilizada assim o exige, o objetivo foi retirar os efeitos da tendência, sazonalidade, bem como dos fatores meteorológicos, como a temperatura mínima, temperatura máxima e precipitação, dada a sua influência na dispersão dos poluentes no ar. Para este efeito, e de forma a optar pelo método mais viável, foram consideradas três hipóteses, utilizando os dados anteriores à intervenção (entre os anos de 2015 e 2019):

1. Estimar uma regressão linear incluindo as variáveis climatológicas e a tendência;
2. Estimar uma regressão linear incluindo a tendência e a sazonalidade;
3. Estimar uma regressão linear incluindo as variáveis climatológicas e a sazonalidade.

Dado que as séries em análise exibiram um comportamento indiciador de variabilidade não constante, foi utilizada uma transformação estabilizante, nomeadamente a transformação de Box-Cox, desenvolvida por Box e Cox (1964).

Na primeira hipótese, as variáveis climatológicas (temperatura mínima, temperatura máxima e precipitação), definidas como sendo termos fixos da regressão linear, foram consideradas, maioritariamente, estatisticamente não significativas. Além das variáveis climatológicas foi, ainda, acrescentada à regressão uma variável tendência, o tempo, que, contrariamente à anterior, foi considerada estatisticamente significativa. Relativamente aos dados meteorológicos, a sua importância prende-se com a influência que os mesmos possuem na dispersão dos poluentes

atmosféricos. Dada a indisponibilidade de dados diários nos últimos anos, foram obtidos os valores médios mensais e, através da criação de uma matriz (com vetores de 1 e 0), foram transformados em dados diários, ou seja, foi assumido que todos os dias do mesmo mês possuem o mesmo valor, o que condicionou bastante a análise pois a reduzida variabilidade presente nas séries não explicou a sazonalidade observada nas séries dos poluentes atmosféricos. Deste modo, e considerando que se trata de uma limitação do presente estudo, a utilização de variáveis climatológicas não foi considerada viável.

Neste sentido, aplicando a função *auto.arima* do pacote *forecast* (Hyndman & Khandakar, 2008), desenvolvido por Rob J. Hyndman e que se destaca por ser um dos mais utilizados para previsão com séries temporais no software estatístico R, foram ajustados os modelos aos dados das séries e, deste modo, foi determinado o modelo SARIMA (Autorregressivo Integrado de Média Móvel Sazonal) que mais se adequa à série nos seus primeiros cinco anos, entre 2015 e 2019, obtendo-se a mesma conclusão de não viabilidade dos dados climatológicos.

Na segunda hipótese, aplicando o mesmo modelo, foi estimada uma regressão linear incluindo a tendência e a sazonalidade, em que a variável dependente é o logaritmo do poluente. Assim, verificou-se que a variável é significativa e que o CIB (Critério de Informação Bayesiano), uma medida de seleção de modelos, proposta por Schwarz (1978), e que refere que o modelo escolhido deverá ser o que possua o valor mínimo do critério de seleção CIB, foi inferior ao da hipótese anterior, o que nos indica que este modelo é melhor.

Na terceira hipótese, na qual são incluídos os dados climatológicos e a sazonalidade, os regressores foram as variáveis climatológicas e os coeficientes sazonais. Uma vez que algumas das variáveis climatológicas não foram estatisticamente significativas, bem como grande parte dos coeficientes sazonais, esta hipótese também não foi considerada viável.

Assim, considerando os CIB das três hipóteses, que nos indica qual o melhor modelo a ser selecionado, apesar de o primeiro modelo, que contém apenas a tendência e os dados climatológicos, ser o que possui um CIB inferior, não cumpre com os requisitos dado que o objetivo é retirar as causas da não estacionariedade na série, deixando os resíduos para serem objeto de estudo de quebra no seu comportamento médio, e não efetuar uma análise estrutural ou predição. Deste modo, a hipótese considerada foi a segunda.

Considerando a hipótese selecionada e dada a multicolinearidade existente, que se verifica quando existe dependência linear entre as variáveis independentes numa regressão, não foi incluído o termo de interseção, uma vez que a soma dos coeficientes sazonais é diferente de zero, o que não é possível

num modelo aditivo de tendência e sazonalidade. Neste sentido, como forma de resolução deste problema, foi subtraído a cada um dos coeficientes a média  $\alpha$  dos coeficientes sazonais, definida como a interseção da regressão, e, conseqüentemente, o total dos coeficientes foi aproximadamente zero. Por fim, foram calculados os valores ajustados do modelo de tendência e sazonalidade.

Assim, através da obtenção dos dados para a estimação da tendência e da sazonalidade presentes na série, os mesmos foram retirados à série original logarítmica, restando apenas os resíduos que deverão ser estacionários de forma a aplicar a metodologia pretendida. Para verificar a existência de raiz unitária nas séries, foi implementado o teste de Dickey-Fuller Aumentado (ADF), desenvolvido por Said e Dickey (1984), através da função *adf.test* do pacote *tseries* (Trapletti & Hornik, 2020). Observou-se um *p-value* inferior a 0,05, rejeitando, conseqüentemente, a hipótese nula de presença de raiz unitária e pressupondo-se, deste modo, a estacionariedade dos resíduos. Além disso, a função de autocorrelação (ACF), proposta por Box et al. (1994) e analisada através da função *acf* do pacote *stats* (R Core Team, 2022), indicou uma reduzida autocorrelação.

## 4.2. RESULTADOS

Neste subcapítulo serão apresentados e discutidos os resultados obtidos através do método de quebras estruturais múltiplas, desenvolvido por Bai e Perron (1998), detalhado no capítulo anterior. Os testes foram aplicados nas séries temporais dos resíduos, durante o período entre 1 de março a 30 de junho, nos anos de 2015 a 2020. As estações de monitorização da qualidade do ar analisadas foram: Alverca, Avenida da Liberdade, Chamusca, Escavadeira, Fernando Pó, Laranjeiro, Loures, Mem Martins, Olivais, Paio Pires, Quebedo e Quinta do Marquês. Os testes foram realizados no *software* estatístico R (R Core Team, 2022).

Para investigar a existência de quebras estruturais  $m$  na média das séries analisadas e as respetivas datas, aplicou-se a função *breakpoints*, do pacote *strucchange*, desenvolvido por Zeileis et al. (2002, 2013), que tem como objetivo testar alterações estruturais em modelos de regressão linear e estimar os pontos de quebra ideais, procurando entre 0 e 5 quebras na média (Oliveira, 2022). Com base no CIB, o modelo escolhido deverá ser o que possua o número de quebras estruturais  $m$  correspondente ao valor mínimo do critério de seleção CIB. Contudo, dado que o presente trabalho investiga a existência de quebras estruturais nas séries temporais das concentrações dos poluentes PM<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub> durante o estado de emergência, o objetivo foi analisar apenas as alterações observadas no comportamento dos poluentes no período compreendido entre 1 de março e 30 de junho de 2020.

Uma vez que as análises foram realizadas em escala logarítmica, para os valores retornarem à sua unidade original ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), sem serem considerados os efeitos da tendência e sazonalidade, foi utilizada uma transformação logarítmica.

#### 4.2.1. $\text{PM}_{10}$

Os resultados obtidos através dos testes para estimação de quebras estruturais nas séries das concentrações do poluente atmosférico  $\text{PM}_{10}$  e a identificação das respectivas datas das quebras, por estação de monitorização da qualidade do ar, são apresentados na tabela 10 e ilustrados na figura 14.

