

**VARIAÇÃO SAZONAL DAS CONCENTRAÇÕES E
DISTRIBUIÇÕES POR TAMANHO DE PARTÍCULAS EM
SUSPENSÃO NA ATMOSFERA NA CIDADE DE MIRANDELA -
PORTUGAL**

Leticia Murta Vieira

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança
para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental no
âmbito da dupla diplomação com o Centro Feral de Educação
Tecnológica de Minas Gerais*

Orientado por

Manuel Joaquim Sabença Feliciano

Adriana Alves Pereira Wilken

Estela Alexandra Domingos Vicente

Bragança

2025

Resumo

A poluição atmosférica por material particulado (PM) representa um dos principais desafios ambientais e de saúde pública, associando-se a diversas doenças respiratórias e cardiovasculares. Este estudo analisou a variação sazonal das concentrações de PM na cidade de Mirandela, Portugal, considerando a influência de fatores meteorológicos e de eventos atmosféricos, como incêndios e inversão térmica. Para isso, foram realizadas campanhas de monitorização contínua durante um período do verão de 2024 e do inverno de 2025, utilizando o espectrómetro EDM 280 da Grimm Aerosol Technik para medições em tempo real.

A análise dos dados envolveu a conversão dos dados originais em médias horárias e posteriormente, através de um script desenvolvido em Python, a avaliação de padrões temporais e o estabelecimento de correlações de Spearman entre as concentrações de PM com variáveis meteorológicas, como temperatura, humidade relativa, precipitação e velocidade do vento. A matriz de correlação de Spearman foi utilizada para avaliar a significância estatística das relações, adotando um nível de significância de 5%. Além disso, para avaliar a influência da direção do vento na dispersão do material particulado, foram gerados gráficos polares (rosas de poluição). Para investigar o transporte de massas de ar a longas distâncias, como o possível transporte de areia do deserto do Saara ou de partículas provenientes de incêndios florestais, foi utilizado o modelo de retrotrajetórias HYSPLIT. Adicionalmente, a ocorrência de inversões térmicas, um fator que pode contribuir para a acumulação de PM em determinados dias, foi analisada com base em dados meteorológicos extraídos da plataforma Meteoblue.

Os resultados indicaram que, ao comparar as campanhas, o inverno teve concentrações médias globais de partículas mais elevadas, com picos frequentes ao longo do período, enquanto no verão as concentrações são mais estáveis, com picos esporádicos. Quanto a influência das condições meteorológicas na concentração de PM, tem-se na campanha de inverno, temperaturas mais baixas e maior humidade favorecem a concentração de PM, enquanto no verão o efeito sobre as partículas não foi estatisticamente significativo. Em relação a precipitação, destaca-se que o volume total de chuvas foi relativamente baixo durante o período de estudo, e as análises tiveram correlações fracas. Quanto a velocidade do vento, observou-se que o efeito foi mais evidente no inverno, com uma relação mais robusta dos ventos como um importante fator dispersor de partículas.

A modelação de trajetórias atmosféricas pelo modelo HYSPLIT permitiu identificar potenciais fontes remotas de poluição em dias de excedência, revelando que, em algumas ocasiões, as massas de ar transportavam partículas de regiões externas a Mirandela. Além disso, a análise da inversão térmica indicou que essa condição esteve presente em grande parte dos dias com altas concentrações de PM, dificultando a dispersão dos poluentes e contribuindo para a sua acumulação nas camadas mais baixas da atmosfera. Esses resultados reforçam a importância de considerar fatores meteorológicos e atmosféricos na avaliação da qualidade do ar, destacando a necessidade de estratégias de mitigação que levem em conta a variabilidade sazonal e os padrões climáticos regionais.

Palavras-chave: Monitorização ambiental; Material particulado; Variação temporal; Qualidade do ar.

Abstract

Air pollution caused by particulate matter (PM) represents one of the main environmental and public health challenges, being associated with various respiratory and cardiovascular diseases. This study analyzed the seasonal variation of PM concentrations in the city of Mirandela, Portugal, considering the influence of meteorological factors and atmospheric events such as wildfires and thermal inversion. To achieve this, continuous monitoring campaigns were conducted during the summer of 2024 and the winter of 2025, using the EDM 280 spectrometer from Grimm Aerosol Technik for real-time measurements.

Data analysis involved converting the original data into hourly averages and, subsequently, using a Python-developed script to evaluate temporal patterns and establish Spearman correlations between PM concentrations and meteorological variables such as temperature, relative humidity, precipitation, and wind speed. The Spearman correlation matrix was used to assess the statistical significance of these relationships, adopting a significance level of 5%. Additionally, to evaluate the influence of wind direction on particulate matter dispersion, polar plots (pollution roses) were generated. To investigate the long-range transport of air masses, such as the potential transport of Saharan desert dust or particles from wildfires, the HYSPLIT back-trajectory model was applied. Furthermore, the occurrence of thermal inversions—a factor that can contribute to PM accumulation on certain days—was analyzed based on meteorological data obtained from the Meteoblue platform. The results indicated that, when comparing the two monitoring campaigns, winter exhibited higher global average PM concentrations, with frequent peaks throughout the period, whereas summer showed more stable concentrations with sporadic peaks. Regarding the influence of meteorological conditions on PM concentration, the winter campaign revealed that lower temperatures and higher humidity levels favored PM accumulation, whereas in summer, these factors had no statistically significant effect. Regarding precipitation, the total rainfall volume was relatively low during the study period, and the analyses showed weak correlations. Concerning wind speed, a more evident effect was observed in winter, with a stronger relationship between winds and their role as an important dispersing factor for particles.

The atmospheric trajectory modeling using the HYSPLIT model allowed the identification of potential remote pollution sources on exceedance days, revealing that, on certain occasions, air masses carried particles from regions outside Mirandela. Additionally, the thermal inversion analysis indicated that this condition was present on most days with high PM concentrations, hindering pollutant dispersion and contributing to their accumulation in the lower atmospheric layers. These findings reinforce the importance of considering meteorological and atmospheric factors when assessing air quality, highlighting the need for mitigation strategies that account for seasonal variability and regional climate patterns.

Keywords: Environmental monitoring; Particulate matter; Temporal variation; Air quality.

Agradecimentos

A conclusão desta dissertação representa um marco em minha trajetória pessoal e profissional, e não poderia deixar de expressar minha mais sincera gratidão àqueles que, de diversas formas, contribuíram para que este momento se tornasse realidade.

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, pela saúde, força e perseverança para enfrentar os desafios que surgiram ao longo desta caminhada. Sem fé e resiliência, este trabalho não seria possível.

À minha família, minha maior preciosidade, que sempre esteve ao meu lado, oferecendo amor, apoio incondicional e incentivo em todos os momentos. Aos meus pais, Reginaldo e Flávia, pelo exemplo de força e dedicação, e por acreditarem em mim mesmo nos momentos de dúvida. A minha irmã, Larissa e meu cunhado Mat, pelo carinho e companheirismo. Todo suporte emocional de vocês foi essencial nesta jornada.

Agradeço com todo meu coração ao meu namorado, Gui, que além de ser o meu maior incentivador, foi quem esteve comigo acompanhando todo o processo diariamente.

Ao meu orientador, Professor Manuel Feliciano, que desempenhou um papel fundamental na construção deste trabalho. Sua orientação, conhecimento e considerações foram essenciais para o desenvolvimento desta pesquisa. Agradeço também a professora Adriana Wilken, por ter me orientado a distância, você é uma referência para mim. E agradeço a professora Estela Vicente, que aceitou o desafio de me orientar na reta final e transformou o meu trabalho com toda sua paciência e suas sugestões valiosas.

As minhas amigas que estiveram aqui comigo Maju, Karol, Brisa, Bia, San, Lari e Lê, vocês fizeram de Bragança um lugar muito acolhedor e atenuaram o desafio de estar tão longe de casa. Obrigada por cada palavra de incentivo e força.

Aos meus amigos que estão no Brasil, mas estiveram mais presentes que nunca, acompanhando cada passo e perguntando semanalmente “quando sua tese finaliza?”, ela finalizou! E sem dúvidas, foi possível porque eu tinha vocês comigo! Muito obrigada Cacá, Baião, Rafa, Luísa, Bruna, Clara, Laila, Sofia, Ana e Marina.

Agradeço ao CEFET-MG, minha instituição de origem da qual tenho muito orgulho e que confiou em mim e proporcionou essa oportunidade. E agradeço ao IPB, instituição que me recebeu e que me formou.

À minha família e amigos: sou quem sou graças à sorte de tê-los em minha vida. Obrigada por torcerem por mim e vibrarem pelas minhas conquistas. Só são possíveis por uma rede de apoio repleta de amor.

Índice Geral

Índice Geral	v
Índice de Figuras	vii
Índice de Quadros	x
Índice de Tabelas	xi
Lista de Abreviaturas, Acrónimos e Siglas.....	12
1. Contextualização.....	13
1.2. Objetivos.....	16
1.3. Estrutura da Tese.....	16
2.1. A Importância da Qualidade do Ar	17
2.2. Material Particulado.....	20
2.2.1. Conceito	20
2.2.2. Características Físicas e Químicas.....	20
2.2.3. Distribuição de Tamanho das Partículas	23
2.2.4. Impactos no Ambiente e Saúde Humana	25
2.2.5. Distribuição e Intensidade das Fontes	26
2.3. Fatores Meteorológicos.....	27
2.4. Monitorização	30
2.4.1. Processo de Monitorização.....	30
2.4.2. Métodos de Medição	31
2.5. Enquadramento Legal.....	33
3. Metodologia	35
3.1. Área de Estudo.....	35
3.1.1. Condições Meteorológicas	38
3.2. Estação de Amostragem	39
3.4. Metodologia de Monitorização	44
3.5. Processamento dos Dados	44
4. Resultados e Discussões.....	48

4.1. Condições Meteorológicas	48
4.2. Padrões Temporais da Concentração Mássica de PM.....	54
4.3. Contrastes Sazonais em Número de Partículas	64
4.4. Relação entre Condições Meteorológicas e Concentração Mássica de PM	65
4.4.1 Temperatura	68
4.4.2 Humidade Relativa	69
4.4.3 Precipitação.....	70
4.4.4 Velocidade do Vento	70
4.4.5 Direção do Vento.....	71
4.5. Influência do Transporte de Longa Distância e das Inversões Térmicas na Concentração de PM	73
5. Conclusão.....	80
Referências Bibliográficas	82
Anexo 1	93
Anexo 2	98

Índice de Figuras

Figura 1: Incorporação legal das diretrizes de qualidade do ar da Organização Municipal da Saúde para PM _{2,5} nas normas nacionais de qualidade do ar de 2005.....	19
Figura 2: Tamanho relativo de Material Particulado (PM _{2,5} e PM ₁₀) em relação a um fio de cabelo humano e grão de areia.	21
Figura 3: Deposição de material particulado nas vias aéreas	21
Figura 4: Distribuição do número de partículas por intervalo logarítmico de diâmetro (dN/dlogD) por Whitby	24
Figura 5: Fenómeno meteorológico de Fluxo Normal e Inversão Térmica.....	29
Figura 6: Mapa de Portugal destacando a região de Trás-os-Montes onde localiza-se concelho de Mirandela.....	36
Figura 7: Uso e ocupação do solo em Mirandela.....	37
Figura 8: Densidade populacional da região de Trás-os-Montes	38
Figura 9: Climograma do Distrito de Bragança	39
Figura 10: Estação de Amostragem em Portugal com visualização da região de Trás-os-Montes	40
Figura 11: Localização da Estação de Amostragem em Mirandela.....	40
Figura 12: Estação móvel de monitorização do ar.....	41
Figura 13: Espectrómetro de Aerossol Estacionário.....	43
Figura 14: Monitor de navegação interativa	44
Figura 15: Variação horária da temperatura ambiente e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de verão em Mirandela.....	49
Figura 16: Variação horária da temperatura ambiente e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de inverno em Mirandela.	49
Figura 17: Variação horária da precipitação ao longo da campanha de verão em Mirandela	50
Figura 18: Variação horária da precipitação ao longo da campanha de inverno em Mirandela	50
Figura 19: Variação horária da humidade relativa e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de verão em Mirandela.....	51
Figura 20: Variação horária da humidade relativa e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de inverno em Mirandela.	51
Figura 21: Variação horária da velocidade do vento e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de verão em Mirandela.....	52

Figura 22: Variação horária da velocidade do vento e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de inverno em Mirandela.	52
Figura 23: Variação horária da pressão atmosférica e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de verão em Mirandela.	53
Figura 24: Variação horária da pressão atmosférica e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de inverno em Mirandela.	54
Figura 25: Evolução da concentração média horária das várias frações de material particulado (PM ₁₀ , PM ₄ , PM _{2,5} e PM ₁) na campanha de verão em Mirandela.	55
Figura 26: Evolução da concentração média horária das várias frações de material particulado (PM ₁₀ , PM ₄ , PM _{2,5} e PM ₁) na campanha de inverno em Mirandela.	55
Figura 27: Evolução da concentração média horária de PM _{2,5} durante a campanha de verão em Mirandela.	57
Figura 28: Evolução da concentração média horária de PM _{2,5} durante a campanha de inverno em Mirandela.	58
Figura 29: Evolução da concentração média horária de PM ₁₀ durante a campanha de verão em Mirandela.	59
Figura 30: Evolução da concentração média horária de PM ₁₀ durante a campanha de inverno em Mirandela.	59
Figura 31: Histograma de frequência de PM _{2,5} em Mirandela no verão e inverno.	61
Figura 32: Histograma de frequência de PM ₁₀ em Mirandela no verão e inverno.	61
Figura 33: Variação diária com visualização semanal de PM _{2,5} e PM ₁₀ na campanha de verão em Mirandela.	62
Figura 34: Variação diária com visualização semanal de PM _{2,5} e PM ₁₀ na campanha de inverno em Mirandela.	62
Figura 35: Distribuição do número de partículas por tamanho nas campanhas de verão e inverno em Mirandela.	64
Figura 36: Coeficientes de correlação de Spearman entre PM e variáveis meteorológicas na campanha de verão em Mirandela.	66
Figura 37: Coeficientes de correlação de Spearman entre PM e variáveis meteorológicas na campanha de inverno em Mirandela.	67
Figura 38: Coeficientes de correlação de Spearman entre PM e variáveis meteorológicas em Mirandela.	68
Figura 39: Rosa de poluição de PM _{2,5} e PM ₁₀ durante a campanha de verão em Mirandela.	72
Figura 40: Rosa de poluição de PM _{2,5} e PM ₁₀ durante a campanha de inverno em Mirandela.	73

Figura 41: Retrotrajetórias, calculadas utilizando o HYSPLIT, que caracterizam as massa de ar nos dias 29, 30 e 31 de julho de 2024 a uma altura de 500, 1500 e 3000 m.	74
Figura 42: Retrotrajetórias, calculadas utilizando o HYSPLIT, que caracterizam as massa de ar no dia 11 de agosto a uma altura de 500, 1500 e 3000 m.	75
Figura 43: Retrotrajetórias, calculadas utilizando o HYSPLIT, que caracterizam as massa de ar no dia 26 de agosto a uma altura de 500, 1500 e 3000 m.	76
Figura 44: Relação da concentração média diária de PM_{10} e $PM_{2,5}$ com inversão térmica na campanha de inverno.....	78
Figura 45: Relação da concentração média diária PM_{10} e $PM_{2,5}$ com inversão térmica na campanha de verão.....	79

Índice de Quadros

Quadro 1: Métodos de monitorização de Material Particulado (PM) na atmosfera 32

Quadro 2: Diretrizes e Legislações sobre Material Particulado (PM) na União Europeia (UE)..... 34

Índice de Tabelas

Tabela 1: Estatística descritiva de valores horários de $PM_{2,5}$ e PM_{10} nas campanhas de verão e inverno em Mirandela.....	56
Tabela 2: Dias que excederam a recomendação da OMS para $PM_{2,5}$ em Mirandela nas campanhas de verão e inverno.....	58
Tabela 3: Dias que excederam o valor-limite estabelecido no D.L. n.º 102/2010 e a recomendação da OMS para PM_{10} na campanha de inverno em Mirandela.	60
Tabela 4: Relação de excedências de Material Particulado (PM) da recomendação da Organização Mundial da Saúde com a inversão térmica na campanha de inverno em Mirandela	78

Lista de Abreviaturas, Acrónimos e Siglas

AAQS – *Ambient air quality standards*

AERMOD - *American Meteorological Society/Environmental Regulatory Model*

AQG - *Air quality guidelines*

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

COV – Compostos Orgânicos Voláteis

CPC – *Condensation Particle Counter*

D.L. – Decreto Lei

EPA - *Environmental Protection Agency*

HPA – Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos

HYSPLIT - *Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model*

IQAr – Índice de Qualidade do Ar

OMS – Organização Mundial de Saúde

PNA - Programa Nacional para o Ar

PM – Material Particulado (do inglês *Particulate Matter*)

PSI – *Pollutant Standards Index*

PSL - Partículas de Látex de Poliestireno

PTS – Partículas Totais em Suspensão

PUF - Partículas Ultrafinas

SMPS – *Scanning Mobility Particle Sizer*

TC – Concentração Total de Partículas

TSP - *Total Suspended Particles*

UE – União Europeia

UNEP – *United Nations Environment Programme*

UFP – *Ultrafine Particles*

ZIM - Zona Industrial de Mirandela

1. Contextualização

A poluição atmosférica associada à presença de elevadas quantidades de material particulado (PM) no ar que respiramos constitui um dos mais preocupantes problemas de saúde pública, destacando-se por ser o segundo principal fator de risco de morte a nível global (Health Effects Institute, 2024). O PM é uma complexa mistura de partículas líquidas e sólidas em suspensão no ar, com composições químicas e tamanhos diversos que variam de acordo com suas fontes de emissão (Braga, 2001). A exposição ao PM apresenta relação direta com o desenvolvimento de doenças cardíacas e pulmonares, contribuindo para o aumento da mortalidade e para a redução da esperança média de vida (Iguti et al., 2014). Dessa forma, a sua monitorização torna-se cada vez mais indispensável num contexto em que é necessário entender mais sobre o processo de geração e controlo desses poluentes (de Amorim, 2004).

Pela relevância do controlo do PM, as entidades governamentais passaram a monitorar e regular os níveis desse poluente no ar. Para cumprir essa obrigação, são utilizados dados coletados de estações de monitorização, que medem regularmente a concentração dessas partículas no ambiente. Na monitorização, as partículas são comumente classificadas de acordo com o diâmetro aerodinâmico equivalente, que é definido como o diâmetro de uma partícula esférica com densidade de 1 g m^{-3} , apresentando a mesma velocidade terminal de sedimentação da partícula em questão. Assim, as partículas suspensas podem ser agrupadas em diferentes categorias sendo as mais estudadas o PM_{10} (partículas com diâmetro aerodinâmico $\leq 10 \text{ }\mu\text{m}$) e o $\text{PM}_{2.5}$ (partículas com diâmetro aerodinâmico $\leq 2.5 \text{ }\mu\text{m}$) (Gaucher et al., 2003). A importância dessas dimensões reside no fato de que partículas menores penetram mais profundamente no sistema respiratório, atingindo os alvéolos pulmonares e podendo entrar na corrente sanguínea, o que aumenta seus efeitos adversos na saúde humana (Pope & Dockery, 2006).

Aliado a isso, as novas Diretrizes Globais de Qualidade do Ar (AQG) da Organização Mundial da Saúde (OMS) de 2021 fornecem evidências claras dos danos que a poluição do ar inflige à saúde humana em concentrações mais baixas do que se acreditava (WHO, 2021). Os valores-guia sugeridos na diretriz publicada em 2005 (WHO, 2006) foram atualizados, restringindo ainda mais as recomendações, visando ampliar a proteção da saúde das populações, reduzindo os níveis desses poluentes na atmosfera.

Diversas evidências científicas comprovam a relação entre a poluição atmosférica, a degradação ambiental e a saúde humana (WHO, 2016). Dada a relevância deste problema para a comunidade científica, os responsáveis políticos e a população em geral, torna-se essencial a implementação de medidas eficazes para assegurar uma boa qualidade do ar. Para enfrentar esse desafio ambiental, uma abordagem legislativa robusta é fundamental, permitindo que as autoridades definam normas e regulamentos que visem prevenir, controlar e reduzir a emissão de PM.

Além da caracterização pelo tamanho, o material particulado (PM) pode ser classificado de acordo com sua forma de emissão. As partículas em suspensão na atmosfera podem ter origem natural, como tempestades de areia, atividades vulcânicas e queimadas espontâneas, ou resultar de fontes

antrópicas, incluindo o tráfego rodoviário, a combustão industrial e a queima doméstica de biomassa. Embora as fontes naturais contribuam para a presença de partículas no ar, as atividades humanas são os principais responsáveis pelo agravamento da poluição atmosférica em escala global. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2021), a exposição ao PM representa um dos maiores riscos ambientais à saúde humana, sendo que a grande maioria da população mundial respira ar que excede os limites de qualidade recomendados. A necessidade de reduzir esses níveis poluentes é enfatizada em diretrizes internacionais que visam mitigar os impactos adversos da poluição do ar e promover a proteção da saúde pública.

Mirandela, localizada na região de Trás-os-Montes, em Portugal, apresenta características geográficas e climáticas que influenciam significativamente a qualidade do ar. A cidade possui um clima mediterrânico com influência continental, marcado por verões quentes e secos e invernos frios e chuvosos (IPMA, 2024). Esses fatores, aliados às atividades agrícolas, industriais e ao uso de biomassa para aquecimento residencial, tornam essencial o estudo da variação sazonal dos poluentes atmosféricos, especialmente do PM, que pode impactar diretamente a saúde da população e o meio ambiente (EEA, 2021).

De entre os desafios apresentados no acompanhamento desses poluentes, a variação sazonal das concentrações de PM representa um fator crucial para a compreensão da qualidade do ar em Mirandela. Durante o verão, caracterizado por condições secas, maior radiação solar, temperaturas elevadas e menor ventilação, a dispersão e a formação secundária de partículas podem ser intensificadas. Além disso, fontes como incêndios florestais e o aumento da atividade agrícola podem contribuir para elevações temporárias da concentração de PM nessa estação (Andreae & Merlet, 2001). Já no inverno, que se caracteriza por ser chuvoso, a precipitação pode favorecer a remoção das partículas da atmosfera, reduzindo temporariamente suas concentrações. No entanto, a inversão térmica e a menor dispersão atmosférica podem favorecer a acumulação de partículas em suspensão em determinados períodos, resultando em impactos severos na qualidade do ar (Tecer et al., 2008). Adicionalmente, o aumento do uso de combustíveis para aquecimento, prática comum na região devido às baixas temperaturas, e a intensificação de fontes de emissão veiculares e industriais podem ser fatores determinantes para as elevações sazonais dos níveis de PM (Etyemezian et al., 2004).

Dessa forma, a compreensão das variações sazonais na concentração e composição do PM é essencial para desenvolver estratégias de mitigação e controlo que considerem a influência dos fatores climáticos e das atividades humanas ao longo do ano. Estudos que abordam essa dinâmica temporal podem contribuir para políticas públicas mais eficazes na redução dos impactos da poluição atmosférica na saúde e no meio ambiente (Strosnider, 2017). Além disso, a investigação das distribuições do PM por tamanho é de suma importância, pois permite compreender melhor a penetração e os efeitos dessas partículas no organismo, bem como a sua dispersão no ambiente (Lombard et al., 2012).

As condições meteorológicas influenciam significativamente a dispersão e a concentração de poluentes atmosféricos, afetando diretamente os níveis de PM na atmosfera (Pimentel et al., 2018).

Além disso, fatores como o relevo e a altitude podem criar condições que favorecem a acumulação de poluentes, especialmente em áreas urbanas (Aith et al., 2021). Diversos estudos já abordaram a relação entre meteorologia e qualidade do ar em diferentes regiões, incluindo áreas urbanas e industriais na Europa e no mundo (Querol et al., 2008; Pope & Dockery, 2013).

No contexto de Mirandela, algumas investigações já foram realizadas, especialmente na zona industrial, onde se identificou a influência das atividades industriais e das condições meteorológicas na concentração de poluentes atmosféricos. O Estudo de Impacte Ambiental da Expansão da Zona Industrial de Mirandela analisou os efeitos das atividades industriais na qualidade do ar, destacando a necessidade de monitorização contínua para minimizar impactos ambientais e proteger a saúde da população (CCDR-N, 2021). Além disso, um estudo sobre as variações das concentrações de ozono troposférico na zona industrial de Mirandela identificou padrões sazonais e espaciais desse poluente, evidenciando a influência de fatores meteorológicos e das emissões locais na qualidade do ar (Gomes, 2020).

Embora essas investigações tenham fornecido dados relevantes para a compreensão da qualidade do ar na zona industrial, ainda há uma lacuna no conhecimento sobre a dispersão dos poluentes em outras áreas do município, especialmente nas zonas residenciais e no centro urbano. Assim, torna-se essencial expandir os estudos para avaliar de forma abrangente os padrões de dispersão do PM em Mirandela e seus impactos na saúde pública e no meio ambiente.

Até o momento, há poucos estudos focados na qualidade do ar urbana em Mirandela, o que torna essa investigação essencial para preencher essa lacuna e fornecer dados inéditos sobre a concentração de PM obtidas nesta cidade transmontana. Além disso, a presença de atividades agrícolas, industriais, uso de biomassa para aquecimento doméstico e inversões térmicas frequentes reforçam a necessidade de uma análise detalhada sobre os fatores que influenciam a qualidade do ar.

Assim, este estudo contribuirá não apenas para um entendimento mais abrangente sobre a variabilidade dos níveis de PM em Mirandela, mas também para a formulação de estratégias mais eficazes de controlo e mitigação da poluição atmosférica, considerando as especificidades regionais. Além disso, os resultados obtidos poderão servir de base para futuras comparações com estudos realizados em outras cidades de características similares, promovendo um avanço no conhecimento sobre a qualidade do ar em áreas do interior de Portugal.

1.2. Objetivos

Diante da importância deste tema, este trabalho tem como objetivo caracterizar a variação sazonal da concentração de PM na região de Mirandela, Portugal, avaliando as diferenças entre os períodos de verão e inverno. Para isso, serão analisadas as concentrações desses poluentes, as distribuições por tamanho das partículas e suas variações temporais ao longo das estações, comparando-as com as condições meteorológicas. Além disso, serão identificados episódios mais críticos de poluição, avaliando os fatores que levam a picos de concentração de PM e suas potenciais fontes emissoras.

Com isso, pretende-se inferir a contribuição relativa das principais fontes desses poluentes e os fatores que determinam a dinâmica de dispersão do PM em diferentes períodos do ano. Por fim, pretende-se propor medidas de redução dos níveis atuais de PM nas localidades estudadas, considerando a influência da sazonalidade e os impactos ambientais e de saúde pública associados à exposição a partículas em suspensão.

Para atingir esse objetivo geral, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Medir a concentração de partículas da atmosfera em campanhas de verão e inverno da região de Mirandela;
- Avaliar as distribuições do PM e relacioná-las com as condições meteorológicas;
- Comparar as concentrações de PM com os limites legais e procurar inferir a causa das principais excedências observadas.

1.3. Estrutura da Tese

A dissertação está estruturada em cinco capítulos. O primeiro capítulo apresenta a contextualização do tema de forma a fornecer uma visão geral do estudo, destacando sua relevância e justificativa no contexto da poluição atmosférica e dos impactos do PM na saúde humana e no meio ambiente. Além disso, são apresentados os objetivos da investigação, tanto gerais quanto específicos, e a importância da monitorização da qualidade do ar em Mirandela. O segundo capítulo integra vários tópicos, iniciando-se por uma descrição geral da qualidade do ar com foco no PM, incluindo as suas principais características, seguindo-se uma descrição dos que interferem com os seus níveis e a sua dinâmica como as condições fatores meteorológicas e topográficas, as fontes, passando depois pelos métodos de monitorização e concluindo-se com o enquadramento legal. O terceiro capítulo apresenta a metodologia adotada, em que são descritos os procedimentos metodológicos adotados para a realização da pesquisa, incluindo a caracterização da área de estudo, a escolha dos locais de monitorização e a instrumentação utilizada para a medição da concentração de PM. Também são abordadas as metodologias de processamento dos dados, análise estatística e técnicas utilizadas para correlacionar as concentrações de PM com as condições meteorológicas e

a identificação de episódios críticos. O quarto capítulo expõe os resultados e discussões, em que são analisadas as variações sazonais das concentrações de PM, a distribuição das partículas por tamanho e sua relação com fatores meteorológicos. Também são discutidos episódios críticos de poluição atmosférica, como picos de concentração e excedências aos limites legais. Por fim, o quinto capítulo sintetiza as principais conclusões do estudo, destacando suas contribuições científicas e aplicadas. Além disso, são indicadas possíveis direções para futuras pesquisas na área.

2. Fundamentação Teórica sobre Material Particulado em Suspensão na Atmosfera

Este capítulo apresenta uma revisão da literatura relevante sobre a qualidade do ar, enfatizando a importância da monitorização do PM e seus impactos na saúde humana e no ambiente. Inicialmente, discute-se o conceito de qualidade do ar e os desafios enfrentados globalmente e em Portugal na gestão da poluição atmosférica. Em seguida, aborda-se o PM, suas características físicas e químicas, distribuição por tamanho e fontes de emissão. Além disso, são analisados os fatores meteorológicos que influenciam a dispersão do PM e os processos de monitorização utilizados para medir sua concentração e composição na atmosfera. Por fim, apresenta-se o enquadramento legal vigente, tanto a nível europeu quanto nacional, destacando os padrões e diretrizes adotados para a gestão da qualidade do ar.

2.1. A Importância da Qualidade do Ar

De acordo com a OMS, a qualidade do ar refere-se à condição do ar em relação à presença de poluentes e substâncias nocivas à saúde humana e ao ambiente (WHO, 2006). Desde 1987, a OMS tem publicado periodicamente diretrizes de qualidade do ar baseadas em critérios de saúde para orientar governos e a sociedade civil na redução da exposição humana à poluição atmosférica e seus efeitos nocivos.

Assim, a qualidade do ar é um tema de crescente preocupação global, devido aos impactos significativos sobre a saúde pública e o meio ambiente. No cenário internacional, a rápida urbanização e industrialização são fatores que agravam a poluição atmosférica, principalmente em países de baixo e médio rendimento, onde as regulamentações de controlo de emissões são menos rigorosas e o crescimento urbano ocorre de forma mais acelerada (Becerril-Valle et al., 2021). Isso leva a uma desigualdade global na exposição à poluição do ar, evidenciada pela falta de implementação de Padrões de Qualidade do Ar Ambiente (AAQS) compatíveis com as recomendações da OMS em muitos países (UNEP, 2021).

A nível global, o principal desafio é garantir que as diretrizes da OMS sejam adotadas por todos os países, não apenas em termos de legislação, mas também de infraestrutura para monitorização e controlo efetivo da poluição do ar. Em muitos países, especialmente os de economias emergentes, há uma escassez de recursos financeiros e tecnológicos para estabelecer uma rede eficiente de monitorização, o que dificulta a recolha de dados precisos e contínuos sobre a qualidade do ar (WHO, 2021). Além disso, as mudanças climáticas também irão influenciar a dinâmica da poluição atmosférica, ao exacerbar a formação de poluentes secundários, como o ozono troposférico, que é prejudicial tanto para a saúde humana quanto para os ecossistemas (Zhao et al., 2022).

Na Europa, embora a UE tenha implementado normas rigorosas para controlo de emissões e limites para poluentes como o dióxido de enxofre, óxidos de azoto e PM, muitos países ainda não cumprem plenamente esses padrões (EEA, 2020). Uma preocupação emergente é a concentração de PM_{2,5} e PM₁₀, onde os níveis de poluentes frequentemente ultrapassam os limites recomendados pela OMS, impactando principalmente grupos vulneráveis, como crianças e idosos (Krämer et al., 2022).

Em Portugal, o desafio da adequada qualidade do ar está fortemente ligado a fontes emissoras como o transporte rodoviário, as atividades industriais e o setor energético. O país enfrenta dificuldades para cumprir as diretrizes da UE, especialmente nas áreas urbanas mais populosas, como Lisboa e Porto, onde as emissões de dióxido de azoto (NO₂) frequentemente ultrapassam os limites recomendados, principalmente devido ao tráfego rodoviário intenso (Borrego et al., 2021). Outro problema relevante é a emissão de partículas finas, provenientes de diversas fontes como a combustão residencial, especialmente nas regiões mais frias do interior, onde o uso de biomassa para aquecimento ainda é comum (Almeida et al., 2020).

As regiões metropolitanas enfrentam um cenário particular em que a combinação de fontes locais e condições atmosféricas contribuem para episódios de poluição mais frequentes e intensos, exacerbando problemas de saúde respiratória e cardiovascular entre a população vulnerável (Ferreira et al., 2022). Em resposta, o governo português implementou o Programa Nacional para o Ar (PNA), que estabelece metas e medidas de redução das emissões para diversos setores, com destaque para o transporte, a indústria e a produção de energia. Além disso, Portugal tem promovido políticas de incentivo ao transporte sustentável, incluindo a expansão de infraestruturas de mobilidade elétrica e o fomento ao uso de bicicletas e transporte público como alternativas ao carro particular (APA, 2021).

