



Padrão espacial das concentrações de Material Particulado (PM_{2,5}) na cidade de Bragança: Avaliação da influência da combustão doméstica de biomassa lenhosa

Lúcia Patrícia Alves Dantas

Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental

Orientado por
Manuel Joaquim Sabença Feliciano
João Carlos Martins Azevedo

Bragança
2014

Agradecimentos

Um agradecimento especial aos meus orientadores Professor Doutor Manuel Feliciano e Professor Doutor João Carlos Azevedo pelos conhecimentos transmitidos e valiosas orientações, e também pela disponibilidade para ajudar, atenção e simpatia que sempre demonstraram ao longo da realização deste estudo.

Agradeço também:

Ao Eng. Arsénio e Eng. Saraiva que me acompanharam e ajudaram na realização do trabalho de campo.

Ao Professor Doutor Luís Nunes, pela ajuda no tratamento estatístico dos dados.

Ao Professor Doutor João Paulo Castro, Professor Doutor Artur Gonçalves, Eng. Filipe Rodrigues e Eng. Filipe Maia por me terem dado o seu auxílio em algumas questões práticas.

Aos meus pais, Maria e Ilídio, e ao Nuno, pelo apoio incondicional, compreensão, e carinho que sempre demonstraram ao longo desta etapa.

Às minhas colegas Cristina Moutinho e Sílvia Vale e ao A. Rafael e a todos os outros que de forma direta ou indireta contribuíram para a realização deste estudo.

Agradeço ainda ao projeto "IUFRO Landscape Ecology International Conference Bragança 2010" (NORTE-07-0927-FEDER-000058) do Quadro de Referência Estratégico Nacional (QREN) pelo financiamento parcial deste estudo.

Resumo

O material particulado é um dos principais poluentes encontrados em áreas urbanas, contribuindo de forma relevante para a degradação da qualidade do ar nestas zonas. Entre as fontes de material particulado existentes em ambientes urbanos encontra-se a queima residencial de biomassa lenhosa, utilizada essencialmente para produção de energia para aquecimento do ar interior das residências, aquecimento de águas e confeção de alimentos. Na cidade de Bragança a queima residencial de biomassa lenhosa tem relevância durante os meses mais frios.

Com vista a avaliar a influência da combustão doméstica de biomassa lenhosa nas concentrações de material particulado na cidade de Bragança, mediram-se os níveis de partículas PM_{2,5} em 35 pontos de amostragem entre dezembro de 2013 e maio de 2014. No total foram realizadas 22 campanhas de medição, 10 no período diurno e 12 no período noturno. Seguidamente foi analisada a relação estatística entre a média de PM_{2,5} em cada ponto de amostragem e variáveis potencialmente determinantes da distribuição das concentrações do poluente, tendo por base todas as campanhas de monitorização noturna e as campanhas noturnas em que a velocidade do vento foi inferior a 1ms⁻¹. Esta análise compreendeu a elaboração de modelos de regressão linear múltipla para os dois casos. Procedeu-se também à modelação do padrão espacial das concentrações noturnas do poluente empregando krigagem ordinária e cokrigagem ordinária e à interpolação das concentrações médias diárias de PM_{2,5} aplicando cokrigagem ordinária.

A análise da influência da combustão residencial de biomassa lenhosa nas concentrações noturnas de PM_{2,5} comprovou a importância desta fonte na qualidade do ar da cidade. Os modelos de regressão linear múltipla obtidos apresentaram coeficientes de determinação ajustados (R^2) de 0,52 para o caso da média de PM_{2,5} em cada ponto de amostragem tendo por base todas as campanhas de monitorização noturna e de 0,51 para o caso da média em cada ponto considerando apenas as campanhas noturnas em que a velocidade do vento foi inferior a 1ms⁻¹. Já as superfícies de interpolação das concentrações noturnas do poluente permitiram identificar a zona norte da cidade como a mais afetada por este tipo de poluição, com destaque para os bairros da Mãe D'água, Pinhal e Formarigos. A superfície de interpolação das concentrações médias diárias de PM_{2,5} permitiu verificar a excedência do valor de referência para PM_{2,5}, estabelecido pela OMS, numa área significativa e populosa da zona norte da cidade, o que reforça a importância do controlo desta fonte para se alcançar a melhoria da qualidade do ar, em particular em cidades que privilegiam o uso desta fonte energética.

