

MONITORIZAÇÃO PASSIVA DE POLUENTES GASOSOS NA ÁREA METROPOLITANA DE LUANDA, ANGOLA

Nícolas Barros da Guia

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de
Bragança para obtenção do Grau de Mestre em
Tecnologia Ambiental no âmbito da dupla diplomação com
a Universidade Tecnológica Federal do Paraná*

Orientado por

Manuel Feliciano

Célia dos Anjos Alves

Fernando César Manosso

Bragança

2024

Agradecimentos

Ao meu orientador, Manuel Joaquim Sabença Feliciano, que me orientou no decorrer da tese, e sempre esteve disposto a me dar uma oportunidade de mostrar o meu valor e autonomia, me incentivando e motivando para sempre dar o meu melhor.

Também deixo meus agradecimentos aos meus coorientadores, Fernando Manosso e Célia Alves, que também estiveram comigo no decorrer da tese me auxiliando com o andamento da pesquisa. A todos os colaboradores do projeto APAM, que se colocaram a disposição desta pesquisa, na instalação e recolha dos equipamentos.

Gostaria de expressar minha sincera gratidão à Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) e ao Instituto Politécnico de Bragança (IPB) por proporcionarem um ambiente acadêmico enriquecedor e inspirador durante minha jornada de graduação e mestrado. Agradeço aos professores, colegas e funcionários por seu apoio, orientação e colaboração.

Aos meus professores da UTFPR, em especial a Davi Zacarias e a Elaine Lui, que me deram oportunidades para conhecer a área da pesquisa e também que me inspiram como profissionais da área.

Agradeço a todos os meus familiares, em especial minha noiva Ana Carolina de Meneses Souza, que sempre me apoiou nessa empreitada e também meus pais e irmãs, Cosmo Barros da Guia, Eliane Aparecida Benedito, Ekinara Nicole, Lavínia Regina e Maria Paula, que apesar de tudo sempre estiveram comigo. A vocês obrigado pelo apoio financeiro, emocional e educacional, sem vocês eu não teria chegado até aqui.

Para os meus amigos de apartamento, Guilherme Soares Gazola e Taiana Cristina Vinceguerra, que estiveram comigo desde o começo dessa jornada. Gostaria de agradecer por todas as trocas, companheirismo e pela amizade que pudemos cultivar.

O presente trabalho foi desenvolvido no âmbito do projeto APAM (Poluição do ar numa megacidade africana: fontes e implicações na saúde), financiado por fundos nacionais (Orçamento de Estado), através da FCT/MCTES (DOI: 10.54499/2022.04240.PTDC).

Resumo

Com o rápido crescimento urbano e industrial aumenta também a preocupação global com a poluição atmosférica e seus impactos na saúde humana e no meio ambiente. Em Luanda, Angola o mesmo é verdadeiro, pelo que é essencial compreender e avaliar os níveis de poluição do ar ambiente e suas consequências para a população e o ecossistema local. Diante desse contexto, os objetivos propostos são: caracterizar espacialmente os principais poluentes gasosos na área metropolitana de Luanda, investigar suas principais fontes e distribuição e estimar possíveis riscos associados à saúde humana. Além disso, a pesquisa abordou aspectos gerais da dinâmica dos poluentes atmosféricos, seus efeitos na saúde humana e no ambiente, bem como os métodos de monitorização da qualidade do ar, ressaltando a importância da metodologia passiva como técnica relevante nesse contexto. Também foram discutidos os aspectos legais relacionados à qualidade do ar, fornecendo um contexto amplo para a compreensão dos resultados obtidos. Para tal, foram selecionados e caracterizados 25 pontos de amostragem passiva, nos quais foram instalados tubos difusores, da marca Radiello, para determinar as concentrações de NO₂, SO₂, O₃, compostos orgânicos voláteis (COVs) e compostos carbonílicos. Os valores de concentração (µg/m³) do NO₂, SO₂ e O₃ foram analisados através da metodologia de krigagem com o uso do *software* QGIS e o *plug-in Smart-Map* para a produção de mapas interpolados. Esses mapas de dispersão espacial indicaram que a área mais afetada por esses poluentes está ligada a fontes móveis de poluição, ou seja, os motores de combustão interna dos veículos. Na aferição dos possíveis efeitos dos poluentes gasosos, os COVs e compostos carbonílicos foram analisados por uma metodologia proposta pela agência ambiental dos EUA (USEPA), que permitiu calcular riscos carcinogénicos (CR) e não carcinogénicos (HQ) para a saúde humana. As estimativas calculadas para CR e HQ indicaram que a inalação do ar na área de estudo pode trazer prejuízos à saúde, e se tratando da exposição crónica, aproximadamente 275 pessoas por milhão poderão desenvolver alguma doença oncogénica em resultado da inalação de compostos voláteis. Espera-se que os resultados desta pesquisa contribuam para uma melhor compreensão da qualidade do ar na

região e sirvam de suporte para a formulação de políticas e medidas de controlo ambiental em Luanda.

Palavras-chave: Krigagem, saúde humana, qualidade do ar, exposição crónica, risco carcinogénico.

Abstract

With rapid urban and industrial growth comes global concern about air pollution and its impact on human health and the environment. In Luanda, Angola, the same is true, so it is essential to understand and assess the levels of ambient air pollution and their consequences for the population and the local ecosystem. Given this context, the proposed objectives are to spatially characterize the main gaseous pollutants in the Luanda metropolitan area, investigate their main sources and distribution and estimate the possible risks associated with human health. In addition, the research addressed general aspects of the dynamics of air pollutants, their effects on human health and the environment, as well as air quality monitoring methods, highlighting the importance of passive monitoring as a relevant technique in this context. The legal aspects related to air quality were also discussed, providing a broad context for understanding the results obtained. To this end, 25 passive sampling points were selected, in which Radiello diffusive tubes were installed to determine the concentrations of NO₂, SO₂, O₃, volatile organic compounds (VOCs) and carbonyls. The concentration values (µg/m³) of NO₂, SO₂ and O₃ were analysed using the kriging methodology using QGIS software and the Smart-Map plug-in to produce interpolated maps. These spatial dispersion maps indicated that the areas most affected by these pollutants are linked to mobile sources of pollution, i.e. vehicle internal combustion engines. To assess possible effects of gaseous pollutants, VOCs and carbonyl compounds were analysed using a methodology proposed by the USA Environmental Protection Agency (USEPA), which allowed us to calculate carcinogenic (CR) and non-carcinogenic (HQ) risks to human health. The estimates for CR and HQ indicated that inhaling the air in the study area can cause health damage, and in the case of chronic exposure, approximately 275 people per million could develop some oncogenic disease as a result of inhaling volatile compounds. It is expected that the results of this research will contribute to a better understanding of air quality in the region and serve as support for the formulation of policies and environmental control measures in Luanda.

Keywords: Kriging, human health, air quality, chronic exposure, cancer risk.

Acrónimos

ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>
CESAM	Centro de Estudos do Ambiente e do Mar
CR	Risco carcinogénico relacionado à inalação de gases
DL	Decreto-Lei
DPOC	Doença pulmonar obstrutiva crónica
GC-MS	Cromatografia Gasosa - Espectrometria de massas
HQ	Risco não carcinogénico associado à inalação de gases
INE	Instituto Nacional de Estatística
IRIS	<i>Integrated Risk Information System</i>
K	Kelvin
MDH	<i>Minnesota Department of Health</i>
OEHHA	<i>Office Environmental Health Hazard Assessment</i>
PM_{2,5}	Material particulado com diâmetro aerodinâmico equivalente de corte inferior a 2,5 µm
R²	Coeficiente de determinação
RMSE	<i>Root mean square error</i>
UE	União Europeia
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

Símbolos e Abreviaturas Químicas

λ	Comprimento de onda
σ	Desvio padrão
Δ	Temperatura
Ar	Árgon
CO	Monóxido de carbono
CO₂	Dióxido de carbono
COVs	Compostos orgânicos voláteis
COS	Sulfureto de carbonilo
CS₂	Dissulfureto de carbono
DNPH	2,4-dinitrofenilhidrazina
FeS₂	Dissulfeto de ferro
H₂S	Sulfureto de hidrogénio
K	Kelvin
MBTH	Cloridrato de hidrazona de 3-metil-2-benzotiazolinona
N₂	Azoto
N₂O	Óxido nitroso
NH₃	Amoníaco (ou amónia)
NH₄⁺	Amonião
nm	nanómetro
NO	Monóxido de azoto
NO₂⁻	Nitrito
NO₃⁻	Nitrato
O₂	Oxigénio
O₃	Ozono
S₈	Ciclo-octa-enxofre
SO₂	Dióxido de enxofre
SO_x	Óxidos de enxofre
TEA	Trietanolamina

Índice

Índice de Figuras	x
Índice de Tabelas	xii
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO DO PROBLEMA DA QUALIDADE DO AR A NÍVEL GLOBAL E EM ANGOLA	1
1.2 OBJETIVOS	2
1.2.1 <i>Objetivo Geral</i>	2
1.2.2 <i>Objetivos Específicos</i>	2
1.2.3 <i>Estrutura da Dissertação</i>	3
2 QUALIDADE DO AR E RISCOS PARA A SAÚDE HUMANA.....	4
2.1 ASPETOS GERAIS DA DINÂMICA DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS.....	4
2.2 EFEITOS NA SAÚDE HUMANA.....	8
2.3 EFEITOS NO AMBIENTE	11
2.4 MÉTODOS DE MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE DO AR	11
2.4.1 <i>Monitorização Ativa</i>	12
2.4.2 <i>Monitorização Passiva</i>	13
2.5 ENQUADRAMENTO LEGAL.....	15
3 METODOLOGIA.....	20
3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	20
3.2 SELEÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE PONTOS DE AMOSTRAGEM PASSIVA PARA MEDIÇÃO DE POLUENTES GASOSOS EM LUANDA.....	22
3.3 PROCEDIMENTO DE INSTALAÇÃO E RECOLHA DOS AMOSTRADORES PASSIVOS, ANÁLISE E PROCESSAMENTO DE DADOS LABORATORIAIS	25
3.3.1 <i>Ozono</i>	28
3.3.2 <i>Dióxido de Azoto e Dióxido de Enxofre</i>	29
3.3.3 <i>Compostos Orgânicos Voláteis</i>	31
3.3.4 <i>Compostos Carbonílicos</i>	32
3.4 ANÁLISE GEOESTATÍSTICA, GEOESPACIAL E ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS CONCENTRAÇÕES PARA CADA UM DOS GASES MEDIDOS.....	33
3.4.1 <i>Krigagem Ordinária</i>	33

3.4.2	<i>Avaliação de Risco para a Saúde</i>	36
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4.1	DIÓXIDO DE AZOTO E DIÓXIDO DE ENXOFRE	39
4.2	OZONO	43
4.3	COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS	47
4.4	COMPOSTOS CARBONÍLICOS	51
4.5	RISCOS DA POLUIÇÃO DO AR PARA A SAÚDE HUMANA.....	54
4.6	RECOMENDAÇÕES PARA POLÍTICAS PÚBLICAS E ESTRATÉGIAS PARA MELHORAR A QUALIDADE DO AR	56
5	CONCLUSÃO	58
6	REFERÊNCIAS	60
7	ANEXOS	67

Índice de Figuras

Figura 1 - Ciclo biogeoquímico do azoto, destacando as principais interações e fontes naturais e antrópicas de emissão de compostos de azoto para a atmosfera. Fonte: Lenzi & Favero (2019)	6
Figura 2 - Ciclo biogeoquímico do enxofre, destacando as principais interações e fontes naturais e antrópicas de emissão de compostos de azoto para a atmosfera. Fonte: Lenzi & Favero (2019).....	7
Figura 3 - Sistema de amostragem passiva. Adaptado: Radiello (2019).	14
Figura 4 - Localização de Luanda, Angola.	21
Figura 5 - Localização dos amostradores com referência por número.	23
Figura 6 - Pontos de amostragem classificados de acordo com a tipologia de fontes na área de influência.	24
Figura 7 - Montagem dos tubos de amostragem.	26
Figura 8 - Reação de ozonólise. Fonte: Radiello (2019).	29
Figura 9 - Reação em laboratório para o O ₃ . Fonte: Radiello (2019)	29
Figura 10 - Modelo de semivariograma. Fonte: Johnston et al. (2001)	35
Figura 11 - Fluxograma de criação de imagem raster interpolada pela extensão Smart-Map no QGIS. Fonte: Adaptado de Pereira et al. (2022).....	36
Figura 12 - Gráfico de bigode referente às concentrações de NO ₂ e SO ₂	40
Figura 13 - Variograma referente às concentrações de NO ₂ e SO ₂	41
Figura 14 - Mapa de dispersão espacial por krigagem-ordinária referente às concentrações de NO ₂	41
Figura 15 - Mapa de dispersão espacial por krigagem-ordinária referente às concentrações de SO ₂	42
Figura 16 - Gráfico de bigode referente às concentrações de O ₃	44
Figura 17 - Variograma referente às concentrações de O ₃	45
Figura 18 - Valores de concentração de O ₃ por faixa.....	46
Figura 19 - Gráfico de bigode referente às concentrações dos COVs.	47
Figura 20 - Mapas referentes às concentrações dos COVs, ponto-a-ponto....	49
Figura 21 - Gráfico de bigode referente às concentrações dos compostos carbonílicos.	51

Figura 22 - Mapas de faixas referente às concentrações dos compostos carbonílicos.....	53
Figura 23 - Risco não carcinogénico para a saúde humana.....	55
Figura 24 - Risco carcinogénico para saúde humana decorrente da inalação de compostos voláteis.....	56
Figura 25 - Gráfico de concentração dos COVs.....	69

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Componentes fundamentais da atmosfera. Fonte: adaptado de Lenzi & Favero (2019).	4
Tabela 2 - Valores-guia da OMS para concentração de poluentes gasosos. Fonte: adaptado de WHO, 2021.....	16
Tabela 3 - Valores limites, níveis críticos e limiares legais definidos no DL 102/2010 de 23 de setembro, republicado pelo DL 47/2017 de 10 de maio. ...	19
Tabela 4 - Tipo de ambiente e descrição dos pontos de amostragem.....	25
Tabela 5 - Data de instalação e recolha dos tubos difusores.....	28
Tabela 6 - Parâmetros de toxicidade fornecido pelo Office Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Integrated Risk Information System (IRIS) da USEPA, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) e Minnesota Department of Health (MDH)	38
Tabela 7 - Valores de concentração mínimo, máximo, médio e desvio padrão (σ) em relação aos valores-guia da OMS (2021) e DL-102/2010 de 23 de setembro, republicado pelo DL-47/2017 de 10 maio.....	40
Tabela 8 - Parâmetros para a construção dos variogramas referente às concentrações do NO ₂ e SO ₂	42
Tabela 9 - Valor de concentração mínimo (Mín.), máximo (Máx), médio (Méd.) e desvio padrão (σ) em relação aos valores-guia da OMS (2021) e DL-102/2010 republicado pelo DL-47/2017.	44
Tabela 10 - Parâmetros para a construção do variograma referente às concentrações do O ₃	45
Tabela 11 - Comparações das concentrações médias ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de benzeno, tolueno, etilbenzeno, m,p-xilenos e o-xileno (BTEX) em países selecionados.	50
Tabela 12 - Risco médio referente a exposição/inalação de compostos não carcinogénicos (HQ) e carcinogénicos (CR).	54
Tabela 13 - Média, mediana (Med), desvio-padrão (σ), coeficiente de variação (CV), valor máximo (Mx) e valor mínimo (Mn) das concentrações de COVs e Compostos Carbonílicos.	67

1 Introdução

1.1 Contextualização do Problema da Qualidade do Ar a Nível Global e em Angola

A poluição do ar é um desafio global crescente que afeta a saúde da população e o equilíbrio do ambiente. Em muitas regiões do mundo, o aumento da urbanização, da industrialização e do uso de combustíveis fósseis tem contribuído para a deterioração da qualidade do ar, resultando em sérios impactos na saúde humana, no ecossistema atmosférico. Angola, como muitos outros países, não está imune a essas preocupações ambientais e de saúde pública.

A relação entre a poluição do ar e as mudanças climáticas é um tema amplamente reconhecido no contexto atual. A emissão de gases poluentes, como óxidos de azoto (NO_x), Compostos Orgânicos Voláteis (COVs), ozono troposférico (O₃), entre outros poluentes provenientes de fontes distintas, como transportes de pessoas e mercadorias, queima de combustíveis e indústrias, exercem impactos diretos e negativos sobre a saúde das pessoas. Desde distúrbios respiratórios agudos até condições crônicas como doenças cardiovasculares e cancro do pulmão, os efeitos adversos da poluição do ar são multifacetados e de consequências devastadoras.

A ausência de regulamentações específicas e eficazes em Angola relacionadas à qualidade do ar ressalta a importância crítica de se adotar padrões internacionais robustos, como os estabelecidos pela União Europeia, para avaliação e gestão da qualidade do ar no país. Portanto, a implementação de medidas urgentes e eficazes para mitigar a poluição atmosférica não só se revela vital para proteger a saúde pública, mas também para preservar a integridade ambiental e garantir um futuro sustentável para as gerações vindouras.

Além dos impactos directos na saúde humana e no ambiente, a poluição do ar também representa uma ameaça à equidade social, afetando de forma desproporcional as comunidades mais vulneráveis, como crianças, idosos e pessoas de baixa renda. Essas populações frequentemente enfrentam maior exposição à poluição atmosférica devido à proximidade com fontes de emissão

e condições habitacionais precárias. Portanto, além de uma questão de saúde pública e preservação ambiental, combater a poluição do ar é também uma questão de justiça social e direitos humanos. Todos merecem respirar ar limpo e ter acesso a um ambiente saudável e seguro para viver. É imperativo que governos, indústrias e comunidades se unam em esforços concentrados para reduzir as emissões de poluentes e proteger o bem-estar de todos os cidadãos, hoje e no futuro.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

O estudo desenvolvido no âmbito desta dissertação teve por objetivo central caracterizar, pela primeira vez, a qualidade do ar da área metropolitana de Luanda, Angola, com recurso a amostragem passiva, com o intuito de avaliar a relevância de potenciais fontes antrópicas, a toxicidade e os impactos ambientais associados a diferentes poluentes gasosos.

Além disso, com este estudo procura-se contribuir para a compreensão da qualidade do ar em Luanda, e para a definição de um conjunto de medidas fundamentais para a formulação de políticas de controlo de poluição, ações de preservação ambiental e de melhoria da saúde pública.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar espacialmente as concentrações de ozono troposférico (O_3), dióxido de azoto (NO_2), dióxido de enxofre (SO_2), compostos orgânicos voláteis (COVs) e compostos carbonílicos, através da aplicação de amostradores passivos Radiello;
- Avaliar o padrão espacial dos poluentes referidos em função da distribuição das principais fontes de poluição atmosférica;
- Estimar riscos de desenvolvimento de cancro e doenças não cancerígenas por inalação.

1.2.3 Estrutura da Dissertação

A estrutura desta dissertação integra cinco partes distintas, cada uma contribuindo para uma compreensão mais abrangente da qualidade do ar em Luanda. O primeiro capítulo introduz o estudo, fornecendo uma visão geral do trabalho e definindo claramente os objetivos a serem alcançados. No segundo capítulo, a contextualização dos poluentes gasosos é amplamente abordada, explorando suas principais características, fontes de emissões, processo de formação, e os impactos que exercem na saúde humana, além de seu enquadramento legal. No terceiro capítulo, detalha-se a metodologia utilizada, desde a descrição da área de estudo até os procedimentos de amostragem, análise laboratorial e processamento dos dados. No quarto capítulo, os resultados são apresentados e discutidos, identificando variáveis cruciais que influenciam as concentrações desses poluentes no ambiente de Luanda. Por fim, o quinto capítulo encerra a dissertação, resumindo as principais conclusões alcançadas e oferecendo sugestões para futuras pesquisas, aprimorando assim o conhecimento sobre a qualidade do ar em Luanda.

2 Qualidade do Ar e Riscos Para a Saúde Humana

Neste capítulo, serão abordadas questões fundamentais relacionadas com a qualidade do ar e com os riscos para a saúde humana. Inicialmente, é explorada a dinâmica dos principais poluentes da atmosfera, destacando-se as diversas fontes dos compostos de maior relevância e integrados neste estudo. Em seguida, identificar-se-ão os impactos diretos desses compostos no ambiente e na saúde humana, discutindo os efeitos adversos decorrentes da exposição. Além disso, proceder-se-á a uma breve descrição dos principais métodos de monitorização da qualidade do ar, procurando uma abordagem mais aprofundada aos métodos passivos, por serem os utilizados neste estudo. Por fim, surgirá o enquadramento legal relativo à qualidade do ar ambiente.

2.1 Aspectos Gerais da Dinâmica dos Poluentes Atmosféricos

A troposfera é a camada mais próxima da superfície terrestre, com uma temperatura média de 14-15 °C e pressão de 1 atm. Esta camada estende-se até altitudes de 10-16 km, onde as condições de temperatura variam de 10-20 °C à superfície até valores inferiores a -50 °C no seu topo. A pressão sofre também variações consideráveis, diminuindo aproximadamente de 1 atm ao nível da superfície até 0,1 atm no seu limite superior. A troposfera contém a maior parte da massa atmosférica, aproximadamente 85 a 90%. Esta região atmosférica desempenha um papel vital nas condições climáticas e abriga os componentes fundamentais que influenciam diretamente a vida na Terra (Tabela 1).

Tabela 1 - Componentes fundamentais da atmosfera. Fonte: adaptado de Lenzi & Favero (2019).

Espécie química	Concentração (% v/v)
Azoto (N ₂)	78,08
Oxigénio (O ₂)	20,95
Árgon (Ar)	0,93
Dióxido de carbono (CO ₂)	0,03
Demais gases nobres e substâncias traço	0,01

O ar pode apresentar diferentes níveis de poluição, resultantes de substâncias provenientes tanto de fontes naturais (como vulcões, vegetação, oceanos e erosão eólica) quanto de atividades humanas (como transporte rodoviário, instalações de combustão, unidades industriais e atividades agropecuárias). A degradação da qualidade do ar é predominantemente causada por emissões antropogénicas e os poluentes atmosféricos podem ser classificados como primários (emitidos diretamente por fontes) e secundários de natureza gasosa e/ou particulada, que são poluentes formados por reações na atmosfera. Exemplos de poluentes primários incluem NO_x (sobretudo o NO), SO₂ e alguns COVs, cujas principais fontes estão ligadas a queima de combustíveis em veículos e instalações industriais, queima de combustíveis fósseis como o carvão e queima de solventes em instalações industriais. A partir desses compostos podem ser originados poluentes secundários, como o O₃, que se forma principalmente a partir de interações entre o NO_x e COVs presentes na atmosfera, o NO₂, que é formado na atmosfera através de reações de oxidação do NO.