**Tabela 10** - Datas das quebras por estação  
Fonte: Elaboração própria

| Estação        | Data da Quebra |
|----------------|----------------|
| Alverca        | 13/03/2020     |
| Av. Liberdade  | 13/03/2020     |
| Chamusca       | 13/03/2020     |
| Escavadeira    | 13/03/2020     |
| Fernando Pó    | 13/03/2020     |
| Laranjeiro     | 13/03/2020     |
| Loures         | 13/03/2020     |
| Mem Martins    | 13/03/2020     |
| Olivais        | 30/06/2019     |
| Paio Pires     | 06/06/2019     |
| Quebedo        | 30/06/2019     |
| Quinta Marquês | 30/06/2019     |

É possível observar que as quebras estruturais ocorreram no período entre 06/06/2019 e 13/03/2020<sup>11</sup>, ou seja, ainda antes da declaração do estado de emergência a 18/03/2020. Estas alterações no comportamento das séries justificam-se pela redução observada na mobilidade, conforme representado na figura 8 que contém os dados de mobilidade em Portugal, na sequência da divulgação dos primeiros casos de COVID-19 e da implementação de algumas medidas restritivas, como, por exemplo, o encerramento de estabelecimentos de ensino e espaços de lazer como as discotecas, entre outros.

O impacto da intervenção nas diferentes estações de monitorização da qualidade do ar na RLVT foi quantificado através da comparação entre o valor médio da série antes e após as quebras observadas (consultar Anexo 2), sendo que a respetiva variação percentual é representada na figura seguinte:

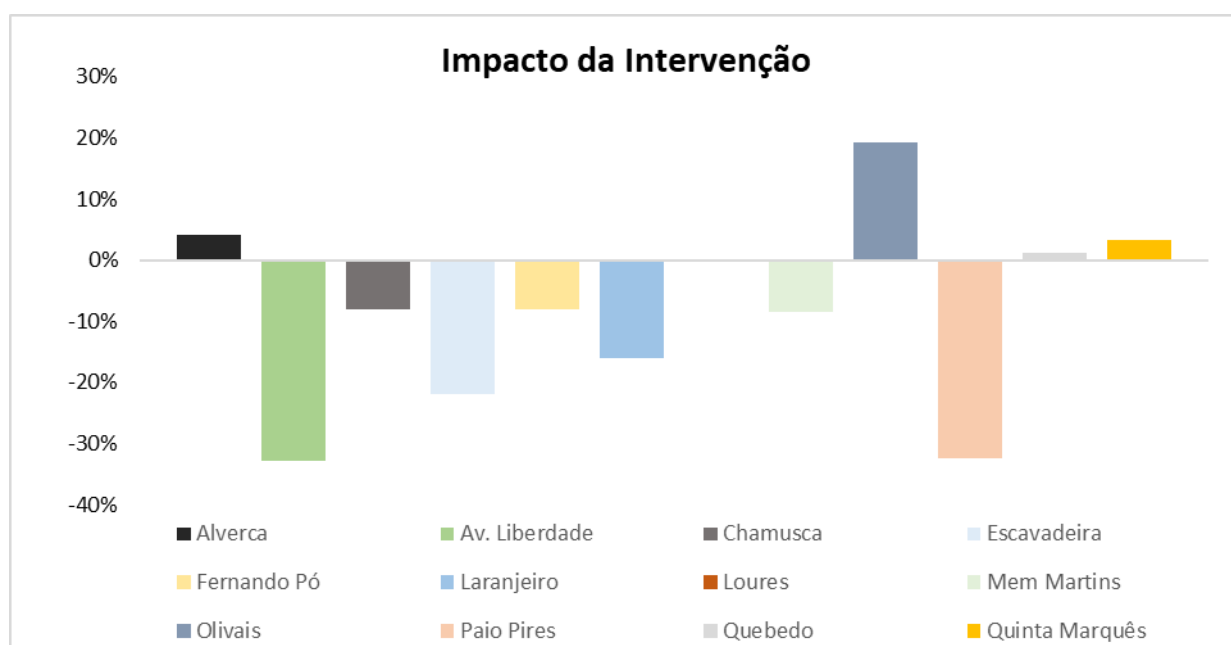


**Figura 13** – Impacto percentual da intervenção, por estação, no poluente PM<sub>10</sub> (%)

Fonte: Elaboração própria

Os resultados indicam que, com exceção das estações de monitorização da qualidade do ar de Alverca, Loures, Olivais, Quebedo e Quinta do Marquês, foi observada uma redução generalizada das concentrações do poluente durante o período analisado, destacando-se a estação industrial de Paio Pires e a estação de tráfego da Avenida da Liberdade, considerada uma zona de tráfego intenso e uma das mais poluídas em Lisboa. A diminuição de cerca de 33% nas partículas PM<sub>10</sub>, em ambas as estações, foi consequência da redução das atividades antropogénicas, nomeadamente, o tráfego observado nas

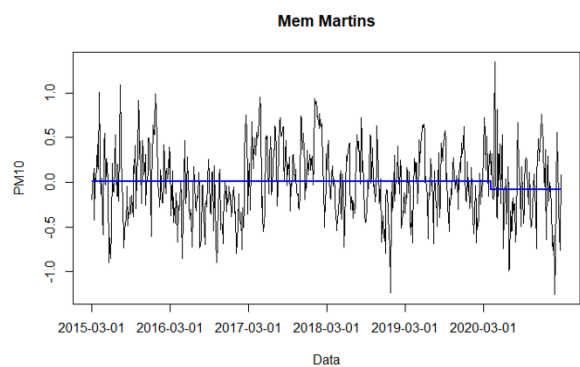
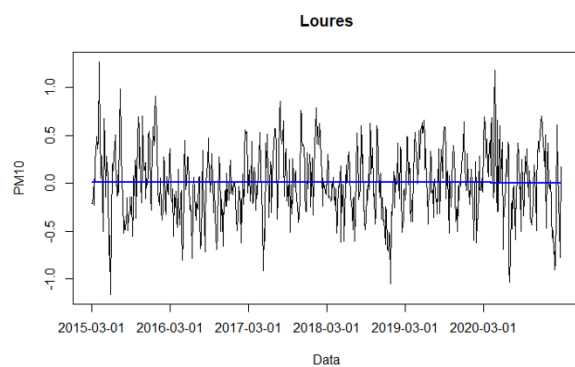
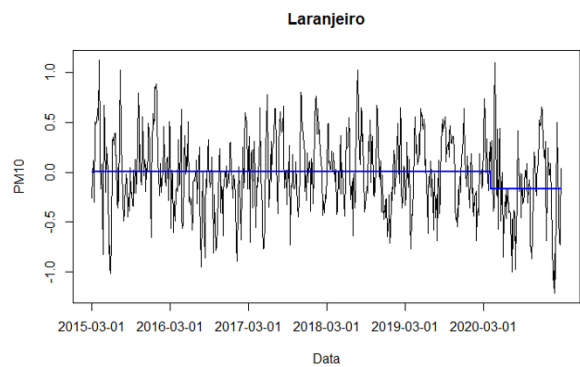
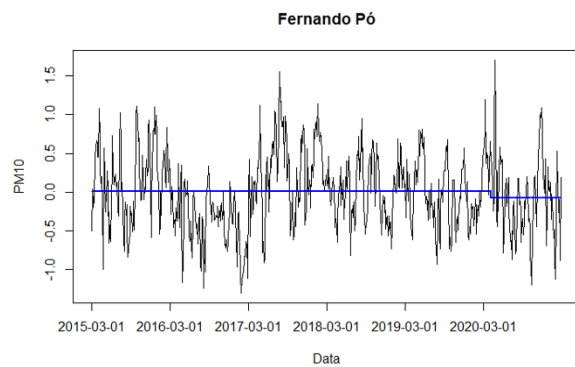
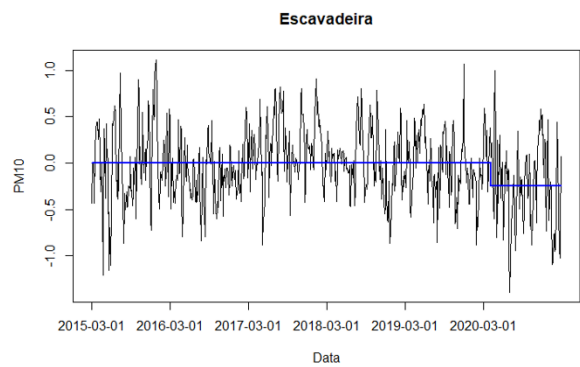
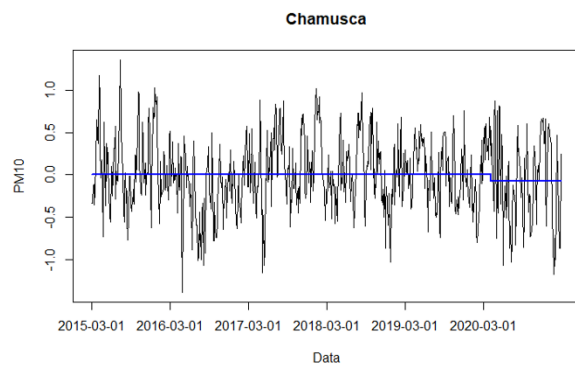
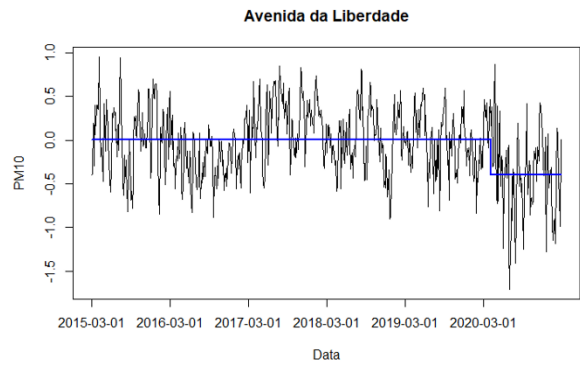
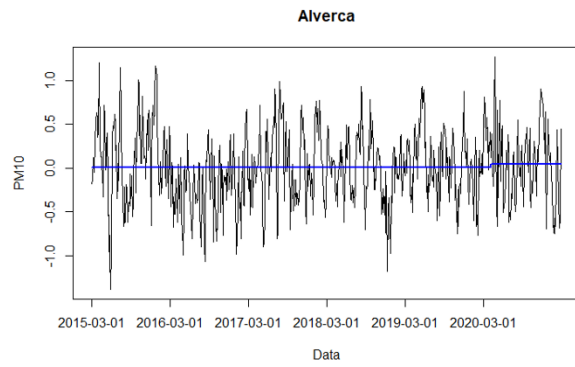
<sup>11</sup> O período de análise compreende os meses de março a junho, ou seja, 122 dias por ano, entre os anos de 2015 e 2020.