Assim, a monitorização da qualidade do ar é crucial para a gestão ambiental e a proteção da saúde pública, pois fornece dados sobre as condições atuais, cria um histórico de informações e capacita os responsáveis a planear ações e políticas públicas para garantir um ar de boa qualidade (Vormittag et al., 2021). Em 2006, a OMS publicou o *“Air quality guidelines – global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide”* que apresenta valores-guia para os poluentes que possuem o maior potencial de prejudicar a qualidade do ar, incluindo o PM_{2,5} e PM₁₀ (WHO, 2006).

No entanto, os limites de concentração de qualidade do ar recomendados pela OMS são legalmente adotados por apenas uma minoria de países a nível mundial, em que a incorporação das normas

da OMS para $PM_{2,5}$ foi considerada uma questão de particular preocupação na política de qualidade do ar mundial. De acordo com o *United Nations Environment Programme (UNEP, 2021)* embora 62% dos países possuam AAQS para $PM_{2,5}$, a maior parte desses países (53%) ainda não atinge os padrões de qualidade do ar recomendados pela OMS (Figura 1).

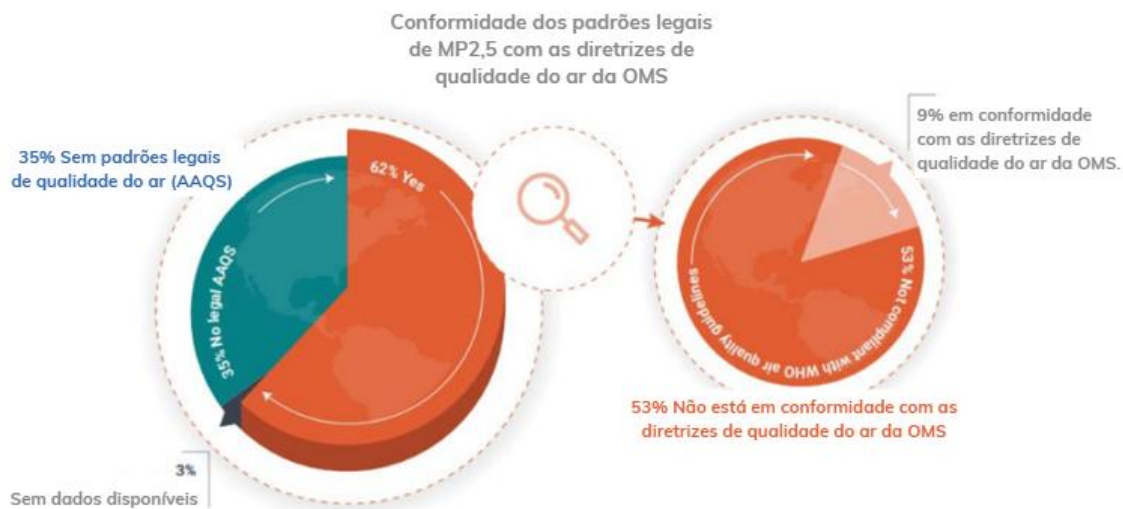


Figura 1: Incorporação legal das diretrizes de qualidade do ar da Organização Mundial da Saúde para $PM_{2,5}$ nas normas nacionais de qualidade do ar de 2005.

Fonte: UNEP, 2021 (Adaptado)

Apenas 9% dos países com leis de controle de $PM_{2,5}$ cumprem plenamente essas diretrizes. Além disso, 35% dos países ainda não têm qualquer regulamentação legal sobre $PM_{2,5}$, e em 3% dos casos, os dados não estão disponíveis (Figura 1). Isso revela um grande desafio global em relação à qualidade do ar e à proteção da saúde pública, no que tange um cenário em que a OMS restringe ainda mais sua recomendação em 2021.

Um método de avaliação amplamente utilizado é o Índice de Qualidade do Ar (IQA). Esse índice foi concebido com base no *Pollutant Standards Index (PSI)* que é o índice de padrões de poluentes, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) com o objetivo de padronizar a divulgação da qualidade do ar pelos meios de comunicação social. Esse índice integra os poluentes NO_2 , dióxido de enxofre, ozônio, PM_{10} e $PM_{2,5}$, e categoriza a qualidade do ar em cinco faixas, cada uma associada a um nível de risco à saúde, sendo elas: Muito bom, Bom, Médio, Fraco e Mau. Essa escala tem como objetivo ser uma métrica utilizada para comunicar a qualidade do ar a população de forma compreensível, fornecendo resposta às obrigações legais (Wei et al, 2021).

2.2. Material Particulado

2.2.1. Conceito

A UNEP, juntamente com a OMS, definem PM como um conjunto de partículas sólidas ou líquidas suspensas e dispersas na atmosfera, sem uma composição química específica. Trata-se de uma mistura complexa de carbono orgânico e elementar, nitratos, sulfatos e constituída por diferentes elementos químicos (UNEP, 2021; Billet et al., 2007). Esse poluente é especialmente relevante, devido à sua complexa composição química e propriedades físicas. O seu diâmetro pode variar de menos de 0,1 micrómetro a mais de 10 micrómetros, incluindo partículas como poeira, fuligem e materiais resultantes de atividades antrópicas, queimas e movimentação de areia. A classificação do PM pode ocorrer de diferentes formas, sendo a mais comum baseada no diâmetro aerodinâmico equivalente das partículas (Harrison et al., 2021; Zhang et al., 2022), conceito explicado na próxima seção.

Além de sua classificação por tamanho, o PM pode ser analisado em termos de sua composição química e morfologia, fatores que influenciam suas propriedades físicas e químicas, como solubilidade e reatividade. Essas características físico-químicas são determinantes para os seus efeitos na saúde, uma vez que influenciam a toxicidade, a capacidade de penetração no sistema respiratório e a interação com células e tecidos humanos. A análise do PM é crucial para entender a sua dinâmica atmosférica, a sua deposição em superfícies e a sua interação com outros poluentes e compostos atmosféricos. Técnicas avançadas, como espectrometria de massa e microscopia eletrônica, são frequentemente utilizadas para caracterizar o PM e investigar as suas fontes e processos de formação. Essa compreensão detalhada do PM é fundamental para modelar o seu comportamento na atmosfera e para o desenvolvimento de estratégias de monitorização e controlo da poluição do ar (Petzold et al., 2022).

2.2.2. Características Físicas e Químicas

Para caracterizar o PM de acordo com o tamanho das partículas, é utilizado o diâmetro aerodinâmico equivalente que são determinados pela medição de uma propriedade física específica da partícula, associada a uma dimensão linear (Ervik et al., 2019). Assim, o PM quando dividido em função do seu tamanho, segmenta-se nas categorias de fração grosseira, quando o diâmetro aerodinâmico equivalente é superior a 2,5 μm , e na fração fina, quando este é inferior a 2,5 μm . Os agrupamentos mais comuns são o PM₁₀ composto da fração de diâmetro igual ou inferior a 10 μm e PM_{2,5}, representado pela fração fina, com diâmetro inferior ou igual a 2,5 μm (Figura 22).



Figura 2: Tamanho relativo de Material Particulado ($PM_{2,5}$ e PM_{10}) em relação a um fio de cabelo humano e grão de areia.

Fonte: EPA, 2010. Adaptado.

Além do PM_{10} e $PM_{2,5}$, o PM pode também ser classificado em partículas ultrafinas e nanopartículas. As partículas ultrafinas (PUF, ou UFP, na sigla em inglês) possuem diâmetro inferior a $0,1 \mu\text{m}$ (100 nanômetros). Conforme ilustrado na Figura 22, compara-se o tamanho diminuto das partículas com a espessura de um fio de cabelo humano, que varia de 50 a $70 \mu\text{m}$ de diâmetro, e com um grão de areia da praia, que tem aproximadamente $90 \mu\text{m}$ de diâmetro. Esta comparação destaca o quão pequenas são essas partículas (EPA, 2010). As PUF são de especial preocupação, devido à sua capacidade de penetrar profundamente no sistema respiratório e atingir a corrente sanguínea. De modo geral, partículas menores apresentam maior risco à saúde, pois podem ser inaladas até os alvéolos pulmonares, enquanto partículas maiores tendem a ser retidas nas vias aéreas superiores (Figura 3) (Khan, et al. 2010).

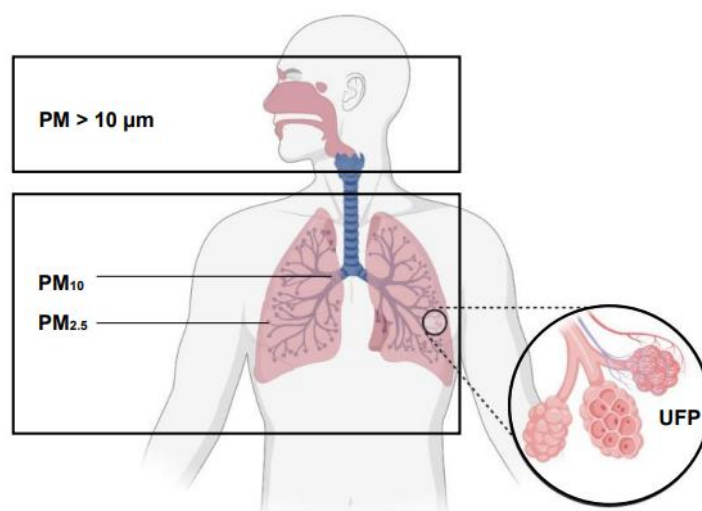


Figura 3: Deposição de material particulado nas vias aéreas
Fonte: Goossens et al., 2021

m geral, as partículas maiores (i.e., com Diâmetro Aerodinâmico Equivalente superior a 10 μm) sedimentam mais rapidamente, enquanto as partículas menores, como $\text{PM}_{2,5}$ e PUF, permanecem em suspensão por longos períodos, aumentando sua dispersão e potencial de inalação (Gaucher et al., 2003). As partículas menores, especialmente $\text{PM}_{2,5}$ e PUF, são de particular preocupação para a saúde humana, pois conseguem penetrar ainda mais profundamente no trato respiratório. Já as nanopartículas, com dimensões menores que 100 nanômetros, têm propriedades distintas devido ao seu tamanho extremamente reduzido, o que aumenta a sua reatividade e potencial toxicidade. Tanto as nanopartículas quanto as partículas finas (PUF e $\text{PM}_{2,5}$) podem ser geradas por processos naturais ou antropogênicos, como a queima de combustíveis fósseis e atividades industriais. Além disso, muitas dessas partículas finas também podem ser formadas secundariamente na atmosfera por meio de reações fotoquímicas envolvendo precursores gasosos, como óxidos de nitrogênio (NO_x), dióxido de enxofre (SO_2) e compostos orgânicos voláteis (COVs), que contribuem para a complexidade da poluição do ar e seus impactos na saúde (Renuka et al., 2022).

Além das classificações físicas e químicas, o PM pode ser caracterizado de acordo com a origem das partículas, ou seja, em decorrência da fonte. Esta pode ser natural, em que cita-se como exemplo os sais marinhos, os pólenes, as poeiras emitidas por vulcões ou originadas nas biodegradações dos vegetais e dos animais (Prospero et al., 2005). A fonte de PM pode também ser de natureza antrópica, incluindo queima de biomassa, emissões de motores de combustão de combustíveis fósseis, incineração de resíduos sólidos, emissões industriais, construção civil e atividades metalúrgicas (Khairul et al., 2023). Outra forma de classificar os aerossóis atmosféricos considera o processo responsável pela sua origem, os quais são divididos em aerossóis primários, que são emitidos diretamente na atmosfera, enquanto os aerossóis secundários, resultam de processos de nucleação e condensação de precursores gasosos. Dentro dos aerossóis secundários, destacam-se os aerossóis de sulfato, nitrato e os aerossóis orgânicos secundários, que desempenham um papel importante na composição e nos impactos do PM na atmosfera (Alves, 2005; Pöschl, 2005).

As partículas atmosféricas possuem uma composição química diversa, que reflete a influência das suas fontes de emissão. Por exemplo, partículas emitidas pela combustão de biomassa e de combustíveis fósseis são ricas em compostos carbonosos, como o carbono negro e o carbono orgânico. Estas podem incluir muitos outros compostos orgânicos, como hidrocarbonetos aromáticos e ácidos alifáticos. Já as partículas provenientes do solo contêm predominantemente minerais, como silicatos, que podem ser transportados pelo vento a grandes distâncias. O sal marinho, por sua vez, é composto essencialmente por cloreto de sódio, formado pelo rebentamento de bolhas nas cristas das ondas. As fontes vulcânicas emitem partículas ricas em sulfatos e outros compostos sulfurosos, enquanto as atividades biogênicas, como a exsudação de plantas, libertam compostos orgânicos voláteis (COVs) que, através de processos químicos, podem originar aerossóis secundários, como os derivados terpênicos. Esta variabilidade química é fortemente influenciada pelas características das fontes específicas, bem como pelos processos de transformação que as partículas sofrem na atmosfera (Alves, 2005).

É imprescindível considerar também a diferenciação do PM entre as estações do ano, uma vez que esses períodos apresentam variações significativas na forma de emissão, dispersão na atmosférica e caracterização física, bem como no tamanho médio das partículas (Zhang et al., 2025). Um exemplo é que as partículas finas normalmente resultam da acumulação de material condensado proveniente de uma combustão primária, sendo, portanto, indicativas de emissões recentes (Freitas & Solci, 2009).

2.2.3. Distribuição de Tamanho das Partículas

O tamanho das partículas é um parâmetro essencial na evolução e remoção dos aerossóis ambientais, sendo determinado pelo seu processo de formação e pelas reações físicas e químicas subsequentes na atmosfera. Os aerossóis afetam diretamente a saúde humana, a visibilidade e a deposição em superfícies, e esses efeitos estão intrinsecamente ligados ao tamanho das partículas. Assim, a medição e análise das distribuições de tamanho das partículas na atmosfera são fundamentais para uma compreensão abrangente da sua origem e dos seus impactos ambientais. Atualmente, a função lognormal é o modelo mais utilizado para descrever distribuições de tamanho. No entanto, outras distribuições, como a distribuição gama modificada ou a distribuição de Weibull, também são usadas na caracterização de aerossóis atmosféricos (Calvo et al., 2013).

Nesse contexto, Whitby propôs uma classificação que relaciona os diferentes tamanhos das partículas aos processos que determinam sua formação, estabelecendo três modos principais: o modo de nucleação (0,001-0,1 μm), o modo de acumulação (0,1-1 μm) e o modo de partículas grosseiras ou de sedimentação (> 1 μm). O modo de nucleação refere-se às partículas formadas pela conversão gás-partícula, enquanto o modo de acumulação resulta de processos de coagulação e condensação heterogênea. Já o modo de sedimentação engloba partículas de maior dimensão, originadas principalmente por mecanismos físicos. Essa classificação tornou-se uma referência na análise e compreensão das dinâmicas associadas aos aerossóis atmosféricos, fornecendo uma base essencial para a modelação e interpretação das distribuições de tamanho observadas na atmosfera (Alves, 2005).

A Figura 4 ilustra a distribuição do tamanho das partículas atmosféricas, destacando os três modos principais conforme a classificação de Whitby. O eixo horizontal representa o diâmetro das partículas (μm), enquanto o eixo vertical apresenta a concentração das partículas, podendo ser expressa em número ou massa. Observa-se que o modo de nucleação é composto por partículas extremamente pequenas e altamente numerosas, enquanto o modo de acumulação contém partículas intermediárias que, apesar de menos numerosas, possuem maior estabilidade na atmosfera. O modo grosseiro, por sua vez, é dominado por partículas maiores, que representam a maior parte da massa total dos aerossóis, mas apresentam menor concentração numérica devido à sua maior taxa de deposição gravitacional (Watson et al., 2010).

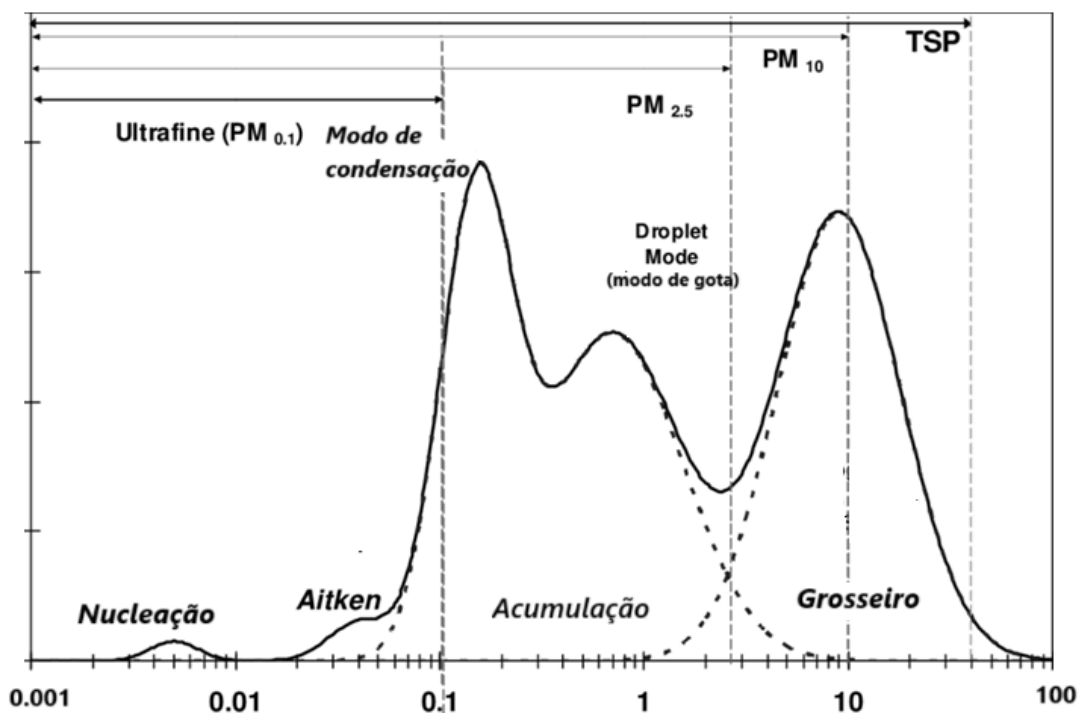


Figura 4: Distribuição do número de partículas por intervalo logarítmico de diâmetro (dN/dlogD) por Whitby
 Fonte: Watson et al., 2010 - Adaptado

As distribuições do PM por tamanho desempenham um papel crucial na compreensão dos seus impactos ambientais e na saúde humana, especialmente ao considerar as suas variações sazonais. Essas partículas podem ser avaliadas por duas métricas principais: o número de partículas e a sua massa (Lombard et al., 2012).

A distribuição em número refere-se à quantidade total de partículas individuais presentes num determinado volume de ar. As partículas ultrafinas dominam essa distribuição, já que, apesar de possuírem massa muito reduzida, são extremamente numerosas (Oliveira et al., 2009). Essas partículas geralmente têm origem em fontes de combustão, como combustão internas nos meios de transporte, queima de biomassa e processos industriais (Namasivayam et al., 2024). Em termos sazonais, no inverno, as partículas ultrafinas são mais abundantes, devido ao aumento do uso de sistemas de aquecimento que queimam combustíveis fósseis ou biomassa. Já no verão, processos fotoquímicos intensificados pela maior radiação solar contribuem para a formação de novas partículas ultrafinas a partir de precursores gasosos (Patel et al., 2021).

Por outro lado, a distribuição em massa é dominada pelas partículas maiores, como as partículas finas e $PM_{2.5}$ e as partículas grossas e PM_{10} . Essas partículas, mesmo em menor número, representam uma fração significativa da massa total do PM. As partículas finas, provenientes de processos de combustão e reações químicas na atmosfera, são mais prevalentes no inverno, devido às emissões intensificadas. Já as partículas grosseiras, originadas principalmente de processos naturais, como a resuspensão de poeira e atividades agrícolas, são mais presentes no verão, quando essas atividades são intensificadas e o solo encontra-se mais seco e desnudado (Trinidad et al., 2024).

Assim, as distribuições de tamanho das partículas na atmosfera, em número e massa, destacam a complexidade do PM. Enquanto partículas menores, como as ultrafinas, têm grande impacto na saúde, devido à sua capacidade de penetrar profundamente no sistema respiratório e atingir a corrente sanguínea, as partículas maiores, apesar de menos numerosas, contribuem significativamente para a massa total e estão associadas a impactos ambientais, como redução da visibilidade e deposição em superfícies.

A relação entre o tipo de aerossol, o tamanho das partículas e seu tempo de vida na atmosfera também é bastante significativa. Um exemplo são as partículas de poeira mineral e sal marinho, que compõem os aerossóis primários, possuem diâmetros micrométricos e uma vida útil curta, já que são rapidamente removidas do ar por sedimentação gravitacional. Em contrapartida, os aerossóis secundários, que estão na faixa de diâmetros submicrométricos, apresentam menor velocidade de deposição. Isso faz com que permaneçam na atmosfera por mais tempo em comparação às partículas primárias (Córdoba-Jabonero et al., 2007).

A caracterização dessas distribuições é feita por métodos e instrumentos específicos. A contagem de partículas por tamanho, pode ser realizada por dispositivos como contadores de partículas de condensação (CPC) e sistemas de mobilidade de partículas (SMPS), que são utilizados para medir a distribuição em número. Já a distribuição em massa é frequentemente avaliada por métodos gravimétricos e espectrómetros de aerossol (Pengilly, 1977).

2.2.4. Impactos no Ambiente e Saúde Humana

O PM, composto por poeira, fumaça e partículas sólidas e líquidas que permanecem suspensas no ar devido ao seu tamanho reduzido, está associado a diversos problemas de saúde, mesmo em concentrações relativamente baixas, o que desperta grande interesse científico. Isso ocorre tanto pelos seus efeitos adversos à saúde humana, que podem manifestar-se mesmo abaixo dos limites regulamentares, quanto pelo impacto ambiental que provoca (Santiago et al., 2015).

O PM tem um papel significativo na degradação da qualidade do ar e nos processos ambientais, afetando diretamente a composição atmosférica e os ciclos biogeoquímicos. As partículas, especialmente as de menor diâmetro, como o PM_{2,5}, podem permanecer suspensas na atmosfera por longos períodos, contribuindo para a formação de aerossóis e nuvens, o que, por sua vez, influencia a radiação solar e os padrões climáticos (Forster et al., 2021). Além disso, o PM pode depositar-se em solos e corpos de água, alterando a acidez e a química do ambiente e impactando os ecossistemas aquáticos e terrestres. Com isso, a deposição de partículas metálicas pode levar à contaminação do solo e da água, afetando a flora e a fauna locais (Li et al., 2022).

Outro aspecto relevante dos impactos do PM está relacionado com a sua interação com compostos orgânicos e metais pesados, aumentando a toxicidade das partículas inaladas. Estudos indicam que o PM pode atuar como vetor de substâncias carcinogênicas, como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) e metais como chumbo e cádmio, os quais, quando inalados, são capazes de

atravessar barreiras biológicas e atingir órgãos vitais (Kim et al., 2018). Isso eleva os riscos de doenças crônicas e câncer, reforçando a necessidade de regulação e monitorização contínuo da poluição atmosférica, especialmente em regiões com altos índices de emissão industrial e veicular.

Além dos impactos físicos e químicos diretos, o PM também afeta o bem-estar psicológico e social das populações expostas. A deterioração da qualidade do ar tem sido associada ao aumento dos níveis de *stress* e ansiedade, além de impactos negativos na produtividade econômica, refletidos no crescimento do número de afastamentos laborais devido a doenças respiratórias e cardiovasculares (Zhang et al., 2020). Além disso, a percepção da poluição como um problema crônico pode levar a mudanças comportamentais, como a redução de atividades ao ar livre, afetando a qualidade de vida das comunidades. Dessa forma, além das questões de saúde física, os efeitos psicossociais da exposição prolongada ao PM devem ser considerados no desenvolvimento de políticas públicas eficazes de controle da poluição.

Os impactos do PM na saúde humana são amplamente documentados e considerados uma preocupação significativa de saúde pública. A exposição a altos níveis de PM, está associada a uma variedade de problemas respiratórios, cardiovasculares e neurológicos. Nesse contexto, a inalação de partículas finas pode exacerbar doenças pulmonares crônicas e aumentar a mortalidade precoce, particularmente em populações vulneráveis, como crianças e idosos (Gonzalez et al., 2023). Além disso, a exposição a longo prazo ao PM pode estar relacionada a distúrbios cognitivos e neurodegenerativos, destacando a necessidade de estratégias de controle da poluição do ar para proteger a saúde pública (Dai et al., 2023).

2.2.5. Distribuição e Intensidade das Fontes

A distribuição e a intensidade das fontes emissoras desempenham um papel fundamental na qualidade do ar, uma vez que diferentes tipos de emissões podem impactar a concentração de poluentes atmosféricos. As fontes de emissão são comumente classificadas em pontuais e difusas. As fontes pontuais referem-se a emissões concentradas em locais específicos, como chaminés industriais ou incineradores, o que facilita a sua monitorização e controle. Em contraste, as fontes difusas abrangem emissões distribuídas por uma área mais ampla, como a poluição gerada pelo tráfego veicular em áreas urbanas (também classificadas como fontes móveis) ou partículas em suspensão originadas de obras e atividades de construção. Essas últimas representam um maior desafio para o controle da poluição, pois a sua dispersão ocorre de maneira menos previsível e em maior escala (Rajani et al., 2023).

A forma de controle e monitorização da qualidade do ar ao redor dessas fontes emissoras depende de fatores como a intensidade de emissão, que é representada pelos caudais mássicos ou pela taxa de emissão, e depende também do poluente em questão. Isso porque, altas taxas de emissão de poluentes tóxicos podem causar uma deterioração da qualidade do ar de magnitude ainda mais elevada, aumentando o risco de contaminação em questão (EPA, 2022).

Técnicas de modelação de dispersão atmosférica como o *American Meteorological Society/Environmental Regulatory Model* (AERMOD) e CALPUFF que são modelos matemáticos amplamente utilizados para entender como poluentes se comportam e se movem no ar, numa dada região, são utilizados para simular a dispersão de poluentes no ar a partir de fontes pontuais e difusas, considerando fatores como a taxa de emissão e condições meteorológicas, entre outros fatores. Esses modelos têm a finalidade de elaborar cenários em relação à concentração de poluentes em diferentes locais e a desenvolver estratégias de mitigação (Anderson et al., 2020). A modelação é um processo/ferramenta importante uma vez que a qualidade do ar é significativamente influenciada pela distribuição e intensidade de emissão nas fontes, sejam elas pontuais ou difusas, pelos caudais mássicos de emissão e os tipos de poluentes, que são fatores críticos que determinam a concentração de contaminantes no ar, que devem ser constantemente monitorados.

2.3. Fatores Meteorológicos

A análise de parâmetros meteorológicos é fundamental para avaliar a qualidade do ar, uma vez que as condições atmosféricas influenciam diretamente os processos de emissão, transporte e dispersão de poluentes. Entre os parâmetros mais relevantes estão a temperatura, o comportamento do regime de precipitação, a humidade relativa do ar, a pressão atmosférica e o comportamento da velocidade e direção dos ventos, que influenciam os níveis de PM na atmosfera. Isso porque os eventos meteorológicos guiam a dispersão de poluentes e sua deposição no solo (Seibert et al., 2022).

Com isso, tem-se que a dispersão atmosférica do PM é influenciada também por eventos como a direção e velocidade do vento e a estabilidade atmosférica, além da topografia, da altitude das fontes poluentes, e dos tipos de fontes (Necmiye et al., 2023). Assim, a redução da classificação do IQAr não está relacionada somente ao aumento na emissão de poluentes, uma vez que depende dos parâmetros meteorológicos e do transporte de massas de ar (Galletti et al., 2005).

A precipitação desempenha um papel fundamental na remoção de PM da atmosfera através da deposição húmida. Durante eventos de chuva, as partículas em suspensão são capturadas pelas gotas de água e removidas do ar, resultando em uma diminuição significativa das concentrações de PM. Estudos indicam que períodos de maior precipitação estão associados a reduções nas concentrações de PM_{2,5}, evidenciando a eficácia da chuva na limpeza atmosférica (Andrade et al., 2019). Adicionalmente, cita-se a influência da humidade relativa do ar para as concentrações de PM. Em condições de alta humidade, as partículas higroscópicas podem absorver água, aumentando de tamanho e massa, o que facilita sua deposição gravitacional. No entanto, a humidade também pode promover reações químicas na atmosfera que levam à formação de aerossóis secundários, afetando a composição e concentração do PM (Oliveira et al., 2009).

A temperatura ambiente é um fator crucial para a dinâmica e concentração de PM na atmosfera, influenciando tanto a formação quanto a dispersão de partículas. Em condições de temperatura mais elevada, a maior disponibilidade de radiação solar pode intensificar reações fotoquímicas, promovendo a formação de aerossóis secundários a partir de precursores gasosos, como COVs e óxidos de nitrogênio (Li et al., 2022). Durante o verão, essas condições favorecem a formação de poluentes secundários, como o ozônio troposférico, além de contribuir para a resuspensão de poeira em condições secas, aumentando as concentrações de PM₁₀ (Patel et al., 2021). O aumento da temperatura, aliado à baixa umidade relativa, intensifica a permanência de PM em suspensão por períodos mais longos, reduzindo sua deposição no solo (Czernecki et al., 2016).

Por outro lado, no inverno, as temperaturas mais baixas e a menor radiação solar reduzem os processos fotoquímicos, impactando a formação de poluentes secundários. No entanto, a ocorrência frequente de inversões térmicas limita a dispersão dos poluentes, favorecendo o acúmulo de PM próximo à superfície (Zhang et al., 2016). Além disso, temperaturas mais baixas podem favorecer a condensação de vapores na atmosfera, aumentando a massa de partículas finas, impactando sua composição química e prolongando seu tempo de permanência no ar (Wei et al., 2021). Outro fator relevante é o aumento do uso de combustíveis para aquecimento e a menor ventilação atmosférica durante o inverno, que contribuem significativamente para o aumento das concentrações de PM_{2,5} nesse período (Li et al., 2022).

Uma influência meteorológica na dispersão dos poluentes na atmosfera é o fato de comumente, o ar se resfriar à medida que se afasta da superfície da Terra. O ar localizado mais perto do solo, sendo mais quente e, conseqüentemente, mais leve, tem a tendência de subir. Essa ascensão facilita a dispersão dos poluentes liberados pelas fontes emissoras, em uma atmosfera que apresenta maior estabilidade. A presença da inversão térmica, conforme representada na Figura 5, é uma condição meteorológica natural, que ocorre quando uma camada de ar quente se sobrepõe a uma camada de ar frio. Essa camada impede o movimento ascendente do ar, já que o ar abaixo dela fica mais frio e, portanto, mais pesado, mantendo os poluentes próximos à superfície. Isso pode resultar em episódios críticos de poluição do ar, resultando em uma pluma mais concentrada de substâncias químicas.

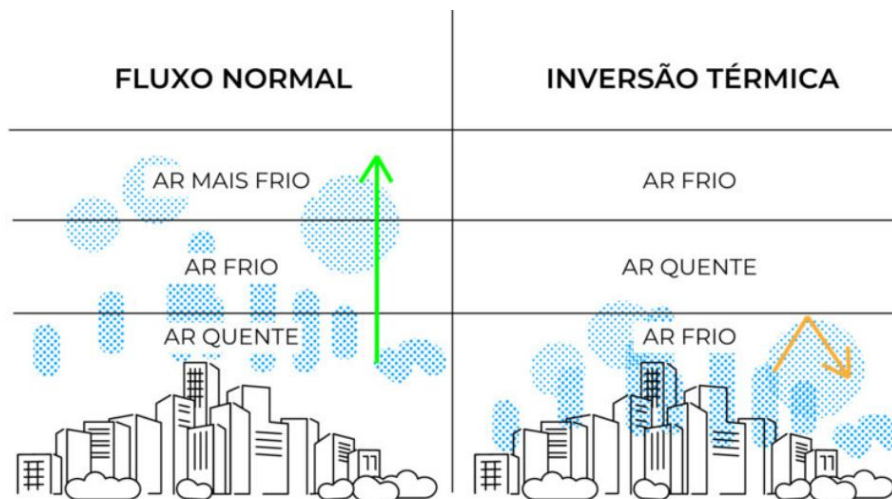


Figura 5: Fenômeno meteorológico de Fluxo Normal e Inversão Térmica
 Fonte: CETESB, 2000

Dessa forma, tem-se que a turbulência atmosférica desempenha um papel crucial no transporte, difusão e consequente dispersão dos poluentes no ar. Esse fenômeno é essencial para determinar como os poluentes se movem e se distribuem na atmosfera, influenciando diretamente a qualidade do ar. Essa turbulência atmosférica é fortemente influenciada pela velocidade dos ventos e pelo perfil vertical de temperatura (Ortiz et al., 2019)

Consoante a situação prevalente, tem-se que a movimentação horizontal dos poluentes é determinada pelo fenômeno de advecção e pela turbulência mecânica, que por sua vez, é causada pela instabilidade direcional e de velocidade do vento, além das características topográficas da região, como a presença de montanhas, edifícios e outros obstáculos que podem gerar padrões complexos de fluxo de ar (Necmiye et al., 2023). Essa turbulência mecânica é particularmente importante em áreas urbanas, onde a estrutura do ambiente contribui para a criação de vórtices e correntes de ar que podem prejudicar a dispersão dos poluentes (Silva et al., 2023).