Palavras-chave: Material particulado, Combustão Residencial, Biomassa lenhosa, Krigagem, Cokrigagem

Abstract

Particulate matter is one of the main pollutants found in urban areas, contributing significantly to the degradation of the air quality in these areas. Among the sources of particulate matter in a city, residential wood combustion (RWC) is one of the most important, mainly for energy production for indoor air heating, water heating and food confection. In the city of Bragança residential wood combustion is of major relevance, especially during colder months.

In order to assess the influence of residential wood combustion on the concentrations of particulate matter in the city of Bragança, we measured levels of PM_{2.5} in 35 sampling points between December 2013 and May 2014. In total 22 measurement campaigns were performed, 10 during daytime and 12 during nighttime. Subsequently, we analyzed the statistical relationship between the average PM_{2.5} concentration in each sampling point and variables potentially determinants of the distribution of PM_{2.5} concentrations, based on all nighttime monitoring campaigns and nighttime campaigns in which the wind speed was less than 1ms⁻¹. This analysis included the development of multiple regression models for both cases. We also modeled the spatial pattern for PM_{2.5} nocturnal concentrations, using ordinary kriging and ordinary cokriging, and the daily average concentrations of PM_{2.5} applying ordinary cokriging.

The analysis of the influence of the residential wood combustion on the nighttime concentrations of PM_{2.5} has proven the importance of this source for air quality in the city. The multiple regression models showed adjusted coefficients of determination (R²) of 0.52 in the case of the average PM_{2.5} concentration at each sampling point based on all nighttime monitoring campaigns and 0.51 in the case of the average at each sampling point considering only the nighttime campaigns in which the wind speed is less than 1ms⁻¹. The interpolation surfaces for nighttime concentrations of PM_{2.5} identified the regions in the north of the city as the most affected by this type of pollution, especially the neighborhoods of Mãe D'água, Pinhal and Formarigos. The interpolation surface for the daily average PM_{2.5} concentrations has allowed the identification of a significant and populous area in the north of the city exceeding the reference value established by WHO, which reinforces the importance of measures to control this source to achieve improved air quality globally and particularly in cities that favor the use of this energy source.