localidades. Segundo Gamelas et. al (2021), que investigou as alterações nos níveis de poluição do ar na localidade de Paio Pires, apesar de esta ser uma zona industrial, o tráfego é uma das principais fontes de poluição, dado que a atividade industrial não parou nem teve a sua atividade reduzida.

Por outro lado, nas restantes estações, verificou-se o efeito contrário, tendo sido observado o maior aumento, de 19%, na estação de Olivais. O aumento observado nas estações de Olivais, Alverca e Quinta do Marquês pode ser justificado pelo facto das mesmas estarem expostas a concentrações de fundo, ou seja, não se encontrarem sob influência de vias de tráfego intenso. Relativamente à estação de Loures, o valor médio observado foi constante, não se verificando nem um aumento nem um decréscimo face ao valor médio antes da quebra.

Considerando que o período de análise, no presente estudo, compreende os meses entre março e junho de 2020, embora algumas datas das quebras estimadas correspondam a junho de 2019, o objetivo é, para além da estimação das quebras e respetivas datas, observar o comportamento das séries após a alteração no valor médio da série de forma a associá-lo, ou não, à declaração do estado de emergência, que vigorou durante 45 dias.

Com base na figura 14, na qual constam os gráficos que apresentam as concentrações médias de partículas em suspensão nas estações da RLVT, na maior parte das estações analisadas, após as quebras observadas, a poluição apresentou uma queda durante um período específico no qual o estado de emergência vigorou, o que significa que o mesmo pode ter sido um fator explicativo para as alterações observadas na média das séries das concentrações das partículas em suspensão.



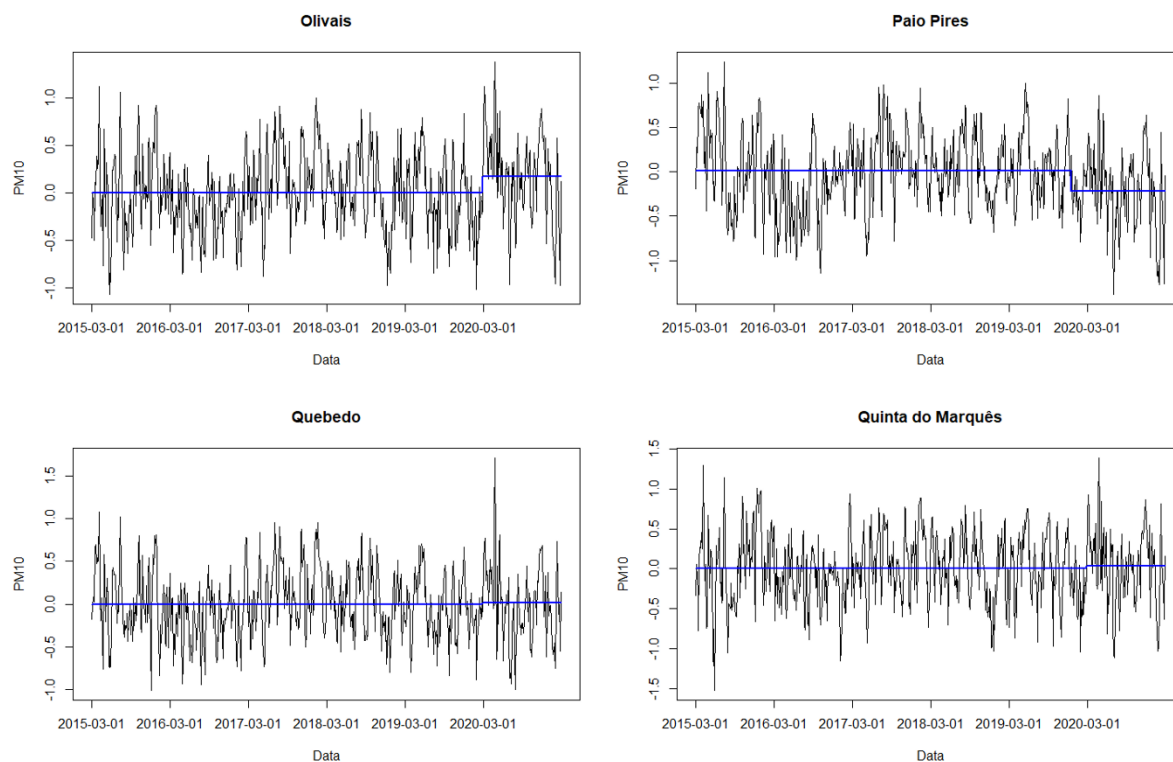


**Figura 14** – Quebras nas séries do poluente PM<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>)

Fonte: Elaboração própria<sup>12</sup>

<sup>12</sup> A linha horizontal azul, presente nos gráficos, representa a quebra estrutural na série.

#### 4.2.2. NO<sub>2</sub>

Os resultados obtidos através dos testes para estimação de quebras estruturais nas séries das concentrações do poluente atmosférico NO<sub>2</sub> e a identificação das respectivas datas das quebras, por estação de monitorização da qualidade do ar, são apresentados na tabela 11 e ilustrados na figura 16.