A topografia da região exerce efeitos locais sobre o vento e sobre fenômenos meteorológicos que têm um papel importante na dispersão dos poluentes na atmosfera. Fundos de vales são áreas favoráveis ao aprisionamento de poluentes, especialmente durante inversões térmicas, que impedem a dispersão vertical dos poluentes (Li et al., 2022). Isso transforma esses locais em zonas de concentração e reação, especialmente quando ocorre *smog* fotoquímico, que consiste num tipo de poluição do ar que ocorre quando os poluentes emitidos por veículos, indústrias e outras fontes reagem com a luz solar e formam ozônio troposférico e outras substâncias nocivas. Porém, quando não há variações de elementos de rugosidade de elevada volumetria na superfície do solo, por exemplo elevações e edificações, o gradiente de velocidade é menor, o que pode dificultar a dispersão dos poluentes (Shigeru, 2021).

De acordo com estudo realizado por Zhang et al. (2016) em áreas urbanas da China, em condições de inversão térmica, a concentração de PM pode aumentar até 150% em comparação a dias sem inversão. Os autores observaram que a estabilidade atmosférica durante a inversão impediu a dispersão dos poluentes, levando a níveis críticos de PM, especialmente em regiões densamente

povoadas. Além disso, uma pesquisa conduzida por Jiang et al. (2017) numa cidade industrial na Índia identificou que a velocidade do vento desempenhou um papel significativo na diluição de poluentes. A análise dos dados meteorológicos mostrou que, em dias com ventos superiores a 5 m/s, as concentrações de NO e PM diminuíram em média 30%, evidenciando como a turbulência gerada pelo vento pode melhorar a qualidade do ar. Esses resultados evidenciam a importância de considerar as condições meteorológicas ao se avaliar a poluição atmosférica, uma vez que a sua interação pode ter consequências diretas e significativas para a saúde pública e o ambiente.

2.4. Monitorização

2.4.1. Processo de Monitorização

A monitorização eficaz da qualidade do ar, especialmente em relação ao PM, envolve uma série de procedimentos bem definidos para garantir a precisão e a relevância dos dados coletados, para que sejam adotadas medidas preventivas e/ou corretivas definidas em função dos valores obtidos. Esses procedimentos incluem o estabelecimento de estações de monitorização, com a calibração e manutenção de equipamentos, para análise de dados e posterior comunicação dos resultados.

Os dados obtidos das estações de monitorização podem ser usados também para interpretar o impacto das variações sazonais na concentração de PM. Dessa forma, as estações de monitorização desempenham um papel fundamental na avaliação das flutuações sazonais na qualidade do ar e na compreensão dos fatores que influenciam a concentração de partículas ao longo do ano (Guerreiro et al., 2014).

A evolução das técnicas de medição de PM nas últimas décadas permitiu avanços significativos na caracterização detalhada dos aerossóis atmosféricos, especialmente no que diz respeito à sua composição química e distribuição de tamanho. Na década de 1970, o desenvolvimento de instrumentos capazes de medir aerossóis monodispersos com tamanho, composição e concentração conhecidos marcou uma transição fundamental, transformando a análise de aerossóis de uma prática experimental para uma ciência mais precisa e sistemática (McMurry, 2000).

Os instrumentos de calibração possibilitaram e continuam a possibilitar respostas mais rigorosas fornecidas pelos mais variados instrumentos. No entanto, mesmo com a calibração cuidadosa, subsistem incertezas significativas nas medições atmosféricas, devido à variabilidade nas propriedades dos aerossóis, como composição, forma e densidade, que podem variar entre partículas e nem sempre são conhecidas. Essa evolução das técnicas é essencial para aprimorar a monitorização do PM, permitindo uma compreensão mais detalhada dos impactos das partículas atmosféricas em processos de dispersão, efeitos de saúde e deposição seca (Hui, 2022).

Assim, é fundamental garantir que os equipamentos de monitorização da qualidade do ar passem por processos regulares de calibração e manutenção adequados, conforme o disposto no Decreto

Lei (D.L.) n.º 39, de 11 de junho de 2018 (Diário da República, 2018). A calibração deve ser feita periodicamente, levando em consideração as condições específicas de cada local e aplicação, a fim de assegurar a exatidão das medições. Esse processo envolve o ajuste dos equipamentos usando padrões de referência confiáveis, em conformidade com os protocolos estabelecidos pelos órgãos reguladores.

Ressalta-se também que a manutenção desses dispositivos é igualmente crucial para manter um desempenho contínuo dos mesmos. Isso inclui inspeções preventivas, limpeza dos componentes e substituição de peças de acordo com a validade estipulada pelo fabricante, garantindo que os sensores e demais sistemas estejam sempre operando corretamente. Uma manutenção inadequada pode comprometer a integridade das leituras, além de reduzir a vida útil dos aparelhos, tornando a monitorização ineficaz e imprecisa (Santo Zarnik et al., 2018)

Os dados brutos são coletados e armazenados para que possam ser transmitidos para centros de processamento ou análises específicas. Usualmente, são utilizados *softwares* para realizar análises estatísticas detalhadas como análise de tendência, identificação de picos de poluição, padrões de dispersão e correlação com fatores meteorológicos, para que se possa identificar qual a melhor forma de atuação face aos resultados obtidos (Zhang et al., 2020).

Além disso, os pontos de monitorização devem ter uma distribuição representativa, ou seja, é fundamental que as estações sejam distribuídas de forma a capturar uma gama representativa de condições ambientais, incluindo diferentes altitudes, proximidades de fontes de emissão e padrões climáticos variados, buscando assim assegurar dados mais abrangentes e com maior confiabilidade referentes à qualidade do ar em diferentes contextos (Rodrigues et al., 2023). Para a quantificação do PM no ar atmosférico, há uma diversidade de metodologias, como o método gravimétrico, o espectrómetro de massa com análise de partículas, a monitorização óptica (fotometria), os contadores de partículas e as técnicas baseadas em absorção de radiação beta (EEA, 2013).

2.4.2. Métodos de Medição

O método de medição escolhido para monitorização da qualidade do ar é um elemento crítico no que diz respeito ao acompanhamento do PM. Isso porque, a quantificação do PM no ar atmosférico pode ser realizada por diversos métodos, cada um com suas particularidades e adequações a diferentes contextos. Os principais métodos são descritos no Quadro 1:

Quadro 1: Métodos de monitorização de Material Particulado (PM) na atmosfera

Método	Descrição	Classificação	Referência
Método Gravimétrico	Considerado um dos padrões de referência na medição de PM. Consiste na coleta de partículas em filtros por meio de bombas de ar, seguida da pesagem dos filtros antes e após a coleta.	Método de Referência	Birmili et al., 2017
Fotometria	Utiliza a dispersão da luz para medir a concentração de PM no ar. Usado em estações de monitorização contínua, devido à sua rapidez e facilidade de uso.	Método Indicativo	Liu et al., 2019
Contadores de Partículas	Dispositivos que registam o número por intervalos de tamanho das partículas suspensas no ar. Valiosos para aplicações em ambientes industriais e de pesquisa.	Método Indicativo	Sharma et al., 2020
Técnicas Baseadas em Absorção de Radiação Beta	Envolve a medição da radiação beta absorvida por partículas coletadas num filtro. Método preciso e confiável, especialmente para a quantificação de PM em ambientes urbanos. Um dos sistemas utilizados com frequência em redes de monitorização de qualidade do ar, dada ser considerada uma metodologia equivalente.	Método Equivalente	EEA, 2013

Dessa forma, a escolha do método de monitorização de PM deve considerar os fatores de objetivo da pesquisa, o ambiente de coleta e os recursos disponíveis. A combinação de diferentes métodos pode proporcionar também uma visão mais abrangente da qualidade do ar e contribuir para uma análise ainda mais completa.

2.5. Enquadramento Legal

Tendo em vista as evidências científicas dos impactos para a saúde humana e para o ambiente da exposição a níveis de PM que superam os padrões de qualidade estabelecidos a nível mundial, é imprescindível regulamentação e normas que visem controlar esse poluente. Dessa forma, no contexto europeu e, conseqüentemente, em Portugal, há diretrizes específicas para o controlo e monitorização do PM que devem ser seguidas rigorosamente.

Os Estados membros da UE, como Portugal, são regidos pelas normas e leis estabelecidas pela União Europeia, transpondo para o direito interno a estrutura legal comunitária. No caso de Portugal, conforme apresentado pela Quadro 2, destaca-se a Diretiva 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de maio de 2008, que regula a qualidade do ar ambiente na UE. Esta diretiva estabelece limites para a concentração de poluentes no ar atmosférico, incluindo as partículas em suspensão PM₁₀ e PM_{2,5} (EU, 2008).

Em seguida, o Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro, transpõe para o direito nacional as disposições da Diretiva 2008/50/CE, estabelecendo os valores-limite para a concentração de PM no ar ambiente. Esses limites seguem os padrões definidos na diretiva europeia, sem impor restrições adicionais. Posteriormente, o Decreto-Lei n.º 47/2017, de 10 de maio, complementou a legislação citada anteriormente, atualizando e reforçando as medidas para o controlo da qualidade do ar (Portugal, 2010). Este D.L. alinha as normas portuguesas com os desenvolvimentos legislativos e técnicos a nível europeu, introduz requisitos adicionais para a avaliação e gestão da qualidade do ar, reforça o papel das autoridades regionais e locais na implementação das medidas de controlo da poluição atmosférica e estabelece obrigações específicas para a monitorização, comunicação e mitigação dos impactos da poluição do ar na saúde pública e no meio ambiente.

Em 2021 a OMS estabeleceu diretrizes globais para a qualidade do ar, que atuam como valores guias e são, normalmente, mais rigorosas do que os padrões portugueses (WHO, 2021). Esses valores servem como uma referência internacional para a proteção da saúde contra os efeitos nocivos da poluição do ar.

Em sequência, a Diretiva 2024/2881/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2024, estabelece novos valores-limite para as concentrações de partículas em suspensão PM_{2,5} e PM₁₀ no ar ambiente, a serem cumpridos até 2030 (EU, 2024). Estas atualizações alinham-se mais estreitamente com as recomendações da OMS e fazem parte dos esforços da União Europeia em busca do objetivo de poluição zero até 2050.

Quadro 2: Diretrizes e Legislações sobre Material Particulado (PM) na União Europeia (UE)

Diretivas / Legislação	Descrição
Diretiva 2008/50/CE	<p>Estabelece a qualidade do ar na UE, com limites para PM₁₀ e PM_{2,5}</p> <ul style="list-style-type: none"> - PM₁₀: 40 µg/m³ (média anual) - PM₁₀: 50 µg/m³ (valor-limite diário), que não deve ser excedido em mais de 35 dias por ano civil. - PM_{2,5}: 25 µg/m³ (média anual)
Decreto-Lei n.º 102/2010	<p>Transpõe a Diretiva 2008/50/CE para a legislação portuguesa, mantendo os limites de concentração:</p> <ul style="list-style-type: none"> - P₁₀: 40 µg/m³ (média anual) - PM₁₀: 50 µg/m³ (valor-limite diário), que não deve ser excedido em mais de 35 dias por ano civil. - PM_{2,5}: 25 µg/m³ (média anual)
Decreto-Lei n.º 47/2017	<p>Complementa o D.L. n.º 102/2010, atualizando as medidas para controlo da qualidade do ar.</p> <p>Introduz requisitos adicionais para avaliação e gestão da qualidade do ar.</p>
OMS (2021)	<p>Diretrizes globais para a qualidade do ar, mais rigorosas que os padrões portugueses:</p> <ul style="list-style-type: none"> - PM₁₀: 45 µg/m³ (média de 24 horas); 15 µg/m³ (média anual) - PM_{2,5}: 15 µg/m³ (média de 24 horas); 5 µg/m³ (média anual)
Diretiva (UE) 2024/2881	<p>A Diretiva (UE) 2024/2881 estabelece novos valores-limite para a proteção da saúde humana a atingir até 1 de janeiro de 2030</p> <ul style="list-style-type: none"> - PM₁₀: 45 µg/m³ (média de 24 horas) a não exceder mais de 18 vezes por ano civil; 20 µg/m³ (média anual) - PM_{2,5}: 25 µg/m³ (média de 24 horas) a não exceder mais de 18 vezes por ano civil; 10 µg/m³ (média anual)

3. Metodologia

Este capítulo descreve a área de estudo, detalhando os procedimentos e técnicas empregadas para realizar a monitorização da qualidade do ar. Além disso, são apresentados e explicados os métodos e categorização das informações obtidas dos pontos de coleta selecionados, bem como as ferramentas utilizadas para o processamento e análise dos dados.

3.1. Área de Estudo

As medições foram realizadas na cidade de Mirandela, localizada no distrito de Bragança, no norte de Portugal, inserida na sub-região das Terras de Trás-os-Montes (Figura 2.6). A escolha desta área justifica-se pelo seu contexto geográfico e climático, que apresenta características sazonais marcadas, permitindo investigar as variações nas concentrações de PM ao longo do verão e do inverno. A abordagem sazonal adotada visa compreender as influências do clima e das atividades humanas nas emissões e dispersões de poluentes atmosféricos.

Mirandela ocupa uma área total de 658,96 km² e 21.384 habitantes (INE, 2023). O município tem um clima mediterrânico, caracterizado por verões quentes e invernos frios, o que pode influenciar a dispersão de poluentes atmosféricos. A cidade é atravessada pelo rio Tua, sendo predominantemente urbana, mas cercada por áreas agrícolas e florestais, o que contribui para a variabilidade das condições ambientais (Gouveia, 2006).

Comunidade Intermunicipal da Região de Trás-os-Montes

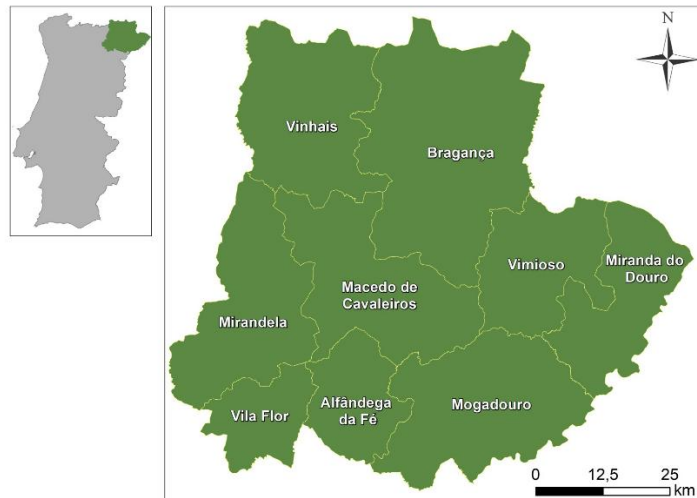


Figura 6: Mapa de Portugal destacando a região de Trás-os-Montes onde localiza-se concelho de Mirandela

A ocupação do solo em Mirandela e na região de Trás-os-Montes é marcada pela predominância de áreas agrícolas e florestais, com núcleos urbanos dispersos. Como evidenciado na Figura 7, a cidade possui infraestruturas essenciais, como hospitais, escolas e unidades de cuidados de saúde primários. Além disso, observa-se a presença de áreas industriais pontuais e reservas naturais que influenciam a qualidade do ar e do ambiente (CCDR-N, 2024).

A poluição atmosférica em Mirandela é influenciada principalmente pelo tráfego rodoviário, uma vez que, sendo uma das cidades principais da região, apresenta um volume moderado de tráfego, especialmente nas vias que cruzam o município e o conectam a outras localidades. No entanto, os complexos industriais também desempenham um papel relevante na qualidade do ar, com algumas atividades específicas contribuindo para a emissão de partículas e gases poluentes. De acordo com a ocupação do solo (Figura 7), existem diversas indústrias na região que podem impactar a poluição atmosférica (CCDR-N, 2024).

Entre as principais atividades industriais, destacam-se a indústria de enchidos e o setor do azeite, incluindo lagares e a extração de óleo do bagaço de azeitona, que podem gerar emissões atmosféricas. A produção de enchidos, como as alheiras, envolve processos como defumação que podem liberar PM afetando a qualidade do ar. Embora não existam dados específicos sobre as emissões deste setor em Mirandela, é razoável considerar que unidades industriais desse ramo possam contribuir para a poluição atmosférica local. Já a indústria do azeite, fortemente presente na região, gera subprodutos que podem causar poluição caso não seja tratado ou valorizado corretamente. Diante desse cenário, é essencial implementar práticas de gestão sustentável e tecnologias de mitigação para minimizar os impactos ambientais dessas indústrias e reduzir as emissões de poluentes, garantindo uma melhor qualidade do ar na região (Jaiswal et al., 2023).

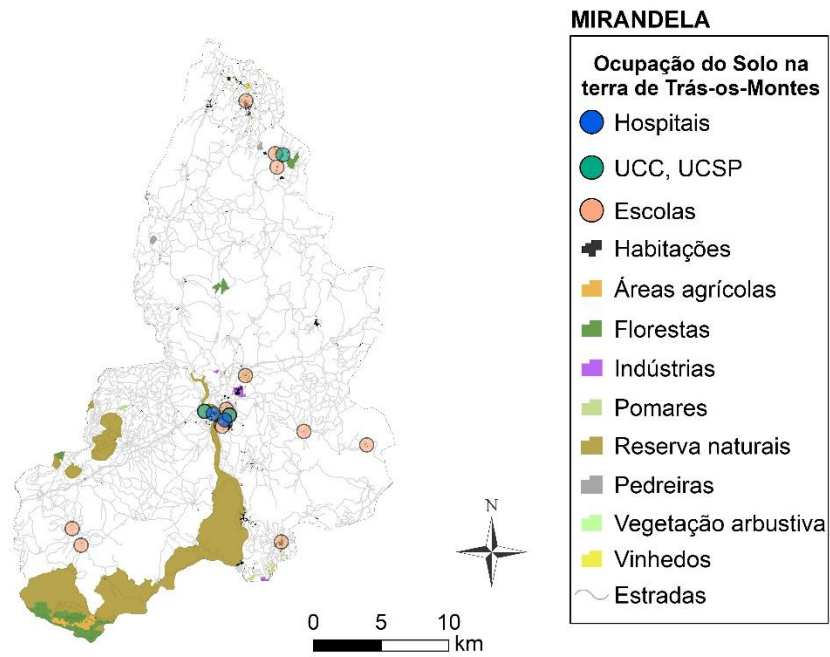


Figura 7: Uso e ocupação do solo em Mirandela

A densidade populacional da região (Figura 8) indica que Mirandela é um dos municípios mais povoados da Comunidade Intermunicipal de Trás-os-Montes, o que pode estar associado a uma maior concentração de emissões antropogénicas. No entanto, a dispersão populacional contribui para reduzir a pressão urbana, permitindo a manutenção de áreas naturais e agrícolas relativamente preservadas.

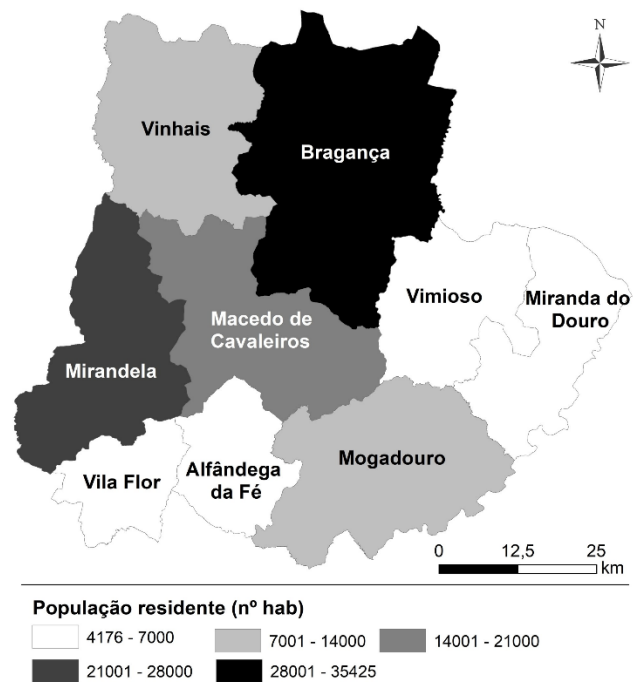


Figura 8: Densidade populacional da região de Trás-os-Montes

3.1.1. Condições Meteorológicas

Com base em relatório publicado pela Weather Spark (2016), tem-se uma análise estatística de relatórios horários históricos e reconstruções de modelos de 1 de janeiro de 1980 a 31 de dezembro de 2016 com as condições meteorológicas características do distrito de Bragança, construindo uma média anual (Figura 29). Assim, destaca-se as médias de temperatura máxima (linha vermelha) e mínima (linha azul), apresentados por estações do ano bem definidas. A estação mais quente dura 2,8 meses, de 17 de junho a 11 de setembro, com temperaturas máximas diárias acima de 25 °C, sendo julho o mês mais quente com temperaturas médias de 15°C a 29°C. A estação mais fria dura 3,5 meses, de 14 de novembro a 29 de fevereiro, com máximas diárias abaixo de 12 °C, destacando janeiro como o mês mais frio, com temperaturas médias entre 1 °C e 9 °C.

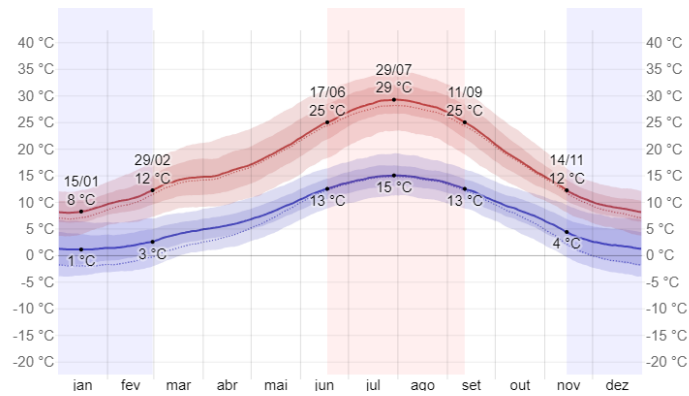


Figura 9: Climograma do Distrito de Bragança
 Fonte: Weather Spark, 2016

Além disso, ressalta-se que a região de Bragança apresenta condições climáticas diversificadas, onde o clima local desempenha um papel fundamental no conforto térmico dos seus habitantes e visitantes. Assim, mesmo dentro de pequenas distâncias, as condições microclimáticas podem variar significativamente, influenciando as sensações térmicas pessoais (Gonçalves et al., 2021).

3.2. Estação de Amostragem

A estação de amostragem situa-se nas coordenadas 41°28'55"N 7°10'37"W e foi estrategicamente instalada na área central de Mirandela (Figura 10; Figura 11), num local plano, livre de grandes aglomerados de edificações. A localização foi escolhida para garantir medições representativas das condições atmosféricas urbanas, minimizando interferências estruturais que pudessem comprometer os resultados.

A instalação dos equipamentos considerou o acesso a energia elétrica para garantir a operação contínua dos instrumentos de monitorização meteorológica e da qualidade do ar. Essas condições foram fundamentais para assegurar a qualidade e representatividade dos dados coletados.

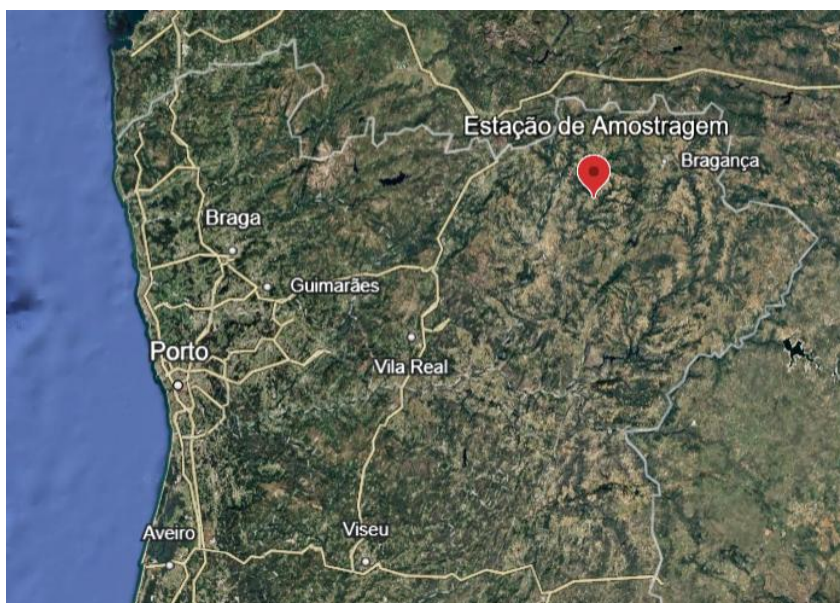


Figura 10: Estação de Amostragem em Portugal com visualização da região de Trás-os-Montes
Fonte: Google Earth



Figura 11: Localização da Estação de Amostragem em Mirandela
Fonte: Google Earth - Adaptado

A localização apresenta também proximidade ao campo desportivo da cidade e está a aproximadamente 640 metros do rio Tua. Este local também permite captar variações pontuais causadas por atividades humanas, como a feira semanal que ocorre nas proximidades às quintas-feiras, gerando um fluxo temporário, mas significativo, de pessoas e veículos. Esse fator é relevante para avaliar o impacto temporário, mas intenso, das atividades humanas na qualidade do ar, proporcionando uma visão mais ampla das variações associadas a diferentes usos do espaço urbano ao longo do tempo.

O equipamento de medição utilizado foi o monitor ambiental de poeira estacionário EDM 280 da Grimm Aerosol Technik GmbH (Figura 12) em que realiza medições contínuas das concentrações de PM no ar exterior, permitindo a categorização das medições em frações de massa de poeira (TSP, PM₁₀, PM₄, PM_{2.5}, PM₁) e a distribuição das partículas em 72 intervalos de tamanho logaritmicamente equidistantes, de 0,178 µm a 29,4 µm. Além disso, está equipado com uma estação meteorológica (LUFFT WS600) que permite monitorizar a temperatura ambiente, humidade relativa, pressão atmosférica, velocidade e direção do vento, e intensidade de precipitação (Grimm Aerosol Technik, 2022).



Figura 12: Estação móvel de monitorização do ar

O EDM 280 opera com um fluxo de amostragem de 1,2 L/min. O seu princípio de operação assenta na dispersão de luz em partículas individuais, onde um laser atua como fonte de luz, e um sistema óptico direciona o feixe para a célula de medição. O ar amostrado é aerodinamicamente focado no ponto focal do feixe de laser, de acordo com a norma ISO 21501-1 (2009). Quando uma partícula cruza esse feixe, gera luz dispersa, que é captada por uma lente de amplo alcance e direcionada para um fotodetector perpendicular ao laser (Grimm Aerosol Technik, 2022).

Cada sinal elétrico gerado pelo detector é amplificado, contado e classificado nesses 72 intervalos de tamanho. A escala desses canais segue uma distribuição logarítmica equidistante, calibrada para partículas de látex de poliestireno (PSL). O cálculo das frações de massa de poeira é baseado na distribuição do tamanho das partículas medidas, assumindo sua esfericidade para determinar a distribuição de volume e, posteriormente, a distribuição de massa, utilizando fatores de densidade dependentes do tamanho. Para maior precisão, esses cálculos são ajustados com base em medições comparativas com coletores de poeira gravimétricos em ambiente externo (Grimm Aerosol Technik, 2022).

Embora a calibração do EDM 280 seja baseada no PSL e na dolomita, a Grimm desenvolveu um algoritmo avançado para converter as medidas de aerossóis reais, considerando suas diferenças de densidade e propriedades ópticas. Esse algoritmo foi refinado com base em testes realizados em diferentes locais, incluindo ambientes urbanos, de tráfego e rurais, e foi validado por comparações com amostragens gravimétricas utilizando amostradores de baixo e alto volume.

O EDM 280 aplica 72 fatores de densidade e propriedades ópticas específicas para cada um dos seus 72 canais de tamanho, garantindo a melhor correspondência possível com os valores de referência para PM₁₀ e PM_{2,5}. Os testes conduzidos segundo a norma EN 16450 (QAL1) demonstraram que a precisão do equipamento é elevada, apresentando desvios inferiores a 2% em relação aos amostradores gravimétricos de referência (*Leckel low volume sampler*). Por isso, o EDM 280 fornece medições de PM₁₀ e PM_{2,5} em concordância com métodos gravimétricos, tornando-o um instrumento altamente confiável para a monitorização da qualidade do ar, sendo considerado um analisador equivalente.

A Figura 13 apresenta a estrutura esquemática da estação de amostragem, destacando seus principais componentes:

- Bucha de telhado (①): é utilizada para a instalação do equipamento num bastidor colocado no interior de um contentor, garantindo estabilidade e a correta captação do ar ambiente.
- Tubo de amostragem (②): conduz o ar coletado para o módulo de medição e está conectado diretamente ao cabeçote de amostragem e a estação meteorológica.
- Cabeçote de amostragem (③): é o ponto inicial da coleta do ar ambiente, permitindo a entrada do ar que será analisado.
- Estação meteorológica (④): mede variáveis ambientais como temperatura, humidade relativa, direção e velocidade do vento, precipitação e pressão atmosférica, auxiliando na interpretação dos dados de concentração de partículas.
- Flange de telhado com um defletor de chuva (⑤): protege a entrada de amostragem contra precipitações, evitando interferências nas medições.
- Sistema interno de drenagem (⑥): impede que a humidade excessiva entre no módulo de medição, garantindo uma coleta mais precisa dos aerossóis.
- Suporte do tubo de amostragem (⑦): mantém o sistema fixo dentro do compartimento de medição, garantindo alinhamento e estabilidade.
- Módulo de medição (⑧): posicionado abaixo do suporte do tubo, contém o espectrómetro de aerossol e outros componentes essenciais para a análise das partículas em suspensão. Esse módulo pode ser removido facilmente para manutenção e calibração.

- Ar amostrado (9): O ar amostrado é coletado pelo cabeçote de amostragem e transportado verticalmente através do tubo de amostragem para a célula de medição óptica. Esse fluxo de ar, indicado pelas setas vermelhas na Figura 13, é condicionado termicamente para evitar condensação e minimizar alterações nas características dos aerossóis durante a passagem pelo equipamento.

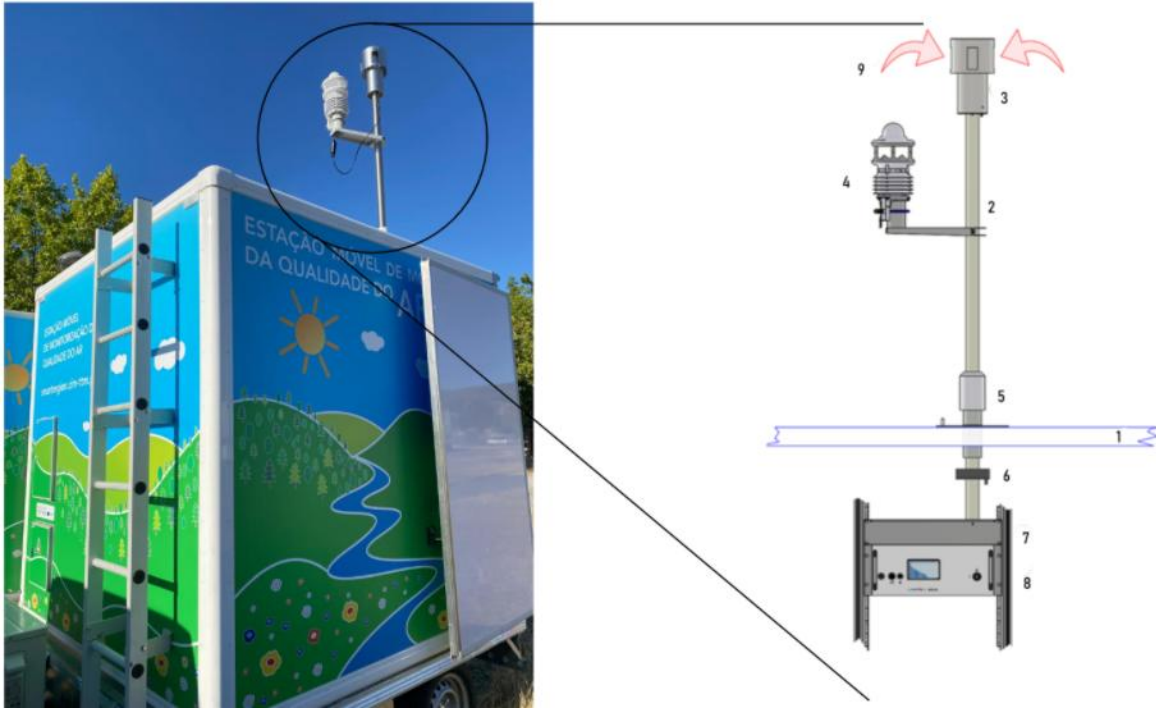


Figura 13: Espectrômetro de Aerossol Estacionário
Fonte: Autoria Própria, 2024

O EDM 280 é equipado com um monitor *touchscreen* interativo, que exibe os valores medidos em tempo real, além dos dados dos sensores e dos parâmetros de status do equipamento (Figura 14). As medições podem ser armazenadas numa unidade USB amovível, onde os dados são registrados em arquivos de texto, organizados por número de série e índice contínuo. A unidade de medição foi instalada num contentor climatizado, garantindo estabilidade térmica e evitando interferências ambientais que possam comprometer a precisão das medições. O equipamento também dispõe de um sistema de autodiagnóstico e calibração automática, assegurando a qualidade e confiabilidade dos dados coletados (Grimm Aerosol Technik, 2022).