Keywords: Particulate matter, RWC, Wood, Kriging, Cokriging

Índice

| | |
|---|-----|
| Lista de Figuras e Tabelas | v |
| Acrónimos e Unidades | vii |
| 1. Introdução..... | 1 |
| 2. Enquadramento Teórico | 4 |
| 2.1. Material particulado..... | 4 |
| 2.2. Fontes de Material Particulado..... | 5 |
| 2.2.1. Combustão residencial de biomassa lenhosa | 5 |
| 2.3. Distribuição e dispersão do material particulado..... | 8 |
| 2.4. Efeitos do material particulado na saúde humana e no ambiente..... | 9 |
| 2.5. Enquadramento legal..... | 10 |
| 2.6. Modelação do padrão espacial das concentrações de Material Particulado | 12 |
| 3. Metodologia..... | 20 |
| 3.1. Área de estudo | 20 |
| 3.2. Descrição Experimental..... | 21 |
| 3.3. Pré-tratamento de dados..... | 23 |
| 3.4. Análise da relação entre queima residencial de biomassa lenhosa e concentrações de PM _{2,5} | 24 |
| 3.5. Análise estatística da relação entre PM _{2,5} e variáveis independentes..... | 24 |
| 3.5.1 Aquisição da informação relativa às variáveis independentes | 27 |
| 3.6. Padrão espacial das concentrações noturnas de material particulado (PM _{2,5}) na cidade de Bragança | 31 |
| 3.6.1. Krigagem Ordinária..... | 32 |
| 3.6.2. Cokrigagem Ordinária | 32 |
| 3.6.3. Seleção dos melhores modelos para cada método..... | 33 |
| 3.7. Padrão espacial das concentrações médias diárias de PM _{2,5} e verificação da excedência do valor de referência estabelecido pela OMS | 35 |
| 4. Resultados e Discussão..... | 37 |
| 4.1. Caracterização meteorológica..... | 37 |
| 4.2. Distribuição temporal das concentrações de PM _{2,5} | 38 |
| 4.3. Distribuição espacial das concentrações de PM _{2,5} | 42 |
| 4.4. Influência da queima residencial de biomassa lenhosa nas concentrações de PM _{2,5} | 45 |
| 4.5. Análise estatística da relação entre PM _{2,5} e variáveis independentes..... | 47 |
| 4.5.1. Análise estatística da relação entre as concentrações de PM _{2,5N} e variáveis independentes | 47 |
| 4.5.2. Análise estatística da relação entre as concentrações de PM _{2,5Nvf} e variáveis independentes | 50 |
| 4.6. Padrão espacial das concentrações de material particulado na cidade de Bragança..... | 53 |
| 4.6.1. Interpolação das concentrações de PM _{2,5} aplicada a algumas das campanhas de monitorização noturna | 55 |
| 4.6.2. Interpolação das concentrações de PM _{2,5N} | 57 |

| | |
|---|----|
| 4.6.3. Interpolação das concentrações de PM _{2,5} Nvf..... | 62 |
| 4.7. Identificação de zonas de excedência ao valor de referência para PM _{2,5} estabelecido pela OMS..... | 66 |
| 5. Estratégias de redução das emissões de material particulado por parte da queima residencial de biomassa lenhosa..... | 68 |
| 6. Conclusões..... | 70 |
| Referências Bibliográficas..... | 72 |
| ANEXO I..... | 78 |
| ANEXO II..... | 80 |

Lista de Figuras e Tabelas

Lista de Figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1- Fontes energéticas utilizadas no aquecimento do ar ambiente na cidade de Bragança (Fonte: Ferreira, 2012). | 1 |
| Figura 2- Distribuição relativa das massas para os diferentes tamanhos de material particulado. (Fonte: EPA, 1999). | 4 |
| Figura 3- Tamanho relativo do material particulado (PM ₁₀ e PM _{2,5}). (Fonte: EPA, 2010). | 5 |
| Figura 4- a) contribuição por setor para as concentrações de material particulado, b) uso de energia no setor residencial por tipo de combustível, c) emissões residenciais de PM ₁₀ por tipo de combustível. (Fonte: Borrego <i>et al.</i> , 2010). | 7 |
| Figura 5- Exemplo de um semivariograma ajustado, com os parâmetros alcance (<i>range</i>), patamar (<i>sill</i>) e efeito pepita (<i>nugget</i>) (adaptado a partir de Johnston <i>et al.</i> , 2001). | 15 |
| Figura 6- Temperaturas e precipitação para a cidade de Bragança (1971-2000)..... | 21 |
| Figura 7- Localização dos pontos de amostragem na cidade de Bragança..... | 21 |
| Figura 8- Monitor de Partículas, ADR-1200s (ThermoElectron)..... | 22 |
| Figura 9- Mapa de altimetria da cidade de Bragança..... | 28 |
| Figura 10- Densidade populacional por bairros/zonas da cidade e localização do buffer de 100 metros para quantificação da densidade populacional e residencial. | 29 |
| Figura 11- Distribuição dos pontos de amostragem de acordo com as tipologias iniciais de ocupação do solo para a cidade de Bragança. | 30 |
| Figura 12- Grelha de amostragem das variáveis independentes..... | 33 |
| Figura 13- Perfil diário das concentrações de material particulado. | 36 |
| Figura 14- Evolução dos parâmetros temperatura, velocidade do vento e humidade relativa ao longo do período de monitorização noturno e diurno. | 38 |
| Figura 15- Variação nas concentrações médias de PM _{2,5} registadas ao longo do período de monitorização noturno e diurno. | 39 |
| Figura 16- Variação dos níveis diurnos e noturnos de PM _{2,5} <i>versus</i> variação das temperaturas diurnas e noturnas..... | 40 |
| Figura 17- Variação dos níveis diurnos e noturnos de PM _{2,5} <i>versus</i> variação das velocidades do vento diurnas e noturnas..... | 41 |
| Figura 18- Distribuição espacial das concentrações médias diurnas de PM _{2,5} na cidade de Bragança..... | 43 |