**Tabela 11** - Datas das quebras por estação  
Fonte: Elaboração própria

| Estação        | Data da Quebra |
|----------------|----------------|
| Alverca        | 11/03/2020     |
| Av. Liberdade  | 13/03/2020     |
| Chamusca       | 13/03/2020     |
| Escavadeira    | 28/06/2019     |
| Fernando Pó    | 29/06/2019     |
| Laranjeiro     | 13/03/2020     |
| Loures         | 13/03/2020     |
| Mem Martins    | 13/03/2020     |
| Olivais        | 12/03/2020     |
| Paio Pires     | 13/03/2020     |
| Quebedo        | 13/03/2020     |
| Quinta Marquês | 23/05/2019     |

Com base na tabela anterior, observa-se que as quebras estruturais presentes nas séries ocorreram no período entre 23/05/2019 e 13/03/2020<sup>13</sup>, antes da declaração do estado de emergência a 18/03/2020. Tal como no poluente PM<sub>10</sub>, a redução generalizada das concentrações do poluente atmosférico é justificada pela drástica redução da mobilidade e, consequentemente, da atividade

<sup>13</sup> O período de análise compreende os meses de março a junho, ou seja, 122 dias por ano, entre os anos de 2015 e 2020.

económica devido às restrições impostas como forma de mitigação da pandemia de COVID-19, antes do estado de emergência.

O impacto da intervenção nas diferentes estações de monitorização da qualidade do ar na RLVT foi quantificado através da comparação entre o valor médio da série antes e após as quebras observadas (consultar Anexo 3), sendo que a respetiva variação percentual é representada na figura seguinte:

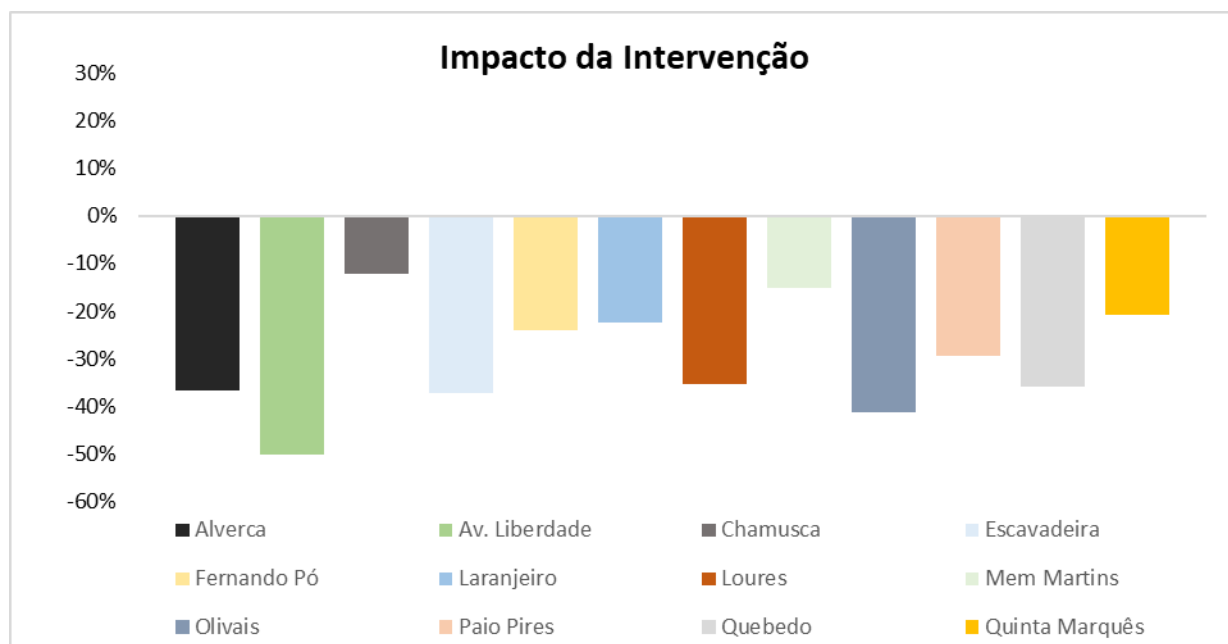


**Figura 15** – Impacto percentual da intervenção, por estação, no poluente NO<sub>2</sub> (%)

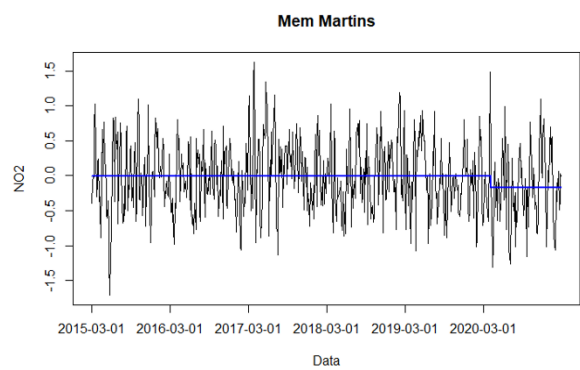
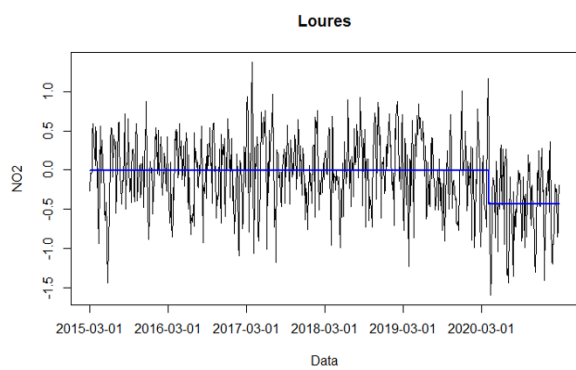
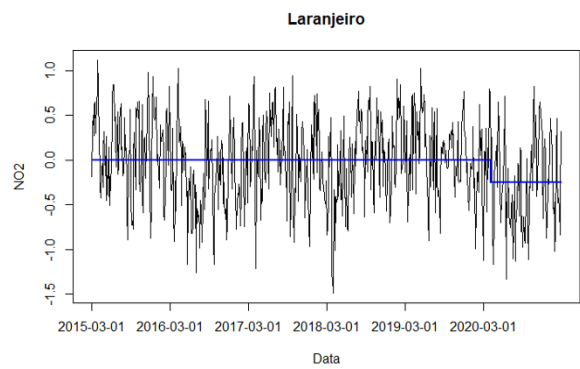
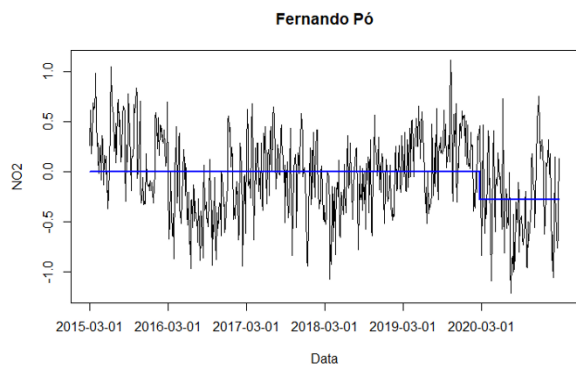
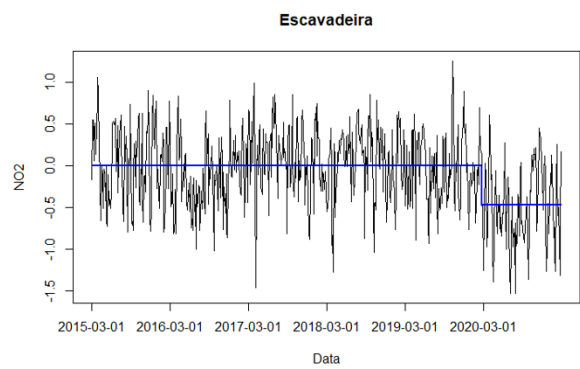
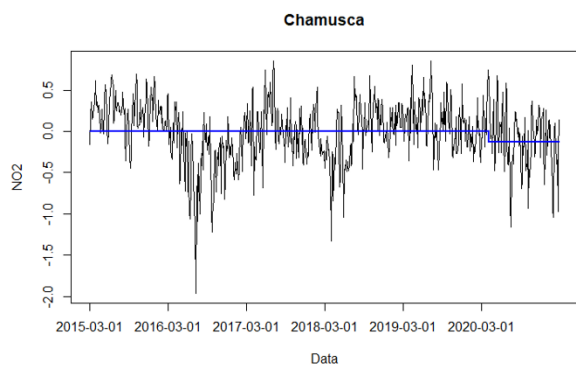
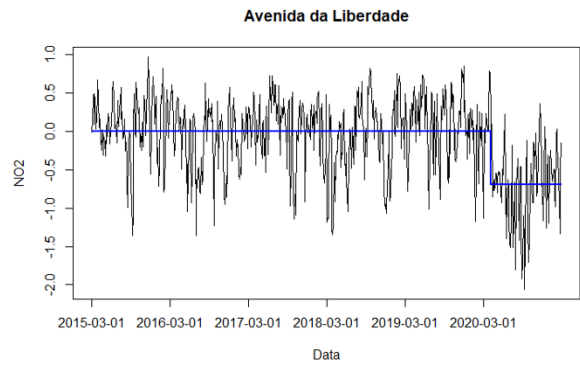
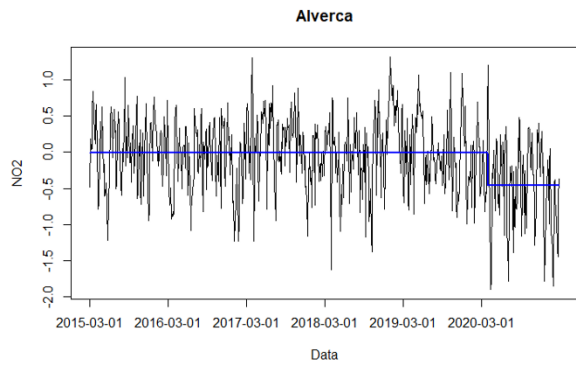
Fonte: Elaboração própria