A alteração do estilo de vida do Homem, com níveis elevados de consumo, fez com que a exploração de matérias-primas e os processos produtivos ganhassem uma dimensão enorme. Atividades como a produção de energia, a agropecuária, os transportes de mercadorias e pessoas e demais atividades que suportam a vida humana, intensificam o lançamento de gases na atmosfera conduzindo a perdas desmesuradas a nível da saúde dos ecossistemas naturais e do Homem. As Figura 1 e Figura 2 representam os ciclos do azoto e enxofre que, dependendo da forma, concentração e lançamento na atmosfera podem ser considerados poluentes, devido à sua interferência na qualidade do ambiente e na vida como um todo.

Na atmosfera, podem ser encontrados diversos compostos de azoto de origem natural, incluindo o óxido nitroso (N₂O), óxidos de azoto (NO e NO₂), gás amoníaco (NH₃) e diferentes sais iónicos na fase particulada como o nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻) e amónio (NH₄⁺). Na atmosfera, o azoto e o oxigénio estão amplamente presentes, e quando submetidos a temperaturas superiores a 1600 K, interagem quimicamente entre si. Quando a temperatura do gás da

combustão decresce rapidamente, a reação termina formando NO (Santos, 2017), conforme a equação 1.

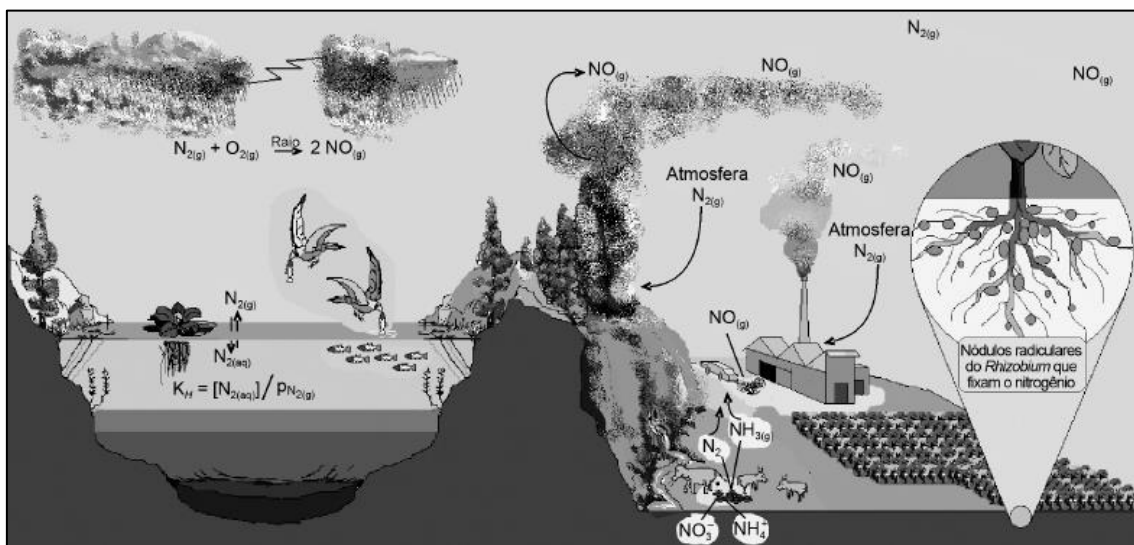


Figura 1 - Ciclo biogeoquímico do azoto, destacando as principais interações e fontes naturais e antrópicas de emissão de compostos de azoto para a atmosfera. Fonte: Lenzi & Favero (2019)



A maior parte do NO₂ presente na atmosfera é resultado da oxidação do NO, primordialmente produzido por veículos movidos a combustão e em indústrias de base como termoeletricas. O tráfego rodoviário desempenha um papel significativo na poluição do ar na Europa, sendo responsável por mais da metade das emissões do NO. Como resultado, a concentração de NO₂ nas áreas urbanas é frequentemente elevada (CE, 1997).

A principal reação para a formação de O₃ na atmosfera é descrita na equação 2 e 3. O oxigênio (O₂) é dissociado quando absorve radiação ultravioleta solar ($\lambda < 200 \text{ nm}$) e após isso, com o auxílio de uma terceira molécula (M), que pode ser de O₂ ou N₂, mais o átomo de oxigênio dissociado, é formado o O₃ (Finlayson-Pitts & Pitts Jr., 1993).



Contudo, para a formação do O_3 na troposfera, será necessário a fotodissociação do NO_2 equação 4, para que possa ser formado um oxigênio atômico, e assim dar seguimento à reação de formação do O_3 troposférico da mesma maneira que ocorre na equação 3 (Finlayson-Pitts & Pitts Jr., 1993).

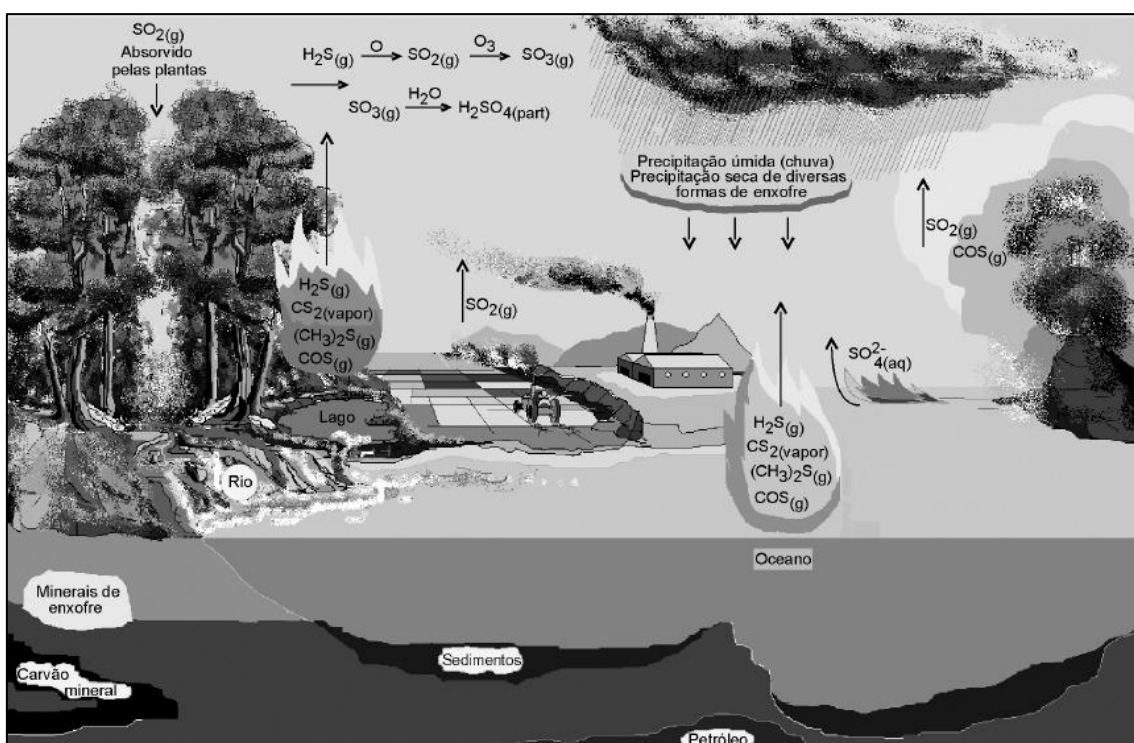
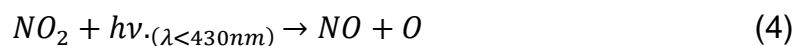


Figura 2 - Ciclo biogeoquímico do enxofre, destacando as principais interações e fontes naturais e antrópicas de emissão de compostos de azoto para a atmosfera. Fonte: Lenzi & Favero (2019).

Excluindo a atividade vulcânica, várias fontes humanas também contribuem para a libertação do SO_2 na atmosfera. Isso inclui processos de combustão que empregam diversos tipos de materiais orgânicos, como lenha e

carvão, ou materiais fósseis, como petróleo e carvão mineral. Tanto em situações controladas, como em fornos industriais ou fogões domésticos, quanto em situações descontroladas como incêndios florestais, a queima desses materiais pode resultar na produção de SO₂. Por exemplo, ao queimar carvão mineral em regiões frias e sem acesso a outras formas de energia, o SO₂ é gerado principalmente a partir das impurezas presentes no combustível, como o dissulfeto de ferro (FeS₂) (Santos, 2017).

2.2 Efeitos na Saúde Humana

A qualidade do ar é uma preocupação crítica que afeta diretamente a saúde humana e o ambiente atmosférico em todo o mundo. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), aproximadamente 7 milhões de mortes, na sua maioria devido a doenças não transmissíveis, são atribuíveis aos efeitos conjuntos da poluição do ar ambiente e doméstica (WHO, 2021). Estimativas globais apontam para entre 4 e 9 milhões de mortes anualmente causadas pela poluição do ar ambiente, em particular por doenças observadas em países de baixo e médio rendimento per capita. As doenças atribuíveis à poluição do ar incluem mortalidade por todas as causas, infecções respiratórias agudas, doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC), doença cardíaca isquêmica, cancro do pulmão e acidentes vasculares cerebrais. Além disso, evidências sugerem que a poluição do ar também está relacionada com a diabetes tipo II, mortalidade neonatal, devido a baixo peso dos nascidos e a partos prematuros, bem como a doenças neurológicas como o Alzheimer. A poluição do ar compete agora com outros riscos de saúde global, como dieta não saudável e tabagismo, e é considerada um dos principais fatores de risco em todo o mundo. Além das consequências para a saúde, a poluição do ar também gera impactos económicos significativos, tanto em termos de custos relacionados com a saúde como de perda de produtividade no trabalho (WHO, 2021).

Essas evidências ressaltam o impacto significativo da poluição do ar na saúde humana, que pode resultar em incapacidades e, em casos extremos, em mortes prematuras. Entre as principais causas de morte prematura relacionadas com a poluição do ar, destacam-se as doenças cardíacas e os derrames, enfatizando ainda mais a urgência de abordar esse problema (Casal et al., 2023).

Portanto, é fundamental compreender não apenas a química da atmosfera e as fontes de poluição, mas também os efeitos prejudiciais dessa poluição na saúde humana.

Outros estudos procuraram investigar a possível relação entre a poluição atmosférica e o cancro do pulmão. Nafstad et al. (2003), ao analisarem um grupo de indivíduos em Oslo, Noruega, no período de 1972/73 a 1998, chegaram a resultados que sugerem uma associação significativa entre a poluição do ar urbano e um maior risco de desenvolvimento de cancro do pulmão. Especificamente, a exposição prolongada a poluentes como NO_x e SO₂ demonstrou aumentar esse risco. Outro estudo apontou interações adicionais entre a exposição aos poluentes atmosféricos e a predisposição genética, indicando que indivíduos com uma alta carga genética para a doença e alta exposição à poluição do ar apresentavam o maior risco de desenvolver cancro do pulmão (Huang et al., 2021). Para além do cancro, a exposição crónica ao NO₂ está associada a problemas respiratórios e cardiovasculares (CE, 1997). No caso do SO₂, este poluente pode causar uma série de problemas respiratórios, especialmente em populações sensíveis, como crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias pré-existentes, como asma. Além disso, o SO₂ contribui para a formação de partículas finas no ar (i.e., PM_{2,5}), que são prejudiciais à saúde, quando inaladas. Essas partículas podem penetrar profundamente nos pulmões e causar uma série de doenças respiratórias e cardiovasculares (WHO, 2021).

Os COVs englobam uma ampla gama de compostos orgânicos que têm a capacidade de volatilizar em condições de temperatura ambiente. Incluem benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos (BTEX), mas também muitos outros compostos orgânicos, como aldeídos, cetonas, hidrocarbonetos não aromáticos, éteres, entre outros. Os COVs são encontrados em muitos produtos e processos industriais, incluindo tintas, solventes, produtos de limpeza, combustíveis, emissões veiculares e muito mais. Eles podem contribuir para a formação de poluentes atmosféricos secundários, como ozono troposférico, e têm implicações para a qualidade do ar e a saúde humana.

Além de estarem associados a emissões de combustíveis fósseis, os BTEX têm as suas próprias características e usos na indústria química.

- O benzeno é um hidrocarboneto aromático amplamente utilizado como solvente industrial. No entanto, é conhecido por ser carcinogénico para os seres humanos e pode causar sérios problemas de saúde quando inalado ou ingerido;
- O tolueno é outro hidrocarboneto aromático frequentemente utilizado como solvente em produtos químicos, tintas e vernizes. Este composto também pode afetar a saúde humana, especialmente quando há exposição prolongada;
- O etilbenzeno é um composto químico usado na fabricação de estireno, que é um monómero importante na produção de plásticos, borrachas e outros materiais. Embora seja menos conhecido, também apresenta riscos para a saúde e o ambiente;
- Os xilenos são compostos químicos que incluem três isómeros: orto-xileno, meta-xileno e para-xileno. Eles são usados como solventes e na fabricação de produtos químicos, como resinas e plásticos. Assim como os outros membros do grupo BTEX, os xilenos podem representar riscos para a saúde e para o ambiente se não forem manuseados adequadamente.

Em resumo, os BTEX são substâncias químicas comuns na indústria, mas a sua toxicidade torna-os numa preocupação tanto para a saúde humana quanto para o ambiente. Portanto, é essencial monitorar e controlar a exposição a esses compostos para mitigar os seus impactos negativos.

Os compostos carbonílicos são um grupo específico de compostos orgânicos relevantes. Possuem um grupo funcional que consiste em um átomo de carbono ligado a um átomo de oxigénio por uma ligação dupla. A presença do grupo carbonilo em poluentes atmosféricos, como aldeídos e cetonas, tem implicações importantes para a qualidade do ar e a saúde humana. Esses compostos podem originar-se de fontes antropogénicas, como emissões veiculares e industriais, bem como de fontes naturais. A reatividade dos grupos carbonílicos é relevante para processos atmosféricos, incluindo a formação de ozono troposférico e a produção de aerossóis.

Os COVs e os compostos carbonílicos já foram alvo de estudo em países emergentes (Cavalcante et al., 2006; Jaars et al., 2018; Zhou et al., 2011). Seus

níveis são, em geral, mais altos em atmosferas interiores do que em ambientes exteriores (Kim et al., 2001; Weisel et al., 2008). Os riscos para a saúde associados a esses compostos são significativamente maiores em áreas onde a exposição a níveis mais elevados é mais frequente do que em áreas controladas, com uma prevalência aumentada de doenças respiratórias, anafiláticas e cardiovasculares (Shuai et al., 2018).

Essas descobertas enfatizam a complexidade da relação entre poluição atmosférica, fatores genéticos e a saúde pulmonar, destacando a importância de compreender essas interações para uma prevenção mais eficaz do cancro do pulmão bem como outras doenças respiratórias.

2.3 Efeitos no Ambiente

Os poluentes gasosos, tais como SO_2 e os NO_x , exercem impactos significativos no ambiente, abrangendo uma variedade de consequências. A deterioração da qualidade do ar é uma preocupação primordial, enquanto a presença desses poluentes contribui para a formação de chuva ácida. Esta, por sua vez, acarreta danos expressivos em edifícios, monumentos, solos e corpos de água, impactando negativamente na estética e funcionalidade de áreas urbanas e naturais e intensificando a necessidade de ações mitigadoras (Adon et al., 2016; Qin et al., 2023).

O NO_x e os COVs, provenientes de fontes naturais e antrópicas, reagem fotoquimicamente na presença da radiação solar, desencadeando uma série de reações que resultam na formação do ozono. O O_3 troposférico é considerado um poluente do ar que causa danos a todos os elementos vivos e não vivos do planeta, sendo muito prejudicial à saúde humana e ao ambiente. Atualmente a presença de O_3 constitui um dos problemas mais importante de qualidade do ar em áreas urbanas e não urbanas, em virtude de as suas concentrações não dependerem de forma linear das emissões dos seus precursores (Andrade et al., 2002).

2.4 Métodos de Monitorização da Qualidade do Ar

Nesta secção discutem-se os métodos ativos e passivos aplicados para monitorar a qualidade do ar, com foco especial em métodos de amostragem passiva por serem estes os aplicados no estudo desta tese. As características

específicas de cada técnica são apresentadas e destacam-se as principais vantagens e limitações associadas a essas metodologias, de forma a possibilitar uma visão abrangente das estratégias de monitorização usadas.

2.4.1 Monitorização Ativa

A amostragem ativa é realizada usando dispositivos de recolha de poluentes atmosféricos que aspiram um volume conhecido de ar e que permitem direta ou indiretamente medir a concentração de contaminantes presentes em unidades de medida, como partes por milhão (ppm) ou microgramas por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

A monitorização ativa pode ser ainda contínua ou descontínua. A contínua envolve a utilização de equipamentos automatizados (analísadores contínuos) para medir a concentração de poluentes atmosféricos ao longo do tempo, o que permite a deteção de picos de concentrações e a consequente identificação das suas possíveis causas. A descontínua envolve a coleta de amostras em matrizes específicas durante um período determinado previamente, sendo depois sujeitas a análises laboratoriais. Embora os métodos descontínuos sejam mais trabalhosos, são geralmente mais acessíveis em termos de custo e execução em comparação com os métodos contínuos (Cruz & Campos, 2008).

A amostragem ativa de gases e partículas apresenta as seguintes vantagens e desvantagens:

Vantagens:

- Dados em tempo real - os monitores ou analisadores em contínuo fornecem resultados em tempo real, permitindo uma resposta imediata a eventos de poluição;
- Ampla aplicação - podem ser usados para uma variedade de poluentes atmosféricos;
- Precisão controlável - podem ser calibrados com maior precisão e controlo;
- Flexibilidade - podem ser usados em diversas condições e locais.

Desvantagens:

- Custo elevado - os equipamentos ativos podem ser caros para adquirir e manter;

- Consumo de energia - Requerem fonte de energia para funcionar, o que pode limitar a mobilidade;
- Complexidade - A operação e manutenção dos equipamentos ativos pode ser complexa;
- Limite de tempo de operação - A amostragem ativa é geralmente limitada a períodos mais curtos, devido ao consumo de energia e custos associados;
- Amostragem pontual - fornecem dados em pontos específicos e não representam uma média ponderada do tempo.

2.4.2 Monitorização Passiva

A amostragem passiva envolve o uso de substratos de coleta, como tubos passivos (Figura 3), que são expostos ao ar por um período definido para absorver ou adsorver os poluentes gasosos. Os poluentes capturados nos substratos são posteriormente analisados em laboratório para determinar suas concentrações.

A análise de gases através do método de amostragem passiva é frequentemente utilizada para campanhas onde os recursos financeiros são limitados e se deseja cobertura espacial e em locais sem fontes de energia ou ainda para validar outros métodos (Alves et al., 2018; Canha et al., 2015). As Diretivas europeias 2008/50/CE e 2004/107/CE estabelecem métodos e análises de referência, ou seus equivalentes, para assegurar a precisão e confiabilidade na determinação do valor legal da amostragem. Contudo, as análises por métodos passivos podem ser utilizadas como indicativas, que seriam entendidas como medições mais simples e ou de curto prazo e ainda suplementares para os métodos equivalentes ou de referência (Fronzizi, 2008).

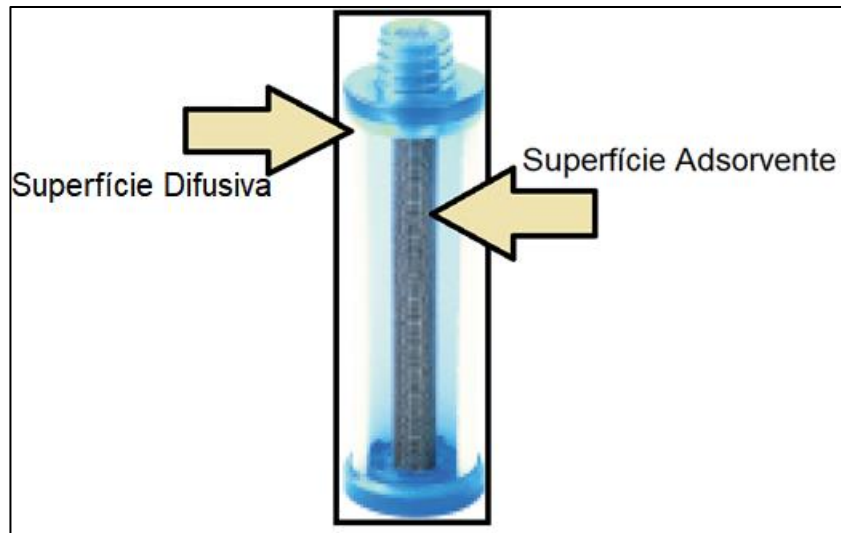


Figura 3 - Sistema de amostragem passiva. Adaptado: Radiello (2019).

Os sistemas passivos de difusão radial proporcionam uma área de coleta expandida sem a necessidade de aumentar o volume de amostragem, resultando em medições mais precisas e sensíveis.

A fórmula geral para o cálculo de concentração dos gases nos tubos difusores é dada pela equação 5.

$$C = \frac{m \cdot 1000}{Q \cdot K \cdot t} \quad (5)$$

Onde:

C – concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);

m – massa (μg);

Q – taxa de amostragem (l/min) (em que o valor de Q é tabelado para 25°C, mas tem de ser corrigido para o valor T de amostragem);

K – fator de conversão de ppm para $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (para o ozono, K = 1,996; para o NO₂, K = 1,880; para o SO₂, K = 2,620; para os carbonilos e COVs, K varia conforme o composto analisado);

t – tempo de exposição (min).

As amostragens passivas de gases atmosféricos apresentam as seguintes vantagens e desvantagens:

Vantagens:

- Custo-benefício - geralmente, a amostragem passiva é mais económica, pois não requer equipamentos de amostragem ativos complexos. Permite amostragem em múltiplos pontos em simultâneo para avaliação da distribuição espacial das concentrações;
- Simplicidade - é um método simples de implementar e não exige fonte de energia externa;
- Monitorização de longo prazo - é adequada para esta tipologia de monitorização, dado que os sistemas podem ficar expostos por semanas ou meses;
- Amostragem integrada - fornece uma média ponderada do nível de poluentes ao longo do tempo.