| | |
|--|----|
| Figura 19- Distribuição espacial das concentrações médias noturnas de PM _{2,5} na cidade de Bragança..... | 44 |
| Figura 20- Comparação entre os níveis diurnos e noturnos de PM _{2,5} para diferentes datas. | 46 |
| Figura 21- Matriz de gráficos de dispersão (PM _{2,5N})..... | 48 |
| Figura 22- Matriz de correlações de Pearson (PM _{2,5N}), **correlação significativa para um nível de 1%, *correlação significativa para 5%..... | 48 |
| Figura 23- Matriz de gráficos de dispersão (PM _{2,5Nvf})..... | 51 |
| Figura 24- Matriz de correlações de Pearson (PM _{2,5Nvf}), **correlação significativa para um nível de 1%, *correlação significativa para 5%..... | 51 |
| Figura 25- Semivariogramas ajustados para PM _{2,5} em 03/12/2013 (a), 18/02/2014 (b), 06/03/2014 (c), 19/03/2014, e 08/04/2014..... | 55 |
| Figura 26- Mapas de interpolação por krigagem ordinária das concentrações de PM _{2,5} em 03/12/2013 (a), 18/02/2014 (b), 06/03/2014 (c), 19/03/2014 (d), e 08/04/2014 (e).. | 57 |
| Figura 27- Semivariograma ajustado para PM _{2,5N} | 58 |
| Figura 28- Mapa de interpolação por krigagem ordinária das concentrações de PM _{2,5N} e estatísticas de erro da previsão. | 58 |
| Figura 29- Semivariogramas ajustados para PM _{2,5N} (a), altitude (b), densidade populacional (c), e tipologia de ocupação do solo (d). | 59 |
| Figura 30- Covariogramas cruzados entre PM _{2,5N} e altitude (a), densidade populacional (b), e tipologia de ocupação do solo (c). | 60 |
| Figura 31- Mapa de interpolação por cokrigagem ordinária das concentrações de PM _{2,5N} e estatísticas de erro da previsão, utilizando a altitude, a densidade populacional e a tipologia de ocupação do solo como variáveis auxiliares. | 61 |
| Figura 32- Semivariograma ajustado para PM _{2,5Nvf} | 62 |
| Figura 33- Mapa de interpolação por krigagem ordinária das concentrações de PM _{2,5Nvf} e estatísticas de erro da previsão. | 63 |
| Figura 34- Semivariogramas ajustados para PM _{2,5Nvf} (a), altitude (b), densidade populacional (c), tipologia de ocupação do solo (d)..... | 64 |
| Figura 35- Covariogramas cruzados entre PM _{2,5Nvf} e altitude (a), densidade populacional (b), tipologia de ocupação do solo (c). | 64 |
| Figura 36- Mapa de interpolação por cokrigagem ordinária das concentrações de PM _{2,5Nvf} e estatísticas de erro da previsão, utilizando a altitude, a densidade populacional e a tipologia de ocupação como variáveis auxiliares. | 65 |
| Figura 37- Mapa de interpolação por cokrigagem ordinária das concentrações médias de 24h de PM _{2,5} com identificação das zonas que excedem o valor de referência. | 66 |
| Figura 38- Mapas de interpolação por cokrigagem das concentrações de PM _{2,5} (a), e PM _{2,5Nvf} (b) com identificação das zonas de excedência do valor de referência. | 67 |