Figura 14: Monitor de navegação interativa
Fonte: Autoria Própria, 2024

3.4. Metodologia de Monitorização

A campanha de monitorização na cidade de Mirandela foi realizada em dois períodos distintos, um no verão de 2024 e o outro no inverno de 2025. No verão, a amostragem ocorreu em 16 de julho de 2024, com o início das medições registado às 19h00. O período de coleta de dados estendeu-se até 29 de agosto de 2024, encerrando-se às 13h00, totalizando 43 dias de análise. No inverno, as medições tiveram início em 6 de janeiro de 2025, às 16h00, e se estenderam até 4 de fevereiro de 2025 às 00h00, perfazendo 28 dias de monitorização. Durante ambos os períodos, o equipamento operou de forma contínua, realizando medições a cada seis segundos, garantindo um conjunto de dados abrangente para análise das variações sazonais na concentração de PM.

3.5. Processamento dos Dados

O pré-processamento dos dados coletados foi realizado em excel e estruturado em etapas, que incluem a limpeza de dados, filtragem de anomalias, normalização e transformações matemáticas. Esse pré-processamento foi essencial para padronizar as informações para análises estatísticas e para posterior interpretação de resultados e discussões.

A etapa inicial de limpeza de dados foi realizada para assegurar que as informações coletadas estivessem em formato adequado para análise. Assim, foram removidas colunas como o número de medição e código da estação, que não iriam interferir nessa pesquisa buscando deixar no arquivo a ser trabalhado somente os dados relevantes para esse estudo. Em seguida, foi realizada a filtragem de anomalias em busca de considerar o tratamento dos dados com valores nulos ou ausentes, como as colunas de código de alerta e código de erro, garantindo que não ocorreram falhas que comprometessem o bom funcionamento do equipamento. Ainda na etapa inicial, foi feita uma

verificação das unidades de medidas dos parâmetros a serem analisados garantindo que todas estivessem de acordo com o sistema internacional facilitando comparações futuras com as normas e padrões.

Em seguida, as médias horárias foram calculadas a partir de medições realizadas a cada 6 segundos, garantindo que os dados obtidos fossem representativos e manejáveis, sem comprometer o rigor necessário para a análise do PM e das variáveis meteorológicas associadas. Isso porque a coleta de dados em intervalos tão curtos gera um volume massivo de informações ao longo de períodos prolongados de monitorização contínua. Esse grande volume torna-se um desafio para processamento e análise, exigindo capacidade significativa de armazenamento e processamento computacional. A média horária, por sua vez, reduz substancialmente o volume de dados, organizando-os de forma mais prática e permitindo uma visualização clara das tendências gerais, sem que se perca a representatividade média das condições atmosféricas observadas em cada intervalo.

Além disso, segundo metodologia de Haszpra e Prácser (2021), o uso da média horária contribui para uma representação mais estável das variáveis monitoradas, uma vez que minimiza os efeitos de variações momentâneas que ocorrem em medições de alta frequência. Assim, essas variações que podem ser provocadas por eventos pontuais e transitórios, como rajadas de vento, movimentação de veículos ou atividades locais, podem introduzir ruído nos dados sem refletir as condições atmosféricas médias. Com isso, ao consolidar os dados em médias horárias, a influência dessas flutuações é reduzida, concentrando a análise nos padrões mais relevantes e nas tendências de longo prazo do ambiente.

A utilização de médias horárias também facilita a compatibilidade dos resultados com os parâmetros estabelecidos nas normas e legislações, no qual o impacto de poluentes é comumente analisado em escalas horárias e diárias. Assim, utilizar uma base horária para os dados permite que os valores obtidos sejam facilmente convertidos e comparados a esses padrões regulatórios, auxiliando tanto na análise quanto na interpretação dos dados.

Durante a realização das médias horárias, os outliers também foram analisados individualmente e aqueles que foram resultados evidentes de erros de medição foram removidos. Nos casos em que os valores foram considerados representativos de fenômenos atmosféricos específicos e não de erros, esses foram mantidos e identificados para uma análise mais detalhada.

Após a análise e tratamento dos dados, foi gerada uma nova planilha contendo os valores de PM e variáveis meteorológicas já corrigidos, a qual foi utilizada para análise do comportamento das variáveis com o auxílio de um script programado em Python (Anexo 1) (Python Software Foundation, 2024), desenvolvido especificamente para identificar padrões e explorar a relação entre os dados de PM com as condições meteorológicas medidas. Com isso, foram gerados gráficos de distribuição das partículas em função do diâmetro e da média horária de concentração, permitindo visualizar como as concentrações de diferentes frações de PM variaram ao longo do tempo.

Em seguida, diante da natureza dos dados coletados e das análises estatísticas realizadas, foi selecionada a correlação de Spearman como a métrica mais adequada para avaliar a relação entre essas variáveis. A principal razão para essa escolha foi a ausência de normalidade nos dados. O teste de Shapiro-Wilk indicou que os dados não seguiam uma distribuição normal, além da análise dos histogramas, que revelou distribuições assimétricas e enviesadas para a direita, com caudas longas. Outro fator relevante foi a resistência a outliers. Durante a análise dos dados, foi identificada a presença de outliers pelo método do Intervalo Interquartil (IQR) e, mesmo após a remoção dos outliers, os testes de normalidade continuaram rejeitando a hipótese de normalidade dos dados, reforçando a necessidade do uso de uma métrica que não dependesse da distribuição dos dados.

Além disso, a correlação de Spearman é capaz de identificar relações monotônicas, sejam elas lineares ou não, o que a torna mais adequada para um contexto em que a relação entre o PM e as variáveis meteorológicas podem não seguir um padrão proporcional. A correlação de Spearman permite capturar essas variações sazonais sem a exigência de pressupostos rígidos de normalidade ou linearidade, proporcionando uma análise estatística mais confiável. As matrizes de correlação geradas para cada estação e para o conjunto total de dados possibilitam a identificação das variáveis meteorológicas que exercem maior influência sobre os níveis de PM₁₀ e PM_{2,5} ao longo das campanhas de estação do ano.

Para complementar, foram elaborados histogramas de frequência baseados no tamanho das partículas, permitindo identificar a distribuição de partículas conforme as suas dimensões e evidenciar quais intervalos de tamanho apresentam maior frequência no ambiente monitorado. Esses gráficos fornecem uma visão abrangente da variabilidade do PM e ajudam a identificar comportamentos específicos das partículas em resposta às variações de temperatura e outros fatores ambientais, contribuindo para uma análise detalhada e interpretativa dos dados coletados.

O código implementado em Python gerou uma matriz de correlação entre as variáveis analisadas, permitindo visualizar as inter-relações entre os diferentes parâmetros meteorológicos e as concentrações de PM. A matriz de correlação foi construída utilizando um loop iterativo que calculou os coeficientes de correlação entre as variáveis e gerou um mapa de calor com os coeficientes de correlação utilizando a biblioteca *matplotlib*. Além disso, foi realizado o cálculo do *p-value* por meio do teste de correlação de Spearman, permitindo avaliar a significância estatística das relações encontradas. Esse valor indica a probabilidade de que a correlação observada ocorra ao acaso, sendo adotado um nível de significância de 5% ($p \leq 0,05$) para considerar as correlações estatisticamente significativas. Com isso, foi possível identificar padrões temporais e compreender quais variáveis possuem maior influência nas concentrações de PM. A aplicação dessa metodologia reforçou a robustez da análise estatística, auxiliando na interpretação dos dados e na formulação de medidas de mitigação da poluição atmosférica.

Além da matriz de correlação, a análise da influência dos ventos sobre a concentração de PM foi complementada por gráficos polares de rosa de poluição, que permitem visualizar a relação entre a direção e a intensidade do vento com as concentrações de PM. Esses gráficos foram gerados com a biblioteca *matplotlib* em Python, associando as concentrações médias de PM a diferentes setores

angulares, possibilitando uma interpretação mais detalhada da dispersão dos poluentes conforme as direções predominantes do vento. Essa abordagem foi fundamental para avaliar o transporte local e regional de partículas e compreender melhor os padrões de dispersão atmosférica na área de estudo.

Para complementar a análise, utilizou-se o modelo HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory), que permite obter as retrotrajetórias das massas de ar que chegaram à cidade de Mirandela (NOAA Air Resources Laboratory, 2024). Para esta análise, foram geradas trajetórias retrógradas de 120 horas para datas-chave associadas a eventos de incêndios e intrusões de poeira, conforme indicado nos resultados, que foram calculadas para diferentes níveis de altitude (500, 1500 e 3000m). A base de dados meteorológicos utilizada foi a GDAS (Global Data Assimilation System - 1 grau, global, 2006-presente). A análise dessas trajetórias ajuda a identificar as possíveis fontes emissoras e avaliar a influência do transporte atmosférico de longa distância sobre a qualidade do ar na região estudada.

Para identificar os períodos em que ocorreram inversões térmicas na cidade de Mirandela, foram utilizados dados meteorológicos extraídos do site *Meteoblue*, que fornece informações detalhadas sobre variáveis atmosféricas, incluindo temperatura em diferentes níveis de pressão. A análise foi realizada com base nos dados de temperatura registados em seis diferentes altitudes atmosféricas: 2 metros acima do solo (temperatura de superfície), 900 mb, 850 mb, 800 mb, 700 mb e 500 mb. A temperatura medida a 2 metros representa a condição térmica próxima à superfície, enquanto os níveis de pressão atmosférica mais elevados permitem avaliar o comportamento da temperatura ao longo da vertical. Assim para identificar a presença da inversão térmica, foi realizada a partir da comparação entre a temperatura na superfície e nos níveis de 900 mb e 850 mb, de forma a considerar a presença de uma inversão quando a temperatura em 900 mb ou 850 mb era superior à temperatura a 2 metros. Esse critério foi adotado por ser o mais representativo para inversões térmicas próximas à superfície, que possuem maior impacto na qualidade do ar e na dispersão de poluentes. Esses dados foram processados utilizando um código em Python que percorreu toda a série temporal disponível e verificou a existência de inversões térmicas para cada registo horário (Anexo 2).

4. Resultados e Discussões

Neste capítulo, são apresentados e analisados os resultados obtidos ao longo da monitorização da qualidade do ar em Mirandela, com foco nas variações sazonais da concentração de PM. A interpretação dos dados coletados permite avaliar as relações entre as concentrações de PM₁₀ e PM_{2,5} e as condições meteorológicas, destacando as tendências e os padrões que caracterizam o PM na área estudada.

A estrutura deste capítulo é iniciada pela caracterização meteorológica do período de avaliação, seguida da avaliação das concentrações das principais frações mássicas, bem como das distribuições em massa e número do PM por tamanho. A avaliação realizada resulta de uma análise estatística bastante completa que permite identificar padrões temporais, as variáveis que influenciam essas concentrações no ambiente e possíveis estratégias para reduzir os níveis desse poluente.

4.1. Condições Meteorológicas

A análise das condições meteorológicas durante os períodos de monitorização permite compreender as variações sazonais das concentrações de PM, fornecendo informações para estratégias de controlo da poluição do ar na área estudada. A análise da Figura 15 revela um comportamento típico de verão, com as típicas oscilações cíclicas intradiárias da temperatura, atingindo valores mais altos durante o dia e mais baixos durante a noite. A temperatura máxima horária registada foi de 41,5°C, indicando períodos de calor extremo, comuns em estações quentes de Mirandela. A temperatura mínima foi de 12,4°C, o que evidencia noites frescas e uma amplitude térmica considerável de 29,1°C ao longo do período. A linha verde no gráfico representa a temperatura média, calculada em 26,9°C, que reforça a predominância de um clima quente e característico do verão.

A Figura 16 revela o comportamento típico de inverno, com temperatura máxima registada em 19,0°C e temperatura mínima de -5,1°C, evidenciando períodos de frio intenso e até possibilidade de geada. A amplitude térmica foi de 24,1°C, refletindo a grande variação entre o dia e a noite, com temperatura média horária, calculada em 7,9°C, reforçando a predominância de um clima frio característico da estação.

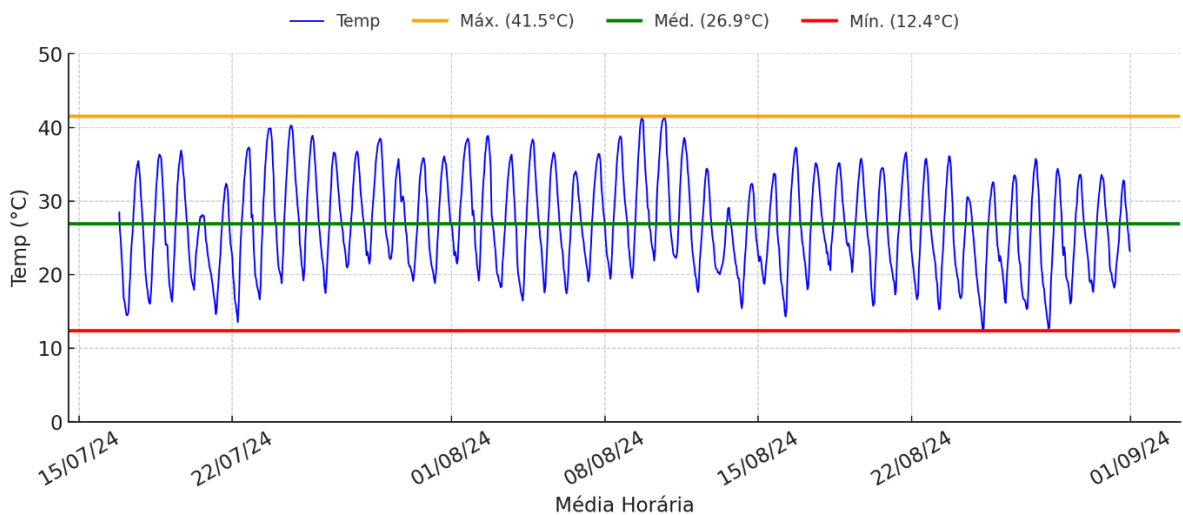


Figura 15: Variação horária da temperatura ambiente e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de verão em Mirandela.

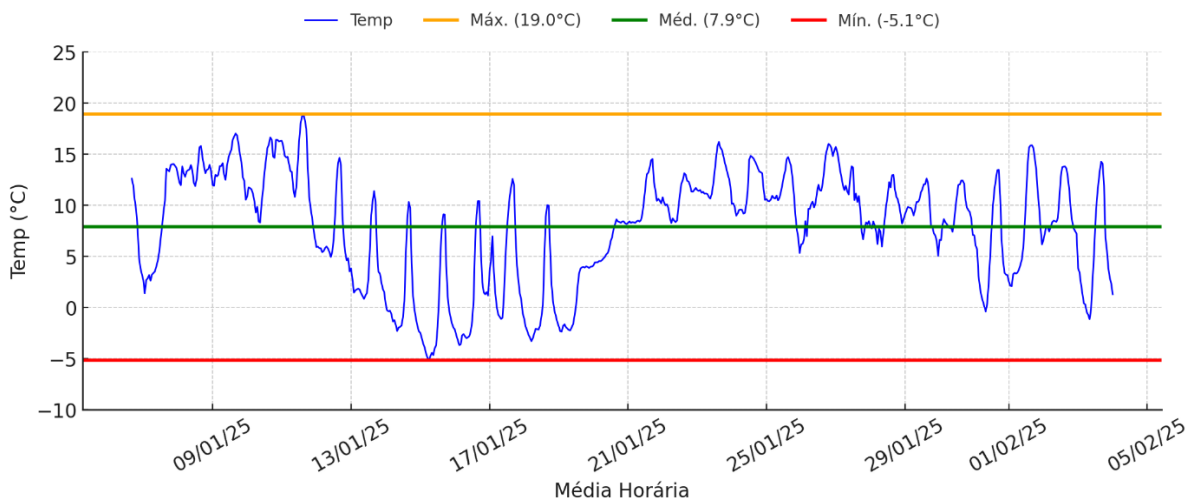


Figura 16: Variação horária da temperatura ambiente e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de inverno em Mirandela.

Os gráficos mostram que na campanha de inverno, as variações de temperatura são mais inconstantes, com quedas e subidas repentinas ao longo do período. Já nos dados registados no verão, a oscilação segue um padrão cíclico mais previsível, com elevações durante o dia e quedas à noite (Figura 15; Figura 16). No geral, os gráficos refletem o comportamento climático esperado para cada estação, evidenciando as diferenças entre um período de temperaturas baixas e variações bruscas e outro caracterizado por calor intenso e ciclos térmicos diários.

Quanto ao gráfico de precipitação representado pela Figura 17, evidencia-se um padrão típico de Mirandela, com o verão seco e inverno chuvoso. A maior parte do período analisado no verão, demonstra índices pluviométricos iguais a zero, corroborando a característica da região. No entanto, a ocorrência de um pico acentuado na precipitação indica um evento de chuva forte e concentrada num curto intervalo de tempo, sendo o primeiro pico no dia 29 de julho com 1 hora de duração e o

segundo no dia 30 com 4 horas de duração. Esse tipo de evento é comum em regiões com clima mediterrâneo, onde a instabilidade atmosférica pode gerar chuvas intensas, mas localizadas e breves.

No inverno (Figura 18), observa-se um comportamento distinto, marcado por uma distribuição mais frequente e menos concentrada, em que as taxas de precipitação mais elevadas foram observadas neste período. Ao contrário do verão seco, o inverno apresenta chuvas mais regulares ao longo do período analisado, ainda que com variações na intensidade. Esse padrão reforça a sazonalidade do regime pluviométrico da região, evidenciando um inverno mais humido e sujeito a precipitações distribuídas ao longo do tempo.

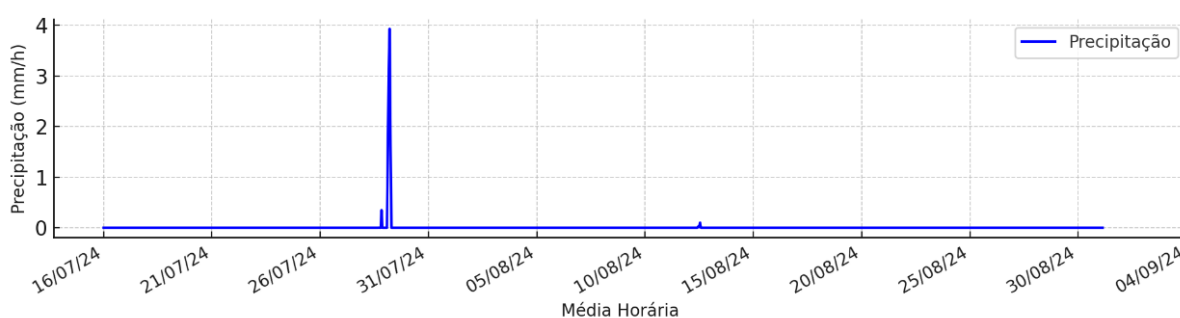


Figura 17: Variação horária da precipitação ao longo da campanha de verão em Mirandela

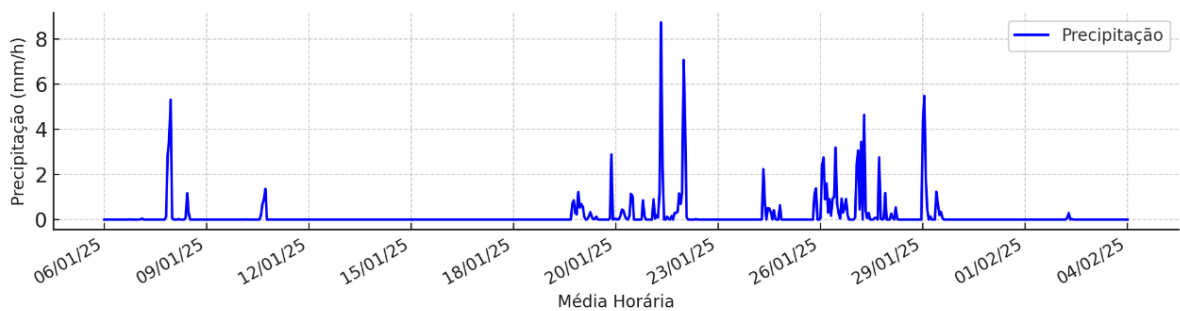


Figura 18: Variação horária da precipitação ao longo da campanha de inverno em Mirandela

Ao comparar as duas situações, é evidente o padrão meteorológico de regiões mediterrâneas, onde os meses frios são marcados por maior humidade e instabilidade, enquanto os meses quentes tendem a ser secos, com episódios ocasionais de chuva intensa, geralmente associados a tempestades convectivas.

A humidade relativa, complementa a análise ao apresentar uma clara variação diária e sazonal. A média da humidade registada na campanha do verão foi de 45,9%, com valores variando entre 10,8% e 91,4% (Figura 19). Durante o dia, a humidade relativa tende a diminuir devido à intensa

radiação solar e ao aumento da temperatura, favorecendo a evaporação e deixando o ar mais seco. Já durante a noite e madrugada, a humidade relativa eleva-se consideravelmente, atingindo os seus valores máximos. Um ponto relevante é que o valor máximo de humidade relativa registado (91,4%) coincide com o único pico de precipitação registado nesse período, evidenciando a influência direta da chuva sobre a saturação do ar (Figura 19).

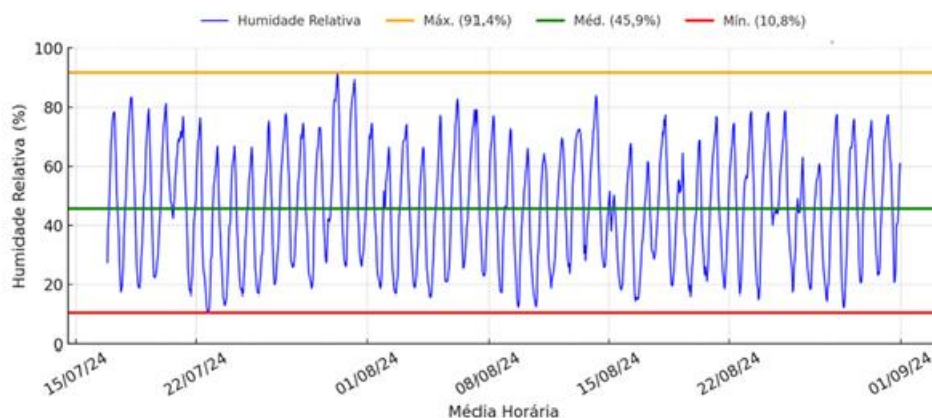


Figura 19: Variação horária da humidade relativa e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de verão em Mirandela.

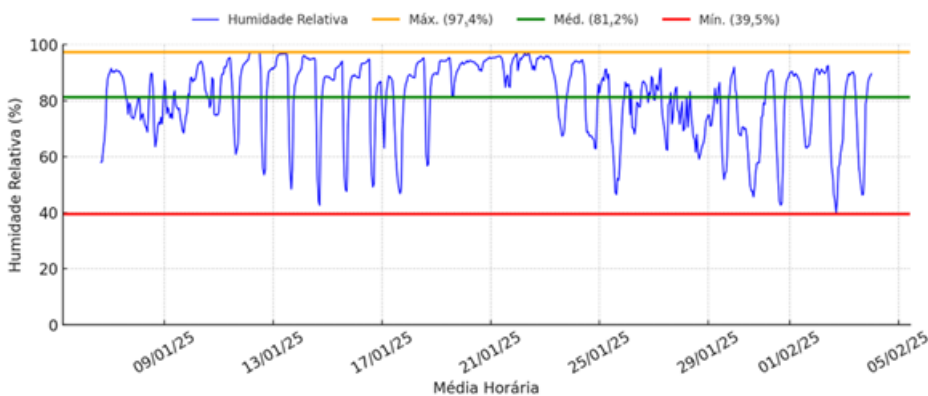


Figura 20: Variação horária da humidade relativa e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de inverno em Mirandela.

Na campanha de inverno (Figura 20), a humidade relativa mantém-se em níveis consideravelmente mais altos, com uma média de 81,2%, oscilando entre 39,5% e 97,4% ao longo do período analisado. Diferente das medições no verão, período em que a humidade relativa apresenta flutuações acentuadas, no inverno predominam valores elevados e mais estáveis, com menor amplitude diária. Picos próximos de 100% são frequentes e indicam saturação do ar, que normalmente associam-se à formação de nevoeiros ou chuvas contínuas.

A velocidade do vento na campanha realizada no verão, apresenta uma média de 1,1 m/s, com valores variando entre 0,3 m/s e 2,9 m/s (Figura 21). O comportamento do vento nessa estação é caracterizado por oscilações frequentes e baixa intensidade, influenciadas principalmente pelo

aquecimento do solo e pela circulação atmosférica local. Durante o dia, a maior incidência de radiação solar gera correntes de convecção que intensificam a movimentação do ar, resultando em momentos de maior velocidade (Moreira et al., 2010). No entanto, os ventos tendem a ser menos intensos e mais constantes, sem grandes variações abruptas ao longo do período analisado.

No inverno, como é apresentado no Figura 22, a velocidade do vento tem uma média ligeiramente inferior, de 1,0 m/s, mas apresenta uma amplitude maior, oscilando entre 0,1 m/s e 3,9 m/s. Diferente da campanha feita no verão, onde os ventos são mais regulares, na campanha do inverno há períodos de calmaria intercalados com intensidades mais fortes, possivelmente associadas à passagem de frentes frias e mudanças na pressão atmosférica. Esse comportamento reflete a influência de sistemas meteorológicos mais dinâmicos, típicos da estação, que podem gerar ventos intensos em curtos períodos, seguidos de momentos de baixa movimentação do ar (Patel et al., 2021).

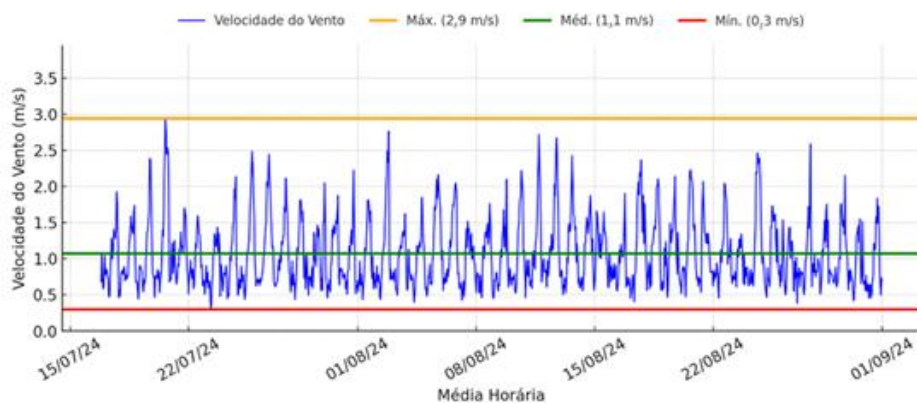


Figura 21: Variação horária da velocidade do vento e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de verão em Mirandela.

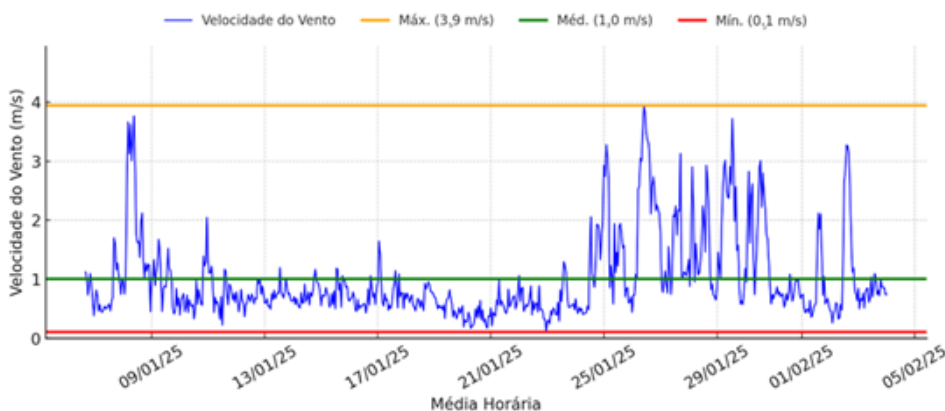


Figura 22: Variação horária da velocidade do vento e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de inverno em Mirandela.

Ao comparar os dois períodos, observa-se que a média da velocidade do vento é semelhante em ambas as estações, mas a forma como os ventos se distribuem ao longo do tempo é diferente. No verão, os ventos são mais constantes e com menores intensidades, enquanto nos dados coletados

no inverno há picos mais pronunciados, com velocidades que atingem quase 4,0 m/s. Essa diferença pode ser explicada pelas características atmosféricas de cada estação: no verão, a movimentação do ar é mais influenciada pelo aquecimento diurno, enquanto no inverno, as variações de pressão e frentes meteorológicas exercem um papel mais evidente, gerando ventos fortes de maneira esporádica. Essas diferenças demonstram como as condições climáticas impactam diretamente na circulação atmosférica ao longo do ano (Asadi, 2022).

Quanto à análise da distribuição da pressão atmosférica, a Figura 23 ilustra a variação no período de análise, medida em hectopascals (hPa). Na campanha feita no verão, a pressão atmosférica apresenta uma média de aproximadamente 989,4 hPa, com variações entre 988,2 hPa e 990,7 hPa. O gráfico mostra um comportamento relativamente moderado ao longo do período, com pequenas oscilações e ausência de quedas bruscas. Essa constância sugere um padrão atmosférico típico de meses quentes, quando há menor influência de frentes frias e sistemas meteorológicos intensos. A pressão permanece dentro de uma faixa estreita, indicando a predominância de massas de ar quente e estável sobre a região, comuns em períodos de alta radiação solar (Ahmad et al., 2023).

No inverno (Figura 24), a pressão atmosférica apresenta uma média de aproximadamente 987,2 hPa, variando entre 985,3 hPa e 988,9 hPa, como mostra a Figura 21. Diferente do verão, a campanha realizada no inverno foi marcada por oscilações mais pronunciadas, sugerindo a presença de frentes frias e mudanças de massas de ar. O comportamento ilustrado no gráfico resulta da passagem de sistemas meteorológicos mais ativos, como frentes polares ou ciclones extratropicais. Essas variações mais intensas refletem um ambiente atmosférico mais dinâmico, característico das estações frias.

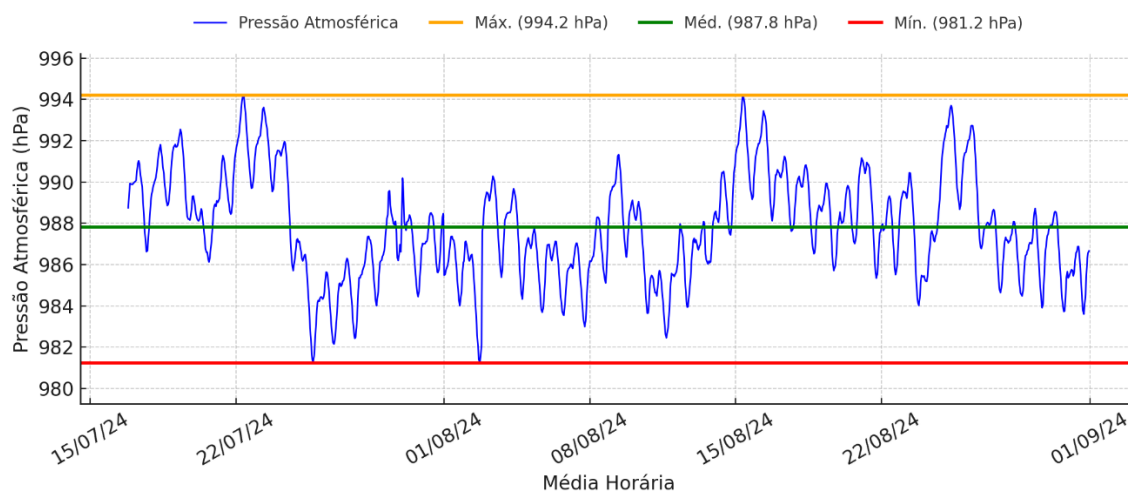


Figura 23: Variação horária da pressão atmosférica e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de verão em Mirandela.