Desvantagens:

- Não é em tempo real - os resultados não estão disponíveis em tempo real, pois exigem análise laboratorial posterior;
- Limitado a alguns poluentes - a amostragem passiva é mais adequada para poluentes específicos e não para todos os tipos de poluentes;
- Influência de condições meteorológicas - as condições meteorológicas podem afetar a taxa de amostragem passiva e, portanto, a precisão dos resultados;
- Necessidade de conhecimento prévio - requer conhecimento prévio sobre os poluentes de interesse e suas características.

A escolha entre amostragem passiva e ativa depende dos objetivos da monitorização, das condições específicas do local e dos recursos disponíveis. Cada método tem seu lugar e utilidade na avaliação da qualidade do ar, e a decisão deve ser baseada na aplicação específica.

2.5 Enquadramento Legal

É fundamental ressaltar que a inexistência de legislação específica sobre parâmetros de poluentes atmosféricos em Angola torna inviável a utilização de legislação nacional como referência. Nesse contexto, a escolha recaiu sobre a adoção dos padrões estabelecidos pela União Europeia (UE), que possui

regulamentações rigorosas e amplamente reconhecidas internacionalmente no que diz respeito à qualidade do ar e controlo de poluentes atmosféricos. Além disso, a legislação de Portugal, como membro da UE e país lusófono com laços históricos com Angola, pode oferecer diretrizes mais alinhadas com a realidade e os recursos disponíveis no contexto angolano. Essa abordagem proporcionará um quadro mais sólido e eficaz para a gestão da qualidade do ar e a proteção da saúde pública em Angola.

Os valores-guia da Organização Mundial da Saúde desempenham um papel crucial na definição de padrões internacionais para a qualidade do ar e na proteção da saúde pública. Estes valores são fundamentais para orientar as políticas de qualidade do ar em todo o mundo, estabelecendo limites máximos aceitáveis para concentrações de poluentes atmosféricos (Tabela 2). Os padrões de qualidade do ar são estabelecidos com base em evidências científicas e visam proteger a saúde da população, especialmente em relação a resultados críticos, como mortalidade e morbidade relacionada com a exposição à poluição do ar. As diretrizes da OMS, portanto, desempenham um papel fundamental na definição de padrões de qualidade do ar que podem ser adotados por várias regiões, para a proteção da saúde pública. A UE tem implementado regulamentos e diretrizes alinhados com esses valores-guia para melhorar a qualidade do ar e reduzir as emissões de poluentes em toda a União.

Tabela 2 - Valores-guia da OMS para concentração de poluentes gasosos.

Fonte: adaptado de WHO, 2021.

Poluente	Tempo de Exposição	Metas internas			Valores-guia de qualidade do ar
		1	2	3	
O ₃ (µg/m ³)	Alta temporada ^a	100	70	-	60
	8 horas ^b	160	120	-	100
NO ₂ µg/m ³)	anual	40	30	20	10
	24 horas ^a	120	50	-	25
SO ₂ (µg/m ³)	24 horas ^a	125	50	-	40

(a) - Média diária da concentração média máxima em 8 horas nos seis meses consecutivos com a maior concentração média em seis meses;

(b) – percentil 99^o (3-4 dias por ano de exceções).

A UE tem desempenhado um papel ativo no que diz respeito às questões ambientais, incluindo a qualidade do ar e as emissões de poluentes para a atmosfera. A UE estabeleceu uma série de regulamentos e diretrizes destinados a melhorar a qualidade do ar e reduzir as emissões de poluentes em toda a União. Além disso, os Estados membros da UE, incluindo Portugal, são obrigados a transpor essas normas e leis da Comissão Europeia para o direito interno, garantindo assim a implementação efetiva das políticas ambientais da UE a nível nacional. Isso envolve a adoção de medidas específicas para atender aos padrões e metas estabelecidos pela UE em relação à qualidade do ar, emissões de gases de efeito estufa, poluentes atmosféricos, o compartilhamento de boas práticas, a promoção de tecnologias limpas e a realização de monitoramento e relatórios regulares para avaliar o progresso em direção às metas ambientais estabelecidas.

As Diretivas 2008/50/CE, emitida em 21 de maio e a Diretiva 2004/107/CE, emitida em 15 de dezembro de 2004, são importantes regulamentações que abordam a qualidade do ar ambiente e visam proporcionar um ar mais limpo. As duas diretivas ainda têm implicações significativas em várias regiões do mundo, estabelecendo padrões e diretrizes essenciais para o monitoramento e a melhoria da qualidade do ar. Estas diretivas definem limiares de concentração para diversos poluentes atmosféricos prejudiciais à saúde humana e ao ambiente, como O₃, SO₂, NO_x, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), entre outros poluentes e exigem a implementação de planos de ação para reduzir essas concentrações quando ultrapassam os níveis estabelecidos. Essas exigências podem ser vislumbradas pela transposição das diretivas para cada país membro da EU, contudo, cada país membro fará a transposição da diretiva conforme suas próprias particularidades.

A União Europeia propôs em outubro de 2022 uma revisão das diretrizes existentes sobre qualidade do ar ambiente, com o intuito de fundir e atualizar as Diretivas 2004/107/CE e 2008/50/CE visando estabelecer valores-limite mais rigorosos para poluentes atmosféricos e alcançar a visão de poluição zero até 2050. As normas revisadas, alinhadas com as recomendações da OMS (WHO, 2021), incluem reduções nos limites de qualidade do ar ambiente no que tange a exposição média e limiares de alerta. Os Estados-Membros devem estabelecer

planos de qualidade do ar, reforçar o monitoramento e a modelação, e cooperar com estados-membros para combater a poluição atmosférica. Objetiva-se ainda uma redução significativa nas mortes precoces relacionadas com a poluição atmosférica. O Parlamento Europeu adotou sua posição em setembro de 2023, e negociações entre legisladores buscam acordar sobre o texto final da nova Diretiva proposta (CE, 2023).

A transposição da Diretiva 2008/50/CE, se deu em Portugal pelo Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de Setembro do Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, alterado pelo Decreto-Lei n.º 43/2015, de 27 de março e pelo Decreto-Lei n.º 47/2017 de 10 de maio, que estabelece medidas essenciais com o propósito de definir e estabelecer objetivos para a qualidade do ar ambiente, visando prevenir ou reduzir os efeitos prejudiciais à saúde humana e ao ambiente. Além disso, este diploma estabelece métodos e critérios comuns para avaliar a qualidade do ar em todo o território nacional, fazendo com que sejam geradas informações sobre a qualidade do ar para contribuir na redução da poluição atmosférica e seus efeitos, e garante que essas informações estejam disponíveis ao público. Traz consigo os limiares superiores e inferiores em diferentes zonas e poluentes atmosféricos (Tabela 3).

Tabela 3 - Valores limites, níveis críticos e limiares legais definidos no DL 102/2010 de 23 de setembro, republicado pelo DL 47/2017 de 10 de maio.

Poluente	Objetivo	Parâmetro	Período de referência	Valor ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
O ₃	Limiar de alerta	Limiar	Uma hora	240 ^a
	Proteção da saúde humana (objetivo a longo prazo)	Limite	Ano civil	120 ^b
NO ₂	Valor de limite	Limite	Uma hora	200
	Valor de limite	Limite	Ano civil	40
	Limiar de alerta	Limiar	Uma hora	400
SO ₂	Valor de limite	Limite	Uma hora	350
	Valor de limite	Limite	Um dia	125
	Limiar de alerta	Limiar	Uma hora	500
Benzeno	Valor limite	Limite	Ano civil	5

(a) - Para a aplicação do artigo 29.º, a excedência do limiar deve ser medida ou estimada durante três horas consecutivas;

(b) - Valor máximo diário das médias octo-horárias, calculadas por períodos consecutivos de oito horas, num ano civil.

3 Metodologia

Nesta secção será realizada uma descrição da área de estudo, detalhando as suas características geográficas e ambientais. Em seguida, descrevem-se os pontos de amostragem passiva para a medição de poluentes gasosos em Luanda. A instalação, recolha de amostras e análise laboratorial dos amostradores passivos foram conduzidas de acordo com um procedimento definido, e por fim são apresentadas as ferramentas utilizadas no processamento dos dados, incluindo as da análise geoestatística e de relação da concentração dos gases com o risco de cancro.

3.1 Descrição da Área de Estudo

Angola, localizada na zona intertropical e subtropical do hemisfério Sul e adjacente ao Oceano Atlântico, apresenta uma geografia única que influencia o seu clima. Durante a estação chuvosa, que ocorre entre agosto e maio, as temperaturas tendem a aumentar, atingindo seu pico em março. Por outro lado, a estação seca, conhecida localmente como "cacimbo", é caracterizada pelo frio e atinge seu ápice nos meses de junho e julho. Esse frio é menos intenso nas áreas costeiras e intensifica-se à medida que se avança para altitudes mais elevadas. Nas regiões do planalto central, as temperaturas podem cair abaixo de 10 °C, chegando a 5 °C em algumas áreas. A temperatura média anual é de 27 °C, com mínimas médias de 17 °C (Angola, 2023).

Angola apresenta uma população aproximada de 25,79 milhões segundo os censos realizados em 2014 pelo Instituto Nacional de Estatística (INE). A cidade de Luanda (Figura 4), situada na zona costeira e com aproximadamente 27% da população total do país (INE, 2016) é a capital de Angola.

Em relação à geografia física de Luanda, conforme MINUA (2006), a cidade está localizada na zona mais quente de Angola, com temperaturas médias anuais oscilando entre 24°C e 26°C. A região apresenta um relevo predominantemente plano, com altitudes variando de 0 a 200 metros. O ambiente exhibe características que se assemelham a áreas desérticas, com uma predominância de vegetação arbustiva xerófila. Quanto ao clima, assume um carácter semiárido e árido, classificado como BSh (semiárido quente) segundo

Köppen-Geiger, com elementos megatérmicos e níveis de humidade situados entre 80% e 85% (MINUA, 2006; Peel et al., 2007).

A economia angolana esteve historicamente ligada à produção de petróleo, resultando em crescimento instável e altos níveis de pobreza e desigualdade. No entanto, reformas recentes melhoraram a gestão económica e a governança pública. Em 2022, o país experimentou um crescimento de 3%, impulsionado pela expansão em setores não petrolíferos e pela recuperação da produção de petróleo. O aumento dos preços do petróleo permitiu um aumento dos gastos públicos e uma apreciação da moeda nacional, estimulando o consumo privado (TWB, 2023).

No entanto, a economia enfrenta desafios, incluindo a redução das receitas petrolíferas, inflação e desvalorização da moeda. Os desafios sociais incluem o desemprego elevado, a informalidade do emprego e a falta de empregos de qualidade (TWB, 2023).

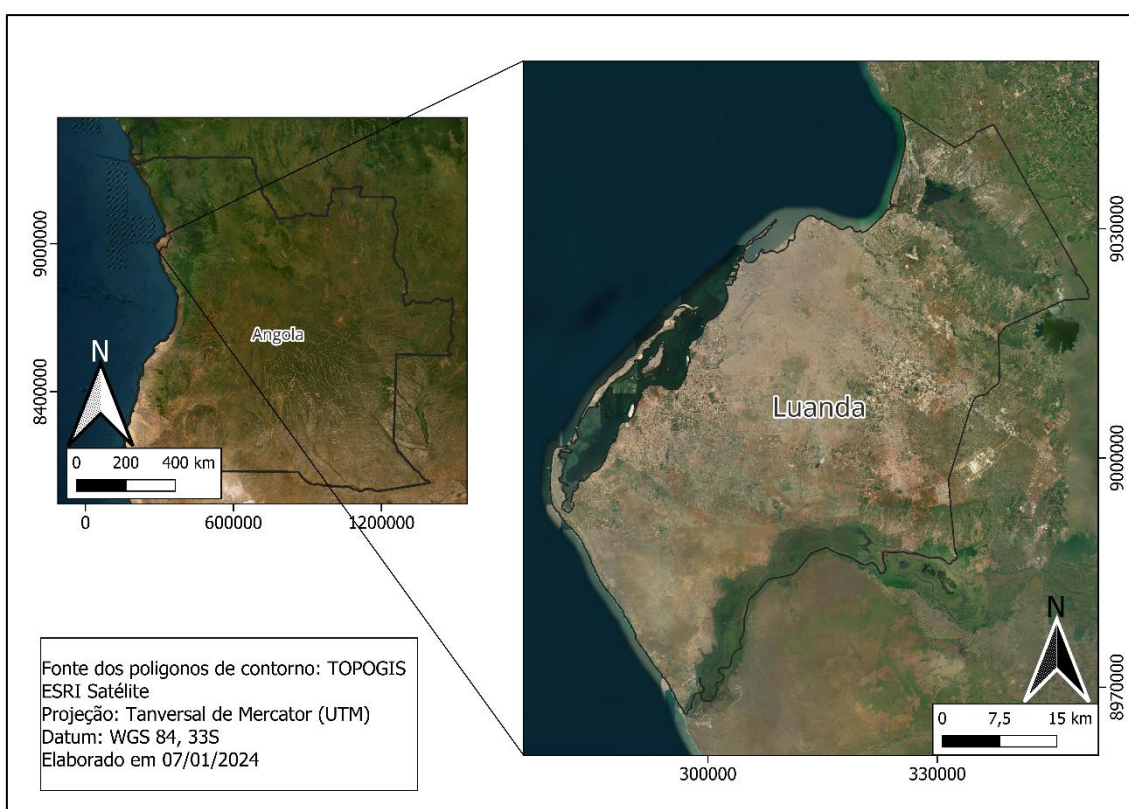


Figura 4 - Localização de Luanda, Angola.

A relação entre os aspetos económicos de Angola e a poluição atmosférica é complexa e tem múltiplos fatores interconectados. Historicamente, a economia do país esteve profundamente ligada à produção de petróleo, uma atividade que trouxe receitas substanciais, mas também gerou uma significativa poluição do ar, devido às emissões de poluentes associadas à exploração e processamento de petróleo (TWB, 2023). Essas emissões incluem COVs, SO₂ e outros poluentes atmosféricos. Além disso, o rápido crescimento económico e a urbanização em Angola aumentaram as necessidades energéticas, incluindo eletricidade e combustíveis para confeção de alimentos, o que leva ao crescimento da poluição atmosférica (Akhmat et al., 2014; Andric & Al-Ghamdi, 2020).

É importante ressaltar que cerca de 55% da população angolana ainda depende de combustíveis sólidos, como lenha e carvão, para cozinhar (INE, 2016). Isso não apenas representa um desafio para a qualidade do ar, devido às emissões de poluentes resultantes da queima desses materiais, mas também coloca uma pressão adicional sobre os recursos naturais, como as florestas.

3.2 Seleção e Caracterização de Pontos de Amostragem Passiva para Medição de Poluentes Gasosos em Luanda

No total foram selecionados 25 pontos de amostragem, distribuídos pela área de estudo, de forma a melhor representar as heterogeneidades da região em termos de ocupação do solo e distribuição das fontes de emissões de poluentes atmosféricos. Nas Figura 5 e 6 pode observar-se a localização e tipologia que de cada ponto onde foi colocado um amostrador.

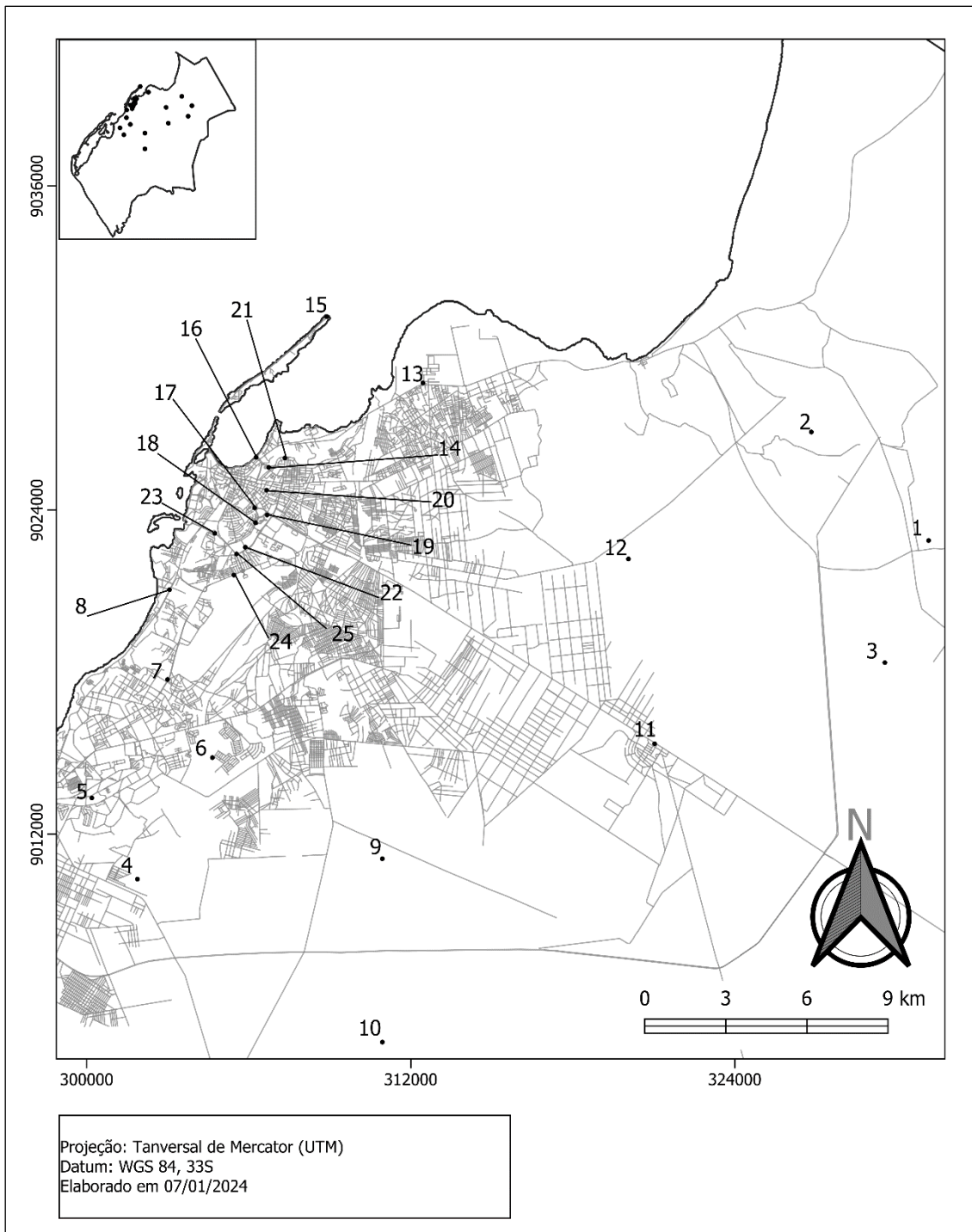


Figura 5 - Localização dos amostradores com referência por número.

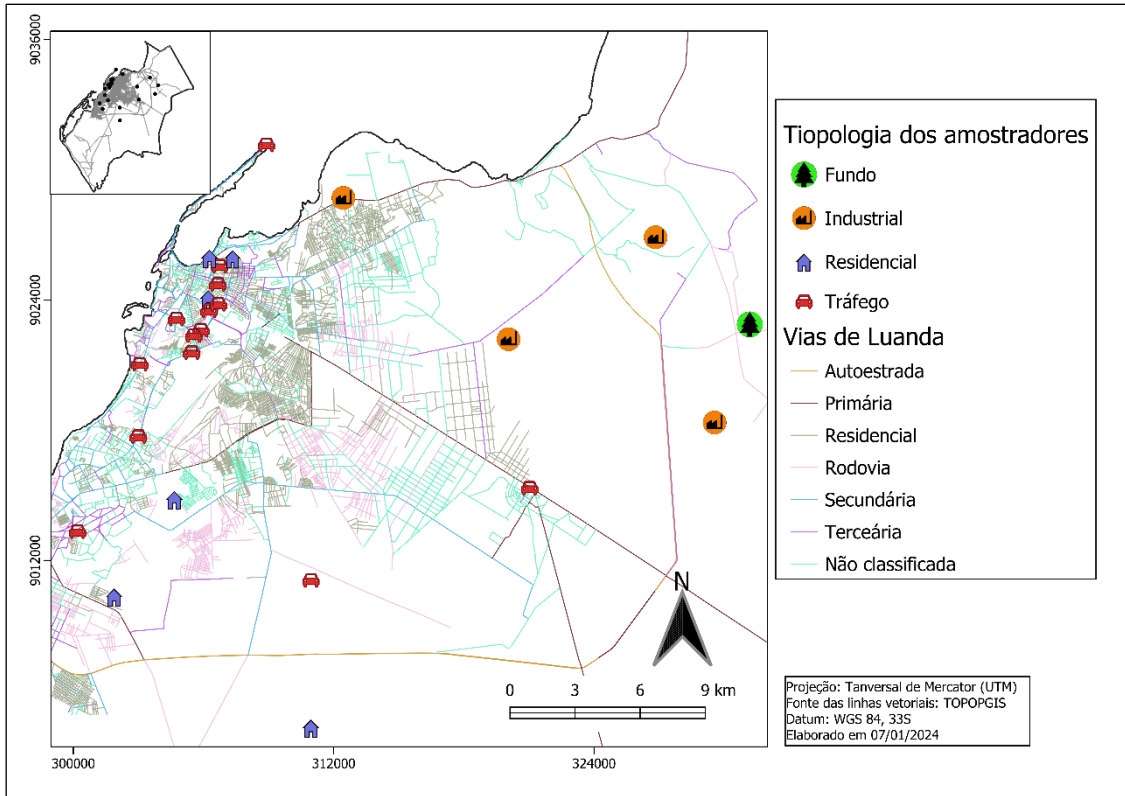


Figura 6 - Pontos de amostragem classificados de acordo com a tipologia de fontes na área de influência.

Essa seleção estratégica de pontos de amostragem permite uma avaliação abrangente da qualidade do ar em Luanda, considerando uma variedade de ambientes urbanos e residenciais, industriais, de tráfego e fundo, possibilitando identificação das principais fontes de poluição atmosférica que podem impactar a cidade e seus habitantes (Tabela 4).

Tabela 4 - Tipo de ambiente e descrição dos pontos de amostragem.