Verificou-se uma diminuição das concentrações de dióxido de azoto em todas as estações de monitorização da qualidade do ar analisadas, destacando-se a estação da Avenida da Liberdade, uma zona de tráfego intenso, com uma redução significativa de 50%, justificada pela redução da mobilidade, conforme observado na figura 8 referente aos dados de mobilidade, e consequente diminuição do tráfego rodoviário dada a sua influência nas emissões do poluente NO<sub>2</sub> na região de Lisboa e Vale do Tejo.

Considerando que o período de análise, no presente estudo, compreende o período entre 1 de março e 30 de junho de 2020, embora algumas datas das quebras estimadas correspondam a maio e junho de 2019, o objetivo é, para além da estimação das quebras e respetivas datas, observar o comportamento das séries após a alteração no valor médio da série de forma a associá-lo, ou não, ao estado de emergência.

A diminuição significativa da poluição no ar, após as quebras estruturais observadas, indica que o estado de emergência pode ter sido um fator explicativo dessa redução dado que, através da figura 16, na qual constam os gráficos que apresentam as concentrações médias de dióxido de azoto nas estações da RLVT, é possível observar que as mesmas aumentaram novamente, retornando aos seus níveis normais, à medida que foram diminuindo as restrições impostas.

Assim, tal como referido na literatura mencionada no presente estudo, é possível concluir que as medidas restritivas impostas durante o estado de emergência, com o objetivo de reduzir a transmissão do vírus, provocaram quedas significativas nos níveis do poluente dióxido de azoto, sobretudo em áreas industrializadas e com intenso tráfego, comprovando os efeitos negativos do tráfego na qualidade do ar.



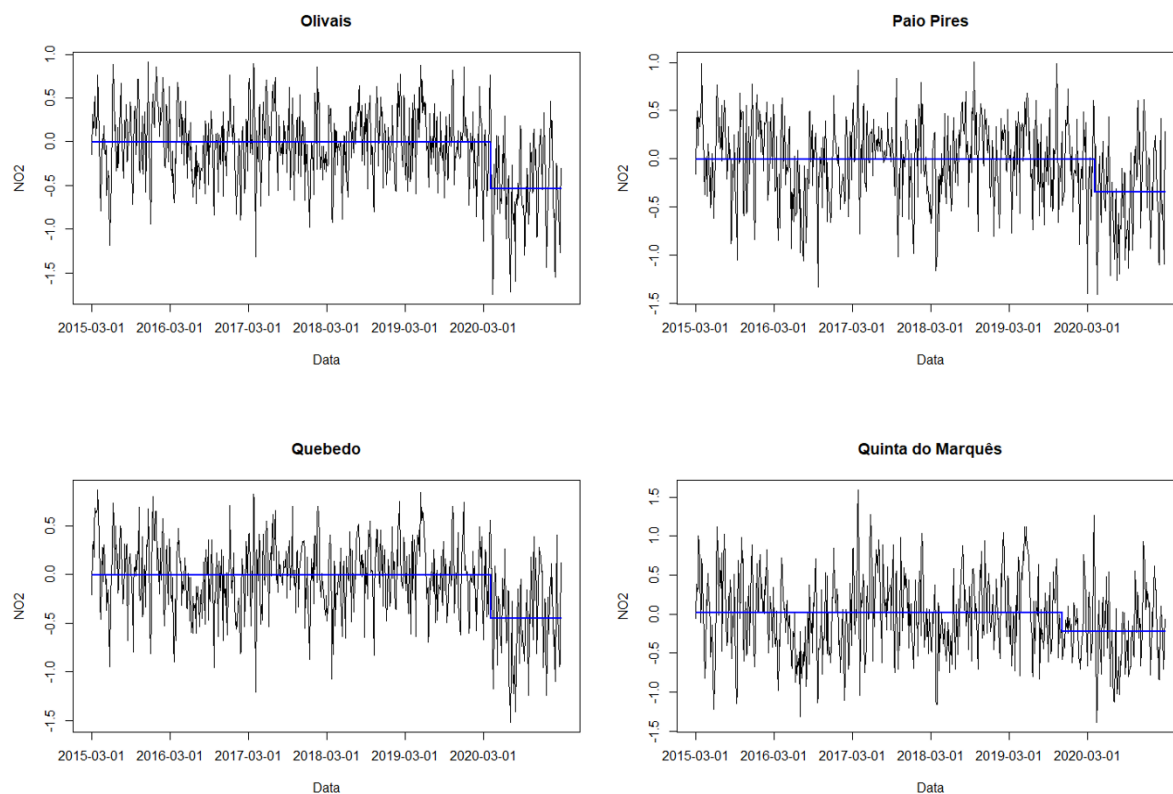


**Figura 16 – Quebras nas séries do poluente NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>)**

Fonte: Elaboração própria<sup>14</sup>

<sup>14</sup> A linha horizontal azul, presente nos gráficos, representa a quebra estrutural na série.

## 5. CONCLUSÕES

A presente dissertação teve como principal objetivo avaliar o impacto das restrições impostas, como consequência da pandemia de COVID-19 na qualidade do ar na região de Lisboa e Vale do Tejo, através da análise de dois dos poluentes atmosféricos mais prejudiciais para a saúde humana e ecossistemas,  $PM_{10}$  e  $NO_2$ , monitorizados em doze estações de qualidade do ar da região, durante o período compreendido entre 1 de março e 30 de junho de 2020. Para esse efeito, foi investigada a presença de quebras estruturais nas séries dos poluentes e as respetivas datas de quebra, através do método desenvolvido por Bai e Perron (1998), de forma a associá-las, ou não, à declaração do estado de emergência. O período de análise escolhido prendeu-se com o facto de o primeiro estado de emergência, que vigorou entre 19 de março e 2 de maio, ter sido o período no qual se sentiu um maior receio por parte da população, provocando uma forte redução da mobilidade e, consequentemente, da atividade económica.