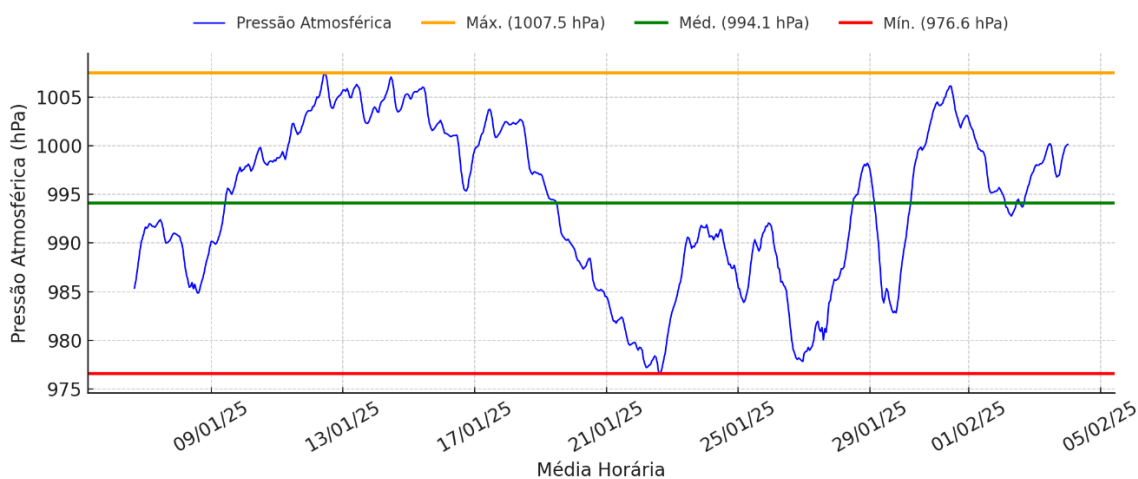


Figura 24: Variação horária da pressão atmosférica e valores mínimo, médio e máximo horário ao longo da campanha de inverno em Mirandela.

Com isso, tem-se que análise das condições meteorológicas revelam a importância de compreender cada parâmetro climático para interpretar o comportamento geral do ambiente ao longo das estações. A variação desses indicadores citados ao longo do ano demonstram como fatores meteorológicos interagem e influenciam o clima da região. Dessa forma, a análise detalhada de cada variável meteorológica é essencial para um diagnóstico mais preciso do comportamento climático de Mirandela no período de análise.

4.2. Padrões Temporais da Concentração Mássica de PM

Contrastes Sazonais

A evolução temporal das concentrações de diferentes frações de PM é apresentada nas Figuras 25 e 26, correspondendo, respectivamente, as campanhas de verão e inverno, respectivamente. Esses gráficos mostram a variação das concentrações médias de PM₁₀, PM₄, PM_{2.5}, PM₁, ao longo do tempo.

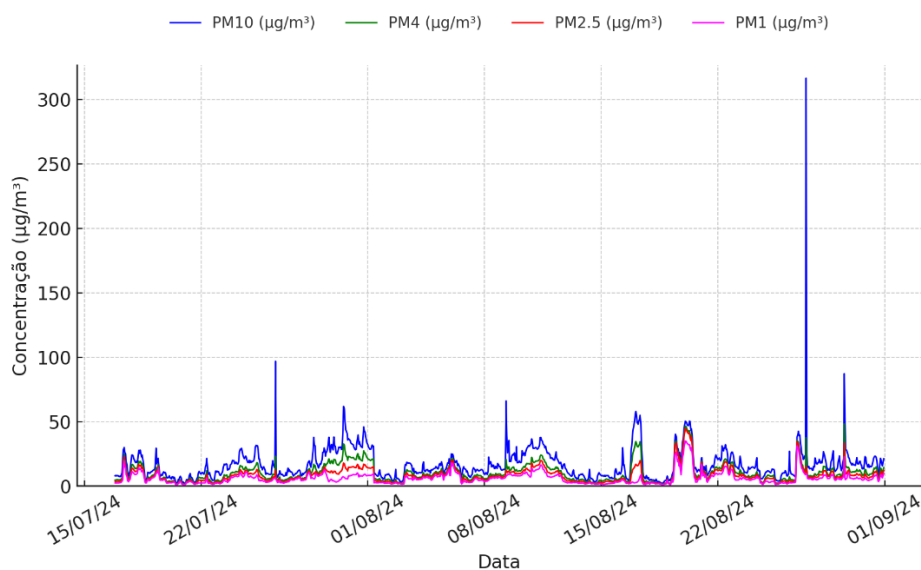


Figura 25: Evolução da concentração média horária das várias frações de material particulado (PM₁₀, PM₄, PM_{2,5} e PM₁) na campanha de verão em Mirandela

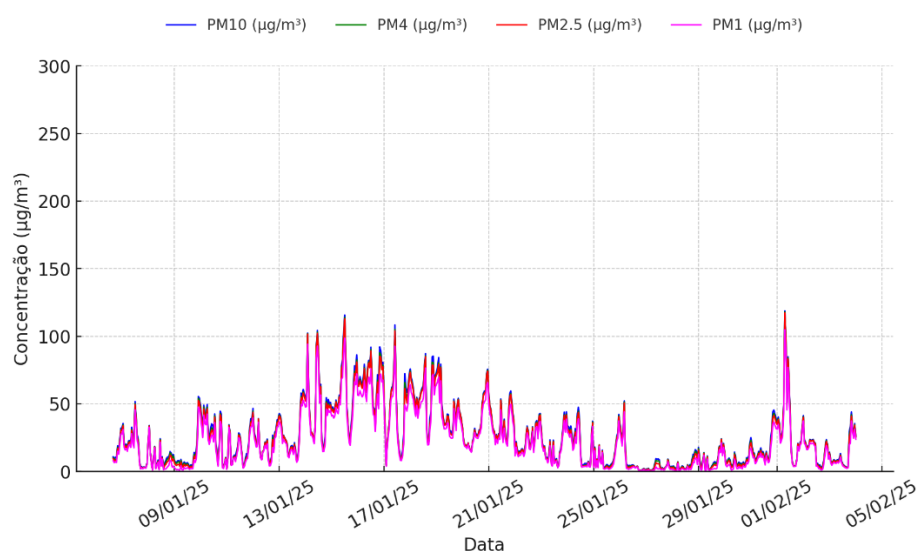


Figura 26: Evolução da concentração média horária das várias frações de material particulado (PM₁₀, PM₄, PM_{2,5} e PM₁) na campanha de inverno em Mirandela.

Picos mais acentuados de concentração de PM₁₀ foram registados em momentos específicos, como próximo ao dia 27 de agosto às 07h, sugerindo evento pontual que pode estar associado a emissões de curta duração. Embora tenha sido registado um pico extremo no dia 27 de agosto às 07h, com uma concentração de 316,6 µg/m³, a média diária desse mesmo dia foi de 30,7 µg/m³, permanecendo abaixo do limite diário de 45 µg/m³ (Diário da República, 2018). Os dados desse pico revelam que a PM₃₀₋₁₀ também apresentou um aumento significativo no mesmo período do pico de PM₁₀, sugerindo que partículas maiores podem ter contribuído para essa elevação. Como as medições de PM₁₀ são médias horárias, a presença dessas partículas grosseiras indica que o evento se tratou de uma interferência isolada, impactando a concentração média registrada no intervalo de uma hora.

As concentrações médias horárias de todas as frações, tanto no verão quanto no inverno, seguem um comportamento similar ao longo do tempo, com picos e quedas ocorrendo de forma sincronizada. Essa dinâmica em relação às frações medidas, mostra o PM₁₀ apresentando as maiores concentrações médias, como esperado, já que essa categoria engloba partículas maiores, seguido pelas frações PM₄, PM_{2.5} e PM₁ (Figura 25; Figura 26). Além disso, destaca-se a sobreposição das curvas no período de inverno, demonstrando que as frações dominantes são as finas e até mesmo as ultrafinas (Figura 26).

Ao comparar as duas campanhas, observa-se que, na campanha do inverno, as concentrações médias horárias de poluentes são mais elevadas, com picos frequentes e intensos ao longo do período. Esse aumento reflete o impacto das emissões provenientes da queima de biomassa e combustíveis fósseis para aquecimento, além das condições meteorológicas adversas que dificultam a dispersão dos poluentes (Tecer et al., 2008). No verão, as concentrações horárias são menores e mais estáveis, embora ainda possam ocorrer picos devido a eventos esporádicos.

As diferenças sazonais na distribuição das partículas em suspensão mostram que, no inverno, predominam partículas menores (PM₁ e PM_{2.5}), com concentrações próximas às das partículas maiores, devido à estabilidade térmica e menor circulação de ar. No verão, há uma discrepância maior entre os tamanhos, com destaque para PM₁₀, indicando maior influência de fontes como poeira suspensa e processos mecânicos. A maior convecção nessa estação favorece a dispersão das partículas menores. Esses resultados ressaltam o impacto das condições meteorológicas na variação sazonal das concentrações de PM, tornando o inverno o período mais crítico para a qualidade do ar. A análise específica do PM_{2.5} e PM₁₀ das campanhas feitas no verão e inverno evidenciam essa diferença sazonal, conforme Tabela 1.

Tabela 1: Estatística descritiva de valores horários de PM_{2.5} e PM₁₀ nas campanhas de verão e inverno em Mirandela

	Camp. Verão PM _{2.5}	Camp. Inverno PM _{2.5}	Camp. verão PM ₁₀	Camp. inverno PM ₁₀
Valor Mínimo (µg/m ³)	1.13	0.65	2.09	0.80
Valor Médio (µg/m ³)	8.29	24.68	16.92	26.34
Valor Máximo (µg/m ³)	44.57	117.37	316.60	118.78
Desvio Padrão (µg/m ³)	6.07	22.36	14.10	22.97
Variância (µg/m ³)	36.79	500.16	198.92	527.77

Durante a campanha de verão (Figura 27), a concentração média global de PM_{2.5} foi de 8,29 µg/m³, com um valor mínimo de 1,13 µg/m³ e um máximo de 44,57 µg/m³. O desvio padrão foi de 6,07 µg/m³, indicando uma variação moderada nos níveis de poluição ao longo do tempo. A variância, que reflecte a dispersão dos valores, foi de 36,79 (Tabela 1). Em relação às diretrizes de qualidade do ar da OMS que recomendam um limite de 15 µg/m³ para exposições diárias, apenas dois dias apresentaram medições que excederam esse limite (Tabela 2). De acordo com a legislação portuguesa, baseada na Diretiva 2008/50/CE, não há um valor limite diário estabelecido para PM_{2.5}, apenas um limite anual de 25 µg/m³. A média da campanha completa do verão (8,29 µg/m³) ficou consideravelmente abaixo desse valor-limite anual, indicando que, nessa estação, a qualidade do

ar manteve-se em níveis considerados adequados dentro dos padrões normativos da UE, mas não garante o cumprimento anual uma vez que deve-se considerar medições do ano todo.

Já durante a campanha de inverno (Figura 28), os níveis de $PM_{2,5}$ foram consideravelmente mais altos, com uma média de $24,68 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ou seja, cerca de três vezes maior do que no verão. O valor mínimo registado foi $0,65 \mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto o máximo atingiu $117,37 \mu\text{g}/\text{m}^3$, um nível extremamente elevado e preocupante para a saúde respiratória. O desvio padrão foi de $22,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$, evidenciando uma variação muito maior dos dados, com uma variância de $500,16$, muito superior à observada na campanha feita no verão (Tabela 1). Além disso, $71,2\%$ das medições excederam o limite de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ recomendado pela OMS (Tabela 2), mostrando que a poluição do ar por essas partículas foi mais preocupante nesse período. No entanto, de acordo com o valor limite anual da legislação portuguesa de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a média geral da campanha completa do inverno ($24,68 \mu\text{g}/\text{m}^3$) fica abaixo desse limite, indicando que, apesar das elevações marcadas, a concentração média geral ainda se encontra dentro dos padrões normativos da UE.

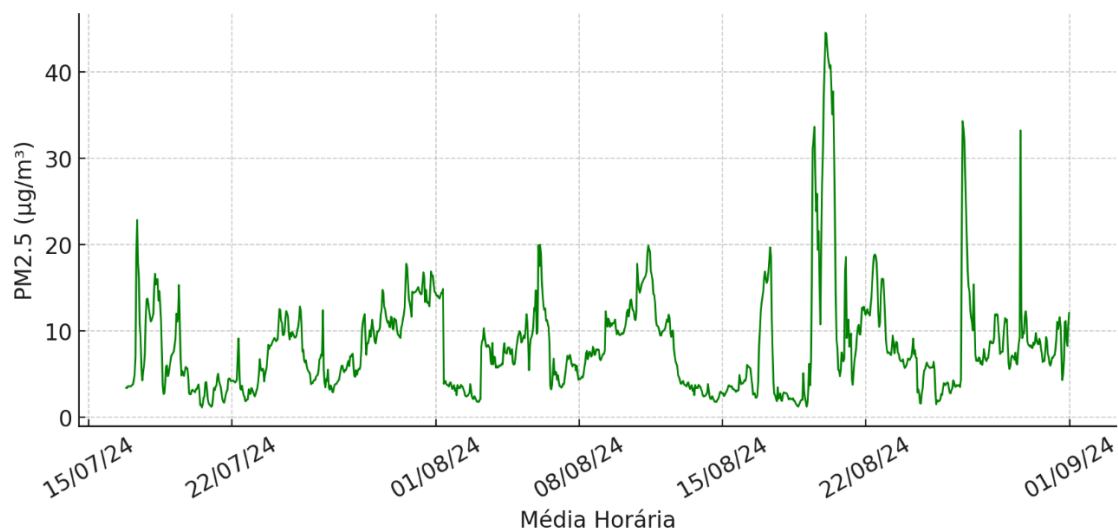


Figura 27: Evolução da concentração média horária de $PM_{2,5}$ durante a campanha de verão em Mirandela.

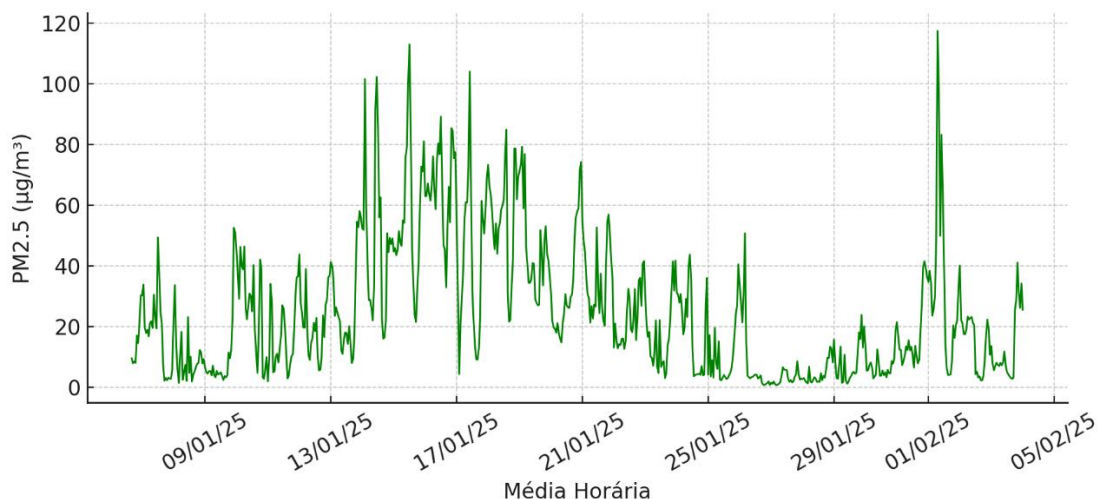


Figura 28: Evolução da concentração média horária de $PM_{2,5}$ durante a campanha de inverno em Mirandela.

Tabela 2: Dias que excederam a recomendação da OMS para $PM_{2,5}$ em Mirandela nas campanhas de verão e inverno.

VERÃO	
OMS	
Data	Média diária de $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
19/08/2024	16.8
20/08/2024	24.34
INVERNO	
OMS	
Data	Média diária de $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
07/01/2025	18.12
10/01/2025	26.62
11/01/2025	15.91
12/01/2025	21.06
13/01/2025	27.15
14/01/2025	48.38
15/01/2025	56.98
16/01/2025	66.31
17/01/2025	42.19
18/01/2025	55.95
19/01/2025	45.65
20/01/2025	33.23
21/01/2025	35.83
22/01/2025	22.76
23/01/2025	17.00
24/01/2025	19.38
31/01/2025	17.27
01/02/2025	35.00
02/02/2025	15.49
04/02/2025	25.50

Os dados de PM_{10} reforçam esse contraste entre as estações. Na campanha do verão (Figura 29), a concentração média foi de $16,92 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com valores variando entre um mínimo de $2,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e um máximo de $316,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sendo esse valor de pico extremo considerado um outlier atípico, possivelmente causado por um evento isolado, como o contato de uma partícula incomum no

equipamento. A variância foi de $198,92 \mu\text{g}/\text{m}^3$, reforçando a menor variação em comparação com o inverno, sendo relativamente estáveis e com uma dispersão moderada (Tabela 3). Apesar da ocorrência de picos isolados elevados, a qualidade do ar durante a campanha do verão, em média, permaneceu dentro dos limites estabelecidos pela legislação portuguesa e dos padrões recomendados pela OMS.

Já durante o inverno (Figura 30), a concentração média de PM_{10} foi de $26,34 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com valores variando entre $0,80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e um máximo de $118,78 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A variância das medições foi de $527,77 \mu\text{g}/\text{m}^3$, refletindo uma alta dispersão nos valores observados (Tabela 1). Além disso, considerando o limite diário de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} estabelecido pelo D.L. n.º 102/2010, verificou-se que esse valor foi excedido em quatro dias específicos do inverno. Quanto a recomendação da OMS, diferente da campanha do verão, seis dias, equivalentes a 21% das medições, superaram esse limite (Tabela 2).

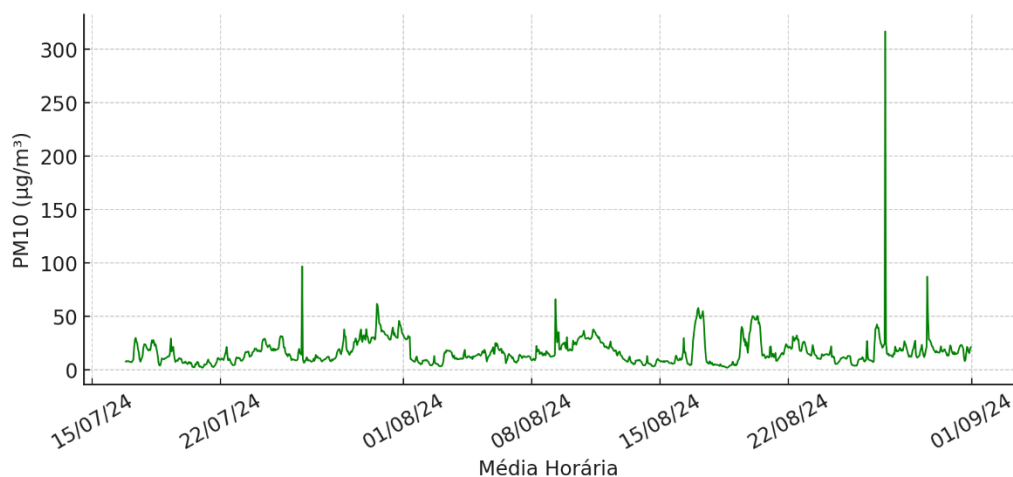


Figura 29: Evolução da concentração média horária de PM_{10} durante a campanha de verão em Mirandela.

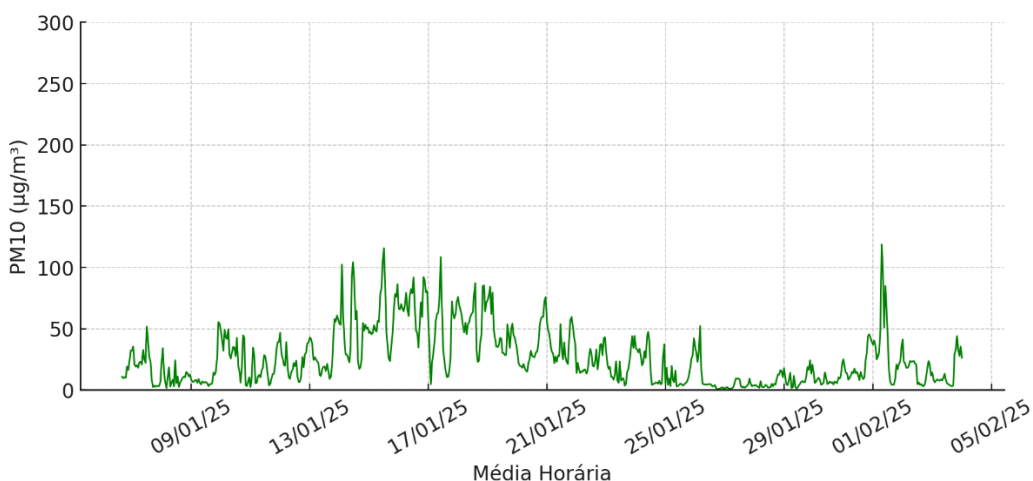


Figura 30: Evolução da concentração média horária de PM_{10} durante a campanha de inverno em Mirandela.

Tabela 3: Dias que excederam o valor-limite estabelecido no D.L. n.º 102/2010 e a recomendação da OMS para PM₁₀ na campanha de inverno em Mirandela.

VERÃO	
Não houveram excedências	
INVERNO	
DL n.º 102/2010	
Data	Média diária de PM ₁₀ (µg/m³)
14/01/2025	50.17
15/01/2025	51.38
16/01/2025	69.38
18/01/2025	58.38
OMS	
Data	Média diária de PM ₁₀ (µg/m³)
14/01/2025	50.17
15/01/2025	51.38
16/01/2025	69.38
17/01/2025	45.1
18/01/2025	58.38
19/01/2025	47.42

A distribuição das concentrações de PM_{2.5} e PM₁₀ ao longo do período monitorado, representada pelos histogramas de frequência (Figura 31 e Figura 32), reforça essas diferenças sazonais. Na campanha do verão, há uma predominância de valores baixos de PM_{2.5}, com a maioria das medições situadas entre 0 e 15 µg/m³. Embora alguns picos de concentração ultrapassem 40 µg/m³, esses eventos são raros e esporádicos, sugerindo que episódios elevados de poluição ocorrem apenas pontualmente. Esse padrão indica uma menor probabilidade de períodos prolongados de alta poluição, tornando o verão uma estação mais favorável para a qualidade do ar.

Na campanha de inverno, a distribuição das concentrações de PM_{2.5} apresenta um perfil mais disperso, com maior variabilidade nos valores e uma frequência consideravelmente maior de eventos extremos. Ao contrário do verão, onde as concentrações estão localizadas em faixas baixas, no inverno observa-se um escalonamento mais gradual, com um número maior de medições de PM_{2.5} em intervalos elevados, frequentemente ultrapassando 50 µg/m³. O histograma da Figura 30 evidencia uma distribuição assimétrica, com uma cauda longa à direita, indicando que picos elevados de poluição ocorrem com mais regularidade. Essa maior dispersão das medições é confirmada pelos valores estatísticos da variância e do desvio padrão, que são consideravelmente mais altos nessa estação, refletindo um contexto mais crítico para a qualidade do ar.

Diferente do PM que mostrou uma distribuição mais estreita na campanha do verão, na campanha de inverno este apresenta uma distribuição mais assimétrica, com uma cauda estendida à direita, sugerindo que, mesmo em períodos com boas condições de dispersão atmosférica, pode haver situações localizadas de alta concentração de partículas maiores, impactando a qualidade do ar de forma momentânea (Figura 31; Figura 32).

Novamente, a campanha do inverno apresenta um padrão mais disperso em relação ao verão. O histograma mostra uma variação mais ampla nas concentrações, com uma presença considerável de valores superiores a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que é praticamente inexistente na campanha do verão (Figura 32). Além disso, a cauda da distribuição é consideravelmente mais longa, com frequências consideráveis em concentrações acima de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, indicando que altos níveis de poluição são eventos frequentes na estação fria. Além disso, diferente do verão, em que os picos são eventos isolados, nas medições do inverno observa-se uma constância na ocorrência de valores elevados, indicando a possibilidade de que as condições de baixa dispersão possam manter a poluição elevada por períodos mais longos, intensificando os riscos à saúde.

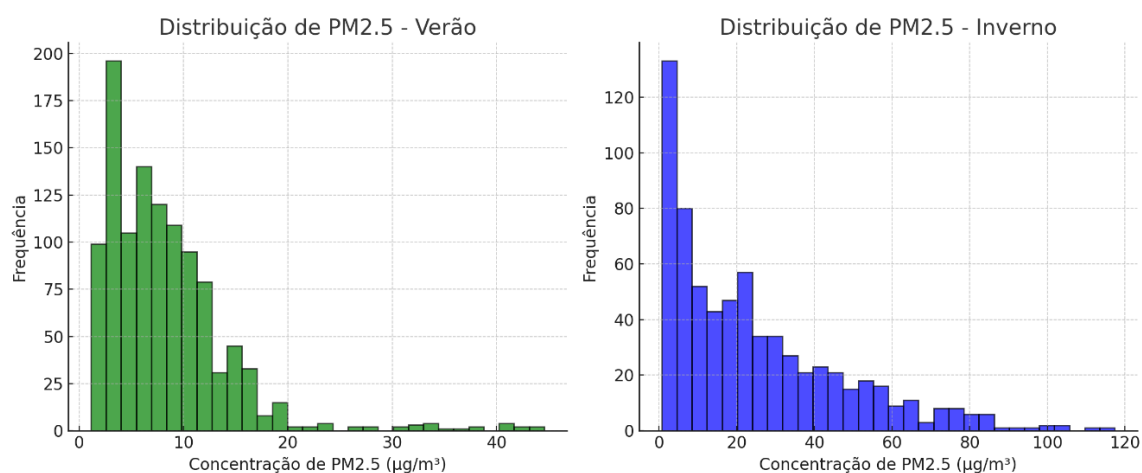


Figura 31: Histograma de frequência de PM_{2.5} em Mirandela no verão e inverno.

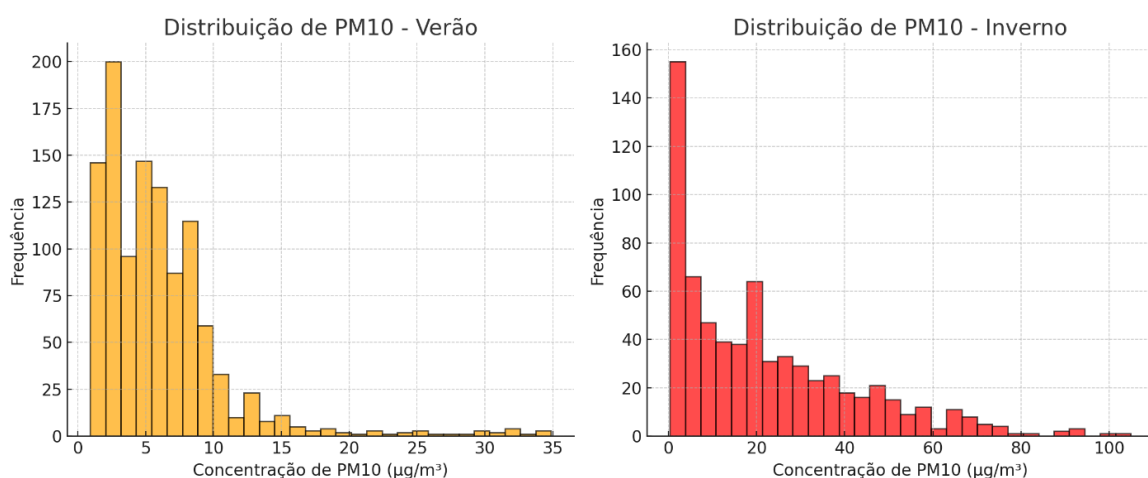


Figura 32: Histograma de frequência de PM₁₀ em Mirandela no verão e inverno.

Contrastes Intradiários e Diários

A distribuição de PM apresenta variações ao longo do dia e entre diferentes dias da semana, que podem ser influenciadas por fatores meteorológicos, padrões de atividade humana e condições atmosféricas sazonais. A comparação entre as campanhas de verão e inverno revela diferenças marcantes na concentração PM, tanto no comportamento intradiário quanto na variação ao longo da semana. No verão (Figura 33), observa-se uma distribuição mais homogênea dos níveis de PM, com oscilações menos pronunciadas ao longo do dia, enquanto no inverno (Figura 34), os picos são mais evidentes, principalmente durante as primeiras horas da manhã e no final da tarde. Essa diferença pode ser atribuída à maior dispersão atmosférica no verão, contrastando com o inverno.

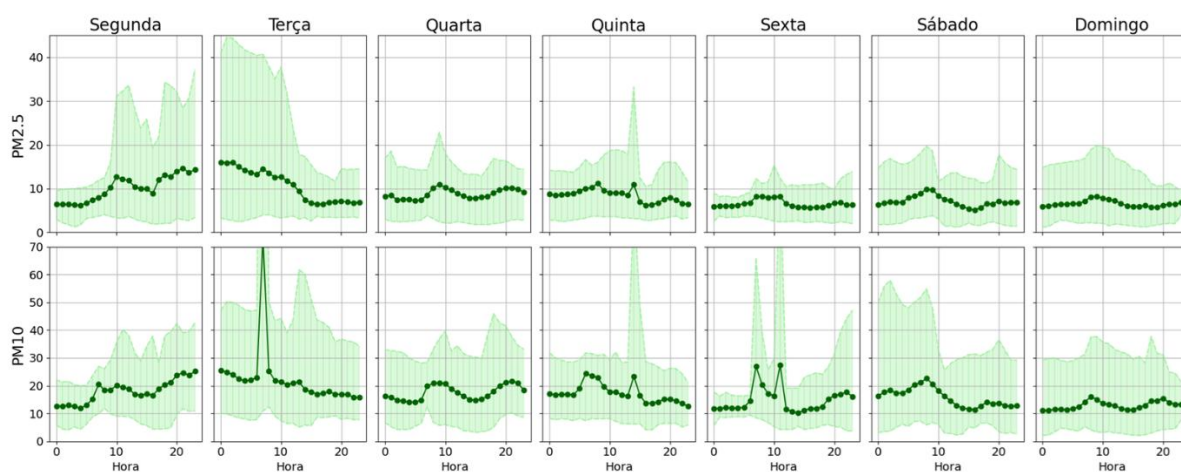


Figura 33: Variação diária com visualização semanal de $PM_{2,5}$ e PM_{10} na campanha de verão em Mirandela.

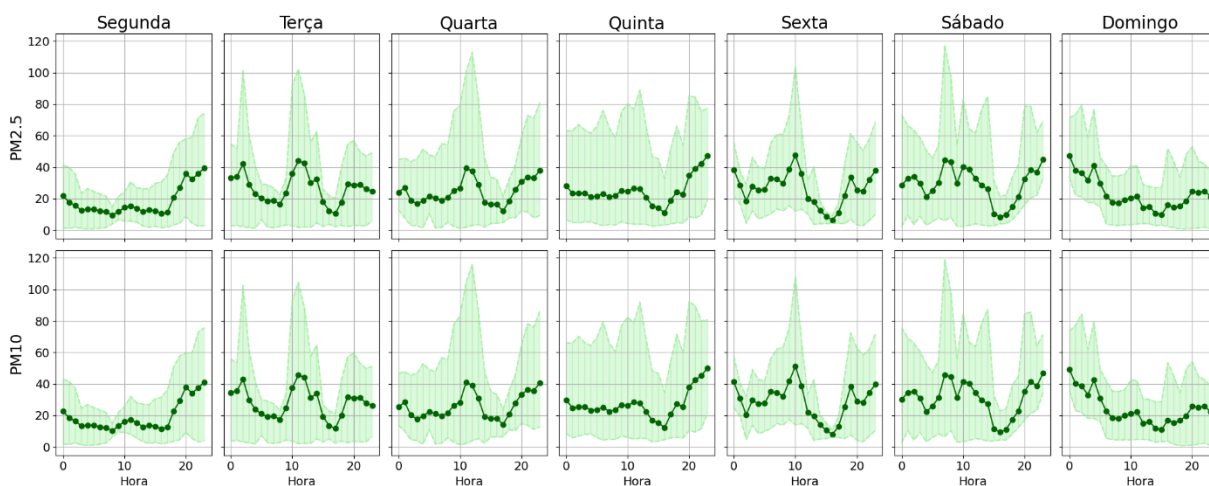


Figura 34: Variação diária com visualização semanal de $PM_{2,5}$ e PM_{10} na campanha de inverno em Mirandela.