Modalidade da área	Área	Descrição
Fundo	1	Local em área rural, oferecendo um contexto de fundo para a qualidade do ar
Residencial	4, 6, 10, 16, 17 e 21	Locais predominantemente residenciais
Industrial	2, 3, 12 e 13	Locais situados nas proximidades de fontes industriais
Tráfego e transportes	5, 7, 8, 9, 11, 14, 15, 18, 19, 20, 22, 23, 24 e 25	Locais próximos de áreas de tráfego significativo, como terminais rodoviários, comandos municipais de polícia, e áreas de transporte público

3.3 Procedimento de Instalação e Recolha dos Amostradores Passivos,

Análise e Processamento de Dados Laboratoriais

O procedimento de instalação e recolha dos amostradores passivos, bem como a análise e processamento dos dados laboratoriais, são etapas fundamentais na obtenção de informações sobre a poluição atmosférica usando esses dispositivos. Os tubos de superfície difusiva utilizados são da marca Radiello®. A versatilidade e a capacidade de adaptação dos tubos são ferramenta de imensa eficácia, quando se procura monitorar e compreender a poluição atmosférica e seus efeitos na saúde humana e no ambiente.

Inicialmente, os amostradores passivos foram preparados para uso, garantindo que estejam em perfeito estado de funcionamento e que o meio adsorvente apropriado esteja pronto, quando necessário. A próxima etapa envolveu instalação adequada dos amostradores passivos nos diferentes pontos de amostragem (Figura 7). Isso requer uma análise cuidadosa, uma vez que os dispositivos devem ser colocados em locais seguros e que representem a área que se deseja monitorar. Para a instalação dos tubos, foi utilizado um abrigo de polipropileno, que protege os tubos difusores da radiação solar, precipitação,

ventos e possíveis vandalizações, devido a sua cor similar à maioria dos postes de iluminação (Radiello, 2019).

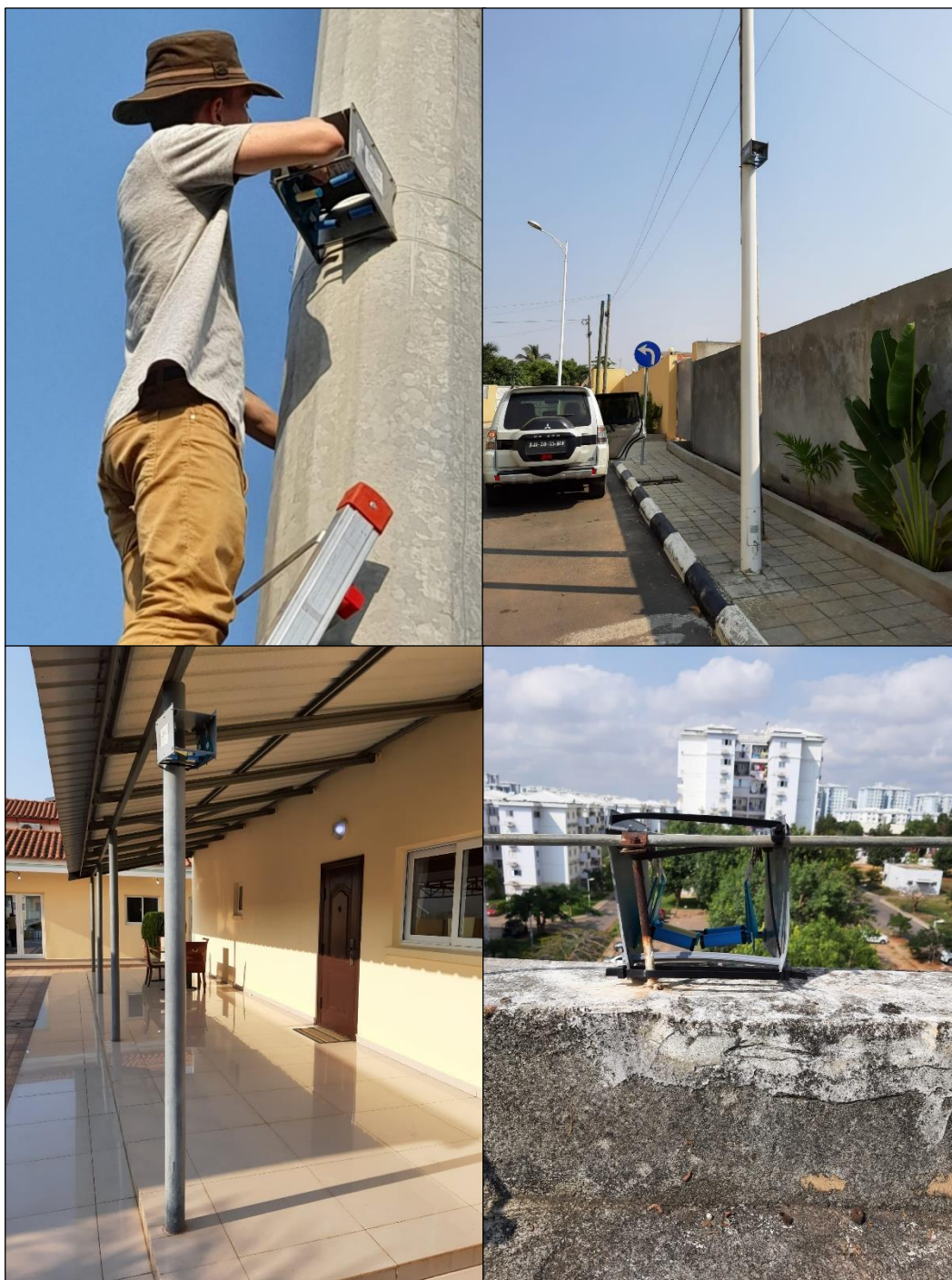


Figura 7 - Montagem dos tubos de amostragem.

Durante o período de exposição, os amostradores passivos permanecem nos pontos de amostragem ao longo de um dado tempo de exposição que é

definido em função da tipologia dos tubos difusores, do poluente e dos níveis do poluente de interesse no local de estudo. O tempo de exposição é controlado, de acordo com os protocolos de amostragem descritos no manual do amostrador para cada tipo de poluente diferente, para garantir resultados confiáveis. Os tempos de exposição recomendados variam entre as tipologias de compostos, uma vez que o conteúdo de cada tubo difusor é diferente para cada composto. No geral recomenda-se de 8 horas até os 7 ou 14 dias variando conforme o composto. Para este trabalho foi feita uma bateria de amostragem com exposição de 8 a 10 dias corridos no ano de 2023, período que comporta o tempo de exposição recomendado para todos os compostos analisados (Radiello, 2019). A data de colocação e retirada dos tubos amostradores pode ser observada na Tabela 5.

Após o término do período de exposição, os dispositivos são cuidadosamente recolhidos e preparados para análise laboratorial. Após a exposição, as amostras devem ser armazenadas no escuro, juntamente com três cartuchos não utilizados para serem analisados como brancos. Vale ressaltar que durante todo o período de exposição dos tubos difusivos (20 de junho de 2023 a 30 de junho de 2023), a temperatura média foi de 21,97 °C, com máximo médio diário de 25,30 °C e mínimo médio diário de 21,70 °C, e durante todo esse mesmo período não houve precipitação.

Tabela 5 - Data de instalação e recolha dos tubos difusores.

Ponto	Colocação dos amostradores		Recolha dos amostradores	
	Dia	Hora	Dia	Hora
1	20/6/23	10:35	29/6/23	09:55
2	20/6/23	12:10	29/6/23	10:55
3	20/6/23	12:55	29/6/23	10:25
4	20/6/23	14:05	29/6/23	14:48
5	20/6/23	14:53	29/6/23	15:18
6	20/6/23	15:55	29/6/23	16:40
7	20/6/23	16:50	29/6/23	17:20
8	20/6/23	18:03	30/6/23	09:05
9	21/6/23	09:33	29/6/23	13:35
10	21/6/23	10:10	29/6/23	14:20
11	21/6/23	13:00	29/6/23	08:55
12	21/6/23	14:40	29/6/23	12:12
13	21/6/23	16:10	29/6/23	11:25
14	21/6/23	16:47	30/6/23	10:18
15	21/6/23	17:18	30/6/23	09:45
16	21/6/23	17:48	30/6/23	10:10
17	21/6/23	18:15	30/6/23	10:58
18	22/6/23	09:30	30/6/23	11:07
19	22/6/23	10:05	30/6/23	11:15
20	22/6/23	10:23	30/6/23	10:48
21	22/6/23	10:45	30/6/23	10:35
22	22/6/23	11:30	30/6/23	08:47
23	22/6/23	11:12	30/6/23	11:38
24	22/6/23	12:05	30/6/23	11:50
25	22/6/23	12:55	30/6/23	12:10

3.3.1 Ozono

A análise química e analítica das concentrações de O₃ foi realizada pelo *Istituti Clinici Scientifici Maugeri*, laboratório responsável pela marca *Radiello*. O método de amostragem e análise de O₃ envolve a exposição ao ar ambiente do corpo difusor de ozono e do cartucho de quimioadsorção (código RAD172).

A técnica analítica utilizada pelo laboratório para medir a concentração de ozono é baseada na reação do ozono com o composto 4-piridilaldeído, formando um produto estável que pode ser quantificado espectrofotometricamente (Figura 8). Após a amostragem, o cartucho é removido e a sílica gel transferida para um tubo de plástico. Nesse tubo, é adicionada uma solução de cloridrato de hidrazona de 3-metil-2-benzotiazolinona (MBTH) e ácido sulfúrico concentrado. A mistura é agitada e deixada em repouso para reagir (Figura 9). Em seguida, a solução é filtrada e a absorbância do filtrado é medida a 430 nm utilizando um espectrofotômetro.

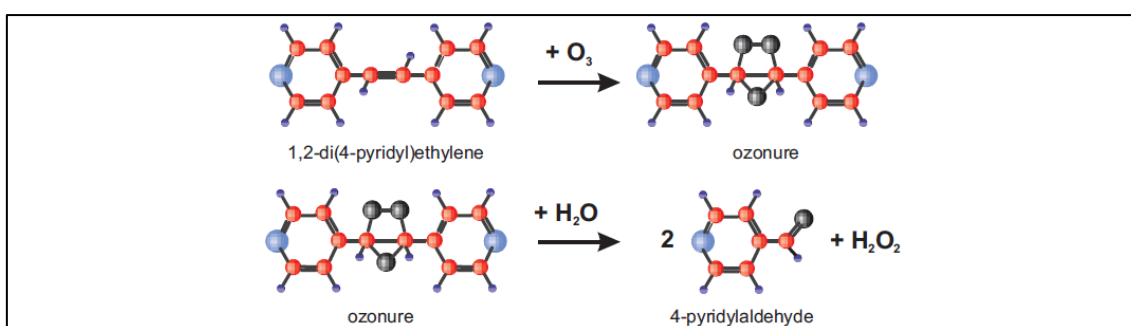


Figura 8 - Reação de ozonólise. Fonte: Radiello (2019).

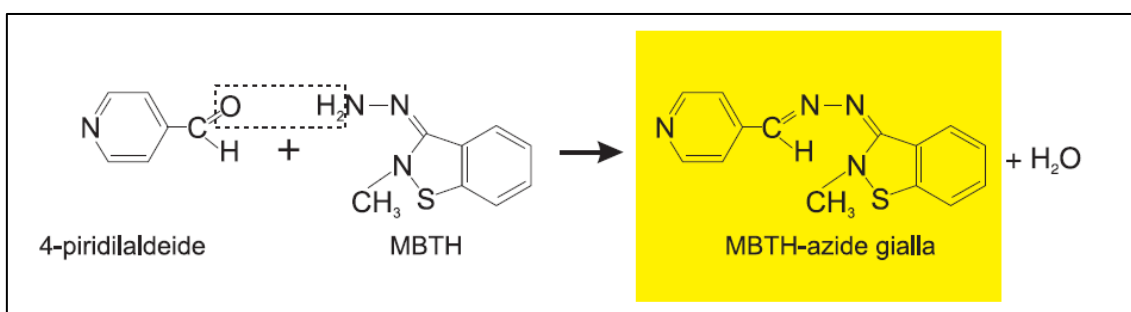


Figura 9 - Reação em laboratório para o O₃. Fonte: Radiello (2019)

3.3.2 Dióxido de Azoto e Dióxido de Enxofre

A análise química e analítica das concentrações do NO₂ e SO₂ foi também realizada pelo *Istituti Clinici Scientifici Maugeri*. O tubo para a amostragem de NO₂ e SO₂ (código RAD166) é constituído por polietileno microporoso revestido com trietanolamina (TEA), onde, o NO₂ e o SO₂ são quimiadsorvidos na TEA como iões nitrito e sulfito ou iões sulfato, respectivamente. O nitrito é quantificado

por espectrofotometria do visível, enquanto o sulfito e o sulfato são analisados por cromatografia iónica. O NO₂ e o SO₂ podem também ser analisados conjuntamente por cromatografia iónica. A amostragem é seletiva para moléculas gasosas, o que significa que qualquer nitrito, sulfito ou sulfato presentes no ar não atravessarão a membrana difusora do cartucho. Essa seletividade é importante para garantir a precisão e a especificidade da amostragem de NO₂ e SO₂.

O sistema Radiello enfatiza, no seu manual de utilizador, a viabilidade de exposições de até 15 dias para a amostragem de NO₂. No entanto, é desaconselhável estender a amostragem por mais de 7 dias quando a humidade relativa ultrapassa 70% durante todo o período, devido à natureza altamente higroscópica do meio adsorvente, TEA. O excesso de água adsorvido pelo tubo pode resultar na perda do meio adsorvente por percolação, mesmo que a água não tenha impacto direto na amostragem ou análise.

Adicionalmente, ainda existe o alerta para possíveis discrepâncias nos resultados de NO₂ obtidos com o Radiello em comparação com a instrumentação quimiluminescente automática. Essas diferenças são atribuídas à variação exponencial da taxa de amostragem do Radiello com a temperatura, uma característica comum em amostradores de NO₂ que utilizam TEA como meio adsorvente. Embora a razão para essa variação não seja completamente compreendida, presume-se que esteja relacionada, em parte, com o equilíbrio entre as espécies NO₂ e N₂O₄ em meio gasoso, cuja relação é significativamente influenciada pela temperatura. Vale ressaltar que o TEA captura exclusivamente a espécie NO₂.

A amostragem de NO₂ e SO₂ é linear, variando de 10⁴ a 5x10⁶ ppb/min, indicando uma proporção direta entre a quantidade de gás amostrada e o tempo de exposição dentro desse intervalo. Após 7 dias de exposição, ambos os gases apresentam um limite de quantificação de 1 ppb, representando a menor concentração que pode ser com precisão quantificada. A incerteza, avaliada a 2 desvios padrão (2σ), é de 11,9% para o NO₂ e 9,2% para o SO₂, fornecendo uma estimativa da variação esperada nos resultados da análise, considerando a precisão do método de amostragem e análise para cada gás.

3.3.3 Compostos Orgânicos Voláteis

Tal como para os compostos anteriores, a análise química das concentrações dos COVs foi realizada pelo *Istituti Clinici Scientifici Maugeri*. Os amostradores para os COVs (código RAD145) são cilindros de malha de aço inoxidável, com uma abertura de malha de 3x8 µm e um diâmetro de 4,8 mm. Este cilindro é preenchido com aproximadamente 350 mg de carvão vegetal grafitico (Carbograph 4), com granulometria variando entre 35 e 50 mesh. O carvão vegetal grafitico atua como adsorvente, retendo compostos orgânicos voláteis por adsorção. Esses compostos podem ser recuperados por meio de dessorção térmica. A análise dos compostos retidos é realizada por cromatografia gasosa capilar acoplada a um detetor de espectrofotometria de massa (GC-MS).

Na análise dos COVs utilizou-se o termodesorvedor turbomatrix acoplado ao GC-MS para a detecção de compostos BTEX e os demais COVs. Na etapa de desorção, a temperatura é mantida a 350 °C por 10 minutos, com um fluxo de hélio de 120 ml/min através do tubo, sendo 25 ml/min direcionados para a armadilha de criofocagem e 100 ml/min para a divisão de entrada. A armadilha de criofocagem (Tenax TA), durante a desorção primária, é mantida a 2 °C. Durante a desorção secundária a temperatura sobe a 99 °C/seg até 290 °C, mantendo por 1 minuto a 290 °C. A válvula de seis portas é mantida a 150 °C, enquanto a linha de transferência é mantida a 200 °C. Os fluxos incluem gás de arraste, que é hélio a 24 psi, fluxo de desorção de 100 ml/min, divisão de entrada de 90 ml/min e divisão de saída de 30 ml/min.

Na análise instrumental, é utilizada uma coluna J&W HP-5MS, com as seguintes dimensões: 60 m de comprimento, diâmetro interno de 0,25 mm e espessura do filme de 0,5 µm. A temperatura do forno do GC é mantida a 45 °C por 10 minutos, aumentando 5 °C por minuto até 115 °C, 10 °C por minuto até 175 °C, 30 °C por minuto até 295 °C, com isotérmica final de 6 minutos. O gás de arraste é o hélio a 1,0 ml/min.

Os COVs analisados no trabalho foram: 1,1,1-tricloroetano, 1,2,3-trimetilbenzeno, 1,2,4-trimetilbenzeno, 1,3,5-trimetilbenzeno, 1,4-diclorobenzeno, 1-metoxi-2-propanol, 2-butoxietanol, 2-metoxietilacetato, α-pineno, benzeno, dimetil dissulfeto, etilbenzeno, acetato de isopropila, limoneno,

metilpropil xileno, acetato de n-butila, naftaleno, o-xileno, tetracloroetileno, tolueno, tricloroetileno.

3.3.4 Compostos Carbonílicos

A análise dos carbonilos foi realizada no Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM), Laboratório Associado da Universidade de Aveiro (UA).

Os amostradores para carbonilos (código RAD165) consistem num cartucho de aço inoxidável preenchido com Florisil® revestido com 2,4-dinitrofenilhidrazina (DNPH). Os derivados de carbonil-DNPH foram analisados adicionando-se 2 ml de acetonitrilo ao tubo de vidro que contém o cartucho. A solução foi agitada intermitentemente por 30 minutos. Em seguida, os cartuchos foram removidos da solução, que foi analisada por cromatografia líquida de alta eficiência (Shimadzu Prominence, Alemanha). O HPLC consiste em um degaseificador (modelo DGU-20ASR), um distribuidor de solvente (modelo LC-30AD), um amostrador automático (modelo SIL-30AC), um detetor de matriz de díodos (modelo SPD-M20A) e um forno (modelo CTO-20AC) contendo uma coluna Ascentis C18 SUPELCO (15 cm x 4,6 mm, 5 µm). O software *Lab Solutions* foi usado para realizar o processamento de dados e o controle do sistema. O método seguido neste estudo foi adaptado do descrito por Marchand et al. (2006). A determinação analítica começou com um gradiente que consistia em uma mistura de 70% da fase móvel A (20% de acetonitrilo, 60% de água MilliQ e 20% de tetrahydrofurano) e 30% da fase móvel B (composta de 60% de acetonitrilo e 40% de água MilliQ). Após 10 minutos, o gradiente mudou de 70% do solvente A e 30% do solvente B para 100% do solvente B e permaneceu assim pelos próximos 40 minutos. O fluxo foi fixado em 0,7 ml·min⁻¹ durante toda a análise. O volume de injeção foi de 10 µl e a temperatura da coluna foi mantida a 22°C.

Os compostos carbonílicos analisados no trabalho foram: formaldeído, acetaldeído, acetona, acroleína, propionaldeído, crotonaldeído, butiraldeído, benzaldeído, isovaleraldeído, valeraldeído, o-tolualdeído, m-tolualdeído, p-tolualdeído, hexaldeído, 2,5-dimetilbenzaldeído.

3.4 Análise Geoestatística, Geoespacial e Estatística Descritiva das Concentrações para Cada um dos Gases Medidos

3.4.1 Krigagem Ordinária

A obtenção de mapas de poluição atmosférica é um desafio complexo, especialmente quando se trata da poluição proveniente de estradas, pois os níveis podem variar significativamente em uma curta distância a partir da fonte, como uma rodovia. Além disso, a complexidade aumenta ainda mais quando se trata de regiões que incluem diversos setores, como áreas industriais, zonas residenciais, áreas urbanas e estradas (Hewitt, 1991; Laxen & Noordally, 1987). Essa complexidade decorre do facto de que diferentes tipos de fontes de poluição numa mesma área podem gerar padrões variados de contaminação do ar. Isso significa que a poluição do ar pode ser muito diferente de um ponto para o outro, mesmo que estejam próximos geograficamente. Portanto, a criação de mapas precisos que representem a distribuição da poluição em regiões com diversas fontes e características requer uma abordagem detalhada e consideração cuidadosa das variações locais (Briggs et al., 2000).

Uma das formas de interpolação desses dados, através de mapas é pelo uso da krigagem ou de forma ainda mais rigorosa pela adoção de metodologias de co-krigagem. A primeira é uma técnica de interpolação utilizada para estimar valores em locais não amostrados com base em medidas feitas em pontos conhecidos, onde o método atribui pesos às medidas próximas para prever valores. Os pesos da krigagem são sofisticados, pois são determinados a partir de um semivariograma que analisa a estrutura espacial dos dados. Esse semivariograma é desenvolvido para criar um mapa contínuo de um fenómeno, prevendo valores em locais de interesse com base na disposição espacial das medidas próximas e na estrutura de variação espacial identificada pelo semivariograma (Johnston et al., 2001).

A fórmula geral para a interpolação baseia-se na soma ponderada dos dados equação 6 (Johnston et al., 2001):

$$Z(S_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(S_i) \quad (6)$$

Em que:

$Z(S_i)$ - valor medido na i -ésima localização;

λ_i - peso desconhecido para o valor medido na i -ésima localização;

S_0 - localização a prever;

N - número de valores medidos.

Na krigagem, os dados desempenham um papel fundamental em duas etapas distintas: uma relacionada com a análise da variação espacial (a determinação do variograma) e outra ligada à realização das estimativas propriamente ditas.

O semivariograma é um gráfico que representa a semivariância em função das distâncias entre pares de pontos amostrados, que é chamado de variograma experimental. A semivariância pode ser calculada através da equação que segue.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i + h) - Z(x_i)]^2 \quad (7)$$

Onde:

$\gamma(h)$ – semivariância para o intervalo h ;

$N(h)$ – é o número de pares de dados que distam h entre eles;

$Z(x_i+h) - Z(x_i)$ – é o valor da diferença de um par de dados que distam h entre si.