A metodologia proposta pelos autores Bai e Perron (1998), para detetar possíveis quebras estruturais nas séries dos poluentes em análise e estimar as respetivas datas das quebras, identificou que as mesmas ocorreram, em todas as estações de monitorização da qualidade do ar, ainda antes da declaração do estado de emergência, o que pode ser explicado pela redução da mobilidade verificada na sequência da confirmação dos primeiros casos de COVID-19 em Portugal. Assim, através dos resultados obtidos, é possível concluir que, possivelmente, além de ter sido um fator explicativo das quebras estruturais observadas, a declaração do estado de emergência contribuiu para a redução da poluição atmosférica observada no período após as quebras.

Destaca-se o poluente atmosférico  $NO_2$ , no qual o impacto foi mais significativo, considerando as reduções observadas no valor médio das séries após as quebras, comprovando os efeitos negativos do tráfego na qualidade do ar.

### 5.1. LIMITAÇÕES E RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Durante a realização deste estudo, existiram algumas limitações, estando as principais relacionadas com a baixa taxa de eficiência dos dados dos poluentes  $PM_{10}$  e  $NO_2$ , obtidos através das estações de monitorização da qualidade do ar, o que prejudicou a análise, e com o facto de não ter sido considerada a correlação entre os poluentes, uma vez que os mesmos foram analisados separadamente. Além disso, a utilização de dados climatológicos mensais para os três distritos (Lisboa, Setúbal e Santarém), consequência da inexistência de dados climatológicos diários, como a temperatura mínima, temperatura máxima e precipitação, para os últimos anos, também afetou a

análise, dada a sua influência na dispersão dos poluentes atmosféricos. Através da análise efetuada, verificou-se que a reduzida variabilidade presente nas séries mensais não acompanhou a sazonalidade observada nas séries diárias dos poluentes e, desse modo, o impacto das variáveis meteorológicas não foi considerado no presente estudo.

No que respeita a recomendações para eventuais trabalhos futuros, sugere-se a inclusão no estudo das medidas restritivas, impostas durante o estado de emergência, que possam ter contribuído para as alterações observadas no comportamento dos poluentes atmosféricos, após as quebras estruturais, nos diferentes locais, dado que o conhecimento das mesmas é fundamental para uma melhor monitorização da qualidade do ar, através da criação de leis para a redução da poluição atmosférica e, principalmente, da definição de estratégias nos casos em que os mesmos não se encontrem em conformidade com os limites definidos.

## 6. BIBLIOGRAFIA

- Albayati et al. (2021). Effect of COVID-19 on air quality and pollution in different countries. *Journal of Transport & Health*, 21.
- Alves, R. & Delgado, C. (1997). *Processos estocásticos*. [Publicação didática, Faculdade de Economia da Universidade do Porto]. Repositório Aberto da Universidade do Porto.
- APA. (2021a). *Ar e ruído*. Consultado a 3 set. 2022. <https://apambiente.pt/ar-e-ruído>.
- APA. (2021b). *Qualidade do ar*. Consultado a 3 set. 2022. <https://apambiente.pt/ar-e-ruído/qualidade-do-ar>.
- APA. (2021c). *Relatório do Estado do Ambiente 2020/21*.
- Bai, J. & Perron, P. (1998). Estimating and testing linear models with multiple structural changes. *Econometrica*, 66(1), 47-78.
- Bai, J. & Perron, P. (2003). Computation and analysis of multiple structural change models. *Journal of Applied Econometrics*, 18(1), 1-22.
- Bai, J. (1994). Least squares estimation of a shift in linear processes. *Journal of Time Series Analysis*, 15(5), 453-472.
- Bai, J. (1997a). Estimating multiple breaks one at a time. *Econometric Theory*, 13(3), 315-352.
- Bai, J. (1997b). Estimation of a change point in multiple regression models. *Review of Economics and Statistics*, 79(4), 551-563.
- Baldasano, J. M. (2020). COVID-19 lockdown effects on air quality by NO<sub>2</sub> in the cities of Barcelona and Madrid (Spain). *Science of The Total Environment*, 741.
- BdP. (2021). *Impacto da COVID-19 na economia portuguesa em 2020*. Consultado a 18 out. 2022. <https://bpstat.bportugal.pt/conteudos/noticias/633>.
- Bell, M. L. & Davis, D. L. (2001). Reassessment of the lethal London fog of 1952: novel indicators of acute and chronic consequences of acute exposure to air pollution. *Environmental Health Perspectives*, 109 Suppl 3, 389-394.
- Berman, J. D. & Ebisu, K. (2020). Changes in U.S. air pollution during the COVID-19 pandemic. *Science of The Total Environment*, 739.
- Bharadwaj, P. (2016). Early-Life Exposure to the Great Smog of 1952 and the Development of Asthma. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 194(12), 1475-1482.
- Box, G. E. P. & Jenkins, G. M. (1976). Time Series Analysis: Forecasting and Control. *Holden-Day*, 37(2), 238-242.
- Box, G. E. P., & Cox, D. R. (1964). An Analysis of Transformations. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 26(2), 211-252.

- Box, G.E.P. et al. (1994) Time Series Analysis; Forecasting and Control. *Prentice Hall, Englewood Cliff, N. J* (3ª ed.).
- Braga et al. (2001). Poluição atmosférica e saúde humana. *Revista USP, São Paulo, 51*, 58-71.
- Buoli et al. (2018). Is there a link between air pollution and mental disorders? *Environment International, 118*, 154-168.
- Burnett et al. (2018). Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 115*(38), 9592–9597.
- CCDR LVT. (2020). *Avaliação da qualidade do ar ambiente na região de Lisboa e Vale do Tejo em 2020*. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo.
- CCDR LVT. (2022a). *Apresentação da RLVT*. Consultado a 15 ago. 2022. <https://www.ccdr-lvt.pt/regiao/apresentacao-da-rlvt>.
- CCDR LVT. (2022b). *Avaliação da Qualidade do Ar na RLVT*. Consultado a 8 jun. 2022. <https://www.ccdr-lvt.pt/ambiente/qualidade-do-ar/avaliacao-da-qualidade-do-ar-na-rlvt>.
- CCDR LVT. (2022c). *Resultados Qualidade do Ar - Região de Lisboa e Vale do Tejo*. Consultado a 10 out. 2022. <https://www.ccdr-lvt.pt/ambiente/qualidade-do-ar/resultados-qualidade-do-ar-regiao-de-lisboa-e-vale-do-tejo>.
- CDC. (2022). *Nonpharmaceutical Interventions (NPIs)*. Consultado a 10 mai. 2022. <https://www.cdc.gov/nonpharmaceutical-interventions/index.html>.
- Chow, G. C. (1960). Tests of equality between sets of coefficients in two linear regressions. *Econometrica, 28*(3), 591-605.
- Cicala et al. (2020). Expected health effects of reduced air pollution from covid-19 social distancing. *Atmosphere, 12*(8), 951.
- Cole et al. (2020). The impact of the Wuhan Covid-19 lockdown on air pollution and health: A machine learning and augmented synthetic control approach. *Environmental and Resource Economics, 76*(4), 553–580.
- Collivignarelli et al. (2020) Lockdown for CoViD-2019 in Milan: What are the effects on air quality? *Science of The Total Environment, 732*.
- Comunian et al. (2020). Air Pollution and Covid-19: The Role of Particulate Matter in the Spread and Increase of Covid-19's Morbidity and Mortality. *International Journal of Environmental Research and Public Health, 17*(12).
- Darçın, M. (2013). Association between air quality and quality of life. *Environmental Science and Pollution Research, 21*(3), 1954-1959.
- Decreto do Presidente da República n.º 14-A/2020 de 18 de março. (2020a). Diário da República: I série, No 55. <https://dre.pt/dre/detalhe/decreto-presidente-republica/14-a-2020-130399862>.