A análise dos padrões intradiários indica que, no inverno, há um aumento expressivo da concentração de PM durante as primeiras horas da manhã, refletindo o possível impacto do tráfego

rodoviário. Esse fator, aliados às condições meteorológicas menos favoráveis à dispersão dos poluentes, contribuem para a acumulação de partículas ao longo do dia. No verão, embora ainda seja possível identificar picos nos horários de maior atividade urbana, a magnitude desses aumentos é menos acentuada, evidenciando uma maior eficiência na dispersão dos poluentes devido à maior movimentação do ar e às temperaturas mais elevadas. Essa diferença é particularmente notável nos horários noturnos, quando no inverno os níveis de PM permanecem elevados devido ao possível uso de fontes de aquecimento, enquanto no verão há uma tendência de redução nas concentrações ao longo da madrugada (Almeida et al., 2020).

A variação diária também apresenta padrões distintos entre as estações. Durante os dias úteis, tanto no verão quanto no inverno, a concentração de PM segue um comportamento relativamente regular, com aumentos associados aos períodos de maior atividade urbana, como os deslocamentos matinais e vespertinos. No entanto, no inverno, a intensidade desses picos é mais elevada, sugerindo uma contribuição mais significativa das emissões de combustão, além de uma menor dispersão atmosférica. Nos fins de semana, observa-se uma leve redução nos níveis médios de PM, especialmente durante as manhãs, o que pode ser explicado pela diminuição do tráfego urbano e da atividade industrial.

A análise dos gráficos sugere também uma correlação entre a realização da feira semanal às quintas-feiras e o aumento das concentrações de material particulado ($PM_{2,5}$ e PM_{10}). Observa-se que, nesse dia, há picos mais pronunciados durante o período em que ocorre essa feira, o que pode estar associado à maior circulação de veículos e atividades comerciais. Comparando-se os padrões entre verão e inverno, nota-se que no inverno as concentrações tendem a ser mais elevadas, possivelmente devido a condições meteorológicas que favorecem a retenção de poluentes. No entanto, a persistência de picos nas quintas-feiras em ambas as estações sugere que a feira pode ser um fator relevante para o aumento da poluição do ar nesses períodos.

4.3. Contrastes Sazonais em Número de Partículas

A distribuição do número de partículas por tamanho é fundamental para compreender os processos que influenciam a concentração de aerossóis atmosféricos ao longo do ano. Analisando esta situação para as campanhas realizadas na cidade de Mirandela, observa-se que no inverno, há a predominância expressiva de partículas finas e ultrafinas, com $PM_{2.5}$ representando 88,96% do PM_{10} e PM_1 correspondendo a 75,49% do PM_{10} . Na campanha do verão, essas frações são menores, com $PM_{2.5}/PM_{10}$ em 49,99% e PM_1/PM_{10} em 37,89%, indicando uma maior presença de partículas grossas. Assim, enquanto no inverno a qualidade do ar é fortemente impactada pelo acúmulo de partículas finas, no verão as condições meteorológicas reduzem essa concentração, tornando o perfil de poluição mais heterogêneo. A Figura 35 apresenta essa distribuição do número médio de partículas por intervalo de tamanho para as campanhas de verão e inverno, considerando os 72 intervalos logaritmicamente equidistantes de diâmetro aerodinâmico medidos pelo equipamento.

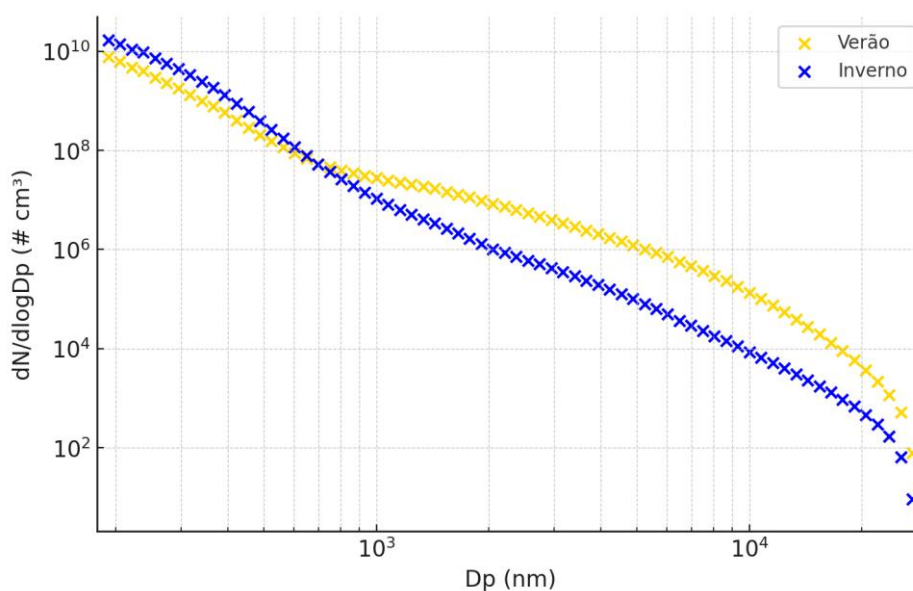


Figura 35: Distribuição do número de partículas por tamanho nas campanhas de verão e inverno em Mirandela

A partir dessa análise, observa-se que, independentemente da estação do ano, há uma tendência decrescente na concentração de partículas à medida que seu tamanho aumenta. Isso indica que partículas menores são muito mais numerosas do que partículas maiores, um padrão típico de aerossóis atmosféricos, devido à predominância de fontes de partículas finas, como emissões de combustão, e à deposição gravitacional, que remove partículas maiores mais rapidamente da atmosfera. Observa-se que, na campanha de inverno, há a maior concentração de partículas finas em comparação ao verão, especialmente na faixa de menores diâmetros. Já na campanha de verão, há uma dispersão mais eficiente, reduzindo a concentração dessas partículas menores. Além disso, o perfil da distribuição sugere que, para partículas maiores, as diferenças sazonais são menos acentuadas, indicando que fontes de partículas grossas são relativamente constantes ao longo de ambos períodos estudados.

Na faixa de partículas ultrafinas e finas ($< 1 \mu\text{m}$) observa-se a maior discrepância entre as duas estações (Figura 35). Durante a campanha feita no inverno, a concentração dessas partículas é consideravelmente maior do que no verão, comportamento que pode ser explicado pelo aumento da queima de combustíveis fósseis e biomassa para aquecimento. O PM proveniente da combustão residencial de biomassa apresenta distribuição de tamanho unimodal e diâmetros medianos de massa inferiores a $1 \mu\text{m}$ (Bari et al., 2011; Lamberg et al., 2013; Tissari et al., 2008). Além disso, as condições meteorológicas do inverno, especialmente a presença de inversões térmicas, favorecem a retenção de poluentes próximos à superfície, reduzindo sua dispersão.

À medida que o tamanho das partículas aumenta, a diferença entre inverno e verão começa a diminuir, indicando que partículas dessa faixa de tamanho são menos influenciadas por processos sazonais. No entanto, até aproximadamente $3 \mu\text{m}$, a concentração de partículas ainda é maior no inverno, pois essas partículas estão fortemente associadas a emissões antropogênicas, principalmente processos de combustão. Estudos indicam que a combustão residencial de biomassa, a queima de carvão em centrais termoelétricas e indústrias, além da poeira antropogênica (incluindo cinzas volantes de carvão e queima de resíduos), são fatores significativos para as concentrações de $\text{PM}_{2.5}$ (Zhang et al., 2021).

A partir de $3 \mu\text{m}$, as concentrações de partículas do verão e inverno aproximam-se, sugerindo uma contribuição mais significativa de fontes como poeira resuspensa, partículas biológicas e emissões agrícolas, que apresentam menor variação ao longo das estações. Já na faixa acima de $5 \mu\text{m}$, a concentração de partículas estabiliza, indicando que processos de deposição e resuspensão passam a ser os principais fatores determinantes das concentrações. Além disso, essas partículas possuem uma relação significativa com atividades agrícolas, uma vez que o material crustal contribui com aproximadamente 80% das massas de PM_{10} provenientes de poeira agrícola, destacando a forte influência dessas atividades na emissão de partículas (Zhang et al., 2022).

No intervalo de partículas grossas ($>10 \mu\text{m}$), ambas as curvas apresentam concentrações muito menores em comparação com as faixas anteriores. Esse comportamento já era esperado, pois partículas maiores são removidas da atmosfera mais rapidamente por deposição gravitacional (Aluko & Noll, 2006). Pequenas diferenças entre as curvas podem ser atribuídas a variações meteorológicas, como velocidade do vento e umidade relativa, que influenciam a suspensão e deposição dessas partículas.

4.4. Relação entre Condições Meteorológicas e Concentração

Mássica de PM

A relação entre as concentrações de PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$ e as variáveis meteorológicas foi analisada utilizando o coeficiente de correlação de Spearman, que mede associações monotônicas entre os dados. Foram consideradas variáveis como temperatura, umidade relativa do ar, velocidade do vento e precipitação. A matriz de correlação de Spearman foi aplicada para identificar a intensidade

e direção dessas relações, permitindo detectar padrões de associação mesmo em casos de distribuições não lineares. Os coeficientes de correlação foram organizados numa matriz, variando de -1 (correlação negativa perfeita) a 1 (correlação positiva perfeita), com 0 indicando ausência de correlação monotónica.

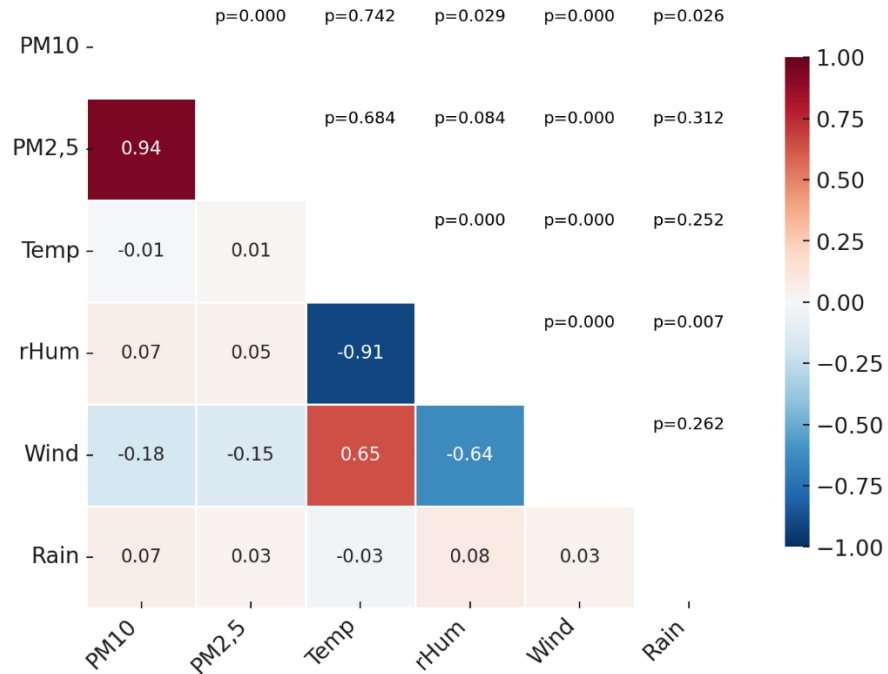


Figura 36: Coeficientes de correlação de Spearman entre PM e variáveis meteorológicas na campanha de verão em Mirandela

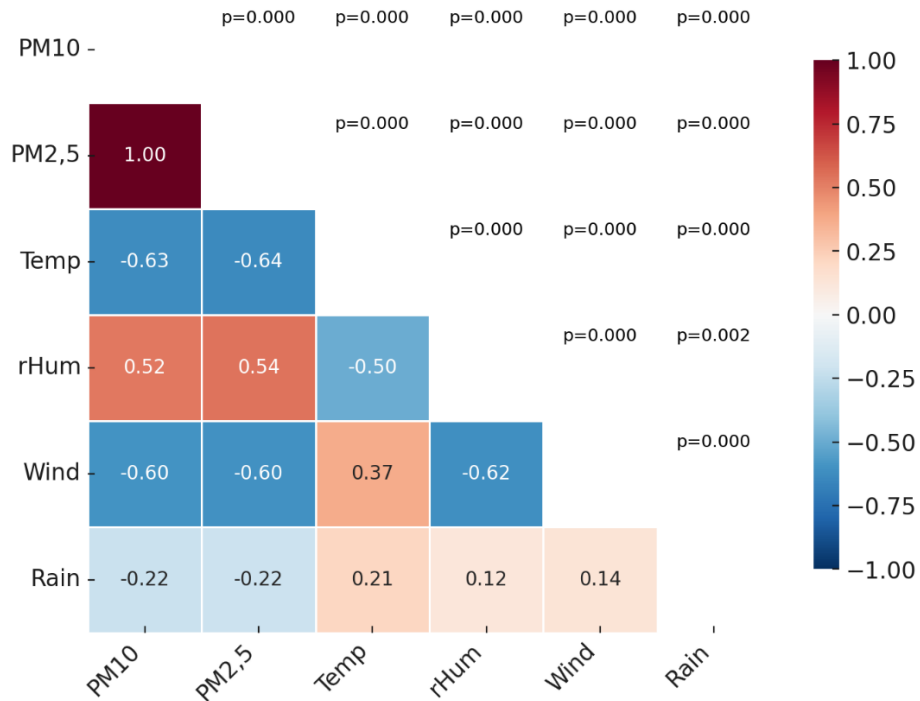


Figura 37: Coeficientes de correlação de Spearman entre PM e variáveis meteorológicas na campanha de inverno em Mirandela

A comparação das matrizes de correlação de Spearman entre as campanhas do verão (Figura 36) e do inverno (Figura 37) revela diferenças nas relações entre os poluentes atmosféricos e as variáveis meteorológicas.

Para uma análise comparativa mais abrangente, foi elaborada uma matriz de correlação combinada, unindo os dados das campanhas das duas estações analisadas (Figura 38). Essa abordagem permitiu identificar padrões gerais de associação entre as variáveis meteorológicas e os poluentes ao longo do ano. A análise consolidada auxilia na compreensão do impacto das condições meteorológicas sobre a qualidade do ar, possibilitando avaliar se as tendências observadas em cada estação se mantêm ao longo do ano ou se apresentam variações consideráveis em função das mudanças sazonais.

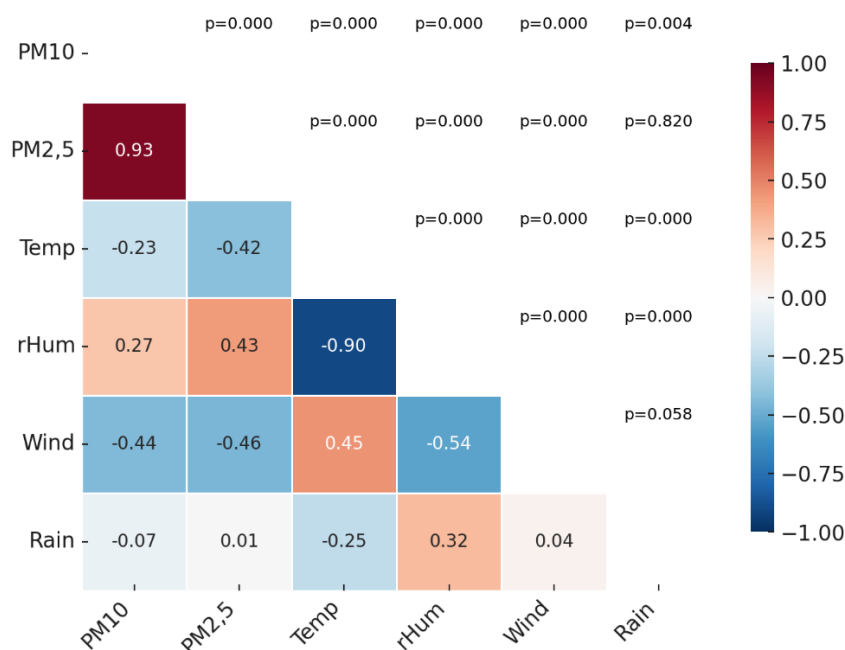


Figura 38: Coeficientes de correlação de Spearman entre PM e variáveis meteorológicas em Mirandela

4.4.1 Temperatura

O coeficiente de correlação de Spearman entre temperatura (Temp) e PM₁₀ para a combinação das campanhas ($r_s = -0,23$, $p = 0,0000$) e para PM_{2.5} é de ($r_s = -0,42$, $p = 0,0000$) indica uma relação de correlação negativa estatisticamente significativa (Figura 38). Esses valores sugerem que temperaturas mais elevadas tendem a estar associadas a uma redução nas concentrações de PM, especialmente para PM_{2.5}, e a baixa probabilidade de erro estatístico nos *p-values* reforça a robustez dessa relação.

Na campanha do verão, a correlação entre temperatura e poluentes é praticamente neutra (para PM₁₀ $r_s = -0,01$ e $p = 0,742$ e para PM_{2.5} $r_s = 0,01$ $p = 0,684$), indicando que o impacto da temperatura sobre a concentração de PM é reduzido (Figura 36). Como os *p-values* são altos, isso indica que essa relação não é estatisticamente significativa, ou seja, a temperatura não apresenta um efeito relevante na variação das concentrações de PM nessa estação. Esse comportamento pode ser explicado pela convecção atmosférica intensificada no verão, favorecendo a dispersão dos poluentes. O efeito é mais relevante para PM_{2.5}, cujas partículas menores e mais leves possuem menor velocidade de deposição gravitacional, facilitando seu transporte e diluição no ar. A instabilidade atmosférica característica do verão também contribui para essa dispersão mais eficiente das partículas (Khobragade & Ahirwar, 2023).

Já na campanha de inverno, os coeficientes de correlação negativos entre temperatura e PM são mais expressivos (para PM₁₀ $r_s = -0,63$ e $p = 0,0000$ e para PM_{2.5} $r_s = -0,64$ e $p = 0,0000$), evidenciando que temperaturas mais baixas favorecem o acúmulo de partículas no ar (Figura 37).

Os *p-values* extremamente baixos indicam que essa correlação é altamente significativa, reforçando a confiabilidade da relação observada. Esse fenômeno pode ser explicado pela inversão térmica, que dificulta a dispersão dos poluentes e os mantém mais próximos da superfície (Tecer et al., 2008). Além disso, o aumento da queima de biomassa lenhosa para aquecimento durante o inverno liberta grandes quantidades de PM especialmente PM_{2.5}, contribuindo para concentrações mais elevadas de poluentes (Almeida et al., 2020).

A análise geral confirma que temperaturas mais baixas favorecem a concentração de PM, enquanto no verão o efeito da temperatura sobre as partículas é estatisticamente irrelevante devido à maior dispersão atmosférica. Os *p-values* indicam que essa relação é significativa no inverno, mas não no verão, o que reforça a importância de estratégias diferenciadas de controle da poluição em cada período do ano, levando em consideração as características meteorológicas predominantes.

4.4.2 Humidade Relativa

A relação entre a humidade relativa (rHum) e PM varia conforme a estação do ano. Na análise geral, que considera dados de verão e inverno, observam-se correlações estatisticamente significativas entre rHum e PM₁₀ ($r_s = -0,27$, $p = 0,0000$) e rHum e PM_{2.5} ($r_s = 0,43$, $p = 0,0000$) (Figura 3). Os *p-values* extremamente baixos confirmam que essa relação é estatisticamente significativa, refletindo a influência sazonal da humidade relativa, que se manifesta principalmente no inverno.

Na campanha de verão, observa-se uma correlação estatisticamente significativa entre rHum e Temp ($r_s = -0,91$, $p = 0,0000$), indicando que períodos mais húmidos tendem a estar associados a temperaturas mais baixas, o que pode favorecer o acúmulo de poluentes em determinadas condições. No entanto, a correlação entre rHum e PM (para PM₁₀, $r_s = 0,07$ e $p = 0,029$ e para PM_{2.5}, $r_s = 0,05$ e $p = 0,084$), indica que o impacto direto da humidade na concentração de partículas não foi estatisticamente significativo (Figura 34). Os *p-values* mais elevados sugerem que a relação observada pode ser aleatória, sem um efeito consistente da humidade relativa sobre o PM no verão. Esse contraste sazonal sugere que, no verão, período geralmente mais seco e instável, essa variável tem menor influência sobre os poluentes.

Na campanha de inverno, a rHum apresenta uma correlação estatisticamente significativa com PM₁₀ ($r_s = 0,52$, $p = 0,0000$) e PM_{2.5} ($r_s = 0,54$, $p = 0,0000$), sugerindo que a humidade relativa pode contribuir para a manutenção das partículas no ar (Figura 35). Esse efeito ocorre porque partículas de PM, especialmente PM_{2.5}, são higroscópicas, ou seja, absorvem humidade do ar, aumentando de tamanho e permanecendo mais tempo em suspensão (Huang et al., 2024). Embora a chuva remova poluentes pelo processo de lavagem atmosférica, a matriz de correlação sugere que, na ausência de precipitação considerável, a humidade relativa elevada pode favorecer a persistência do PM_{2.5} na atmosfera.

A análise consolidada confirma que, na campanha de inverno, temperaturas mais baixas e maior umidade relativa favorecem a concentração de PM, enquanto no verão, a dispersão atmosférica reduz a influência desses fatores sobre os poluentes. Essa variação sazonal reforça a importância de estratégias diferenciadas de controle da poluição, levando em consideração as condições meteorológicas predominantes em cada período do ano.

4.4.3 Precipitação

A relação geral entre precipitação (Rain) e PM, considerando os dados das campanhas do verão e inverno, apresenta para PM₁₀ ($r_s = -0,07$ e $p = 0,0039$) para PM_{2.5} ($r_s = 0,01$ e $p = 0,82$), indicando uma correlação praticamente inexistente (Figura 38). O *p-value* elevado para PM_{2.5} sugere que essa relação pode ter ocorrido ao acaso e não ser estatisticamente significativa, enquanto para PM₁₀ a correlação apresenta um nível de significância mínimo.

Na campanha de inverno, a correlação entre precipitação e PM é estatisticamente significativa para PM₁₀ ($r_s = -0,22$, $p = 0,0000$) e PM_{2.5} ($r_s = -0,22$, $p = 0,0000$), sugerindo um impacto limitado na remoção dos poluentes (Figura 37). Na campanha do verão, a relação entre precipitação e PM não é estatisticamente significativa para PM₁₀ ($r_s = 0,07$, $p = 0,026$) e para PM_{2.5} ($r_s = 0,03$, $p = 0,312$).

Vale destacar que o volume total de chuvas foi relativamente baixo durante o período de estudo. Embora tenham ocorrido episódios de precipitação, a quantidade insuficiente e a ausência de eventos de chuva intensa podem ter limitado a captação do efeito de remoção de partículas. A lavagem atmosférica, processo no qual a chuva remove PM do ar, é mais evidente em casos de chuvas fortes e frequentes, que não foram predominantes na amostragem. Dessa forma, a análise consolidada confirma que, tanto na campanha de inverno quanto no verão, a precipitação apresentou correlações estatisticamente significativas apenas em alguns casos, indicando que, nesse estudo, seu impacto na remoção de partículas foi reduzido.

4.4.4 Velocidade do Vento

Na análise geral, que considera dados das campanhas de verão e inverno, a correlação entre velocidade do vento (Wind) e PM₁₀ é de $r_s = -0,44$ ($p = 0,0000$), e para PM_{2.5} é de $r_s = -0,46$ ($p = 0,0000$), indicando uma relação negativa moderada (Figura 38). Esses valores sugerem que ventos mais intensos ajudam a dispersar as partículas suspensas, reduzindo sua concentração na atmosfera. O *p-value* extremamente baixo para PM_{2.5} confirma que essa relação é estatisticamente significativa, enquanto para PM₁₀, embora a correlação seja moderada, o *p-value* indica uma menor confiabilidade estatística. Esse efeito ocorre porque velocidades mais altas do vento intensificam a mistura vertical e horizontal do ar, evitando o acúmulo de partículas na baixa atmosfera (Sundari et

al., 2023). Além disso, a maior turbulência gerada por ventos mais fortes favorece a diluição das concentrações de PM.

A análise sazonal confirma esse padrão, mas evidencia que, no inverno, o vento tem um impacto maior na dispersão dos poluentes. Na campanha de inverno, a correlação entre velocidade do vento e PM é de -0,60 tanto para PM₁₀ ($p = 0,0000$) quanto para PM_{2.5} ($p = 0,0000$), indicando que ventos mais fortes nesse período contribuem consideravelmente para a redução das concentrações de partículas (Figura 37). Os p -values baixos confirmam que essa relação é estatisticamente significativa, sugerindo que o vento desempenha um papel crucial na dispersão dos poluentes durante o inverno.

Já na campanha do verão, essa relação não é estatisticamente significativa ($r_s = -0,18$ para PM₁₀, $p = 0,0000$ e $r_s = -0,15$ para PM_{2.5}, $p = 0,00000$) (Figura 36). No entanto, para PM_{2.5}, o p -value baixo confirma que há um efeito significativo, embora menor do que no inverno.

Essa diferença entre as estações pode estar associada à variação na intensidade dos ventos ao longo do ano. No inverno, velocidades mais altas do vento favorecem a ventilação atmosférica e a dispersão dos poluentes, enquanto no verão, ventos menos intensos resultam em uma menor capacidade de dispersão das partículas. Além disso, no verão, outros mecanismos, como a maior instabilidade atmosférica e a convecção térmica, também contribuem para a dispersão dos poluentes, reduzindo a dependência do vento como fator dispersor.

A análise consolidada confirma que a velocidade do vento desempenha um papel relevante na dispersão do PM, com um efeito mais pronunciado no inverno. Os p -values indicam que essa relação é estatisticamente robusta no inverno, mas menos confiável no verão, reforçando a importância da ventilação atmosférica na redução da poluição do ar em áreas urbanas.

4.4.5 Direção do Vento

Os gráficos apresentados são diagramas de "rosa de poluição", que combinam informações sobre a direção e intensidade do vento com os níveis médios de poluentes atmosféricos. No caso desses gráficos, as concentrações de PM_{2.5} e PM₁₀ foram mapeadas com base na direção do vento, permitindo uma análise espacial da dispersão dos poluentes. O uso de uma escala de cores facilita a visualização das áreas de maior e menor concentração, com tons avermelhados representando níveis mais altos de poluição e tons azulados indicando menores concentrações mássicas médias de PM.

Na campanha de verão, observa-se que os níveis mais elevados desses poluentes estão associados a ventos provenientes do leste e sudeste, conforme indicado pelas áreas em tons avermelhados e

alaranjados nos gráficos (Figura 39). Isso sugere que as principais fontes de emissão de PM durante esse período estão localizadas nessas direções em relação à cidade. Além disso, a dispersão dos poluentes é relativamente maior no verão, possivelmente devido às condições meteorológicas mais favoráveis, que promovem a diluição dos poluentes na atmosfera. A semelhança no padrão de distribuição entre $PM_{2,5}$ e PM_{10} indica que ambos os poluentes têm fontes comuns.

No inverno os gráficos mostram uma concentração maior de poluentes, especialmente associada a ventos provenientes do oeste e do leste, indicando que as fontes de emissão predominantes durante essa estação estão nessas direções em relação à cidade (Figura 40). A menor dispersão no inverno sugere que a poluição fica mais confinada em certas direções. Além disso, a análise das coordenadas da estação de monitorização indicam que, a oeste de Mirandela, localiza-se a Zona Industrial de Mirandela (ZIM). Esta área industrial, situada a cerca de 2,5 km do centro da cidade, abriga aproximadamente 70 empresas de diversos setores (Câmara Municipal de Mirandela, 2025). Atividades industriais são conhecidas por serem fontes relevantes de emissões de partículas, resultantes de processos como queima de combustíveis fósseis, operações industriais e movimentação de veículos pesados. Além disso, a construção e expansão de infraestruturas na região podem contribuir para a emissão de partículas, especialmente durante fases de obras que envolvem movimentação de solo e uso de maquinaria pesada (Zhang, 2021). Portanto, é plausível que as fontes emissoras localizadas a oeste da área analisada, incluindo a Zona Industrial de Mirandela e possíveis atividades de construção, sejam responsáveis pelo acúmulo de partículas observadas nessa direção.

Embora o PM_{10} e $PM_{2,5}$ apresentem um padrão de dispersão semelhante, o gráfico de PM_{10} (à direita) possui um padrão de partículas mais dispersas geograficamente do que os de $PM_{2,5}$, indicando que partículas mais grosseiras estão sendo transportadas para diferentes direções de forma mais homogênea.

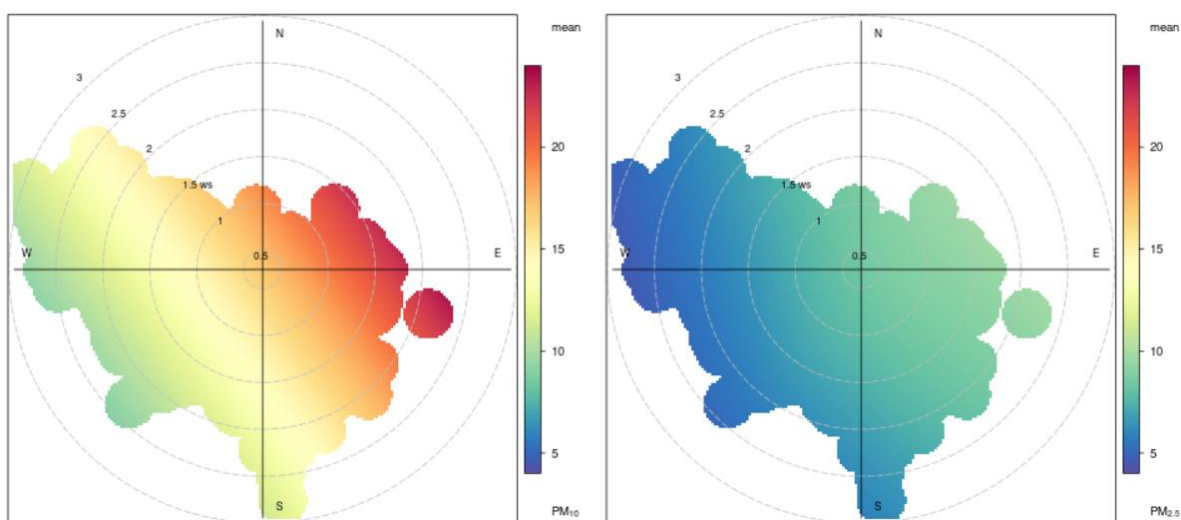


Figura 39: Rosa de poluição de $PM_{2,5}$ e PM_{10} durante a campanha de verão em Mirandela

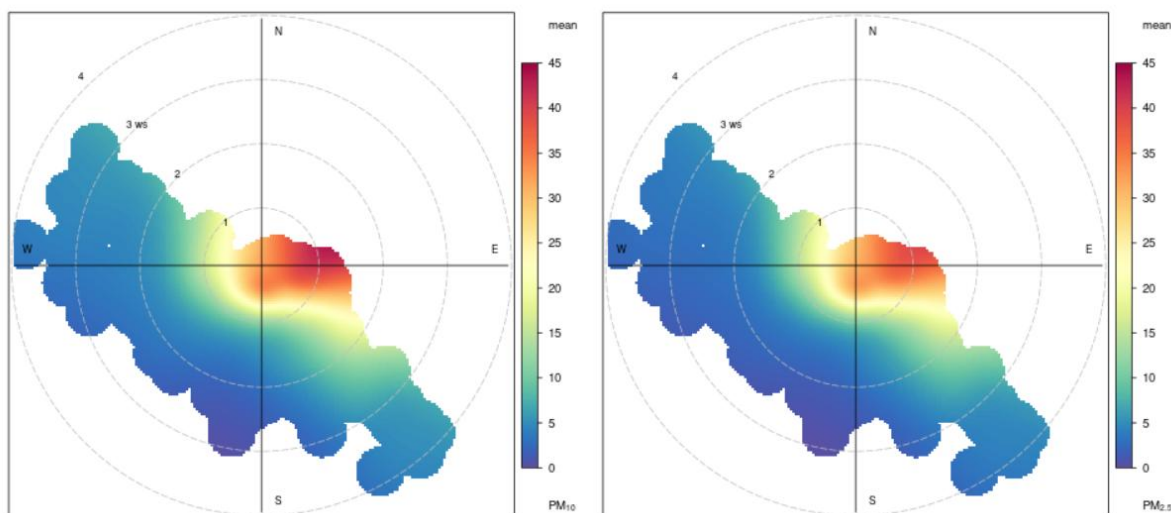


Figura 40: Rosa de poluição de $PM_{2,5}$ e PM_{10} durante a campanha de inverno em Mirandela

Na campanha de inverno (Figura 39), observa-se uma maior concentração de $PM_{2,5}$ com níveis mais elevados próximos ao centro do gráfico. Isso evidencia que, independentemente da velocidade do vento, os poluentes tendem acumular-se. O segundo gráfico mostra a distribuição dos níveis médios de PM_{10} , exibindo um padrão muito semelhante ao do primeiro gráfico. Essa semelhança ocorre porque a fração grosseira do PM ($PM_{10-2,5}$) é muito pequena, com um valor médio de $1,65 \mu\text{g}/\text{m}^3$, o que indica a predominância de partículas finas na região. Isso sugere que a maior parte da poluição particulada presente no local é composta por partículas menores, que permanecem suspensas por mais tempo na atmosfera e podem se dispersar mais facilmente com o vento. No entanto, essa característica é relevante para a avaliação dos impactos da poluição na saúde, uma vez que partículas finas podem penetrar mais profundamente no sistema respiratório.