Na construção de um variograma, todos os possíveis pares de pontos são examinados. Quando a distância entre os pares de pontos é zero, cada ponto é comparado consigo mesmo, resultando em diferenças nulas e uma semivariância de zero. Se a distância entre os pontos for pequena, os pontos comparados são muito semelhantes e altamente relacionados entre si, levando a uma semivariância próxima de zero. O efeito pepita (*nugget*) é o valor da semivariância quando a distância tende para zero, e à medida que esse valor aumenta pior é a correlação entre as variáveis. À medida que a distância entre os pontos aumenta, a semivariância também aumenta, indicando uma menor relação entre os pares de dados. Em algum ponto específico (*alcance/range*), a semivariância atinge um valor constante (*patamar/still*), que representa a

variabilidade total dos dados da população. Isso significa que não há mais relação entre os pares de dados considerados a essa distância (Johnston et al., 2001) (Figura 10). A semivariância pode ser calculada por quatro modelos matemáticos diferentes, sendo eles, o linear, exponencial, circular e esférico. O modelo mais utilizado é o esférico, por se ajustar melhor a vários parâmetros distintos (Johnston et al., 2001).

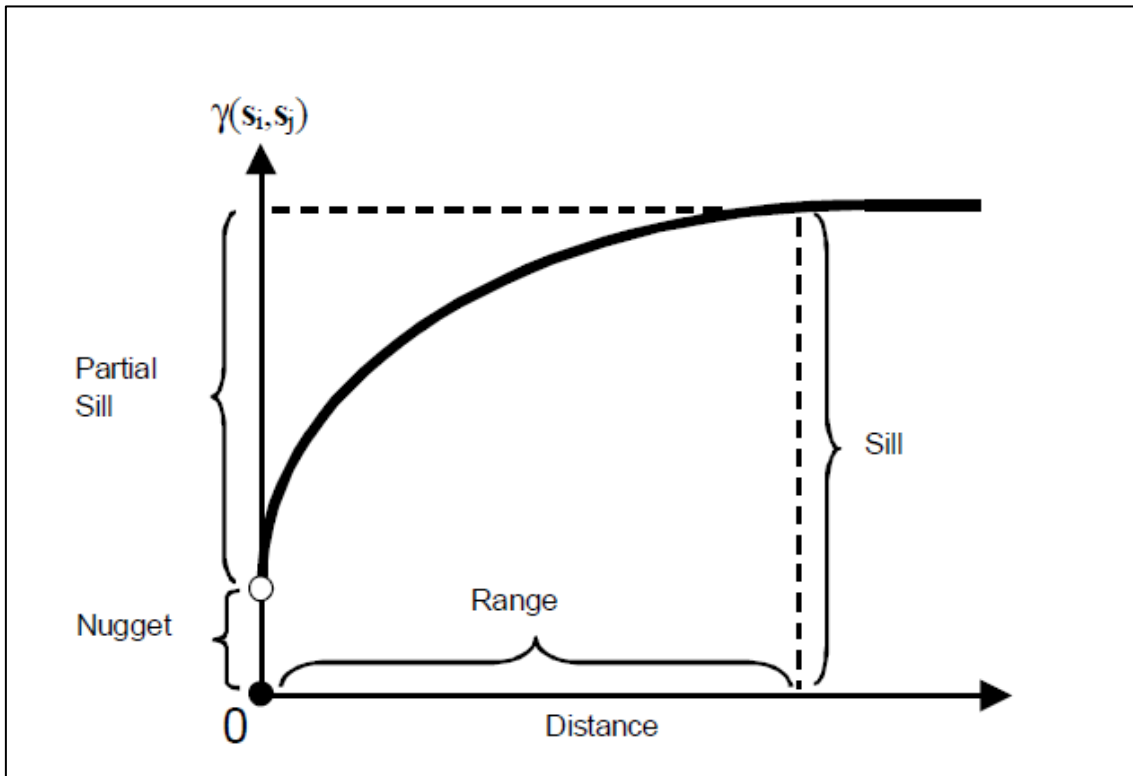


Figura 10 - Modelo de semivariograma. Fonte: Johnston et al. (2001)

A krigagem-ordinária foi feita através do *Software* QGIS Desktop, versão 3.34 Prizren. O programa é uma ferramenta de georreferenciamento e de análises geoespaciais de acesso público, que possibilita a criação de mapas das mais diversas tipologias. O programa não tem uma ferramenta nativa de interpolação de dados para krigagem, portanto foi necessária a instalação de uma extensão chamado *Smart-Map*, versão 1.3.2. (Pereira et al., 2022). Os cálculos das variáveis necessárias para a criação do variograma são calculados nativamente na extensão. Os passos podem ser vistos no Fluxograma a seguir (Figura 11).

A validação dos mapas interpolados no Smart-Map envolve a comparação entre os valores interpolados e os dados reais coletados no campo. Isso é feito através de métricas como o *Root Mean Square Error* (RMSE) e o coeficiente de determinação (R^2), juntamente com análises visuais para identificar discrepâncias. O RMSE quantifica a diferença entre os valores previstos e observados, ou seja, quanto maior o valor do RMSE maior será a diferença entre o valor previsto e o real, enquanto o R^2 indica a proporção da variabilidade dos dados explicada pelo modelo, em que R^2 varia de 0 a 1, sendo que 1 indica um ajuste perfeito do modelo aos dados e 0 indica que o modelo não explica nenhuma variabilidade nos dados.

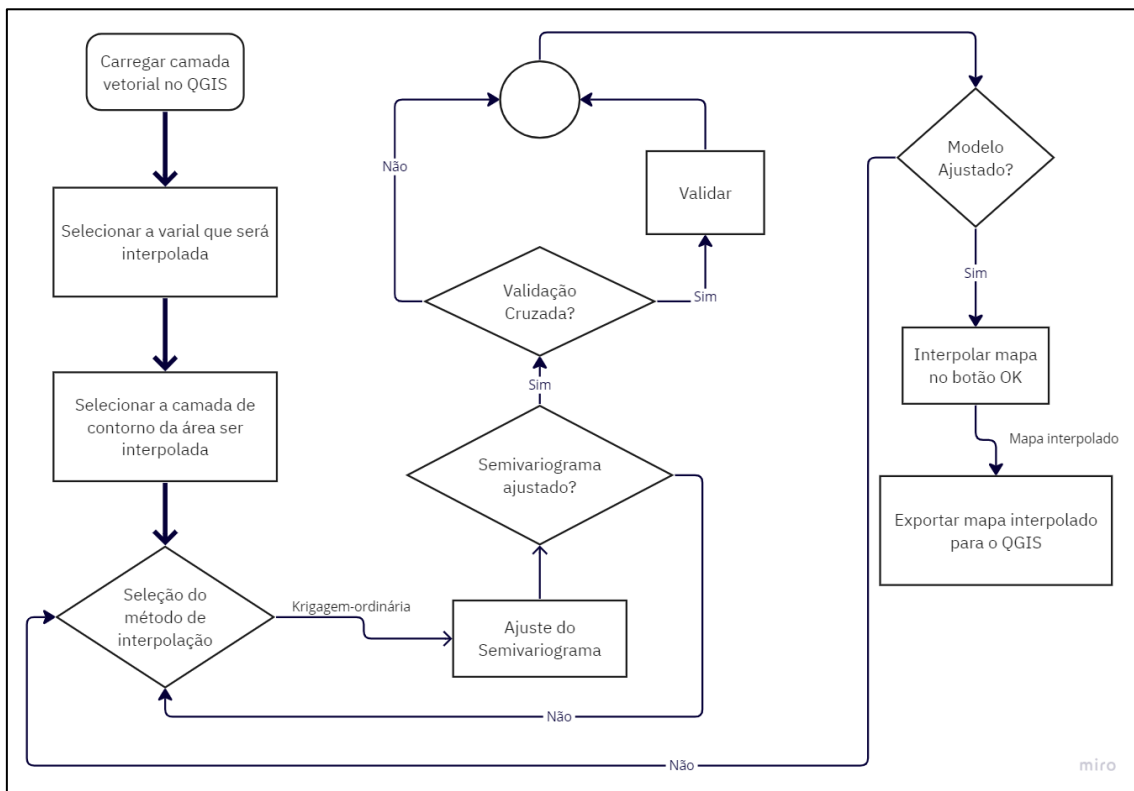


Figura 11 - Fluxograma de criação de imagem raster interpolada pela extensão Smart-Map no QGIS. Fonte: Adaptado de Pereira et al. (2022).

3.4.2 Avaliação de Risco para a Saúde

Para estimar o risco associado à inalação de poluentes, foi seguida a metodologia proposta pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) e amplamente descrita na literatura (Fang et al., 2019; Pinthong et al.,

2022; Zhou et al., 2011). A avaliação refere-se à exposição a longo prazo. O quociente de risco para a saúde por inalação (HQ) foi calculado usando a seguinte equação:

$$HQ_i = \frac{C_i}{RfC_i} \quad (8)$$

em que C_i é a concentração medida do composto i ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) e RfC_i é a concentração de referência específica do poluente ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). O HQ é um indicador da probabilidade de desenvolvimento de doenças não cancerígenas.

O Risco Unitário por Inalação (IUR) representa o aumento de risco de cancro decorrente da exposição contínua a um incremento unitário de um composto por inalação. Os valores de IUR mencionados na Tabela 6 são derivados de estudos prévios da OEHHA, USEPA, ATSDR e MDH para a população em geral, considerando um peso corporal padrão de 70 kg e uma taxa de inalação padrão de 20 m^3/dia . O Risco de Cancro (CR) associado à inalação crônica é a elevação na probabilidade de desenvolver cancro como resultado de uma exposição específica a um composto determinado. O CR é calculado por meio da equação 9.

$$CR_i = C_i \cdot IUR_i \quad (9)$$

Para índices de risco $HQ > 1$, quanto maior o valor, maior é a probabilidade de impactos adversos não carcinogénicos na saúde. Quando $HQ < 1$ o risco é classificado como insignificante. No caso de agentes carcinogénicos, considera-se geralmente razoável e adequado um risco entre $1,0 \times 10^{-4}$ e $1,0 \times 10^{-6}$ para a proteção da saúde humana. No entanto, na prática, as populações podem estar expostas aos mesmos constituintes por outras fontes não identificadas ou não relacionadas a um estudo específico. Por isso, é preferível que o risco de cancro estimado esteja bem abaixo do nível de referência de $1,0 \times 10^{-6}$, proporcionando uma margem de proteção razoável para as populações em risco potencial. De facto, se o risco calculado de cancro exceder a referência de $1,0 \times 10^{-6}$, é necessária a implementação de medidas corretivas e ações de gestão de risco (USEPA, 2009).

Tabela 6 - Parâmetros de toxicidade fornecido pelo Office Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Integrated Risk Information System (IRIS) da USEPA, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) e Minnesota Department of Health (MDH)

Composto	IUR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	R _i C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1,1,1-Tricloroetano	-	5000
1,2,3-Trimetilbenzeno	-	60
1,2,4-Trimetilbenzeno	-	60
1,3,5-Trimetilbenzeno	-	60
1,4-Diclorobenzeno	$1,1 \times 10^{-5}$	800
2-Butoxietanol	-	1600
Benzeno	$7,8 \times 10^{-6}$	3
Tolueno	-	4000
Xilenos	-	100
Etilbenzeno	$2,5 \times 10^{-6}$	300
Tricloroetileno	$4,1 \times 10^{-6}$	2
Tetracloroetileno	$3,0 \times 10^{-6}$	15
Naftaleno	$8,7 \times 10^{-5}$	3,7
Formaldeído	$6,0 \times 10^{-6}$	9
Acetaldeído	$2,2 \times 10^{-6}$	9
Acroleína	-	0,35
Propionaldeído	-	8

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta secção serão discutidos os principais resultados das concentrações de poluentes atmosféricos em Luanda. Serão discutidas as principais fontes de emissão de poluentes e efetuada análise dos padrões de distribuição espacial das concentrações. A comparação dos resultados obtidos com normas e legislações proporcionará uma avaliação crítica do estado da qualidade do ar em Luanda em relação a padrões estabelecidos. Além disso, a discussão sobre os impactos da poluição do ar na saúde humana explorará as consequências adversas para a população, destacando a urgência de políticas e ações para mitigar esses efeitos prejudiciais e promover um ambiente mais saudável.

Os níveis para os gases analisados não podem ser diretamente comparados com os limites estabelecidos pelas legislações devido à natureza dos métodos de amostragem utilizados. A medição neste estudo resulta em um valor médio pontual no tempo, enquanto os padrões legais geralmente definem valores médios ou máximos anuais ou diários. Portanto, as comparações devem ser realizadas a título indicativo, uma vez que têm por base valores médios para um período de amostragem de aproximadamente 10 dias.

4.1 Dióxido de Azoto e Dióxido de Enxofre

O valor médio de concentração para todos os pontos de amostragem de NO₂ e SO₂ não ultrapassou o que está descrito nos valores-guia da OMS (WHO, 2021) em nenhum dos parâmetros estabelecidos para as metas atuais ou futuras, nem mesmo para o que está descrito no DL-102/2010 de 23 de setembro, republicado pelo DL-47/2017 de 10 de maio (Tabela 7). De acordo com o gráfico de bigode (Figura 12), os valores que ultrapassam a mediana estão compreendidos entre 11 µg/m³ e 17 µg/m³ para o NO₂, não cumprindo assim com a terceira meta a longo prazo estabelecida pela OMS.

Tabela 7 - Valores de concentração mínimo, máximo, médio e desvio padrão (σ) em relação aos valores-guia da OMS (2021) e DL-102/2010 de 23 de setembro, republicado pelo DL-47/2017 de 10 maio.

Valores para este estudo	Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)							
	NO ₂ (limite médio anual)				SO ₂ (limite médio diário)			
	Min.	Max.	Méd.	σ	Min.	Max.	Méd.	σ
	2,10	17,00	9,67	4,71	0,40	3,50	1,23	0,73
Limite DL			40				125	
Guia OMS (meta 1)			40				125	
Guia OMS (meta 2)			30				50	
Guia OMS (meta 3)			20				-	
Valor Guia final OMS			10				40	

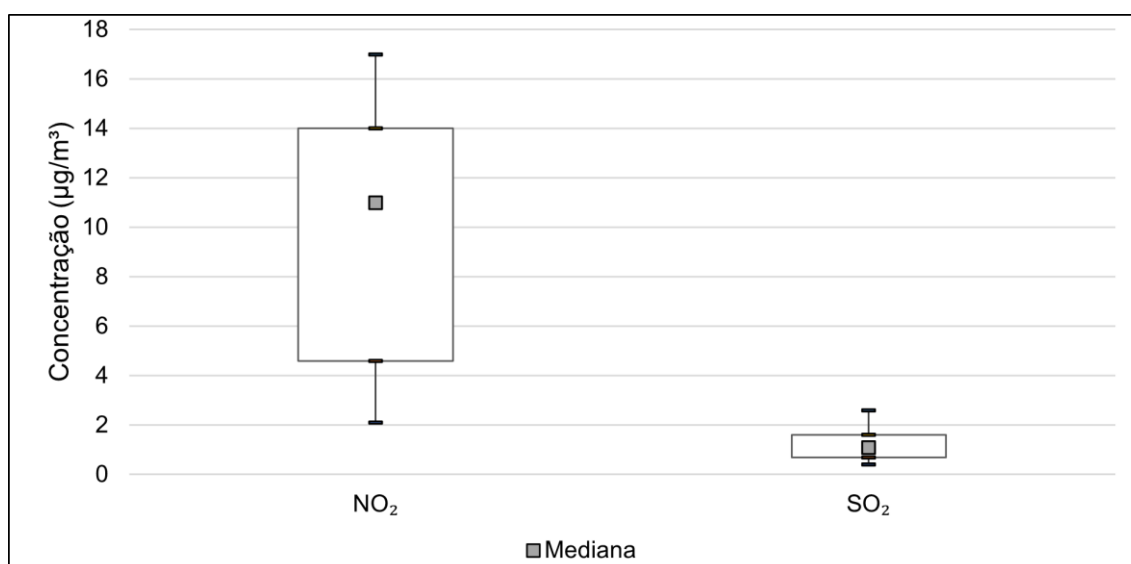


Figura 12 - Gráfico de bigode referente às concentrações de NO₂ e SO₂.

Para determinar a confiabilidade dos valores interpolados são considerados diversos parâmetros estatísticos, como os de RMSE e R² (Tabela 8). Neste estudo, observou-se uma relação entre os valores de NO₂ corrigidos pelo variograma e os mapas resultantes. Uma diminuição leve nos valores de NO₂ foi percebida, sugerindo possível inconsistência na distribuição espacial ou na correlação dos valores interpolados. Isso é respaldado pelos altos valores de RMSE e o baixo valor de R², indicando que os dados interpolados podem não refletir com precisão a realidade, possivelmente devido aos parâmetros

empregados na construção do semivariograma. Por outro lado, para o SO_2 , onde a variação dos dados é menor, a predição dos valores pelo variograma é simplificada, proporcionando maior confiabilidade nos mapas resultantes.

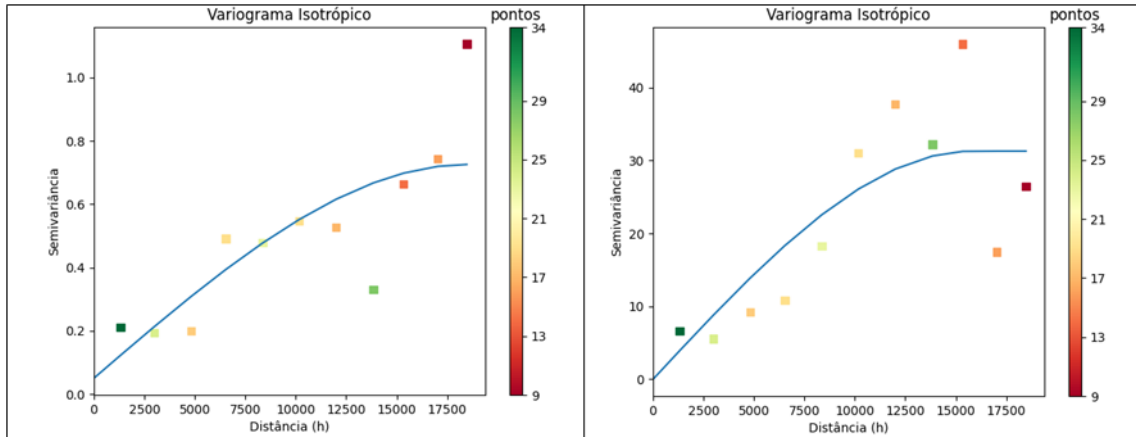


Figura 13 - Variograma referente às concentrações de NO_2 e SO_2 .

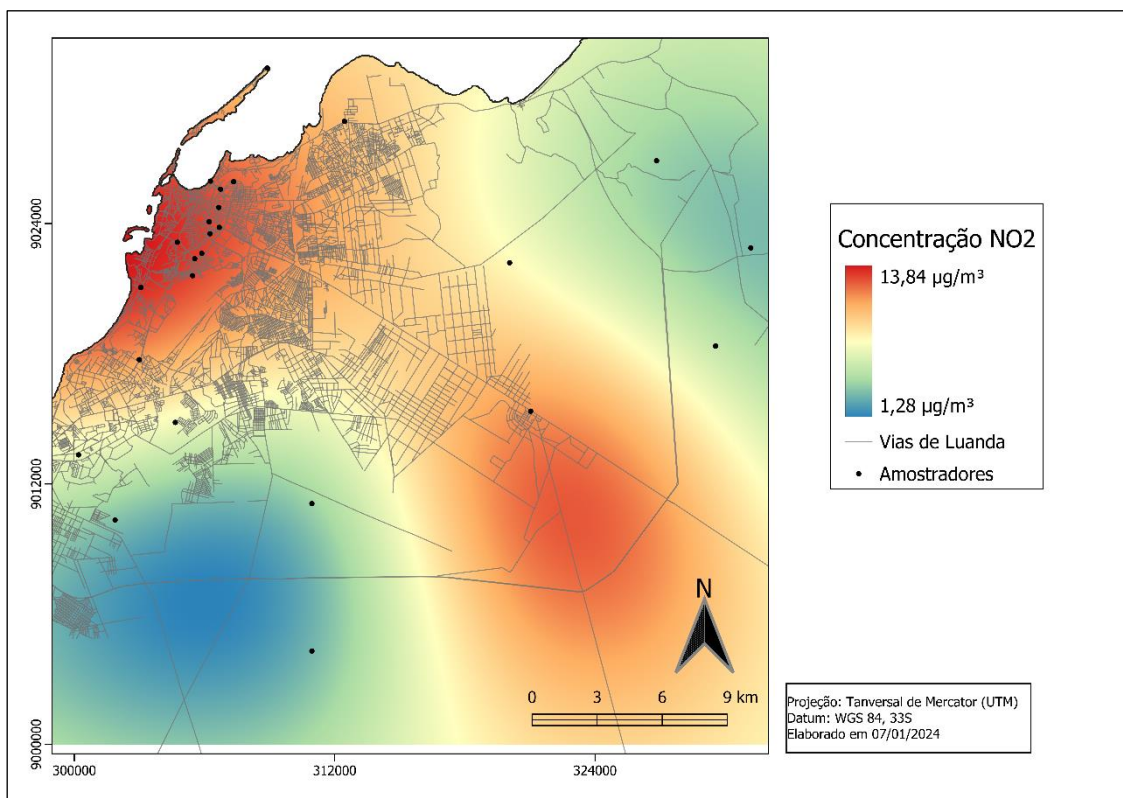


Figura 14 - Mapa de dispersão espacial por krigagem-ordinária referente às concentrações de NO_2 .