Lista de Tabelas

| | |
|--|----|
| Tabela 1-Valores limite para PM ₁₀ | 11 |
| Tabela 2-Valores limite para PM _{2,5} | 11 |
| Tabela 3-Valor alvo para PM _{2,5} | 11 |
| Tabela 4-Limite de concentração de exposição | 12 |
| Tabela 5-Objetivo nacional de redução da exposição..... | 12 |
| Tabela 6-Categorias de estabilidade de Pasquill-Guifford..... | 23 |
| Tabela 7-Characterização meteorológica de cada uma das campanhas de monitorização realizadas | 37 |

| | |
|--|----|
| Tabela 8-Parâmetros estatísticos relativos às concentrações de PM _{2,5} ($\mu\text{g m}^{-3}$) para cada um dos percursos de monitorização realizados | 39 |
| Tabela 9- Parâmetros estatísticos relativos às concentrações de PM _{2,5} ($\mu\text{g m}^{-3}$) para cada ponto de amostragem para o período de monitorização diurno (D) e noturno (N)..... | 42 |
| Tabela 10-Valores estimados para os coeficientes de regressão do modelo 1..... | 49 |
| Tabela 11-Estatísticas de avaliação da qualidade de ajustamento e capacidade preditiva do modelo 1..... | 50 |
| Tabela 12-Valores estimados para os coeficientes de regressão do modelo 2..... | 52 |
| Tabela 13- Estatísticas de avaliação da qualidade de ajustamento e capacidade preditiva do modelo 2..... | 53 |
| Tabela 14-Resultados do teste de autocorrelação espacial (Índice de Moran (I))..... | 54 |
| Tabela 15-Parâmetros de ajustamento e parâmetros que definem cada semivariograma ajustado..... | 56 |
| Tabela 16-Parâmetros do semivariograma ajustado (PM _{2,5} N)..... | 58 |
| Tabela 17-Parâmetros dos semivariogramas e covariogramas cruzados ajustados (PM _{2,5} N)..... | 60 |
| Tabela 18-Parâmetros do semivariograma ajustado para PM _{2,5} Nvf..... | 62 |
| Tabela 19-Parâmetros dos semivariogramas e covariogramas cruzados ajustados (PM _{2,5} Nvf)..... | 65 |

Acrónimos e Unidades

Acrónimos

ASE - Average Standard Error

CO₂ - Dióxido de Carbono

EEA - European Environment Agency

EPA - Environmental Protection Agency

EUA - Estados Unidos da América

GPS - Global Positioning System

IEM - Indicador de Exposição Média

INE- Instituto Nacional de Estatística

IPMA - Instituto Português do Mar e da Atmosfera

ME- Mean Error

MP-Material Particulado

MSE- Mean Standardized Error

OMS - Organização Mundial de Saúde

PM₁ - Matéria Particulada com diâmetro aerodinâmico inferior a 1 μm

PM_{2,5} - Matéria particulada com diâmetro aerodinâmico equivalente igual ou inferior a 2,5 μm

PM_{2,5}N - Média noturna de PM_{2,5} considerando todas as campanhas de monitorização

PM_{2,5Nvf} - Média noturna de PM_{2,5} considerando as campanhas de monitorização com velocidade do vento inferior a 1ms⁻¹

PM₁₀ - Matéria particulada com diâmetro aerodinâmico equivalente igual ou inferior a 10 µm

PU - Perímetro urbano

R_{aj}^2 - Coeficiente de determinação ajustado

RMSE-Root Mean Square Error

RMSSE- Root Mean Square Standardized Error

SIG- Sistemas de Informação Geográfica

TAPM - The Air Pollution Model

UNEP - United Nations Environment Programme

WHO - World Health Organization

Unidades de medida

% - Percentagem

°C- Graus Celsius

g - gramas

GJ - GigaJoule

h - hora

hab - habitantes

m² - metro quadrado

m³ - Metro cúbico

s - segundo

µm - Micrómetro

1. Introdução

De entre os vários poluentes que estão presentes em atmosferas urbanas poluídas o material particulado é aquele que se torna mais óbvio por ser usualmente visível. As fontes de material particulado podem ser naturais ou antropogénicas, tendo estas últimas, um peso particular no meio urbano, onde as elevadas densidades populacionais estão estreitamente associadas a atividades que emitem material particulado como por exemplo o tráfego automóvel, a indústria, construção e demolição e a queima residencial de combustíveis como a biomassa lenhosa etc.