4.5. Influência do Transporte de Longa Distância e das Inversões Térmicas na Concentração de PM

Transporte de Longa Distância

Durante a campanha de monitorização realizada, verificaram-se picos de concentração de PM, exigindo uma análise detalhada para compreender suas causas. Para investigar a influência desses eventos, foram analisadas as trajetórias das massas de ar utilizando o modelo HYSPLIT, permitindo correlacionar as origens das partículas com alguns dos picos registados durante a campanha.

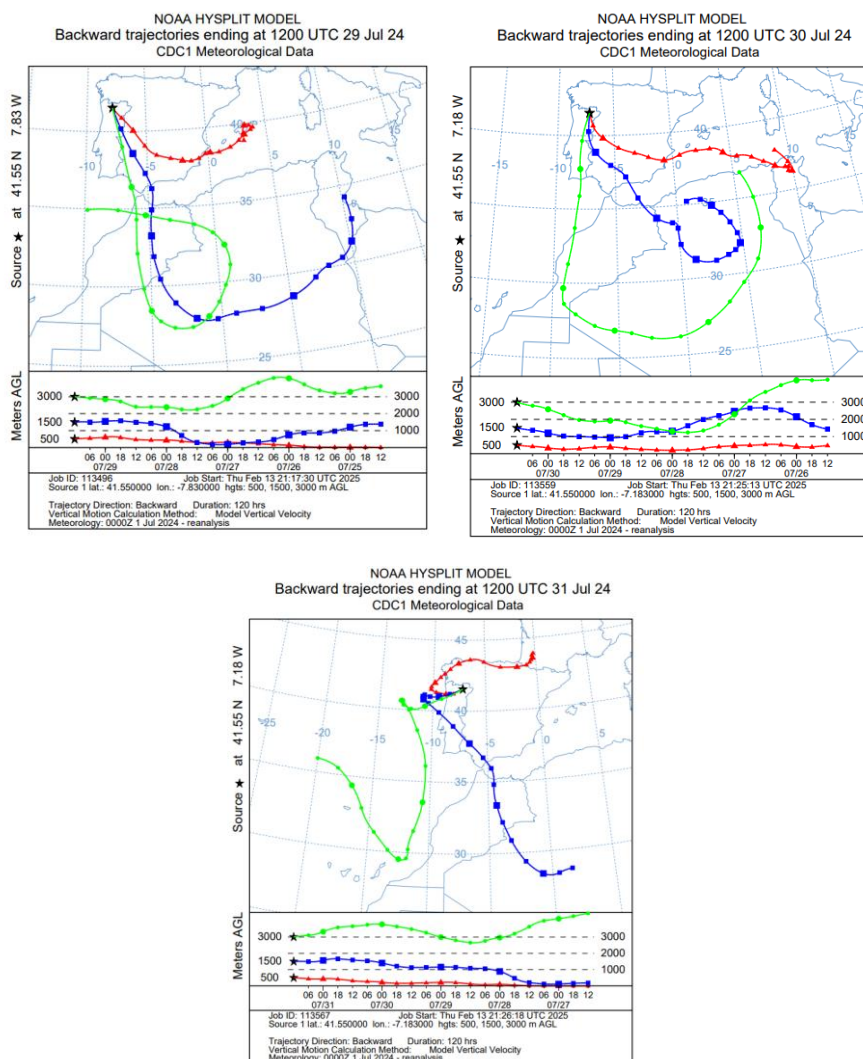


Figura 41: Retrotrajetórias, calculadas utilizando o HYSPLIT, que caracterizam as massa de ar nos dias 29, 30 e 31 de julho de 2024 a uma altura de 500, 1500 e 3000 m.

As trajetórias geradas pelo HYSPLIT para os dias de pico 29, 30 e 31 de julho de 2024 (Figura 41) indicam que as massas de ar que atingiram Mirandela se originaram no norte da África, cruzando a Península Ibérica antes de chegarem à região de estudo. As trajetórias retrógradas mostram que essas massas passaram por regiões áridas e semiáridas, favorecendo o transporte de poeiras do Saara. Essas condições meteorológicas contribuíram para a elevação dos níveis de PM_{10} , como evidenciado pelos dados da série temporal. A análise estatística revela que nesses dias, as concentrações médias de PM_{10} estiveram acima do percentil 80, confirmando um aumento expressivo. Além disso, no dia 30 de julho, os valores ultrapassaram o percentil 90, consolidando esse período como um evento de pico significativo. Este facto reforça a hipótese de que a intrusão de poeira do Saara influenciou diretamente a qualidade do ar em Mirandela.

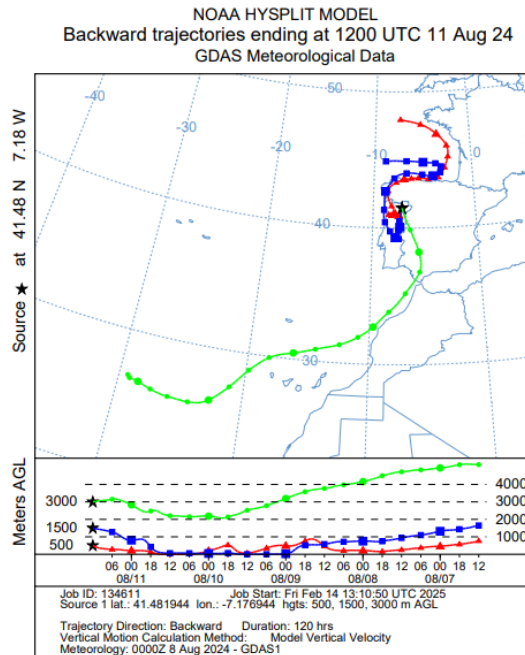


Figura 42: Retrotrajetórias, calculadas utilizando o HYSPLIT, que caracterizam as massa de ar no dia 11 de agosto a uma altura de 500, 1500 e 3000 m.

Durante o verão, a região da Península Ibérica, incluindo Portugal e Espanha, enfrenta um elevado risco de incêndios florestais devido às condições climáticas adversas (Rodrigues et al., 2023). As altas temperaturas, baixa humidade e ventos intensos criam um ambiente propício para a propagação rápida do fogo, causando danos ambientais significativos e impactando a qualidade do ar. No dia 11 de agosto de 2024, um grande incêndio rural ocorreu no concelho de Vimioso, distrito de Bragança, Portugal, resultando na queima de uma extensa área de vegetação. Esse evento gerou altas emissões de $PM_{2.5}$ e gases traço, que foram transportados para regiões próximas, incluindo Mirandela, afetando a qualidade do ar. A análise das trajetórias atmosféricas obtidas pelo modelo HYSPLIT (Figura 42) indica que, durante esse período, as massas de ar que atingiram Mirandela vieram de sudoeste, passando diretamente sobre a área afetada pelo incêndio. Esse padrão sugere que a dispersão de cinzas e partículas resultantes da combustão foi influenciada pela circulação atmosférica regional, contribuindo consideravelmente para o aumento das concentrações de $PM_{2.5}$. Os dados confirmam esse impacto, com valores médios de $PM_{2.5}$ acima do percentil 80 e, no caso do dia 11 de agosto, também superando o percentil 90, indicando um episódio de poluição intensa associado ao transporte de partículas de incêndios.

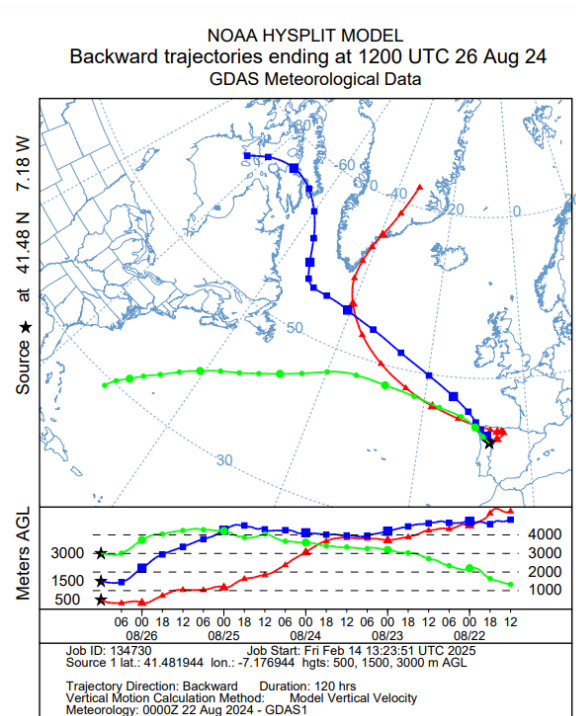


Figura 43: Retrotrajetórias, calculadas utilizando o HYSPLIT, que caracterizam as massa de ar no dia 26 de agosto a uma altura de 500, 1500 e 3000 m.

Outro evento relevante foi o incêndio ocorrido em Badajoz, Espanha, no dia 26 de agosto de 2024. O modelo HYSPLIT (Figura 43) indicou que as massas de ar que atingiram Mirandela vieram do oeste, passando pela área do incêndio antes de chegarem à estação de monitorização. Esse transporte atmosférico permitiu que partículas finas geradas pela combustão fossem carregadas até Mirandela. O aumento registado é compatível com a presença de aerossóis originados pela combustão, evidenciando a influência dos incêndios florestais na qualidade do ar local em que no dia 27 de agosto de 2024, houve um episódio de alta concentração de PM_{10} , que atingiu níveis acima do percentil 90, indicando um evento excepcional.

A análise das trajetórias das massas de ar pelo modelo HYSPLIT permitiu relacionar episódios de incêndios e intrusões de poeira com picos de PM observados na região de Mirandela. A análise dos percentis fortalece a conclusão de que esses eventos foram determinantes na elevação dos níveis de PM_{10} e $PM_{2.5}$. No entanto, ao analisar os períodos de inverno, não foi observada nenhuma correlação similar entre massas de ar e picos de $PM_{2.5}$.

Inversão Térmica

Para analisar a presença de inversão térmica, foi feita a identificação com base nos dados de temperatura registados em seis diferentes altitudes atmosféricas. Ao longo do período de inverno, esse fenómeno foi observado em diversos dias, incluindo 6, 11, 14 a 25, 29 e 30 de janeiro de 2025, bem como em 1 e 2 de fevereiro de 2025 (Figura 44). Esses dias apresentaram temperaturas de superfície inferiores às registadas nos níveis de 900 mb e/ou 850 mb, o que pressupõe-se que há uma inversão térmica. O caso mais expressivo ocorreu em 14 de janeiro de 2025, quando a temperatura média ao longo do dia foi de $-2,59^{\circ}\text{C}$ a 2 metros de altura, enquanto nos níveis de 900 mb e 850 mb as temperaturas médias foram de $3,32^{\circ}\text{C}$ e $3,63^{\circ}\text{C}$, respectivamente. Esse perfil indica uma inversão bem definida, com um aumento de temperatura da superfície até 850 mb antes de voltar a diminuir nas camadas superiores da atmosfera.

Ao longo dos períodos em que a inversão foi observada, foi possível notar que a temperatura em 2 metros permaneceu baixa, frequentemente abaixo de 0°C durante as noites e madrugadas, enquanto as temperaturas em níveis mais altos, especialmente entre 900 mb e 850 mb, não apresentavam o mesmo resfriamento, mantendo-se relativamente estáveis ou até mesmo mais elevadas que as temperaturas superficiais. Esse padrão de comportamento é típico de noites com céu claro e baixa movimentação do ar, condições ideais para a formação de inversões térmicas, uma vez que a radiação terrestre se dissipa rapidamente para o espaço, resfriando a superfície e o ar próximo a ela mais rapidamente do que as camadas superiores. Como consequência, uma camada de ar frio e mais denso fica presa abaixo de uma camada de ar mais quente, dificultando a dispersão de poluentes (CETESB, 2000).

A análise da relação entre a inversão térmica e a concentração de PM revelou que esses fenómenos ocorrem simultaneamente em diversos períodos. Conforme ilustrado na Tabela 4, diversos dias com concentração de PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$ acima dos valores máximos recomendados pela OMS apresentaram inversão térmica. Em especial, entre os dias 14 e 18 de janeiro de 2025, observou-se um aumento considerável das concentrações de PM, ultrapassando os valores máximos diários recomendados pela Diretiva Europeia 2008/50/CE, que são menos restritivos que a OMS. A Figura 42 mostra os dias de inversão térmica e os limites da legislação portuguesa. O gráfico demonstra visualmente essa tendência, evidenciando os dias de inversão térmica coincidirem com os maiores picos de poluição, reforçando o impacto desse fenómeno na retenção de poluentes na atmosfera.

Tabela 4: Relação de excedências de Material Particulado (PM) da recomendação da Organização Mundial da Saúde com a inversão térmica na campanha de inverno em Mirandela

Data	Excedência de PM:	Foi identificado Inversão Térmica?
13/01/2025	PM _{2.5}	Sim
14/01/2025	PM _{2.5} e PM ₁₀	Sim
15/01/2025	PM _{2.5} e PM ₁₀	Sim
16/01/2025	PM _{2.5} e PM ₁₀	Sim
17/01/2025	PM _{2.5} e PM ₁₀	Sim
18/01/2025	PM _{2.5} e PM ₁₀	Sim
19/01/2025	PM _{2.5} e PM ₁₀	Sim
20/01/2025	PM _{2.5}	Sim
21/01/2025	PM _{2.5}	Sim
23/01/2025	PM _{2.5}	Sim
24/01/2025	PM _{2.5}	Sim
31/01/2025	PM _{2.5}	Não
01/02/2025	PM _{2.5}	Sim

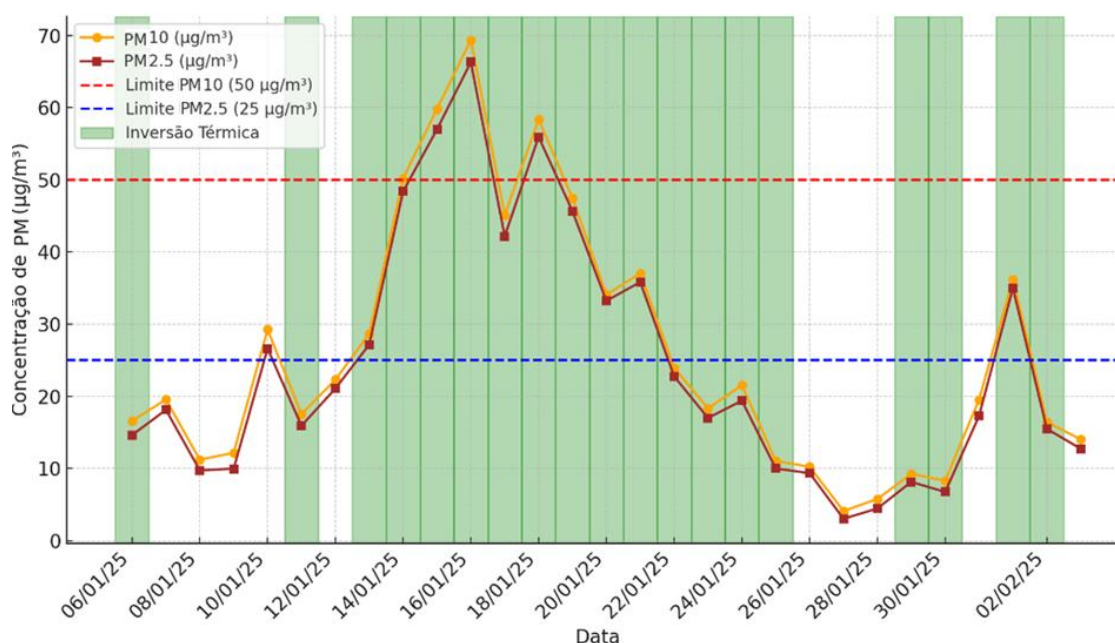


Figura 44: Relação da concentração média diária de PM₁₀ e PM_{2,5} com inversão térmica na campanha de inverno

Outro aspecto relevante identificado foi a duração dessas inversões térmicas. Em diversas ocasiões, a inversão se manteve durante várias horas do dia, especialmente no período noturno e nas primeiras horas da manhã, dissipando-se gradualmente ao longo do dia com o aquecimento solar. Contudo, em alguns dias, a inversão persistiu por períodos mais longos, como no intervalo dos dias 14 a 25 de janeiro, em que, em todos esses dias, houveram excedências na concentração de PM (Tabela 4). A análise da velocidade do vento corroborou essa observação, pois os registos indicaram que os períodos de inversão coincidiram com momentos de ventos fracos ou calmos, o que reduz a mistura do ar e favorece a manutenção do ar frio próximo à superfície (Holzworth, 1967).

Já, na campanha de verão, a inversão foi observada nos dias 17 e 18, 23 e 24 e 28 a 31 julho, 06 e 17 de agosto e os intervalos de 09 a 11 e 26 a 30 de agosto, conforme destacado no gráfico da

Figura 45. Esses dias apresentaram temperaturas de superfície inferiores às registradas nos níveis de 900 mb e/ou 850 mb, indicando a presença de inversão térmica. Um dos casos mais expressivos ocorreu em 26 de julho de 2024, quando a temperatura média ao longo do dia teve uma variação de 2°C da superfície em relação aos níveis de 900 mb e 850 mb. Esse perfil indica uma inversão térmica bem definida, com um gradiente de temperatura ascendente até 850 mb, antes de voltar a diminuir em camadas superiores da atmosfera.

Durante os períodos de inversão térmica, observou-se que a temperatura ao nível de 2 metros permaneceu relativamente estável, especialmente durante as noites e madrugadas, enquanto as temperaturas em altitudes superiores, como 900 mb e 850 mb, se mantiveram mais elevadas. Esse comportamento é característico de noites com céu limpo e baixa movimentação do ar, criando condições favoráveis para a formação da inversão térmica. Esse fenômeno ocorre porque a radiação terrestre se dissipa rapidamente para o espaço, resfriando a superfície e o ar próximo a ela mais rapidamente do que as camadas superiores. Como consequência, uma camada de ar frio e mais denso fica retida abaixo de uma camada de ar mais quente, dificultando a dispersão dos poluentes na atmosfera.

A relação entre a inversão térmica e a concentração de poluentes PM₁₀ e PM_{2.5} longo da campanha do verão demonstra que, os períodos em que houveram inversão térmica, coincidem com o aumento na concentração de PM (Figura 45). Com isso, tem-se que a retenção de poluentes nesses períodos sugere um impacto direto da inversão térmica, reforçando o fato de que esse fenômeno aprisiona as partículas poluentes próximas à superfície, aumentando a concentração de poluição atmosférica. A identificação precisa desses períodos de inversão térmica é fundamental para compreender os impactos sobre a qualidade do ar em Mirandela, pois esses eventos podem levar ao acúmulo de PM₁₀ e PM_{2.5} e outros poluentes atmosféricos, afetando a saúde da população (Pereira et al., 2021).

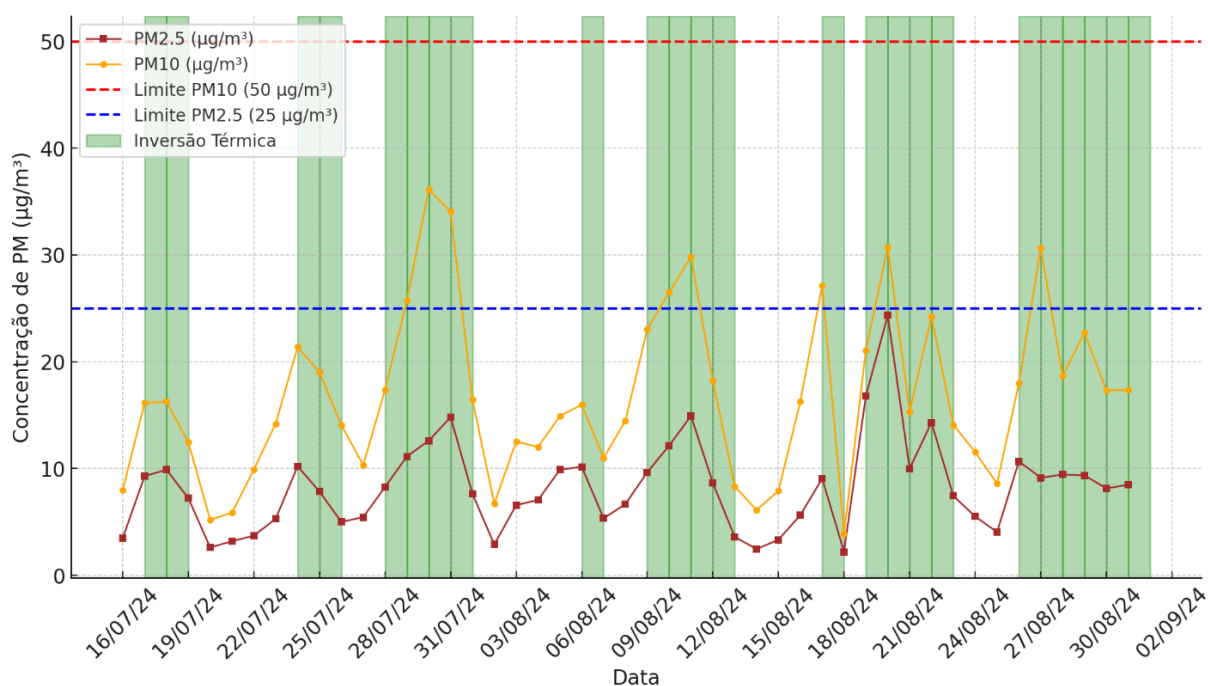


Figura 45: Relação da concentração média diária PM₁₀ e PM_{2.5} com inversão térmica na campanha de verão

5. Conclusão

O presente estudo teve como objetivo analisar as variações sazonais das concentrações de $PM_{2,5}$ e PM_{10} na região de Mirandela, Portugal, e avaliar a sua relação com as condições meteorológicas, com a estabilidade dinâmica da atmosfera, assim como com fenômenos de transporte de mesoescala e de escala sinótica. A partir dos resultados obtidos, foi possível identificar padrões distintos entre as campanhas feitas nos períodos de verão e inverno, evidenciando a influência de fatores meteorológicos, como temperatura, humidade relativa, precipitação e velocidade do vento na dinâmica das concentrações de PM.

Os dados coletados ao longo da monitorização indicaram que na campanha de inverno há uma tendência de acumulação de PM, especialmente $PM_{2,5}$, devido à menor dispersão dos poluentes e à ocorrência de inversões térmicas, que dificultam a mistura vertical do ar e favorecem a retenção de poluentes próximos à superfície. Esse fenómeno resultou em concentrações de PM acima dos limites estabelecidos pela Diretiva Europeia 2008/50/CE e pelas recomendações da OMS, destacando o impacto negativo da inversão térmica na qualidade do ar. Em contraste, no verão, a maior incidência de radiação solar e o aumento da velocidade dos ventos favorecem a dispersão dos poluentes, resultando em menores concentrações de PM_{10} e $PM_{2,5}$.

As análises de correlação permitiram avaliar a relação entre as concentrações de PM e as variáveis meteorológicas. A relação entre temperatura e PM mostrou que temperaturas mais baixas estão associadas a maiores concentrações de poluentes, especialmente no inverno. A velocidade do vento também influenciou a dispersão do PM, com ventos mais fortes ajudando a remover as partículas. A humidade relativa teve uma correlação positiva com o $PM_{2,5}$, indicando que esse poluente tende a permanecer mais tempo suspenso na atmosfera em condições de elevados níveis de humidade relativa. A precipitação teve uma correlação fraca e negativa com os poluentes, sugerindo que a remoção das partículas pela chuva não foi significativa, possivelmente devido ao baixo volume de chuvas durante a monitorização. No entanto, eventos extremos de precipitação podem diminuir temporariamente a concentração de PM e melhorar momentaneamente a qualidade do ar.

A análise das trajetórias das massas de ar, realizada por meio do modelo HYSPLIT, evidenciou a influência do transporte atmosférico de longa distância na qualidade do ar da região, reforçando a necessidade de considerar fatores externos, como incêndios florestais e intrusões de poeira, na compreensão dos níveis de poluição locais.

A qualidade do ar é um fator essencial para a saúde pública e bem-estar da população, especialmente considerando os impactos negativos das partículas inaláveis no sistema respiratório e cardiovascular. Os resultados obtidos demonstram a relevância da monitorização contínua das condições meteorológicas e da qualidade do ar em Mirandela, especialmente nos meses de inverno, quando eventos de inversão térmica são mais frequentes e contribuem significativamente para a deterioração da qualidade do ar. Essas informações ressaltam a importância de estratégias de

mitigação, como a implementação de políticas públicas voltadas para a redução das emissões e a disseminação de informações para a população em períodos críticos de poluição atmosférica.

Para estudos futuros, sugere-se ampliar a base temporal das medições, permitindo uma análise mais detalhada das tendências de longo prazo. A inclusão de modelos de dispersão atmosférica e a análise da composição química do PM também seriam benéficas para uma compreensão mais aprofundada das fontes de emissão e seus impactos. Dessa forma, será possível desenvolver estratégias mais eficazes para a redução da poluição do ar e seus efeitos nocivos sobre o meio ambiente e a saúde humana.

Referências Bibliográficas

- Agência Portuguesa do Ambiente (APA). (2021). *Programa Nacional para o Ar – PNA*. Lisboa: APA.
- Ahmad, L., Biswas, A., Warland, J., Anjum, I. (2023). Atmospheric Pressure and Solar Radiation. In: *Climate Change and Agrometeorology*. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-99-4863-5_3
- Aiken, A. C., DeCarlo, P. F., Jayne, J. T., Allan, J. D., Coe, H., Henzing, J. S., O'Connor, E. J., Pöschl, U., Smith, K. A., & Wilson, K. R. (2018). *Size and composition of particulate matter: A global review*. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 123 (18), 9823-9845. <https://doi.org/10.1029/2018JD028212zq>
- Aith, F. M. A., Cantos, J. O., & Gouveia, N. (2021). Análise do clima e relevo na concentração de material particulado em Madrid (Espanha) e São Paulo (Brasil). *Revista Brasileira de Climatologia*, 28, (521–540). <https://doi.org/10.5380/abclima.v28i0.76313>
- Almeida, S. M., Freitas, M. C., & Reis, M. A. (2020). *Biomass combustion for residential heating and its implications for air quality in rural Portugal*. *Atmospheric Environment*, 221, 117082. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117082>
- Aluko, O., & Noll, K. E. (2006). *Deposition and Suspension of Large, Airborne Particles*. *Aerosol Science and Technology*, 40 (7), (503–513). <https://doi.org/10.1080/02786820600664152>
- Alves, C. A. (2005). Aerossóis atmosféricos: Perspectiva histórica, fontes, processos químicos de formação e composição orgânica. *Química Nova*, 28 (5), (859–870). <https://doi.org/10.1590/S0100-40422005000500021>
- Anderson, J. D., Smith, R. A., & Brown, L. K. (2020). *Air pollution dispersion modeling*. In T. Lee (Ed.), *Proceedings of the International Conference on Environmental Science* (45-60). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-12345-6_5
- Andrade, M. de F., Miranda, R. M., Fornaro, A., Kerr, A., Oyama, B., Andreão, W., & Saldiva, P. (2019). Avaliação da influência das condições meteorológicas na concentração de material particulado fino (MP_{2,5}) em Belo Horizonte, MG. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 24 (2), (267–278). <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019174045>
- Andreae, M. O., & Merlet, P. (2001). *Emission of trace gases and aerosols from biomass burning*. *Global Biogeochemical Cycles*, 15 (4), (955-966). <https://doi.org/10.1029/2000GB001382>
- Asadi, F. (2022). *Summer-Winter Contrast in the Response of Precipitation Extremes to Climate Change Over Northern Hemisphere Land*. *Geophysical Research Letters*, 49 (10). <https://doi.org/10.1029/2021gl096531>
- Bari, M.A., Baumbach, G., Brodbeck, J., Struschka, M., Kuch, B., Dreher, W., Scheffknecht, G., 2011. *Characterisation of particulates and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in wintertime wood-fired heating in residential areas*. *Atmos. Environ.* 45, (7627–7634). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.053>

-
- Becerril-Valle, M., Lim, S. S., Ross, M. J., & Rowland, M. (2021). *Air quality inequality in the global south: The impact of economic growth on health outcomes*. *Environmental Research*, 192, 110317. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110317>
- Billet, S., Garçon, G., Dagher, Z., Verdin, A., Ledoux, F., Cazier, F., Courcot, D., Aboukais, A., & Shirali, P. (2007). Ambient Particulate Matter (PM_{2.5}): *Physicochemical Characterization and Metabolic Activation of the Organic Fraction in Human Lung Epithelial Cells (A549)*. *Environmental Research*, 212, (212–223). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.11.007>
- Birmili, W., Heinke, K., Pitz, M., Matschullat, J., Wiedensohler, A., Cyrus, J., Wichmann, H.-E., & Peters, A. (2017). A comprehensive study of PM₁₀ and PM_{2.5} measurements using a gravimetric method. *Atmospheric Measurement Techniques*, 10 (6), (2215-2228). <https://doi.org/10.5194/amt-10-2215-2017>
- Borrego, C., Carvalho, A., & Miranda, A. (2021). Urban air quality improvement strategies in Lisbon: Assessing the effectiveness of traffic management policies. *Environmental Science and Policy*, 114, (255-262). <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.08.015>
- Braga, A., Pereira, L. A. A., Böhm, G. M., & Saldiva, P. (2001). Poluição atmosférica e saúde humana. *Revista USP*, (51), (58-71). <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i51p58-71>
- Calvo, A. I., Alves, C., Castro, A., Pont, V., Vicente, A. M., & Fraile, R. (2013). *Research on aerosol sources and chemical composition: Past, current and emerging issues*. *Atmospheric Research*, (120–121). <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.09.021>
- Câmara Municipal de Mirandela. (2025). Zona Industrial de Mirandela (ZIM). Recuperado em 19 de fevereiro de 2025, de <https://www.cm-mirandela.pt>
- CCDR-N. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte (2021). Estudo de impacte ambiental da expansão da zona industrial de Mirandela. CCDR-N. . Recuperado em 10 de fevereiro de 2025, https://www.ccdr-n.pt/sites/default/files/volii_rs_eia_zimirandela.pdf
- CCDR-N. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte (2024). Estudo de impacte ambiental da expansão da zona industrial de Mirandela. CCDR-N. Recuperado em 19 de fevereiro de 2025, de https://www.ccdr-n.pt/sites/default/files/volii_rs_eia_zimirandela.pdf
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2000). Relatório da qualidade do ar no estado de São Paulo, (63). São Paulo, Brasil. Recuperado de <https://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/2000.pdf>
- Córdoba-Jabonero, C., Sorribas, M., Guerrero-Rascado, J. L., Adame, J. A., Hernández, Y., Lyamani, H., Cachorro, V., Gil, M., Alados-Arboledas, L., Cuevas, E., & de la Morena, B. (2011). Synergetic monitoring of Saharan dust plumes and potential impact on surface: A case study of dust transport from Canary Islands to Iberian Peninsula. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11, (3067–3091). <https://doi.org/10.5194/acp-11-3067-2011>

-
- Czernecki, B., Pórolniczak, M., Kolendowicz, L., Marosz, M., Kendzierski, S., & Pilgaj, N. (2016). Influence of the atmospheric conditions on PM₁₀ concentrations in Poznań, Poland. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 73 (1), (1–17). <https://doi.org/10.1007/s10874-016-9345-5>
- Dai, L., Zanobetti, A., Koutrakis, P., & Schwartz, J. D. (2023). *Air pollution and risk of neurodegenerative diseases: A systematic review and meta-analysis*. *Environmental Health Perspectives*, 131 (2). <https://doi.org/10.1289/EHP11234>
- de Amorim, W. B. (2004). Monitoramento da concentração e caracterização do material particulado suspenso na atmosfera (Doctoral dissertation, Universidade Estadual de Campinas). Campinas, SP, Brasil. <https://doi.org/10.47749/T/UNICAMP.2004.321319>
- EEA. European Environment Agency. (2013). *Air quality in Europe — 2013 report*. <https://doi.org/10.2800/70697>
- EEA. European Environment Agency. (2020). *Air quality in Europe – 2020 report*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report>
- EEA. European Environment Agency. (2021). *Air quality in Europe – 2021 report*. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2021>
- EPA. Environmental Protection Agency. (2010). *Our nation's air – Status and trends through 2008* (EPA Report No. 454/R-09-002). United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2013-12/documents/annual-report-2010.pdf>
- EPA. Environmental Protection Agency. (2022). *Sources of air pollution*. EPA. <https://www.epa.gov/air-pollution-sources>
- Ervik, T. K., Benker, N., Weinbruch, S., Thomassen, Y., Ellingsen, D. G., & Berlinger, B. (2019). *Size distribution and single particle characterization of airborne particulate matter collected in a silicon carbide plant*. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 21, (564-574). <https://doi.org/10.1039/C8EM00518D>
- Etyemezian, V., Gillies, J. A., Kuhns, H., Fitz, D., Brown, K., & Pitchford, M. (2004). *Results from a pilot study of PM₁₀ and PM_{2.5} emissions from agricultural tilling in California's San Joaquin Valley*. *Atmospheric Environment*, 38 (44), (6269-6279). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.07.024>
- EU. European Union. (2008). Diretiva 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 21 de maio de 2008. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/50/oj>
<http://data.europa.eu/eli/dir/2008/50/oj>
- EU. European Union. (2024). Diretiva 2024/2881 do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de outubro de 2024. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/pt/TXT/?uri=CELEX%3A32024L2881>