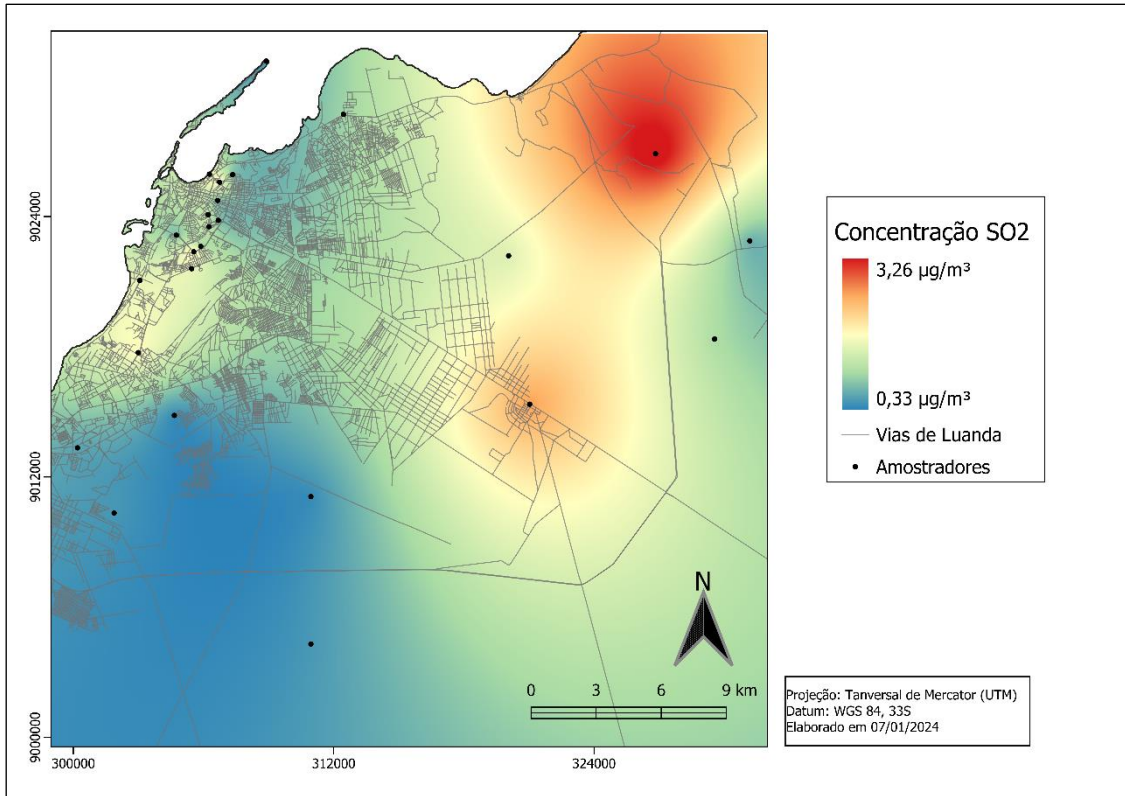


Figura 15 - Mapa de dispersão espacial por krigagem-ordinária referente às concentrações de SO₂.

Outra forma de validação dos valores preditos é comparando a mancha formada pela maior concentração de poluentes (cor vermelha nas figuras 14 e 15) com as possíveis fontes (Figura 6). Nota-se que a zona de fontes de tráfego e as vias de trânsito seguem a nuvem de poluição para o NO₂, enquanto nos locais mais afastados das vias e da região da costa a mancha de poluição diminui. Campos et al. (2021), numa campanha de medições curta com monitores portáteis em dois locais em Luanda, observaram diferenças nas concentrações em áreas de fontes fixas e móveis, registando valores mais altos de concentração na área mais impactada pelo tráfego.

Tabela 8 - Parâmetros para a construção dos variogramas referente às concentrações do NO₂ e SO₂.

Poluente	Modelo	Efeito Pepita	Contribuição	Alcance	RMSE	R ²
SO ₂	Esférico	0,59	0,59	18475	0,11	0,72
NO ₂	Esférico	0,00	31,28	15760	651	0,65

Para o SO₂ os valores mais altos foram obtidos no ponto 2 no campus da fábrica de cimento Nova Cimangola II de Luanda. As cimenteiras podem emitir substâncias como óxidos de enxofre (SO_x) e NO_x, que são gerados durante os processos de secagem e nos fornos. O SO₂ é produzido a partir dos compostos de enxofre presentes nos minérios e nos combustíveis queimados, variando em quantidade de uma fábrica para outra. A eficácia dos dispositivos de controle é incerta devido a diversos fatores, como a concentração de enxofre na matéria-prima, a temperatura, a umidade e a composição química da alimentação, bem como o teor de álcalis e enxofre nas matérias-primas e nos combustíveis (Zimwara et al., 2012). Além da combustão, outras fontes de emissão de enxofre incluem a refinação e produção de petróleo e gás, a fabricação de enxofre e ácido sulfúrico, a fundição de minérios, a incineração de resíduos e a calcinação do coque de petróleo. O processo Claus nas refinarias pode recuperar entre 93 e 97% do enxofre presente, mas o gás residual resultante pode conter pequenas quantidades de sulfureto de hidrogénio (H₂S) não reagido, SO₂, assim como dissulfureto de carbono (CS₂), oxissulfeto de carbono (COS) e ciclo-octa-enxofre (S₈). Algumas instalações optam por incinerar o gás residual para converter as formas de enxofre em SO₂ antes de liberá-las na atmosfera, enquanto outras empregam diferentes métodos para eliminar as emissões de SO₂ e para prevenir a poluição atmosférica proveniente do enxofre como a lavagem do carvão (Schnelle & Brown, 2001).

4.2 Ozono

O valor médio de concentração de O₃ para todos os pontos (Tabela 9) está abaixo do que é estipulado pela OMS (2021) e pelo DL-102/2010 de 23 de setembro, republicado pelo DL-47/2017 de 10 de maio, com uma pequena ultrapassagem no valor guia da OMS. Contudo, é necessário ressaltar que os valores deste estudo representam concentrações médias, enquanto os valores limite do diploma (240 µg/m³ referente ao limiar de alerta e 120 µg/m³ referente ao objetivo a longo prazo), e os valores guia da OMS (160 µg/m³ como meta primária) são máximos octo-horários.

Tabela 9 - Valor de concentração mínimo (Mín.), máximo (Máx), médio (Méd.) e desvio padrão (σ) em relação aos valores-guia da OMS (2021) e DL-102/2010 republicado pelo DL-47/2017.

	Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
	Mín.	Máx.	Méd.	σ
Valores para este estudo	42,00	82,00	62,72	10,27
Objetivo a longo prazo (DL-102/2010 ^a)		120		
Limite OMS (meta 1) ^b		100		
Limite OMS (meta 2) ^b		70		
Limite OMS (meta 3) ^b		-		
Valor Guia OMS ^a		60		

(a) - Valor máximo diário das médias octo-horárias, calculadas por períodos consecutivos de oito horas, num ano civil.

(b) - Média diária da concentração média máxima em 8 horas nos seis meses consecutivos com a maior concentração média em seis meses;

O O_3 revela concentrações que variam desde em mínimo de $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a um máximo de $82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figura 16).

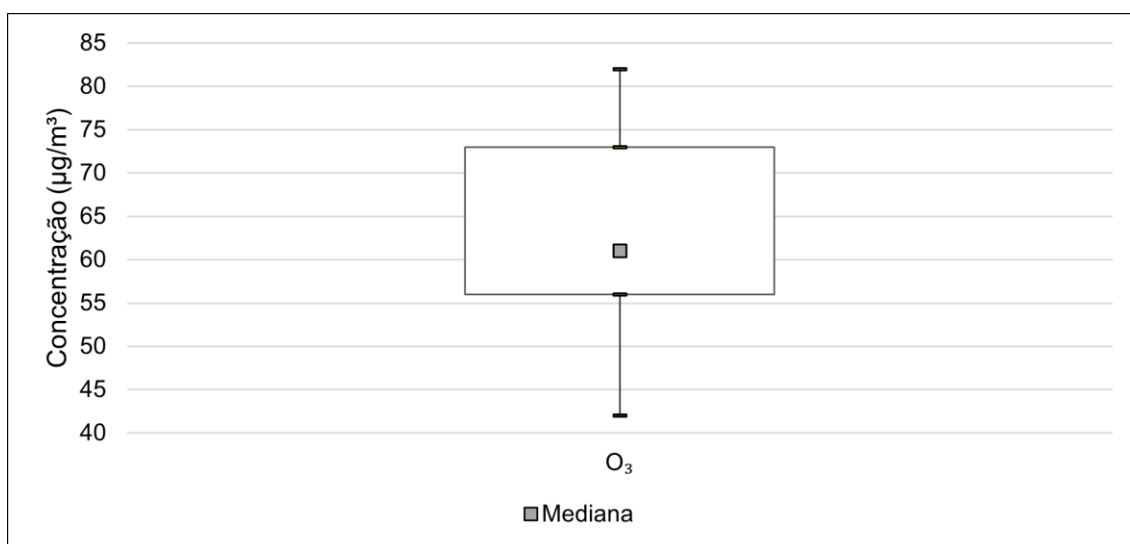


Figura 16 - Gráfico de bigode referente às concentrações de O_3 .

Para a interpolação do mapa de O_3 , os parâmetros do variograma obtidos (Tabela 10) sugerem que os dados de O_3 podem não apresentar uma relação espacial significativa e/ou a quantidade e distribuição dos pontos amostrados podem não ser suficientes para representar adequadamente a área de estudo.

Isso é indicado pelo alto valor do efeito pepita e do RMSE. Além disso, o R^2 revela que aproximadamente 29% da variabilidade dos dados pode ser explicada pelo modelo interpolado. Assim, conclui-se que a construção de um mapa interpolado para O_3 pode não ser estatisticamente válida, pois não produziria resultados confiáveis devido à falta de representatividade dos dados e à baixa capacidade do modelo em explicar a variabilidade observada.

Tabela 10 - Parâmetros para a construção do variograma referente às concentrações do O_3 .

Poluente	Modelo	Efeito Pepita	Contribuição	Alcance	RMSE	R^2
O_3	Esférico	188	97	13312	19283	0,29

O caso também pode ser observado pelo formato do variograma (Figura 17), que não segue o formato esférico tradicional, com uma linha de tendência que aumenta até chegar a um patamar. Pelo contrário, a linha de tendência decresce a partir de um efeito pepita muito alto, o que reforça o que foi dito no parágrafo anterior.

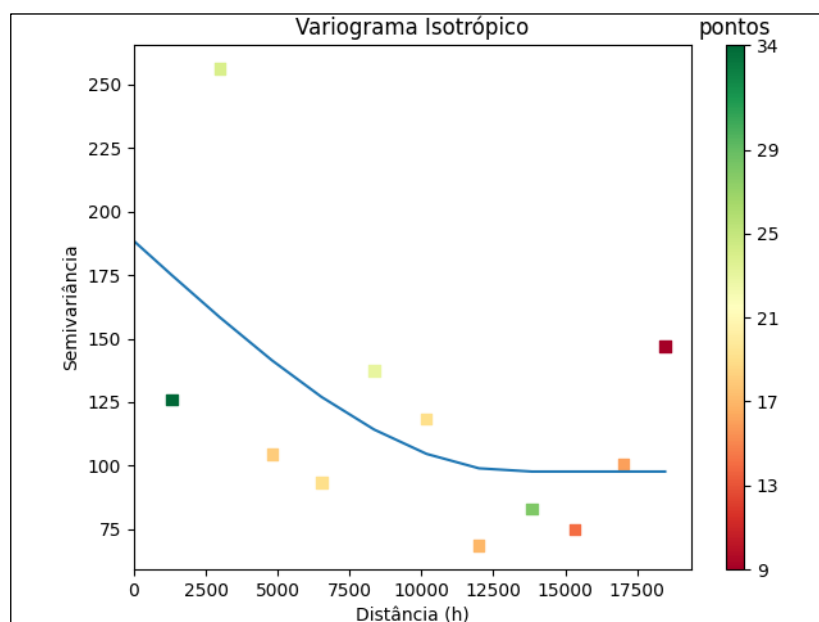


Figura 17 - Variograma referente às concentrações de O_3 .

Atendendo ao exposto, a melhor maneira de analisar os valores de concentrações obtidos para o O₃ é por faixas de concentração (Figura 18).

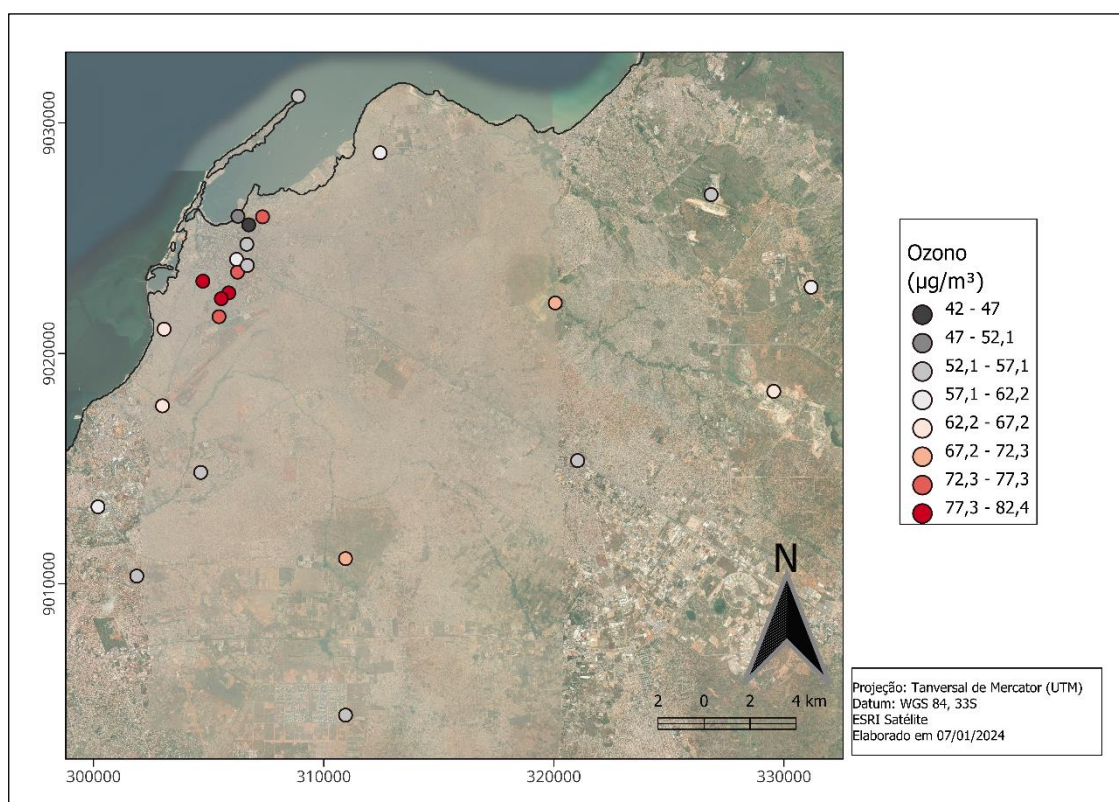


Figura 18 - Valores de concentração de O₃ por faixa.

Pode observar-se que a área de maiores valores de concentração está localizada na zona costeira. Como foi observado na Figura 15 e mais especificamente no mapa de NO₂, aquela é uma área com concentrações mais elevada de poluentes gasosos, devido provavelmente ao alto fluxo de veículos de combustão interna. Os valores de concentração obtidos para o O₃ podem ser explicados através do clima da região durante do período de amostragem, que coincidiu com a época do cacimbo, caracterizada por temperaturas mais baixas e redução da radiação solar devido à contínua cobertura de nuvens (Notario et al., 2012; Sebald et al., 2000). Três pontos localizados na faixa costeira apresentam uma faixa de 42 a 55 µg/m³ de concentração, enquanto para os demais 12 pontos a faixa de concentração está entre 55 e 82 µg/m³. Ao contrário do habitual, as concentrações mais elevadas de O₃ não se observam em áreas suburbanas ou com características mais rurais, mas sim em pontos mais impactados pelo tráfego. A fotoquímica da atmosfera da área metropolitana de

Luanda merece um estudo mais aprofundado, no qual, além da medição em contínuo do O₃ e seus precursores, sejam caracterizados os padrões sinóticos.

4.3 Compostos Orgânicos Voláteis

As concentrações dos COVs sugerem que os principais compostos gasosos poluentes na região metropolitana de Luanda são o 1,2,4-trimetilbenzeno e os BTEX (Figura 19).

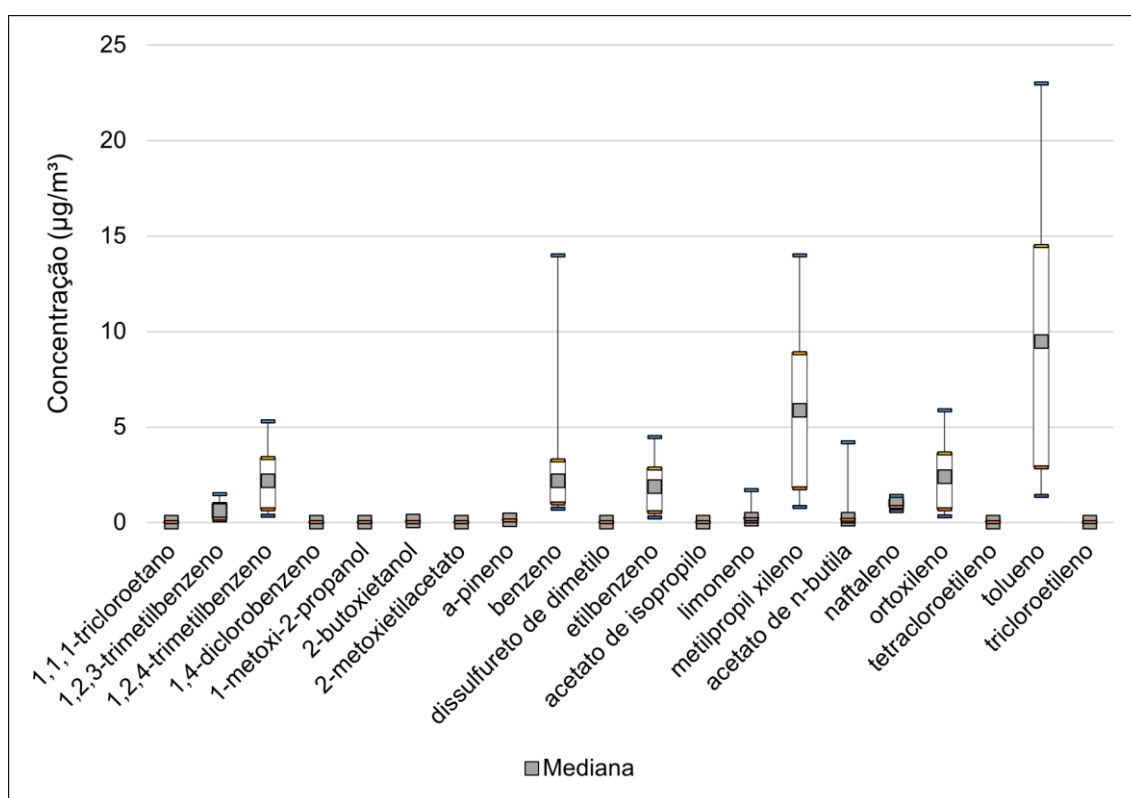


Figura 19 - Gráfico de bigode referente às concentrações dos COVs.

A legislação portuguesa atual para qualidade do ar ambiente (Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de setembro), estipula apenas um limite médio anual para o benzeno de 5 µg/m³.

Como pode ser observado na Figura 20, juntamente com o mapa referente aos tipos de fontes em cada ponto (Figura 6), a área com as maiores concentrações está localizada principalmente junto à costa. Já os amostradores que se encontravam junto de zonas industriais tiveram valores menores de concentração, o que pode nos indicar que as indústrias que ali se encontram, como, a cimenteira e refinaria possam ter processos de lavadores para os gases

que podem ser emitidos a partir da queima de combustíveis nessas instalações. É também necessário ter em conta que as instalações industriais, em geral, ejetam as plumas a elevada altitude. Contudo, o facto de as maiores concentrações estarem na zona costeira, sugerem as populações nessa zona estão expostas a atmosferas mais contaminadas, devido sobretudo ao elevado fluxo de veículos de combustão interna.

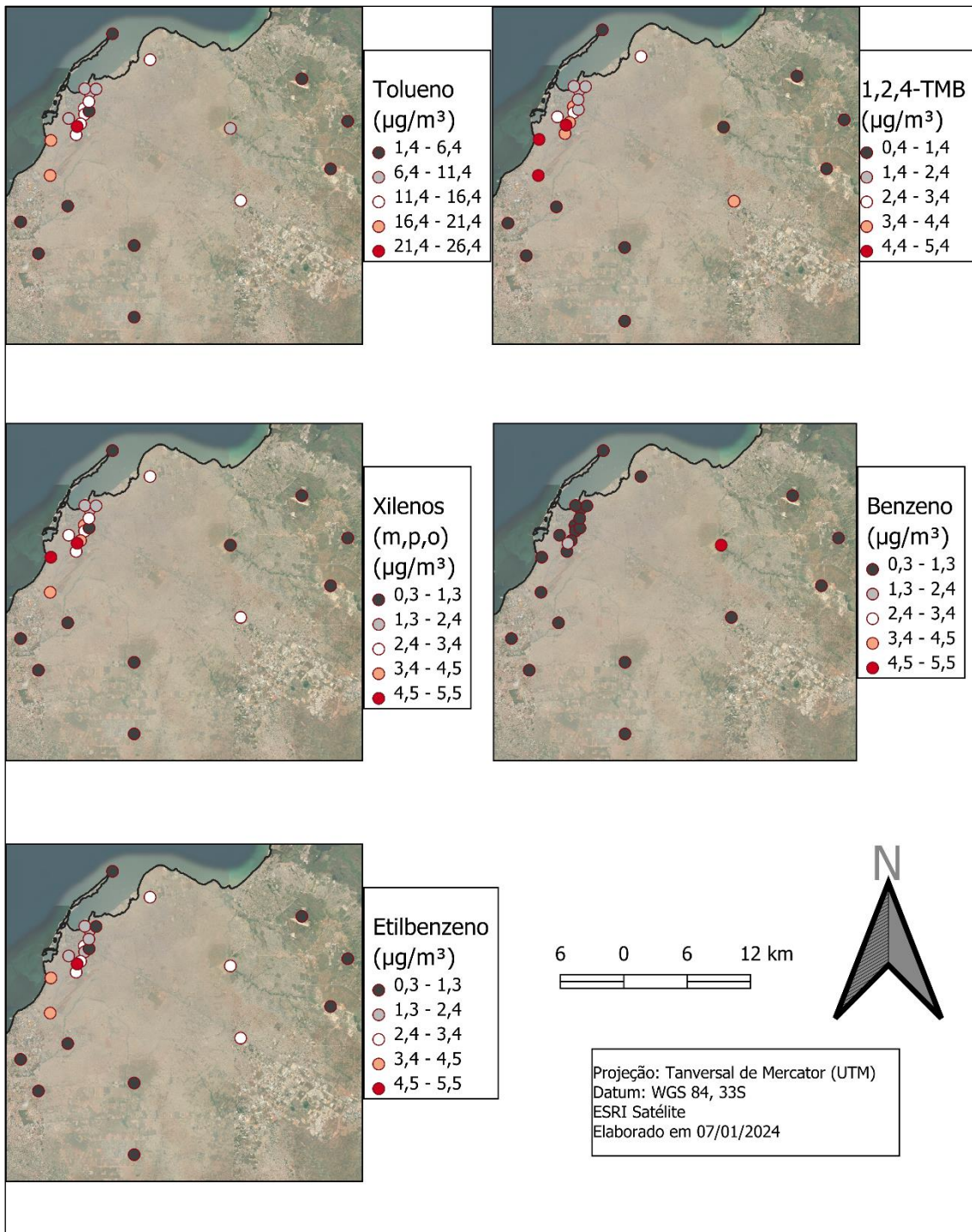


Figura 20 - Mapas referentes às concentrações dos COVs, ponto-a-ponto.