- Decreto Lei n.º 102/2010 de 23 de setembro do Regime da avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente. (2010). Diário da República: I série, No 186. <https://dre.pt/dre/detalhe/decreto-lei/102-2010-342123>.
- Decreto Lei n.º 43/2015 de 27 de março do Regime da avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente. (2015). Diário da República: I série. <https://dre.pt/dre/detalhe/decreto-lei/43-2015-66863795>.
- Decreto Lei n.º 47/2017 de 10 de maio do Regime da avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente. (2017). Diário da República: I série. <https://dre.pt/dre/detalhe/decreto-lei/47-2017-106982550>.
- Dey et al. (2021). Counterfactual time series analysis of short-term change in air pollution following the COVID-19 state of emergency in the United States. *Scientific Reports*, 11.
- ECDC. (2021). *Non-pharmaceutical interventions against COVID-19*. Consultado a 10 mai. 2022. <https://www.ecdc.europa.eu/en/covid-19/prevention-and-control/non-pharmaceutical-interventions>.
- ECDC. (2022). *Coronaviruses*. Consultado a 20 mar. 2022. <https://www.ecdc.europa.eu/en/covid-19/latest-evidence/coronaviruses>.
- EEA. (2020). *Air quality in Europe - 2020 report*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- EEA. (2021). *Air quality management*. Consultado a 5 ago. 2022. <https://www.eea.europa.eu/themes/air/air-quality-management>.
- EEA. (2022a). *Air pollution: how it affects our health*. Consultado a 16 out. 2022. <https://www.eea.europa.eu/themes/air/health-impacts-of-air-pollution>.
- EEA. (2022b). *Europe's air quality status 2022*. Consultado a 10 out. 2022. <https://www.eea.europa.eu/publications/status-of-air-quality-in-Europe-2022/europes-air-quality-status-2022>.
- Endo, M.H. & Gomes, F. (2018). *Suavização de consumo e quebras estruturais*. Associação Nacional dos Centros de Pós-Graduação em Economia.
- FMI. (2020). Beyond the Crisis. *Finance & Development. Policies, Politics and Pandemics*, 57(2).
- Gama et al. (2021). The impact of COVID-19 on air quality levels in Portugal: A way to assess traffic contribution. *Environmental Research*, 193.
- Gamelas et al. (2021). The Impact of COVID-19 Confinement Measures on the Air Quality in an Urban-Industrial Area of Portugal. *Atmosphere*, 12(9), 1097.
- Gautam, S. (2020). The Influence of COVID-19 on Air Quality in India: A Boon or Inutile. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 104(6), 724–726.
- Gonçalves, L. P. (2008). *Impacto da combustão doméstica na qualidade do ar*. [Tese de mestrado, Departamento de Ambiente e Ordenamento: Universidade de Aveiro]. Repositório Institucional da Universidade de Aveiro.

- Goodell, J. W. (2020). COVID-19 and finance: Agendas for future research. *Finance Research Letters*, 35.
- Google LLC. (2022). *Google COVID-19 Community Mobility Reports*. Consultado a 10 nov. 2022. <https://www.google.com/covid19/mobility>.
- Hansen, B. E. (2001). The new econometrics of structural change: Dating breaks in U.S. labour productivity. *The Journal of Economic Perspectives*, 15(4), 117–128.
- INE. (2021). *CENSOS 2021 - Divulgação dos Resultados Provisórios*. Consultado a 3 nov. 2022. <https://censos.ine.pt>.
- IPMA. (2022a). *Boletim Climatológico, 2015-2018*. Consultado a 16 set. 2022. <https://www.ipma.pt/pt/publicacoes/boletins.jsp?cmbDep=cli&cmbTema=pcl&idDep=cli&idTema=pcl&curAno=-1>.
- IPMA. (2022b). *Séries longas, 2019-2020*. Consultado a 16 set. 2022. <https://www.ipma.pt/pt/oclima/series.longas>.
- Jackson, J. K. (2021). *Global Economic Effects of COVID-19*. Congressional Research Service.
- Lau et al. (2020). The positive impact of lockdown in Wuhan on containing the COVID-19 outbreak in China. *Journal of Travel Medicine*, 27(3).
- Liu et al. (2021). Effects of COVID-19 lockdown on global air quality and health. *Science of The Total Environment*, 755, Part 1.
- Lopes, I. C. (2018). *Avaliação da exposição de crianças a matéria particulada em ambiente urbano*. [Tese de mestrado, Instituto Superior Técnico]. Repositório da Universidade de Lisboa.
- Mahato et al. (2020). Effect of lockdown amid COVID-19 pandemic on air quality of the megacity Delhi, India. *Science of The Total Environment*, 730.
- Manisalidis et al. (2020). Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. *Frontiers in Public Health*. 8(14).
- Menezes, H. (2019). *Estudos dos impactos da política de fixação do preço dos combustíveis em São Tomé e Príncipe*. [Tese de mestrado, Universidade de Évora]. Repositório Digital de Publicações Científicas da Universidade de Évora.
- Menut et al. (2020). Impact of lockdown measures to combat Covid-19 on air quality over western Europe. *Science of The Total Environment*, 741.
- Microsoft Corporation. (2019). *Microsoft Excel*. Consultado em <https://office.microsoft.com/excel>.
- OCDE. (2020). *COVID-19: Protecting people and societies. OECD Policy Responses to Coronavirus (COVID-19)*. OECD Publishing.
- Ogen, Y. (2020). Assessing nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) levels as a contributing factor to coronavirus (COVID-19) fatality. *Science of The Total Environment*, 726.

- Oliveira, F. (2022). *Análise de quebra estrutural no número de casos de Covid-19 no Rio Grande do Norte*. [Trabalho de conclusão de curso, Departamento de Estatística, Universidade Federal do Rio Grande do Norte]. Repositório Institucional da Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- OMS. (2013). *Health effects of particulate matter: policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia*. Regional Office for Europe.
- OMS. (2018). *First WHO Global Conference on Air Pollution and Health*. Consultado a 9 mai 2022. <https://www.who.int/news-room/events/detail/2018/10/30/default-calendar/air-pollution-conference>.
- OMS. (2020). *WHO Director-General's opening remarks at the media briefing on COVID-19 – 11 March 2020*. Consultado a 15 fev. 2022. <https://www.who.int/director-general/speeches/detail/who-director-general-s-opening-remarks-at-the-media-briefing-on-covid-19---11-march-2020>.
- OMS. (2021a). *Ambient (outdoor) air pollution*. Consultado a 20 out 2022. [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health).
- OMS. (2021b). *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization.
- OMS. (2022). *Billions of people still breathe unhealthy air: new WHO data*. Consultado a 8 ago 2022. <https://www.who.int/news/item/04-04-2022-billions-of-people-still-breathe-unhealthy-air-new-who-data>.
- ONU. (1997). *Glossary of Environment Statistics*. Statistical Division & United Nations. Department for Economic and Social Information and Policy Analysis.
- PORDATA. (2013). *O que são NUTS?* Consultado a 4 nov. 2022. <https://www.pordata.pt/O+que+sao+NUTS>.
- QualAr. (2020). *Dados das estações*. Consultado a 9 jan. 2022. <https://qualar.apambiente.pt/downloads>.
- QualAr. (2021). *Dia Nacional do Ar*. Consultado a 9 jan. 2022. <https://qualar.apambiente.pt/news/3/dia-nacional-do-ar>.
- R Core Team (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org>.
- Rao, S. S. (2022). *A course in time series analysis. Technical Report, Texas A&M University*.
- Reis, P. M. (2020). *Pandemia da COVID-19 na região Entre Douro e Minho: qual o impacto do confinamento na qualidade do ar? A Universidade do Minho em tempos de pandemia, UMinho Editora, 349-371*.
- Resolução do Conselho de Ministros n.º 33-A/2020 de 30 de abril. (2020b). *Diário da República: I série, No 85*. <https://dre.pt/dre/legislacao-consolidada/resolucao-conselho-ministros/2020-133917575>.