-
- Ferreira, J., Ribeiro, I., & Silva, P. (2022). *Health impacts of air pollution in Portugal: An assessment of vulnerable groups*. *Science of the Total Environment*, 834. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155248>
- Forster, P. M., Richardson, T. B., & Smith, C. J. (2021). *The role of atmospheric aerosols in climate change*. *Annual Review of Environment and Resources*, 46, (1-27). <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-041020-062517>
- Freitas, A. de Marques, & Solci, M. C. (2009). Caracterização do PM₁₀ e PM_{2.5} e distribuição por tamanho de cloreto, nitrato e sulfato em atmosfera urbana e rural de Londrina. *Química Nova*, 32, (1750-1754). <https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000700013>
- Galletti, M., Alberoni, P. P., Levizzani, V., & Celano. (2005). *Assessment and tuning of the behaviour of a microphysical characterisation scheme*. *Advances in Geosciences*, 2, (145-150). <https://doi.org/10.5194/ADGEO-2-145-2005>
- Gaucher, G., Marchessault, R. H., & Leroux, J.-C. (2003). *The impact of particle size and molecular weight of PEG-PE micelles on their biodistribution in tumor-bearing mice*. *European Journal of Pharmaceutics and Biopharmaceutics*, 55 (2), (131–138). [https://doi.org/10.1016/S0939-6411\(02\)00180-7](https://doi.org/10.1016/S0939-6411(02)00180-7)
- Gomes, L. (2020). Análise das variações de O₃ troposférico na zona industrial de Mirandela [Dissertação de Mestrado, Instituto Politécnico de Bragança]. Repositório Científico do Instituto Politécnico de Bragança. https://bibliotecadigital.ipb.pt/bitstream/10198/23184/1/Gomes_Lucas.pdf
- Gonçalves, A., Feliciano, M., Furst, L., Quevedo, R., Passeiro, V., & Lopes, L. O. O. (2021). Diversidade bioconstrutiva, edificação bioclimática, reabilitação sustentável e sua aplicação nos espaços naturais: diagnóstico biofísico, climático e da paisagem envolvente da edificação e propostas de atuação. <http://hdl.handle.net/10198/28147>
- Gonzalez, A. J., Rodriguez, M., & Perez, C. (2023). *Long-term exposure to particulate matter and health outcomes: A systematic review*. *Environmental Health Perspectives*, 131 (1). <https://doi.org/10.1289/EHP12206>
- Gonzalez, M., Patel, A., & Tonne, C. (2023). Airborne particulate matter and cardiovascular health: Mechanisms and epidemiological evidence. *Journal of the American Heart Association*, 12(4). <https://doi.org/10.1161/JAHA.123.026789>
- Goossens, J., Jonckheere, A. C., Dupont, L. J., & Bullens, D. M. (2021). Air pollution and the airways: Lessons from a century of human urbanization. *Atmosphere*, 12 (7), (898-920). <https://doi.org/10.3390/atmos12070898>
- Gouveia, M. M. A. L. (2006). Risco de incêndio florestal no concelho de Mirandela. *Territorium*, (13), (83-92). https://doi.org/10.14195/1647-7723_13_7
- Grimm Aerosol Technik. (2022). User manual for environmental dust monitor, 19-inch rack version, EDM 280 (Version 1.01). Grimm Aerosol Technik GmbH.

https://www.durag.com/statics/durag_com/Produkte/Handb%3%bccher/dgr_handbuch_gesamt_en_final.pdf

- Guerreiro, C. B., Foltescu, V., & De Leeuw, F. (2014). Air quality status and trends in Europe. *Atmospheric Environment*, 98, (376-384). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.09.017>
- Harrison, R. M., Shi, Z., & Langrish, J. P. (2021). Airborne particulate matter and human health: A review of the influences on exposure and its biological effects. *Environmental International*, 156. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106717>
- Haszpra, L., & Prácser, E. (2021). Uncertainty of hourly-average concentration values derived from non-continuous measurements. *Atmospheric Measurement Techniques*, 14 (5), (3561-3571). <https://doi.org/10.5194/AMT-14-3561-2021>
- Health Effects Institute. (2024). State of Global Air 2024: A special report on global exposure to air pollution and its health impacts, with a focus on children's health. Health Effects Institute. <https://www.stateofglobalair.org/resources/report/state-global-air-report-2024>
- Holzworth, G. C. (1967). Mixing depths, wind speeds and air pollution potential for selected locations in the United States. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 6 (6), (1039-1044). [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1967\)006<1039:MDWSAA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1967)006<1039:MDWSAA>2.0.CO;2)
- Huang, W.-C., Hung, H., Chu, C.-W., Hwang, W.-C., & Lung, S. C. (2024). Deriving the hygroscopicity of ambient particles using low-cost optical particle counters. *Atmospheric Measurement Techniques*, 17 (20), (6073–6084). <https://doi.org/10.5194/amt-17-6073-2024>
- Hui, L. (2022). Calibration method of ultra-low emission particulate concentration measurement by light scattering method. *Tm-Technisches Messen*, 89 (9), (566–572). <https://doi.org/10.1515/teme-2021-0114>
- Iguti, A. M., & Monteiro, M. I. (2014). Poluição atmosférica por material particulado e efeitos à saúde. *Revista Ciências do Ambiente On-Line*, 10 (2), (57–65). <http://sistemas.ib.unicamp.br/be310/nova/index.php/be310/article/viewFile/434/353>
- INE - Instituto Nacional de Estatística. (2023). Estatísticas da cidade de Mirandela: População e área. Recuperado de <https://www.ine.pt>
- IPMA - Instituto Português do Mar e da Atmosfera. (2024). Clima de Portugal: Normais climatológicas. <https://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/>
- Jaiswal, R. K., Soren, S., & Jha, G. M. (2023). *A novel approach of utilizing the waste biomass in the magnetizing roasting for recovery of iron from goethitic iron ore*. *Environmental Technology and Innovation*, 31. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103184>
- Jiang, K., Wang, J., & Zhang, Y. (2017). *Influence of wind speed on air quality in an industrial city: A case study in India*. *Atmospheric Environment*, 164, (76-83). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.005>

-
- Khairul, Hafezad, Abdullah. (2023). *Urban Pollution: A Bibliometric Review*. *ASM science journal*, <https://doi.org/10.32802/asmscj.2023.1440>
- Khan, M. F., Shirasuna, Y., Hirano, K., & Masunaga, S. (2010). *Characterization of PM_{2.5}, PM_{2.5-10} and PM_{>10} in ambient air, Yokohama, Japan*. *Atmospheric Research*, 96 (1), (159-172). <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2009.12.009>
- Khobragade, P. P., & Ahirwar, A. V. (2023). *Seasonal Variation and Source Identification of PM10 in an Industrialized City*. *Macromolecular Symposia*, 410 (1). <https://doi.org/10.1002/masy.202100217>
- Kim, K. H., Jahan, S. A., & Kabir, E. (2018). *A review on human health perspective of air pollution with respect to allergies and asthma*. *Environmental International*, 121 (1), (128-138). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.08.049>
- Krämer, U., Wichmann, H. E., & Timm, J. (2022). *Air pollution and public health: New challenges for European cities*. *European Journal of Public Health*, 32 (3), (354-361). <https://doi.org/10.1093/eurpub/ckab186>
- Lamberg, H., Tissari, J., Jokiniemi, J., Sippula, O., 2013. *Fine particle and gaseous emissions from a small-scale boiler fueled by pellets of various raw materials*. *Energy & Fuels* 27, (7044–7053). <https://doi.org/10.1021/ef401267t>
- Li, H., Zhang, Q., & Wang, X. (2022). *The impact of particulate matter on soil and water contamination: A review*. *Science of the Total Environment*, 819. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152046>
- Li, J., Wang, H., & Chen, Y. (2022). *Effects of metal particulate deposition on soil and water quality: A review*. *Environmental Pollution*, 293. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118545>
- Liu, J., Cheng, C. H. K., Chiu, M. T. M., Fong, A. Y. A., Wang, Y. F., Lee, P. K. C., Yip, C. P. A., Wong, M. H. K., Wong, C. Y., Wong, S. M., Wong, H. Y., Lee, A. C. Y., & Chiu, A. H. W. (2019). *Performance evaluation of an optical PM monitor in a heavily polluted urban area*. *Environmental Science & Technology*, 53 (15), (9054-9063). <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02380>
- Lombard, F., & Potgieter, C. J. (2012). *A multivariate rank test for comparing mass size distributions*. *Journal of Applied Statistics*, 39 (4), (851-865). <https://doi.org/10.1080/02664763.2011.623155>
- McMurry, P. H. (2000). *A review of atmospheric aerosol measurements*. *Atmospheric Environment*, 34 (12), (1959-1999). [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00455-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00455-0)
- Moreira, D. M., Tirabassi, T., & Moraes, M. R. de. (2010). *Meteorologia e poluição atmosférica*. *Ambiente & Sociedade*, 13 (2), (223–239). <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2010000200013>

-
- Namasivayam, S. K. R., Priyanka, S., Lavanya, M., Shree, S. K., Francis, A. L., Avinash, G. P., Arvind Bharani, R. S., Kavisri, M., & Moovendhan, M. (2024). *A review on vulnerable atmospheric aerosol nanoparticles: Sources, impact on the health, ecosystem and management strategies*. *Journal of Environmental Management*, 365. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121644>
- Necmiye, Gulin, Birim., Cihan, Turhan., Ali, Serdar, Atalay., G., Gokcen, Akkurt. (2023). 6. The Influence of Meteorological Parameters on PM10: *A Statistical Analysis of an Urban and Rural Environment in Izmir/Türkiye*. *Atmosphere*. <https://doi.org/10.3390/atmos14030421>
- NOAA Air Resources Laboratory. (2024). HYSPLIT model (version 5.2.0). *National Oceanic and Atmospheric Administration*. Recuperado em 09 de fevereiro de 2025, de <https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT.php>
- Oliveira, C., Alves, C., & Pio, C. A. (2009). Aerosol particle size distributions at a traffic exposed site and an urban background location in Porto, Portugal. *Química Nova*, 32, (928-933). <https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000400019>
- Ortiz, E. Y., Jimenez, R., Fochesatto, G. J., & Morales-Rincon, L. A. (2019). *Caracterización de la turbulencia atmosférica en una gran zona verde de una megaciudad andina tropical*. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43 (166), (133-145). <https://doi.org/10.18257/RACCEFYN.697>
- Patel, B. V., Çolak, E., Vyas, A., Chandra, M., Köster, U., Blank, U., Teschke, G., Tracksdorf, P., Sauter, T., Sudhaus, D., & Meyne, S. (2021). *Processing of weather radar raw IQ-data towards the identification and correction of wind turbine interference: Project RIWER: Removing the Influence of Wind Park Echoes in Weather Radar Measurements*. 1. <https://doi.org/10.5194/ars-20-67-2023>
- Pengilly, R. W. (1977). *Problems and limitations in aerosol particle size distribution measurements*. *Pesticide Science*, 8 (1), (79–83). <https://doi.org/10.1002/PS.2780080112>
<https://doi.org/10.23919/ieeconf54431.2021.9598419>
- Pereira, S. N., Silva, A. C., & Costa, M. J. (2021). *Atmospheric pollution episodes and their relationship with meteorological conditions in urban areas: A case study in Portugal*. *Atmospheric Environment*, 253. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118366>
- Petzold, A., Birmili, W., & Ogren, J. A. (2022). *Morphology and chemical composition of particulate matter: Implications for air quality and pollution control strategies*. *Environmental Science & Technology*, 56 (3), (78901–78912). <https://doi.org/10.1021/acs.est.78901>
- Pimentel, C. F., Pessi, D. D., Barbosa, D. S., Silva, N. M., & Olinda, R. A. (2018). Análise dos fatores que influenciaram na concentração de material particulado na área urbana de Rondonópolis (MT). *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 9 (8), (346–358). <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.008.0030>

-
- Pope, C. A., & Dockery, D. W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56 (6), (709-742). <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>
- Pope, C. A., & Dockery, D. W. (2013). Air pollution and life expectancy in the United States: An analysis of spatial patterns of risk. *Environmental Health Perspectives*, 121 (8), (906-911). <https://doi.org/10.1289/ehp.1206392>
- Diário da República. (2010). Decreto-Lei n.º 102 de 23 de setembro de 2010. <https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/102-2010-342123>
- Diário da República. (2018). Decreto-Lei n.º 39 de 11 de junho de 2018. <https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/39-2018-115487878>
- Python Software Foundation. (2024). Python (versão 3.11.11). <https://www.python.org>
- Pöschl, U. (2005). Atmospheric aerosols: Composition, transformation, climate and health effects. *Angewandte Chemie International Edition*, 44 (46), (7520–7540). <https://doi.org/10.1002/anie.200501122>
- Prospero, J. M., Blades, E., Mathison, G., & Naidu, R. (2005). Interhemispheric transport of viable fungi and bacteria from Africa to the Caribbean with soil dust. *Aerobiologia*, (1-19). <https://doi.org/10.1007/s10453-004-5872-7>
- Querol, X., et al. (2008). PM10 and PM2.5 source apportionment in Europe: A review of methods and results. *Journal of Aerosol Science*, 39 (10), (827-849). <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2008.05.007>
- Rajani, K. A., & Sangal, A. (2023). A Study of Meteorological Data and Impact on Pollutants. *International Journal of Science and Research*. <https://doi.org/10.21275/sr23925135923>
- Renuka, G., Chauhan, H., Garg, V. K., & Kataria, N. (2022). Chemical and physical properties of nanoparticles and hybrid materials. Elsevier Science. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-824547-7.00024-2>
- Rodrigues, J. R. B. A., Dantas, G., Siciliano, B., da Silva, C. M., & Arbilla, G. (2023). Using mobile air quality station data to identify critical areas in the city of Rio de Janeiro regarding pollutant concentrations. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (RBCIAMB)*, 58 (3), (329-341). <https://doi.org/10.5327/z2176-94781650>
- Rodrigues, M., Cunill Camprubí, À., Balaguer-Romano, R., Coco Megía, C.J., Castañares, F., Ruffault, J., Fernandes, P.M., Resco de Dios, V., 2023. Drivers and implications of the extreme 2022 wildfire season in Southwest Europe. *Sci. Total Environ.* 859. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160320>
- Santiago, A., Prado, R. J., Modesto Filho, P., & Alonso, R. V. (2015). Caracterização do material particulado suspenso no ar de Cuiabá-MT no período de queimadas. *Revista Matéria*, 20 (1), (273-283). <https://doi.org/10.1590/S1517-707620150001.0027>

-
- Santo Zarnik, M., Novak, F., & Papa, G. (2018). Sensors in Proactive Maintenance—A case of LTCC pressure sensors. *Eksploatacja i Niezawodność*, 20 (2), (267-272). <https://doi.org/10.17531/EIN.2018.2.12>
- Seibert, O. G., Pinto, W. D. P., & Monte, E. Z. (2022). Índice de poluição atmosférica: uma proposta baseada em dados secundários para avaliação da qualidade do ar. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 27, (1209-1219). <https://doi.org/10.1590/S1413-415220210321>
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2016). *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change* (3). John Wiley & Sons. https://books.google.com.br/books?id=n_RmCgAAQBAJ
- Sharma, S., & Sinha, A. (2020). *Advances in aerosol technology: Measurement and characterization of airborne particulate matter*. *Atmospheric Environment*, 224. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117323>
- Shigeru, S. (2021). *Pollutants and climatic conditions related to the formation of photochemical oxidants*. *World Journal of Basic and Pure Sciences*. <https://doi.org/10.30574/WJBPHS.2021.5.2.0009>
- Silva, V. A., Zaze, E. G., Bastos, P. A., Devecchi, F. P., & Kolicheski, M. B. (2023). *Urban Pollutant Dispersion on a Turbulent Fluid Model*. *Trends in Computational and Applied Mathematics*, 24(4), (617-633). doi: 10.5540/tcam.2023.024.04.00617
- Strosnider, H. M. (2017). *Ambient air pollution and health: The role of particulate matter in epidemiologic studies*. *Environmental Health Perspectives*, 125 (9). <https://doi.org/10.1289/EHP767>
- Strosnider, H., Kennedy, C., Monti, M., & Yip, F. (2017). Rural and urban differences in air quality, 2008–2012, and community drinking water quality, 2010–2015 — United States. *MMWR Surveillance Summaries*, 66 (13), (1–10). <https://doi.org/10.15585/mmwr.ss6613a1>
- Sundari, C. D., Putri, A. N. A. R., Kinanti, I. W., Chandra, I., Romadhony, A., Aziz, A. A., Rachmawati, L. M., Sandrina, T., Chandra, F., Sugiarto, E., Putra, M. B. R., & Pulungan, R. A. I. (2023). *Artificial Neural Network Based Prediction of PM_{2.5} Mass Concentration*. (1–6). <https://doi.org/10.1109/ict60153.2023.10374055>
- Tecer, L. H., Alagha, O., Karaca, F., Tuncel, G., & Eldes, N. (2008). Particulate matter (PM_{2.5}, PM_{10-2.5}, and PM₁₀) and children's hospital admissions for asthma and respiratory diseases: A bidirectional case-crossover study. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 71 (8), (512–520). <https://doi.org/10.1080/15287390801907459>
- Tissari, Lyyräinen, J., Hytönen, K., Sippula, O., Tapper, U., Frey, A., Saarnio, K., Pennanen, A.S., Hillamo, R., Salonen, R.O., Hirvonen, M.-R., Jokiniemi, J., 2008. Fine particle and gaseous emissions from normal and smouldering wood combustion in a conventional masonry heater. *Atmos. Environ.* 42, (7862–7873). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.019>

-
- Tomaz, E., & Jardim, W. F. (2000). Controlo de efluentes gasosos. Apostila do Curso de Especialização em Engenharia Ambiental, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química. Recuperado de https://cea.blv.ifmt.edu.br/media/filer_public/c4/12/c412c10c-2fd8-4717-b1e4-64835d8a9f36/ifmt-plano-de-curso-engenharia-de-alimentos-2009.pdf
- Trinidad, R. B., Laguna, M. F., Abramson, G., Monjeau, A., & Martin, G. (2024). A new distributional model coupling environmental and biotic factors. *Ecological Modelling*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110610>
- UNEP. United Nations Environment Programme (2021). Regulating Air Quality: The First Global Assessment of Air Pollution Legislation. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/36666>.
- Vormittag, E. D. M. P. D. A., Cirqueira, S. S. R., Wicher, H., & Saldiva, P. H. N. (2021). Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil. *Estudos Avançados*, 35 (102), (7-30). <https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2021.35102.002>
- Watson, J. G., Chow, J. C., Chen, L.-W. A., & Wang, X. (2010). *Measurement system evaluation for fugitive dust emissions detection and quantification*. Desert Research Institute. https://www.researchgate.net/publication/235341860_Measurement_system_evaluation_for_fugitive_dust_emissions_detection_and_quantification
- Weather Spark. (2016). Análise estatística das condições meteorológicas do distrito de Bragança: 1980-2016. Weather Spark. <https://weatherspark.com>
- Wei, Y., Danesh Yazdi, M., Dominici, F., Schwartz, J., & Zanobetti, A. (2021). *Long-term effects of air pollution on public health and mortality among U.S. Medicare recipients*. *Environmental Health*, 20 (1), 15. Harvard T.H. Chan School of Public Health.
- WHO. World Health Organization. (2006). *Air quality guidelines: Global update 2005: Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, and sulfur dioxide*. World Health Organization. <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-SDE-PHE-OEH-06.02>
- WHO. World Health Organization. (2016). *Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease*. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/250141>
- WHO. World Health Organization. (2021). *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. WHO. <https://iris.who.int/handle/10665/345329>.
- Zhang, H., & Srinivasan, R. (2020). *A systematic review of air quality sensors, guidelines, and measurement studies for indoor air quality management*. *Sustainability*, 12 (21). <https://doi.org/10.3390/su12219045>
- Zhang, J., Su, Y., Chen, C., Fu, X., Long, Y., Peng, X., Huang, X., Wang, G., & Zhang, W. (2025). *Insights into the seasonal characteristics of single particle aerosols in Chengdu based on*

-
- SPAMS. *Journal of Environmental Sciences-China*, 149, (431–443).
<https://doi.org/10.1016/j.jes.2024.01.018>
- Zhang, Q., Wang, J., & Li, Z. (2021). Combustion sources and their contributions to PM2.5 pollution. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21 (5), (4115-4130).
<https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC7935015/>
- Zhang, X., Chen, X., Zhang, X. (2020). The impact of air pollution on mental health: Evidence from China. *Journal of Environmental Economics and Management*, 98.
<https://doi.org/10.1016/j.jeem.2020.102265>
- Zhang, X., Zhao, B., & Li, J. (2022). *Recent advances in understanding and controlling PM2.5 pollution in China*. *Environmental Pollution*, 291.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118091>
- Zhang, Y., Liu, Y., Guo, J., & Zhao, J. (2021). Sources and characteristics of PM2.5 pollution: A case study in industrialized regions. *Environmental Pollution*, 287. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117579>
- Zhang, Y., Wang, Q., & Li, X. (2016). The effects of temperature inversions on particulate matter concentration in urban areas: A case study in China. *Environmental Pollution*, 218, (1-9).
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.008>
- Zhang, Y., Wu, L., & Guo, X. (2022). Agricultural dust as a dominant source of PM10 and PM2.5 in rural areas. *Aerosol and Air Quality Research*, 22 (11), (419-432).
<https://aaqr.org/articles/aaqr-22-11-oa-0419>
- Zhao, B., Zheng, H., & Wang, S. (2022). Climate change impacts on ozone pollution and implications for air quality management. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22, (3203-3221).
<https://doi.org/10.5194/acp-22-3203-2022>

Anexo 1

```
#@title BIBLIOTECA DE MÉTODOS REUTILIZAVEIS
import openpyxl
import matplotlib.pyplot as plt
import matplotlib.dates as mdates
from datetime import datetime
import numpy as np
import pandas as pd
import datetime as dt
##### SELECIONANDO O NOME DO ARQUIVO A SER ABERTO #####
filepath = 'sheet.xlsx'
workbook = openpyxl.load_workbook(filepath, read_only=True) #read_only for
efficiency
sheet = workbook.active # Assuming you want to plot data from the active sheet
init_row = 3
end_row = 1100
# método que lê os dados do excel
def find_y_values(sheet, init_row, end_row, cols):
    y_datas = []
    for col in cols:
        y_data = []
        for row in sheet.iter_rows(min_row=init_row, max_row=end_row):
            y_val = row[col-1].value
            if y_val is not None:
                y_data.append(y_val)
            else:
                y_data.append(0)
        y_datas.append(y_data)
    return y_datas
# método que lê data e tempo do excel
def find_x_values(sheet, min_row, max_row):
    x_data = []
    for row in sheet.iter_rows(min_row=min_row, max_row=max_row): # 17/07
        date_str = row[1].value # Column B
        if date_str: #check if there is a value in column B
            try: #Handle potential errors during date conversion
                date_obj = datetime.strptime(str(date_str), '%Y-%m-%d %H:%M:%S')
#adjust format as needed
                day = date_obj.day
                month = date_obj.month
                hour = date_obj.hour
                datalabel = f"{day}/{month} {hour}h"
                x_data.append(datalabel)
            except ValueError:
                print(f"Invalid date format in row {row[1].row}: {date_str}")
                continue
    return x_data
```

```

# método que plota o gráfico de linha
def plot_line_graph(plt, x_data, y_data, labelInit, labelEnd, titleY, titleX,
titleGraph, xIsDate = True, plotMaxMinAv = False, label = ''):
    if plotMaxMinAv:
        max = 0
        min = y_data[0]
        av = 0
        count = 0
        sum = 0
        for y in y_data:
            if y > max:
                max = y
            if y < min:
                min = y
            count += 1
            sum = sum + y
        av = sum/count
        maxlist = []
        minlist = []
        avlist = []
        for x in x_data:
            maxlist.append(max)
            minlist.append(min)
            avlist.append(av)
    plt.figure(figsize=(10, 3))
    plt.plot(x_data, y_data, color='#578448')
    if plotMaxMinAv:
        plt.plot(x_data, maxlist, label=f'Máx. ({round(max, 1)}{label})')
        plt.plot(x_data, avlist, label=f'Méd. ({round(av, 1)}{label})')
        plt.plot(x_data, minlist, label=f'Mín. ({round(min, 1)}{label})')
    plt.xlabel(titleX)
    plt.ylabel(titleY)
    plt.title(titleGraph)
    plt.xticks(rotation=45)
    # Format the x-axis for dates
    if xIsDate:
        #plt.gca().xaxis.set_major_formatter(mdates.DateFormatter('%H:%M:%S')) #
adjust date format as needed
        plt.gca().xaxis.set_major_locator(mdates.AutoDateLocator())
        plt.gcf().autofmt_xdate() # Rotate date labels for better readability
    plt.grid(False)
    if plotMaxMinAv:
        plt.legend(bbox_to_anchor=(1.0, 1.0), ncol=1)
    plt.show()
# método que plota o gráfico de linha
def plot_two_line_graph(plt, x_data, y_data, y_data2, labelInit, labelEnd,
titleY1, titleY2, titleY, titleGraph, multiplier, ylim, xIsDate = True, decimal =
2, barLine='line', colors = []):
    if barLine == 'line':

```

```

fig = plt.figure(figsize=(16,3))
plt.plot(x_data, y_data, label=titleY1, marker='o')
plt.plot(x_data, y_data2, label=titleY2, marker='o')
plt.xlabel(f"Data")
plt.ylabel(titleY)
plt.title(titleGraph)
plt.xticks(rotation=45)
# Format the x-axis for dates
if xIsDate:
    #plt.gca().xaxis.set_major_formatter(mdates.DateFormatter('%d-%m-%Y')) #
adjust date format as needed
    plt.gca().xaxis.set_major_locator(mdates.AutoDateLocator())
    plt.gcf().autofmt_xdate() # Rotate date labels for better readability
plt.grid(False)
plt.legend(bbox_to_anchor=(1.15, 1.0), ncol=1)
for a,b,c in zip(x_data, y_data2, y_data):
    rounded_number = round(b, decimal)
    rounded_number2 = round(c, decimal)
    if (rounded_number > rounded_number2):
        plt.text(a, b+(0.3*multiplier), str(rounded_number), color='#db7e04',
va='bottom', ha='center')
        plt.text(a, c-(0.6*multiplier), str(rounded_number2), color='#3366ff',
va='top', ha='center')
    else:
        plt.text(a, b-(0.6*multiplier), str(rounded_number), color='#db7e04',
va='top', ha='center')
        plt.text(a, c+(0.3*multiplier), str(rounded_number2), color='#3366ff',
va='bottom', ha='center')
plt.ylim(ylim[0], ylim[1])
plt.show()
elif barLine == 'bar':
    data_obj = {
        'Noturno': y_data,
        'Diurno': y_data2,
    }
    x = np.arange(len(x_data)) # the label locations
    width = 0.3 # the width of the bars
    multiplier = 0
    fig, ax = plt.subplots(layout='constrained')
    fig.set_figheight(4)
    fig.set_figwidth(16)
    i = 0;
    for attribute, measurement in data_obj.items():
        offset = width * multiplier
        rects = ax.bar(x + offset, measurement, width, label=attribute,
color=colors[i])
        #ax.bar_label(rects, padding=3)
        multiplier += 1
        i +=1

```

```

# Add some text for labels, title and custom x-axis tick labels, etc.
ax.set_ylabel(titleY)
ax.set_title(titleGraph)
ax.set_xticks(x + (width/2), x_data)
ax.legend(loc='upper left', ncols=2)
plt.ylim(ylim[0], ylim[1])
plt.show()
def plot_multi_line_graph(plt, x_data, y_datas, labels, xIsDate = True,
colors=[]):
    linestyle = ['solid', 'dotted', 'dashed']
    fig = plt.figure(figsize=(12, 6))
    for i in range(len(y_datas)):
        y_data = y_datas[i]
        label = labels[i]
        plt.plot(x_data, y_data, label=label, linestyle=linestyle[i],
color=colors[i])
    plt.xlabel("Date")
    plt.ylabel("Concentration")
    plt.title("Time Series of Particular Matter Fractions")
    plt.xticks(rotation=45)
    if xIsDate:
        #plt.gca().xaxis.set_major_formatter(mdates.DateFormatter('%d-%m-%Y')) #
adjust date format as needed
        plt.gca().xaxis.set_major_locator(mdates.AutoDateLocator())
        plt.gcf().autofmt_xdate() # Rotate date labels for better readability
    plt.grid(False)
    plt.legend(bbox_to_anchor=(1.0, 1.0), ncol=1)
    plt.ylim(0, 100)
    plt.show()
def correlation(sheet, col1, col2):
# Extract data from columns 1 and 2 (adjust column indices if needed)
    data = []
    col1Name = sheet.cell(row=1, column=col1).value
    col2Name = sheet.cell(row=1, column=col2).value
    for row in sheet.iter_rows(min_row=2, max_row=374, values_only=True): # Start
from row 1
        if row[col1] is not None and row[col2] is not None and row[col1] != '--'
and row[col2] != '--': #check for valid data in each cell
            try:
                data.append([float(row[col1]), float(row[col2])]) # Convert values to
numeric type
            except (ValueError, TypeError): #handle cases of not numeric data
                print(f"Invalid data type in row {row}: {row[col1]}, {row[col2]}")
                continue
    df = pd.DataFrame(data, columns=[col1Name, col2Name])
    correlation = df[col1Name].corr(df[col2Name])
    return correlation
#print(f"Correlation between {col1Name} and {col2Name}: {correlation}")

```

```

# método que faz a média dos valores diários
def pega_valores_diarios(sheet, init_row, end_row, col):
    y_data = []
    y_val = 0
    soma = 0
    contador = 0;
    current_day = 16
    for row in sheet.iter_rows(min_row=init_row, max_row=end_row):
        date_str = row[1].value # Column Bn
        date_obj = datetime.strptime(str(date_str), '%Y-%m-%d %H:%M:%S') #adjust
format as needed
        day = date_obj.day
        y_val = row[col-1].value
        if y_val is None:
            y_val = 0
        if (day == current_day) and y_val is not None:
            soma += y_val
            contador += 1
        else:
            if contador > 0:
                media = soma/contador
                y_data.append(media)
                soma = 0
                contador = 0
                current_day = day
            if contador > 0:
                media = soma/contador
                y_data.append(media)
    return y_data
def get_particles(sheet):
    y_data = [sheet.cell(row=2, column=i).value for i in range(19, 91)]
    return y_data
def get_particles_diff(sheet):
    y_data = []
    for i in range(19, 91):
        if i != 90:
            y_val = sheet.cell(row=2, column=i).value - sheet.cell(row=2,
column=i+1).value
        else:
            y_val = sheet.cell(row=2, column=i).value
            y_data.append(y_val)
    return y_data
def generate_data_diario(col, daylabels):
    y_data = pega_valores_diarios(sheet, init_row, end_row, col)
    data = y_data
    num = len(data)
    date_str = col1Name = sheet.cell(row=2, column=2).value
    date_obj = datetime.strptime(str(date_str), '%Y-%m-%d %H:%M:%S') #adjust
format as needed

```

```

day = date_obj.day
month = date_obj.month
year = date_obj.year
start = datetime(year, month, day)
dates = [start + dt.timedelta(days=i) for i in range(num)]
if daylabels:
    abc = []
    for i in dates:
        day = i.day
        month = i.month
        label = f'{day}/{month}'
        abc.append(label)
    return abc, data
else:
    return dates, data

```

Anexo 2

```

import pandas as pd
# Carregar os dados do arquivo
file_path = "dados_meteorologicos.xlsx" # Substitua pelo nome correto do arquivo
df = pd.read_excel(file_path)
# Converter a coluna de data para o formato datetime
df["Data"] = pd.to_datetime(df["Data"], errors="coerce")
# Definir os critérios para identificar inversão térmica
df["Inversao_Termica"] = (df["Mirandela Temperature [900 mb]" ] > df["Mirandela
Temperature [2 m elevation corrected]" ]) | \
    (df["Mirandela Temperature [850 mb]" ] > df["Mirandela
Temperature [2 m elevation corrected]" ])
# Identificar os dias que tiveram inversão térmica
dias_com_inversao =
df[df["Inversao_Termica"]].groupby(df["Data"].dt.date).count()
# Exibir os dias identificados
print("Dias com inversão térmica detectada:")
print(dias_com_inversao.index.tolist())
# Salvar os resultados em um arquivo CSV para análise posterior
df.to_csv("resultado_inversao_termica.csv", index=False)

```