Um estudo realizado na Coreia do Sul demonstrou que as estações do ano não exerciam uma influência significativa na concentração dos COVs. Isso pode ser atribuído à emissão constante de fontes fixas, como a indústria petroquímica e a construção naval, presentes na área de estudo. Esses resultados sugerem que as variações sazonais em Luanda podem ter um

impacto significativo nas concentrações de COVs neste estudo, dado que a maior parte dos pontos com as concentrações mais elevadas de COVs não está próxima de fontes fixas, mas sim próximo a áreas de tráfego intenso, fazendo com que as variações ao longo do dia, semana e/ou estações do ano possam ser distintas. Para efeito comparativo, na Tabela 11 são apresentados valores de estudos realizados noutras regiões.

Tabela 11 - Comparações das concentrações médias ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de benzeno, tolueno, etilbenzeno, m,p-xilenos e o-xileno (BTEX) em países selecionados.

País	Período	Benzeno	Tolueno	Etilbenzeno	Xilenos (m,p,o)	Referência
Argélia ^a	Mar e Mai de 2019	2,5	6,6	2,5	9,2	Kerchich & Kerbachi (2012)
Canadá ^b	2004 a 2006	0,8	2,8	0,5	1,9	Miller et al. (2012)
França ^b	Jan e Jun de 2007	1,2	3	1,3	1,7	Roukos et al. (2009)
Itália ^c	Out e Nov de 2006	4,7	15,6	3,5	18,1	Bruno et al. (2008)
Turquia ^d	2009 a 2010	2,7	7,7	0,6	3,5	Dumanoglu et al. (2014)
Coreia do Sul ^b	2014 a 2015	2,2	8,4	3,2	5,7	Kim et al. (2019)
Angola ^b	Jun de 2023	2,6	9,3	1,9	7,9	Este estudo

(a) – Urbano e semirural; (b) – Urbano e industrial; (c) – Urbano; (d) – Industrial.

As concentrações médias de BTEX em Luanda situaram-se no intervalo de valores reportados para outros países, excetuando o caso da Itália (Bruno et al., 2008), onde se registaram níveis substancialmente mais elevados atribuídos a uma alta influência das emissões veiculares. Os valores de Luanda são próximos dos documentados para a Argélia, que tem uma economia semelhante, movida principalmente pela extração e refinação de petróleo.

4.4 Compostos Carbonílicos

As concentrações mais elevadas dos compostos carbonílicos na região metropolitana de Luanda foram obtidas para seis compostos: formaldeído, acetaldeído, acetona, propionaldeído, butiraldeído e valeraldeído (Figura 21).

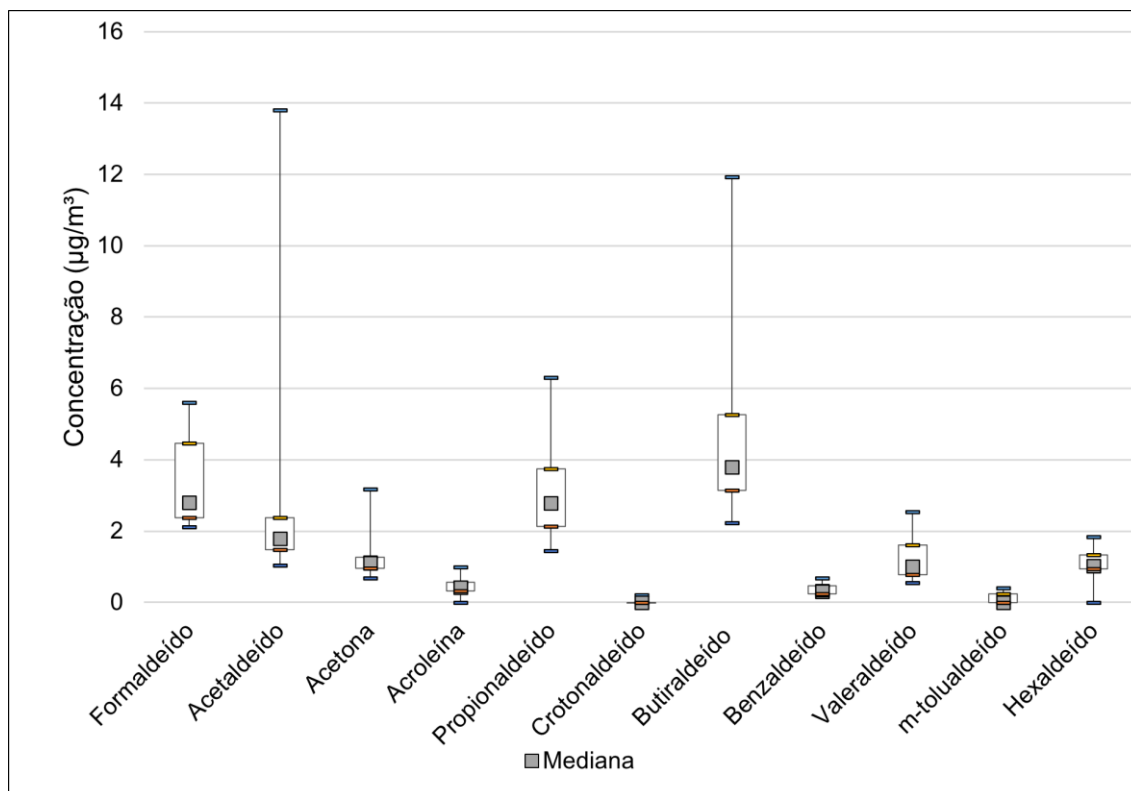


Figura 21 - Gráfico de bigode referente às concentrações dos compostos carbonílicos.

As concentrações mais elevadas foram observadas junto à costa, onde se concentra a população e se registam os maiores volumes de tráfego (Figura 22). Contudo, é de notar também o ponto 12, no aterro sanitário de Mulenvos. Segundo Manco et al. (2022), a presença de compostos carbonílicos nos aterros sanitários pode ser acentuada com o calor, podendo variar de aterro para aterro.

Segundo Liu et al. (2023), os compostos carbonílicos e outros COVs oxigenados, hidrocarbonetos e compostos aromáticos são os principais responsáveis pelos riscos não carcinogénicos, enquanto os hidrocarbonetos e compostos aromáticos também contribuem para os riscos carcinogénicos, em emissões provenientes de aterros sanitários. Altas concentrações desses

compostos em áreas mais sensíveis podem trazer riscos sérios para a saúde humana.

Apesar de altas concentrações no aterro sanitário, as concentrações noutros pontos da região metropolitana são relativamente baixas. Outras fontes podem estar ligadas à queima de combustíveis fósseis ou ainda às emissões veiculares na região.

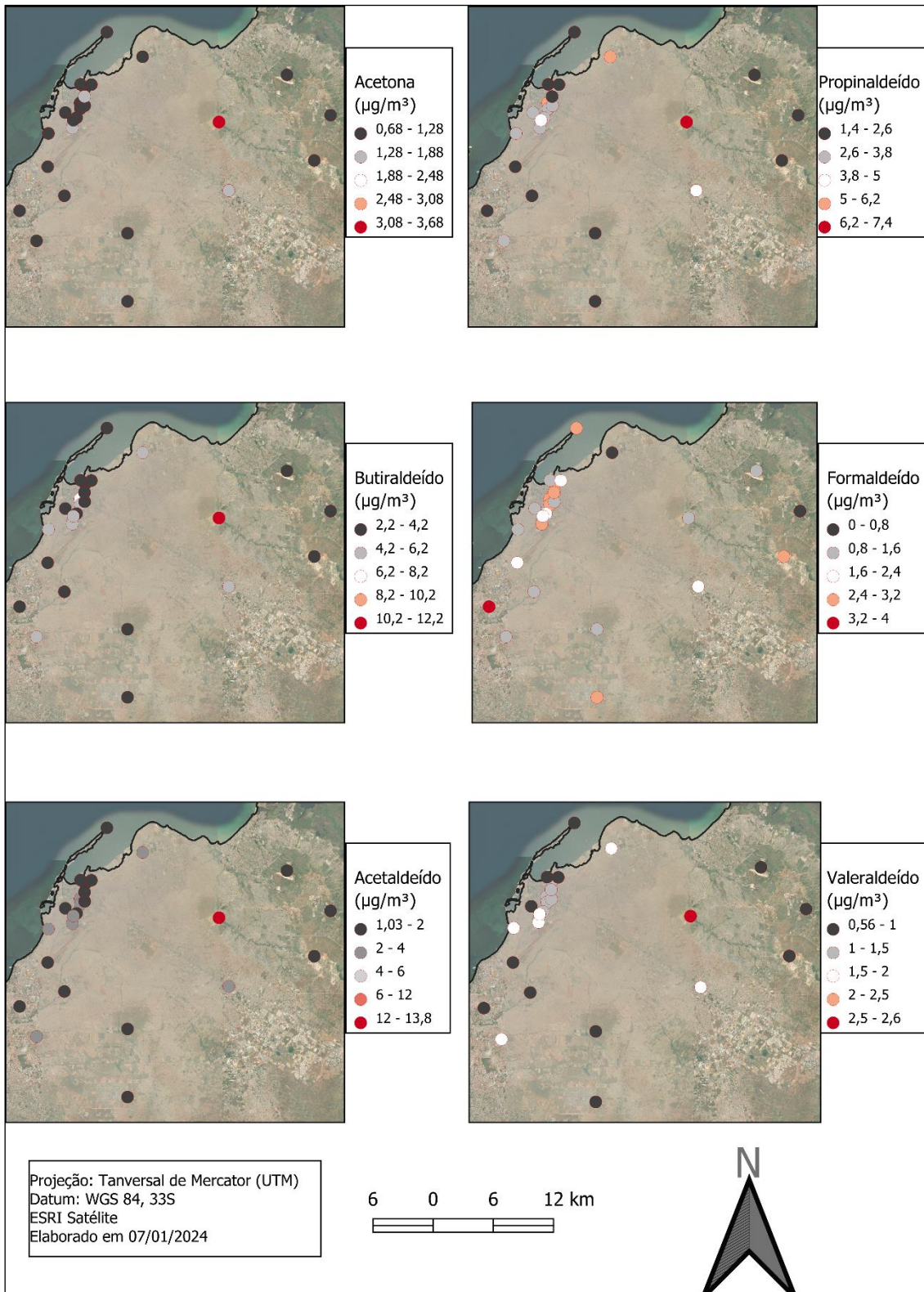


Figura 22 - Mapas de faixas referente às concentrações dos compostos carbonílicos.

4.5 Riscos da Poluição do Ar para a Saúde Humana

Em média todos os compostos analisados para o risco de cancro estão dentro do espectro do razoável para a USEPA (2009). No risco não carcinogénico associado à inalação de compostos voláteis destaca-se a acroleína, cujo HQ excedeu a unidade, construindo um risco para a saúde. Contudo os valores descritos na Tabela 12 para HQ e CR são valores médios para toda a região de estudo.

Tabela 12 - Risco médio referente a exposição/inalação de compostos não carcinogénicos (HQ) e carcinogénicos (CR).

Composto	Concentração média ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	HQ	CR
1,1,1-Tricloroetano	0,04	$8,00 \times 10^{-6}$	-
1,2,3-Trimetilbenzeno	0,62	$1,03 \times 10^{-2}$	-
1,2,4-Trimetilbenzeno	2,13	$3,55 \times 10^{-2}$	-
1,3,5-Trimetilbenzeno	0,55	$9,17 \times 10^{-3}$	-
1,4-Diclorobenzeno	0,04	$5,00 \times 10^{-5}$	$4,40 \times 10^{-07}$
2-Butoxietanol	0,07	$4,40 \times 10^{-5}$	-
Benzeno	2,56	0,85	$2,00 \times 10^{-05}$
Tolueno	9,34	$2,33 \times 10^{-3}$	-
Xilenos ^a	7,94	$7,94 \times 10^{-2}$	-
Etilbenzeno	1,85	$6,17 \times 10^{-3}$	$4,63 \times 10^{-06}$
Tricloroetileno	0,03	$1,50 \times 10^{-2}$	$1,23 \times 10^{-07}$
Tetracloroetileno	0,05	$3,33 \times 10^{-3}$	$1,50 \times 10^{-07}$
Naftaleno	0,98	0,26	$8,53 \times 10^{-05}$
Formaldeído	3,33	0,37	$2,00 \times 10^{-05}$
Acetaldeído	2,31	0,26	$5,08 \times 10^{-06}$
Acroleína	0,46	1,31	-
Propionaldeído	3,16	0,39	-
Total	35,5	3,61	$1,4 \times 10^{-4}$

(a) - xileno (m,p + o)

Observa-se na Figura 23, que retrata o HQ total, que a exposição em qualquer ponto de amostragem pode ser um risco. Em todos os locais, os valores de HQ excederam o limiar recomendado pela USEPA. O menor somatório de risco foi observado no ponto 5, na Universidade Óscar Ribas em Talatona.

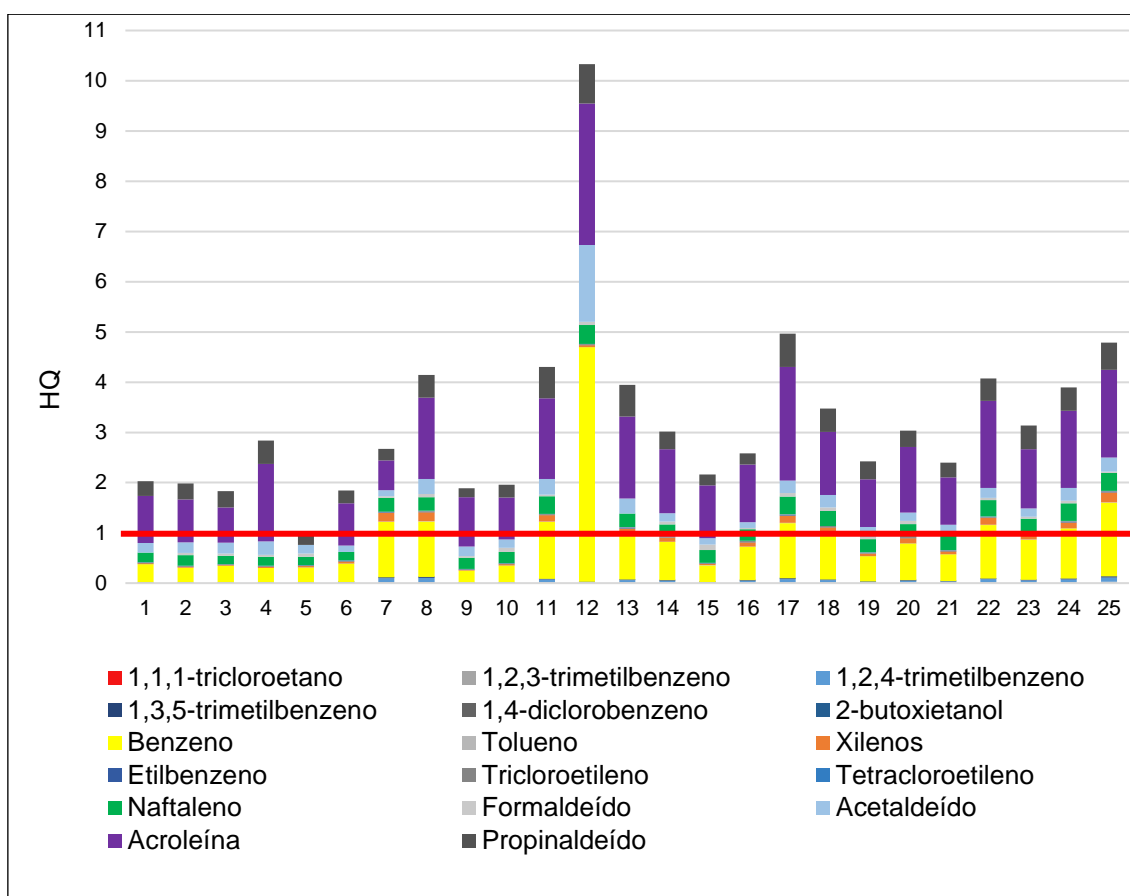


Figura 23 - Risco não carcinogénico para a saúde humana.

Os compostos que mais contribuem para a HQ (Figura 23) são o benzeno, naftaleno, acetaldeído e acroleína. Em relação aos riscos para a saúde humana, tanto carcinogénicos quanto não carcinogénicos (Figuras 23 e 24), o maior grau associado está localizado no ponto 12 (aterro de Mulenvos). Observa-se ainda que, quanto mais afastado da zona costeira, onde há um aglomerado maior de pontos de amostragem (8, 14, 16 - 25), menores são os riscos não carcinogénicos associados. No entanto, o ponto 11 (comando policial da polícia de Viana) apresenta um comportamento mais semelhante aos pontos do aglomerado costeiro, sugerindo que ao longo da via primária com intenso tráfego (Estrada de Catete), onde o amostrador foi posicionado, as concentrações de poluentes são mais elevadas e próximas das observadas nos pontos da zona costeira. Considerando que se trata de uma via de maior movimentação, as emissões provenientes de combustão veicular contribuem certamente para os riscos carcinogénicos e não carcinogénicos.

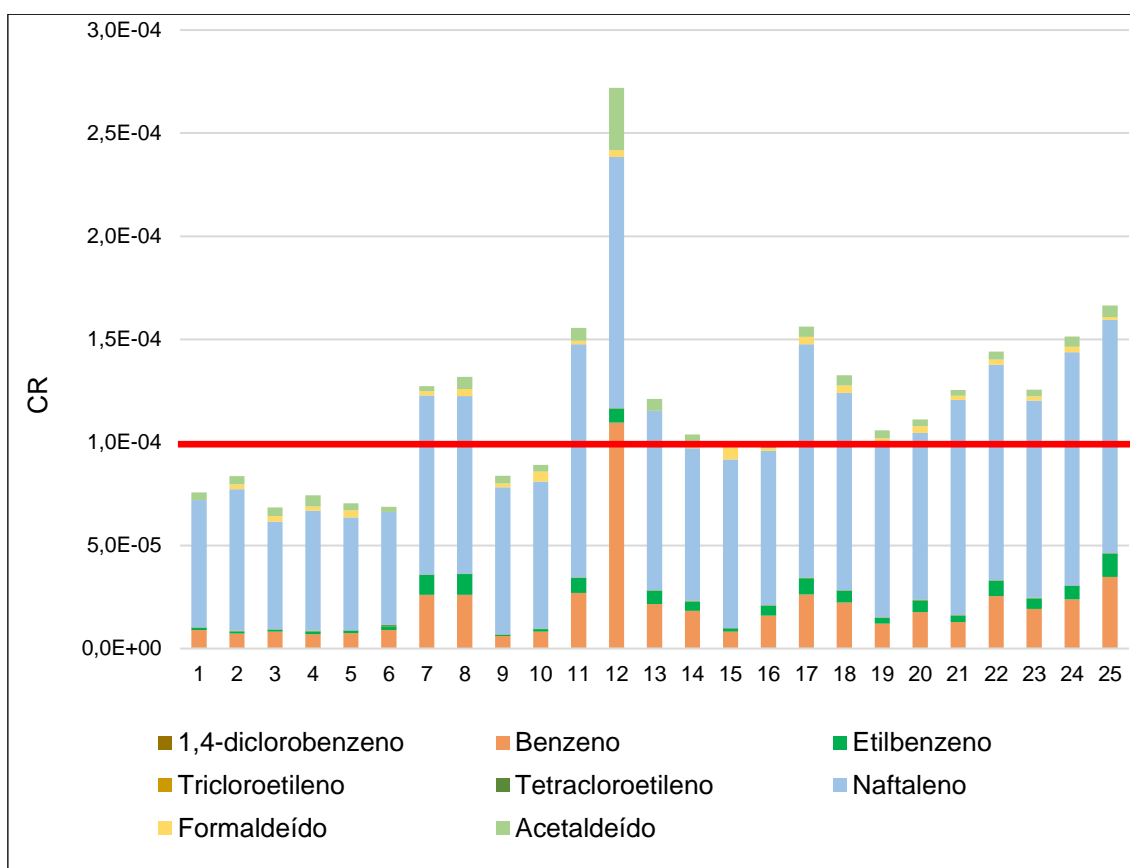


Figura 24 - Risco carcinogénico para saúde humana decorrente da inalação de compostos voláteis.

Os compostos que mais contribuíram para os riscos carcinogénicos foram o benzeno e o naftaleno (Figura 24). O CR global excedeu o limite de segurança de $1,0 \times 10^{-4}$ estipulado pela USEPA num grande número de pontos. Mais uma vez, é de salientar o aterro de Mulenvos com um CR de $2,75 \times 10^{-4}$. Isto significa que, ao longo da vida naquela área, aproximadamente 275 pessoas em cada milhão de habitantes desenvolverão doenças oncogénicas em resultado da inalação de compostos voláteis.

4.6 Recomendações para Políticas Públicas e Estratégias Para Melhorar a Qualidade do Ar

Além disso, uma legislação sobre a qualidade do ar ambiente poderia estabelecer mecanismos para a divulgação pública de dados e informações relacionadas à qualidade do ar, promovendo a transparência e a conscientização

da população sobre os impactos da poluição atmosférica na saúde e ambiente. Ao mesmo tempo, a implementação de políticas regulatórias claras e eficazes poderia atrair investimentos internacionais e parcerias colaborativas para fortalecer as capacidades locais de pesquisa e monitoramento da qualidade do ar. Portanto, a criação de uma legislação sobre a qualidade do ar ambiente não apenas preencheria a lacuna existente na pesquisa científica local, mas também estabeleceria as bases necessárias para uma abordagem mais holística e eficaz na gestão da qualidade do ar em Angola. Essa legislação não só impulsionaria a produção de conhecimento científico local, mas também promoveria a proteção da saúde pública, a conservação do meio ambiente e o desenvolvimento sustentável do país. Assim, é imperativo que o governo angolano reconheça a importância de uma legislação abrangente sobre a qualidade do ar ambiente e tome medidas concretas para sua elaboração e implementação, visando garantir um futuro mais saudável e sustentável para todos os cidadãos angolanos.