- Rodrigues, A. (2013). *Avaliação da Qualidade do Ar a longo prazo da cidade de Lisboa*. [Tese de mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa]. Repositório da Universidade Nova de Lisboa.
- Sahu, P. (2020). Closure of Universities Due to Coronavirus Disease 2019 (COVID-19): Impact on Education and Mental Health of Students and Academic Staff. *Cureus*, 12(4).
- Said, S.E. & Dickey, D.A. (1984) Testing for unit roots in autoregressive moving average models of unknown order. *Biometrika*, 71(3), 599-607.
- Seinfeld, J.H. & Pandis, S.N. (1998). Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. *John Wiley & Sons* (2ª ed.).
- Sharma et al. (2020). Effect of restricted emissions during COVID-19 on air quality in India. *Science of The Total Environment*, 728.
- Shikida et al. (2016). Análise de quebras estruturais na série do preço do boi gordo no estado de São Paulo. *Economia Aplicada*, 20(2), 265-286.
- Škare, M. (2021). Impact of COVID-19 on the travel and tourism industry. *Technological Forecasting and Social Change*, 163.
- Slezakova, K. & Pereira, M.C. (2021). COVID-19 lockdown and the impacts on air quality with emphasis on urban, suburban and rural zones. *Scientific Reports*, 11(1).
- SNS & INSA. (2021). *Primeiras introduções do SARS-CoV-2 em Portugal terão acontecido no final de janeiro de 2020 e tiveram origem em 36 países*. Consultado a 15 jan. 2022. <https://www.insa.min-saude.pt/primeiras-introducoes-do-sars-cov-2-em-portugal-terao-acontecido-no-final-de-janeiro-de-2020-e-tiveram-origem-em-36-paises-2>.
- Trapletti, A., & Hornik, K. (2020). Package “tseries”: time series analysis and computational finance. *CRAN –R-project*.
- Veiga, E. & Vivanco, M. J. F. (2012). A medida L como critério de comparação de modelos: uma revisão da literature. *Revista Brasileira de Biometria*, 30, 343-352.
- Venter, Z. S. (2020). COVID-19 lockdowns cause global air pollution declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(32).
- Wang, Q. & Su, M. (2020). A preliminary assessment of the impact of COVID-19 on environment - A case study of China. *Science of The Total Environment*, 728.
- Yiu, T. (2020). Understanding SARIMA (More Time Series Modeling). *Towards Data Science*.
- Zeileis et al. (2002). Strucchange: An R package for testing for structural change in linear regression models. *Journal of Statistical Software*, 7(2), 1-28.
- Zeileis et al. (2003). Testing and dating of structural changes in practice. *Computational Statistics & Data Analysis*, 44(1-2), 109-123.

Zeileis et al. (2013). Package “strucchange”: testing, monitoring, and dating structural changes. *CRAN –R-project*.

## 7. ANEXOS

**Anexo 1** - Taxa de eficiência das estações de monitorização da qualidade do ar da RLVT

| Estação                      | Taxa de Eficiência |                 |
|------------------------------|--------------------|-----------------|
|                              | PM <sub>10</sub>   | NO <sub>2</sub> |
| Alfragide/Amadora            | 21%                | 62%             |
| Alverca                      | 98%                | 98%             |
| Arcos                        | 93%                | 88%             |
| Avenida da Liberdade         | 100%               | 97%             |
| Beato                        | 0%                 | 79%             |
| Camarinha                    | 0%                 | 0%              |
| Cascais - Escola da Cidadela | 77%                | 82%             |
| Chamusca                     | 97%                | 95%             |
| Entrecampos                  | 83%                | 96%             |
| Escavadeira                  | 96%                | 95%             |
| Fernando Pó                  | 94%                | 96%             |
| Fidalguinhos                 | 26%                | 69%             |
| Laranjeiro                   | 96%                | 98%             |
| Lavradio                     | 99%                | 93%             |
| Loures-Centro                | 99%                | 98%             |
| Lourinhã                     | 98%                | 80%             |
| Mem Martins                  | 98%                | 97%             |
| Odivelas-Ramada              | 95%                | 71%             |
| Olivais                      | 99%                | 99%             |
| Paio Pires                   | 95%                | 94%             |
| Quebedo                      | 100%               | 100%            |
| Quinta do Marquês            | 99%                | 95%             |
| Reboleira                    | 92%                | 85%             |
| Restelo                      | 5%                 | 98%             |
| Santa Cruz de Benfica        | 67%                | 98%             |

**Anexo 2 - Impacto da intervenção por estação no poluente PM<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>)**

| <b>Estação</b> | <b>Antes</b> | <b>Após</b> | <b>Impacto</b> | <b>Variação</b> |
|----------------|--------------|-------------|----------------|-----------------|
| Alverca        | 1,10         | 1,15        | 0,05           | +4%             |
| Av. Liberdade  | 1,08         | 0,72        | -0,35          | -33%            |
| Chamusca       | 1,10         | 1,01        | -0,09          | -8%             |
| Escavadeira    | 1,08         | 0,84        | -0,24          | -22%            |
| Fernando Pó    | 1,14         | 1,05        | -0,09          | -8%             |
| Laranjeiro     | 1,08         | 0,90        | -0,17          | -16%            |
| Loures         | 1,07         | 1,07        | 0,00           | -               |
| Mem Martins    | 1,08         | 0,99        | -0,09          | -9%             |
| Olivais        | 1,09         | 1,30        | 0,21           | +19%            |
| Paio Pires     | 1,30         | 0,87        | -0,42          | -32%            |
| Quebedo        | 1,08         | 1,09        | 0,01           | +1%             |
| Quinta Marquês | 1,10         | 1,13        | 0,04           | +3%             |

**Anexo 3 - Impacto da intervenção por estação no poluente NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>)**

| <b>Estação</b> | <b>Antes</b> | <b>Após</b> | <b>Impacto</b> | <b>Variação</b> |
|----------------|--------------|-------------|----------------|-----------------|
| Alverca        | 1,13         | 0,71        | -0,42          | -37%            |
| Av. Liberdade  | 1,11         | 0,55        | -0,56          | -50%            |
| Chamusca       | 1,07         | 0,94        | -0,13          | -12%            |
| Escavadeira    | 1,10         | 0,69        | -0,41          | -37%            |
| Fernando Pó    | 1,08         | 0,82        | -0,26          | -24%            |
| Laranjeiro     | 1,11         | 0,86        | -0,25          | -23%            |
| Loures         | 1,10         | 0,71        | -0,39          | -35%            |
| Mem Martins    | 1,13         | 0,96        | -0,17          | -15%            |
| Olivais        | 1,08         | 0,63        | -0,45          | -41%            |
| Paio Pires     | 1,08         | 0,76        | -0,32          | -29%            |
| Quebedo        | 1,06         | 0,68        | -0,38          | -36%            |
| Quinta Marquês | 1,13         | 0,90        | -0,24          | -21%            |

**Anexo 4 - Séries originais das médias diárias dos poluentes PM<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub> entre março e junho 2015-2020 (µg/m<sup>3</sup>)**