A ausência de legislação em Angola tem reflexos na carência de pesquisas nas áreas da monitorização ambiental e inventários de emissões. Apesar das análises realizadas neste trabalho, a falta de referências bibliográficas locais constituiu um desafio para contextualizar os resultados e alicerçar as conclusões. Essa limitação evidencia a necessidade urgente de um investimento mais significativo na pesquisa científica sobre emissões e concentrações, tendo em vista a elaboração de políticas ambientais mais eficazes. Assim, é fundamental que o governo angolano reconheça essa lacuna e promova iniciativas que incentivem a produção de conhecimento científico local nessa área crucial para a proteção do meio ambiente e da saúde pública.

5 Conclusão

Os resultados desta pesquisa indicam que os níveis de NO₂ e SO₂ se mantiveram abaixo dos valores-guia estabelecidos pela OMS. A análise espacial mostrou possíveis inconsistências nos dados interpolados de NO₂, sugerindo uma necessidade de maior atenção quanto à distribuição dos pontos de amostragem. Quanto ao O₃, as concentrações médias situam-se abaixo dos valores recomendados estipulados pelos valores-guia da OMS (WHO, 2021) e também pelo Decreto-Lei 102/2010 de 23 de setembro. Porém, a construção de um mapa interpolado pode não ser estatisticamente confiável devido à falta de representatividade dos dados.

No que diz respeito aos COVs, foram observadas concentrações mais elevadas na área costeira, onde se assinalam maiores volumes de tráfego. Os compostos carbonílicos apresentaram suas maiores concentrações na costa e próximo a um aterro sanitário, representando riscos consideráveis para a saúde humana, especialmente em áreas densamente povoadas.

Em relação aos riscos para a saúde humana, tanto carcinogénicos quanto não carcinogénicos, resultantes da inalação de compostos voláteis, foram identificados alguns pontos de amostragem onde os valores de HR e CR excederam os limites estabelecidos pela USEPA, especialmente em áreas de tráfego intenso e no aterro sanitário de Mulenvos. Em síntese, os resultados ressaltam a importância do monitoramento contínuo da qualidade do ar em Luanda e a implementação de medidas para mitigar os impactos adversos da poluição atmosférica na saúde pública e no meio ambiente.

Uma das principais limitações observadas está diretamente relacionada a escolha dos locais de coleta e quantidade de amostradores utilizados, pois, para uma melhor predição dos valores interpolados seria mais conveniente ter uma grelha de amostragem que representasse melhor toda a área de estudo. Portanto, para estudos futuros, sugere-se uma grelha de distribuição dos pontos mais uniforme. Outro ponto a ser observado também é a pontualidade das medições. A obtenção de valores de concentrações em outras estações do ano daria mais robustez ao estudo, possibilitando a avaliação da sazonalidade e variação das emissões ao longo do ano e uma previsão mais sólida dos riscos crónicos da exposição a longo prazo.

6 REFERÊNCIAS

- Adon, M., Yoboué, V., Galy-Lacaux, C., Liousse, C., Diop, B., Doumbia, E. H. T., Gardrat, E., Ndiaye, S. A. & Jarrot, C. (2016). Measurements of NO₂, SO₂, NH₃, HNO₃ and O₃ in West African urban environments. *Atmospheric Environment*, 135, 31–40. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.050>
- Akhmat, G., Zaman, K., Shukui, T., Irfan, D. & Khan, M. M. (2014). Does energy consumption contribute to environmental pollutants? evidence from SAARC countries. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (9), 5940–5951. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2528-1>
- Alves, C. A., Candeias, C., Nunes, T. V., Tomé, M. J. C., Vicente, E. D., Ávila, P. F. & Rocha, F. (2018). Passive monitoring of particulate matter and gaseous pollutants in Fogo Island, Cape Verde. *Atmospheric Research*, 214 (August), 250–262. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.08.002>
- Andrade, M. V. A. S., Pinheiro, H. L. C., Pereira, P. A. de P. & Andrade, J. B. (2002). Compostos carbonílicos atmosféricos: fontes, reatividade, níveis de concentração e efeitos toxicológicos. *Quim. Nova*, 25 (6B). <https://doi.org/10.1590/S0100-40422002000700013>
- Andric, I. & Al-Ghamdi, S. G. (2020). Climate change implications for environmental performance of residential building energy use: The case of Qatar. *Energy Reports*, 6, 587–592. <https://doi.org/10.1016/j.egy.2019.09.030>
- Angola. (2023). Dados Sobre o País. <https://governo.gov.ao/angola/dados-sobre-o-pais>
- Briggs, D. J., Hoogh, C., Gulliver, J., Wilson, R. E., Elliott, P., Kingham, S. & Smallbone, K. (2000). A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments. *The Science of the Total Environment*, 253, 151–167. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00429-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00429-0)

- Bruno, P., Caselli, M., De Gennaro, G., Scolletta, L., Trizio, L. & Tutino, M. (2008). Assessment of the impact produced by the traffic source on VOC level in the urban area of Canosa di Puglia (Italy). *Water, Air, and Soil Pollution*, 193 (1–4), 37–50. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9666-3>
- Campos, P. M. D., Esteves, A. F., Leitão, A. A. & Pires, J. C. M. (2021). Design of air quality monitoring network of Luanda, Angola: Urban air pollution assessment. *Atmospheric Pollution Research*, 12 (8). <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.101128>
- Canha, N., Almeida, S. M., Freitas, M. D. C. & Wolterbeek, H. T. (2015). Assessment of bioaerosols in urban and rural primary schools using passive and active sampling methodologies. *Archives of Environmental Protection*, 41 (4), 11–22. <https://doi.org/10.1515/aep-2015-0034>
- Casal, B., Rivera, B. & Currais, L. (2023). Evidence of the adverse effects of air pollution on the population's health in Spain: analysis of the economic costs of premature deaths. *Cadernos de Saúde Pública*, 39 (7), 1–16. <https://doi.org/10.1590/0102-311XEN145922>
- Cavalcante, R. M., Campelo, C. S., Barbosa, M. J., Silveira, E. R., Carvalho, T. V. & Nascimento, R. F. (2006). Determination of carbonyl compounds in air and cancer risk assessment in an academic institute in Fortaleza, Brazil. *Atmospheric Environment*, 40 (29), 5701–5711. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.04.056>
- CE. (1997). European Commission, 1997. Position paper on air quality: nitrogen dioxide. Working Group on Nitrogen Dioxide, EC.
- CE. (2023). Qualidade do ar. <https://www.consilium.europa.eu/pt/policies/air-quality/>
- Cruz, L. P. S. & Campos, V. P. (2008). Métodos de amostragem e análise para compostos reduzidos de enxofre atmosférico. *Quim. Nova*, 31 (5), 1180–1189. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000500047>

- Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro do Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, 4177 (2010).
<https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/102-2010-342123>
- Dumanoglu, Y., Kara, M., Altiok, H., Odabasi, M., Elbir, T. & Bayram, A. (2014). Spatial and seasonal variation and source apportionment of volatile organic compounds (VOCs) in a heavily industrialized region. *Atmospheric Environment*, 98, 168–178.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.048>
- Fang, L., Norris, C., Johnson, K., Cui, X., Sun, J., Teng, Y., Tian, E., Xu, W., Li, Z., Mo, J., Schauer, J. J., Black, M., Bergin, M., Zhang, J. & Zhang, Y. (2019). Toxic volatile organic compounds in 20 homes in Shanghai: Concentrations, inhalation health risks, and the impacts of household air cleaning. *Building and Environment*, 157, 309–318.
<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.04.047>
- Finlayson-Pitts, B. J., & Pitts Jr., J. N. (1993). Atmospheric Chemistry of Tropospheric Ozone Formation: Scientific and Regulatory Implications. *Air & Waste*, 43(8), 1091–1100.
<https://doi.org/10.1080/1073161X.1993.10467187>
- Fronzizi, C. A. (2008). Monitoramento da qualidade do ar: teoria e prática. Editora E-papers.
- Hewitt, C. N. (1991). Spatial variations in nitrogen dioxide concentrations in an urban area. *Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere*, 25 (3), 429–434. [https://doi.org/10.1016/0957-1272\(91\)90014-6](https://doi.org/10.1016/0957-1272(91)90014-6)
- Huang, Y., Zhu, M., Ji, M., Fan, J., Xie, J., Wei, X., Jiang, X., Xu, J., Chen, L., Yin, R., Wang, Y., Dai, J., Jin, G., Xu, L., Hu, Z., Ma, H. & Shen, H. (2021). Air pollution, genetic factors, and the risk of lung cancer. A prospective study in the UK biobank. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 204(7), 817–825. <https://doi.org/10.1164/rccm.202011-4063OC>

- INE. (2016). Resultados Definitivos Recenseamento Geral da População e Habitação - 2014.
- Jaars, K., Vestenius, M., van Zyl, P. G., Beukes, J. P., Hellén, H., Vakkari, V., Venter, M., Josipovic, M. & Hakola, H. (2018). Receptor modelling and risk assessment of volatile organic compounds measured at a regional background site in South Africa. *Atmospheric Environment*, 172, 133–148. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.10.047>
- Johnston, K., Ver Hoef, J. M., Krivoruchko, K., & Lucas, N. (2001). Using ArcGIS geostatistical analyst (Vol. 380). Redlands: Esri.
- Kerchich, Y. & Kerbachi, R. (2012). Measurement of BTEX (benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene) levels at urban and semirural areas of Algiers City using passive air samplers. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 62 (12), 1370–1379. <https://doi.org/10.1080/10962247.2012.712606>
- Kim, S. J., Kwon, H. O., Lee, M. I., Seo, Y. & Choi, S. D. (2019). Spatial and temporal variations of volatile organic compounds using passive air samplers in the multi-industrial city of Ulsan, Korea. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (6), 5831–5841. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-4032-5>
- Kim, Y. M., Harrad, S. & Harrison, R. M. (2001). Concentrations and sources of VOCs in urban domestic and public microenvironments. *Environmental Science and Technology*, 35 (6), 997–1004. <https://doi.org/10.1021/es000192y>
- Laxen, D. P. H. & Noordally, E. (1987). Nitrogen dioxide distribution in street canyons. *Atmospheric Environment*, 21 (9), 1899–1903. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(87\)90150-8](https://doi.org/10.1016/0004-6981(87)90150-8)
- Lenzi, E. & Favero, L. O. B. (2019). Introdução à Química da Atmosfera-Ciência, Vida e Sobrevivência (Grupo GEN, Ed.; 2a edição). <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/books/9788521636120>

- Liu, Y., Li, S., Wang, Q., Zheng, X., Zhao, Y. & Lu, W. (2023). Occupational health risks of VOCs emitted from the working face of municipal solid waste landfill: Temporal variation and influencing factors. *Waste Management*, 160, 173–181. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.02.001>
- Manco, A., Cicciooli, P., Famulari, D., Brilli, F., Cicciooli, P., Tommasi, P. Di, Toscano, P., Gioli, B., Esposito, A. & Magliulo, V. (2022). Real-time air concentrations and turbulent fluxes of volatile organic compounds (VOCs) over historic closed landfills to assess their potential environmental impact. *Environmental Pollution*, 309. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119748>
- Marchand, C., Bulliot, B., Le Calvé, S. & Mirabel, P. (2006). Aldehyde measurements in indoor environments in Strasbourg (France). *Atmospheric Environment*, 40 (7), 1336–1345. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.10.027>
- Miller, L., Xu, X., Grgicak-Mannion, A., Brook, J. & Wheeler, A. (2012). Multi-season, multi-year concentrations and correlations amongst the BTEX group of VOCs in an urbanized industrial city. *Atmospheric Environment*, 61, 305–315. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.041>
- MINUA. (2006). Relatório do Estado Geral do Ambiente em Angola.
- Nafstad, P., Håheim, L. L., Oftedal, B., Gram, F., Holme, I., Hjermann, I. & Leren, P. (2003). Lung cancer and air pollution: A 27 year follow up of 16 209 Norwegian men. *Thorax*, 58 (12), 1071–1076. <https://doi.org/10.1136/thorax.58.12.1071>
- Notario, A., Bravo, I., Adame, J. A., Díaz-de-Mera, Y., Aranda, A., Rodríguez, A. & Rodríguez, D. (2012). Analysis of NO, NO₂, NO_x, O₃ and oxidant (OX = O₃ + NO₂) levels measured in a metropolitan area in the southwest of Iberian Peninsula. *Atmospheric Research*, 104–105, 217–226. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.10.008>

- Peel, M. C., Finlayson, B. L. & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pereira, G. W., Valente, D. S. M., de Queiroz, D. M., Coelho, A. L. de F., Costa, M. M. & Grift, T. (2022). Smart-Map: An Open-Source QGIS Plugin for Digital Mapping Using Machine Learning Techniques and Ordinary Kriging. *Agronomy*, 12 (6). <https://doi.org/10.3390/agronomy12061350>
- Pinthong, N., Thepanondh, S. & Kondo, A. (2022). Source Identification of VOCs and their Environmental Health Risk in a Petrochemical Industrial Area. *Aerosol and Air Quality Research*, 22 (2). <https://doi.org/10.4209/aaqr.210064>
- Qin, Y. M., Sun, C. Z., Li, D., Zhang, H., Wang, H. Y. & Duan, Y. (2023). Does urban air pollution have an impact on public health? Empirical evidence from 288 prefecture-level cities in China. *Urban Climate*, 51. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2023.101660>
- Radiello. (2019). User Manual 2019. <https://content.restek.com/content/published/api/v1.1/assets/CONT8AFE45B3507E40BC902DD153BF9C13C1/native/radiello+Instruction+Manual.pdf?channelToken=6428daeb0e4e4341beecd8e2b41b4d46&download=false>
- Roukos, J., Riffault, V., Locoge, N. & Plaisance, H. (2009). VOC in an urban and industrial harbor on the French North Sea coast during two contrasted meteorological situations. *Environmental Pollution*, 157 (11), 3001–3009. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.059>
- Santos, M. A. (2017). *Poluição do Meio Ambiente* (Grupo GEN, Ed.). <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/books/9788521634140>
- Schnelle Jr., K.B., & Brown, C.A. (2001). *Air Pollution Control Technology Handbook* (1st ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420036435>

- Sebald, L., Treffeisen, R., Reimer, E. & Hies, T. (2000). Spectral analysis of air pollutants. Part 2: ozone time series. *Atmospheric Environment*, 34, 3503–3509. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00147-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00147-3)
- Shuai, J., Kim, S., Ryu, H., Park, J., Lee, C. K., Kim, G. B., Ultra, V. U. & Yang, W. (2018). Health risk assessment of volatile organic compounds exposure near Daegu dyeing industrial complex in South Korea. *BMC Public Health*, 18 (1). <https://doi.org/10.1186/s12889-018-5454-1>
- TWB. (2023). O Banco Mundial em Angola. <https://www.worldbank.org/pt/country/angola/overview#3>
- USEPA. (2009). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Rags) Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment. <https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part-f#docs>
- Weisel, C. P., Alimokhtari, S. & Sanders, P. F. (2008). Indoor air VOC concentrations in suburban and rural New Jersey. *Environmental Science and Technology*, 42 (22), 8231–8238. <https://doi.org/10.1021/es8005223>
- WHO. (2021). WHO global air quality guidelines. In Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulphur dioxide and carbon monoxide.
- Zhou, J., You, Y., Bai, Z., Hu, Y., Zhang, J. & Zhang, N. (2011). Health risk assessment of personal inhalation exposure to volatile organic compounds in Tianjin, China. *Science of the Total Environment*, 409 (3), 452–459. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.022>
- Zimwara, D., Mugwagwa, L., & Chikowore, T. R. (2012). Air pollution control techniques for the cement manufacturing industry: A case study for Zimbabwe. *CIE42 proceedings*, 37, 1-13.

7 ANEXOS

ANEXO I

Tabela 13 - Média, mediana (Med), desvio-padrão (σ), coeficiente de variação (CV), valor máximo (Mx) e valor mínimo (Mn) das concentrações de COVs e Compostos Carbonílicos.

Composto	Média	Mediana	σ	CV	Mx	Mn
1,1,1-tricloroetano	0,042	0,043	0,002	0,059	0,045	0,037
1,2,3-trimetilbenzeno	0,623	0,650	0,416	0,669	1,500	0,130
1,2,4-trimetilbenzeno	2,130	2,200	1,539	0,723	5,300	0,370
1,3,5-trimetilbenzeno	0,551	0,550	0,379	0,687	1,300	0,110
1,4-diclorobenzeno	0,038	0,039	0,002	0,059	0,041	0,033
1-metoxi-2-propanol	0,041	0,033	0,022	0,545	0,100	0,028
2-butoxietanol	0,070	0,081	0,027	0,383	0,140	0,038
2-metoxietilacetato	0,040	0,041	0,002	0,061	0,043	0,035
a-pineno	0,154	0,140	0,066	0,433	0,420	0,120
Benzeno	2,558	2,200	2,609	1,020	14,000	0,720
Dimetil dissulfureto	0,035	0,037	0,002	0,063	0,038	0,031
Etilbenzeno	1,854	1,900	1,285	0,693	4,500	0,270
Acetato de isopropilo	0,033	0,034	0,002	0,060	0,035	0,029
Limoneno	0,276	0,200	0,311	1,129	1,700	0,058
Metilpropil xileno	5,633	5,900	4,080	0,724	14,000	0,820
Acetato de n-butila	0,460	0,200	0,919	1,997	4,200	0,071
Naftaleno	0,976	0,970	0,241	0,247	1,400	0,600
Ortoxileno	2,313	2,400	1,684	0,728	5,900	0,350
Tetracloroetileno	0,051	0,035	0,034	0,671	0,150	0,029
Tolueno	9,336	9,500	6,462	0,692	23,000	1,400
Tricloroetileno	0,031	0,032	0,002	0,064	0,034	0,027
Formaldeído	0,426	0,408	0,220	0,517	0,984	0,000
Acetaldeído	2,306	1,784	2,453	1,064	13,796	1,033
Acetona	1,187	1,110	0,454	0,383	3,175	0,682
Acroleína	0,457	0,427	0,180	0,393	0,984	0,208
Propinaldeído	3,161	2,792	1,284	0,406	6,309	1,441
Crotonaldeído	0,215	0,215	-	-	0,215	0,215
Butiraldeído	4,245	3,793	1,992	0,469	11,921	2,228

Composto	Média	Mediana	σ	CV	Mx	Mn
Benzaldeído	0,361	0,314	0,147	0,406	0,675	0,201
Isovarialdeído	ND	ND	-	-	-	-
Valeraldeído	1,157	1,010	0,503	0,435	2,542	0,557
o-tolualdeído	ND	ND	-	-	-	-
m-tolualdeído	0,286	0,246	0,076	0,265	0,411	0,215
p-tolualdeído	ND	ND	-	-	-	-
Hexaldeído	1,216	1,174	0,268	0,220	1,837	0,943
2,5-dimetilbenzaldeído	ND	ND	-	-	-	-

ND – Não detetado.

ANEXO II

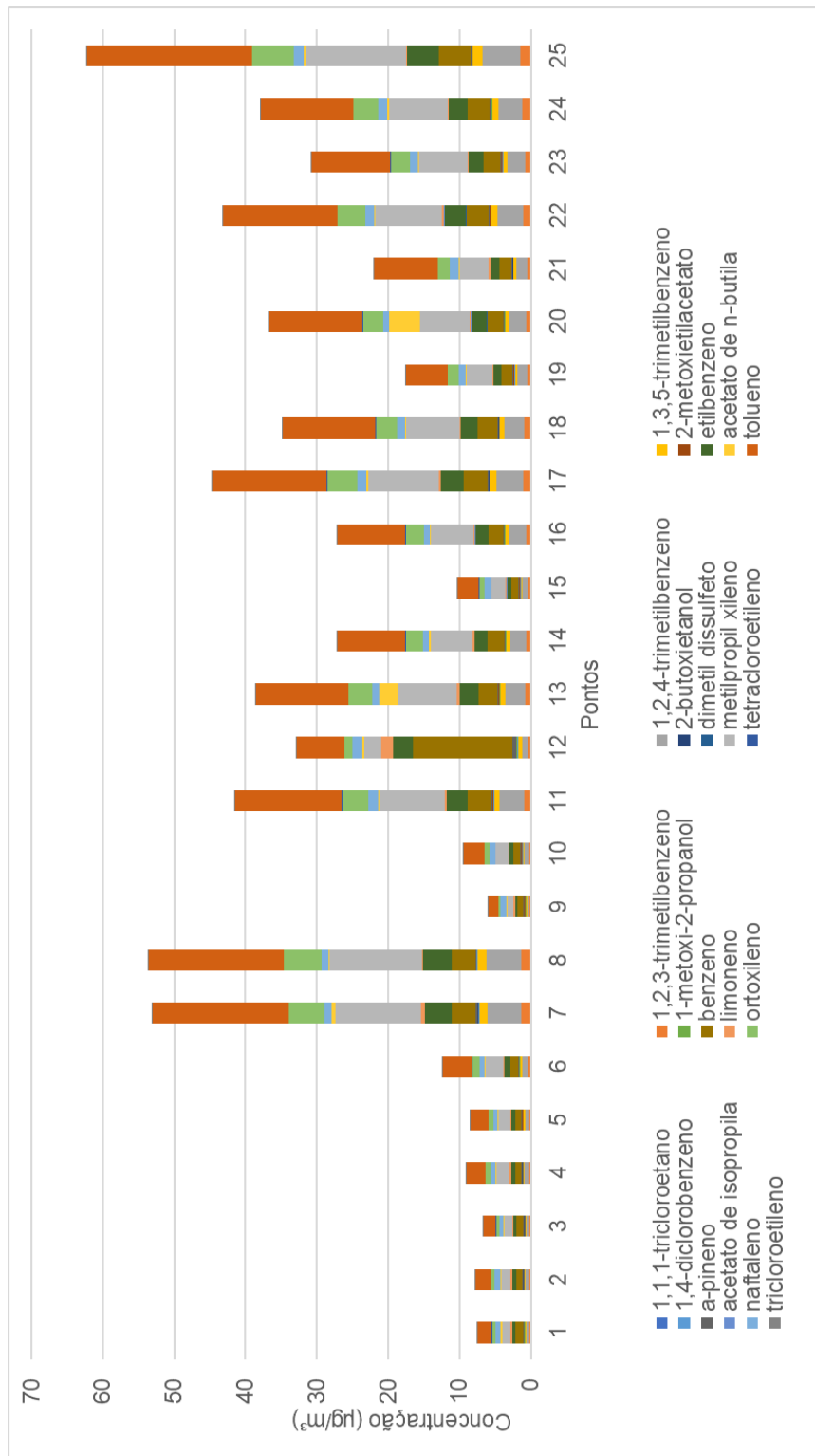


Figura 25 - Gráfico de concentração dos COVs.