Bragança é uma cidade do nordeste transmontano com invernos rigorosos que impõem importantes necessidades energéticas para aquecimento do ar ambiente no interior das residências, e na qual a combustão residencial de biomassa lenhosa se constitui como a principal fonte energética para este fim (Figura 1), sendo também utilizada para outros fins como o aquecimento de águas e na confeção de alimentos. Desta forma, na cidade de Bragança, a queima residencial de biomassa lenhosa é considerada uma importante fonte de material particulado nos meses frios, particularmente durante o período noturno.

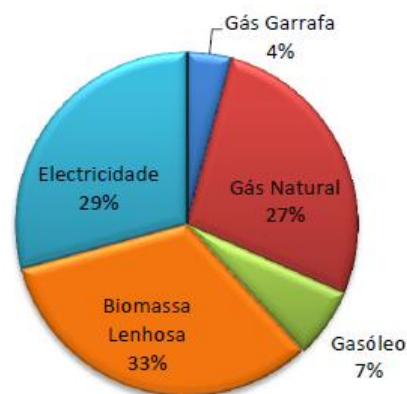


Figura 1- Fontes energéticas utilizadas no aquecimento do ar ambiente na cidade de Bragança (Fonte: Ferreira, 2012).

Atualmente verifica-se um grande interesse no estudo da poluição atmosférica por material particulado. Interesse este justificado essencialmente pelos seus efeitos sobre a saúde humana, sobre a fauna e a flora e o património construído, além dos efeitos na visibilidade (Van Dingenen *et al.*, 2004). Na saúde humana, segundo estudos epidemiológicos, os principais efeitos do material particulado refletem-se principalmente a nível respiratório e cardiovascular, tendo sido também associado ao cancro do pulmão.

Estudos recentes (Jerrett *et al.*, 2007; Merbitz *et al.*, 2012; Kavousi *et al.*, 2013) vieram provar que dentro das áreas urbanas existe uma importante variabilidade espacial de determinados poluentes atmosféricos, entre os quais o material particulado, daí que o mapeamento da

variabilidade espacial dos poluentes atmosféricos seja muito útil, tanto para a realização de estudos epidemiológicos como no âmbito da gestão da qualidade do ar. Segundo Nuckols *et al.* (2004), na modelação da exposição ambiental à poluição atmosférica, os modelos que incorporam a variabilidade espacial da exposição, com base na variabilidade dos poluentes atmosféricos, são considerados os mais robustos. Existe uma série de modelos que permitem avaliar a distribuição espacial dos poluentes atmosféricos e que são muitas vezes aplicados na modelação da exposição à poluição atmosférica (Jerrett *et al.*, 2005). Entre estes modelos estão os modelos de interpolação geoestatística que permitem estimar as concentrações do poluente de interesse em localizações não amostradas a partir de um conjunto de pontos de amostragem (e.g. estações de monitorização), tendo por base a existência de dependência espacial entre os dados e aplicando modelos estatísticos espaciais.

Com a dissertação que aqui se apresenta, realizada no âmbito do mestrado em Tecnologia Ambiental da ESA/IPB, pretende-se avaliar a influência da combustão residencial de biomassa lenhosa nas concentrações de PM_{2,5} registadas no período noturno, e recorrendo a métodos de interpolação geoestatística (krigagem e cokrigagem ordinária), modelar o padrão espacial de distribuição das concentrações deste poluente no âmbito da cidade de Bragança, de modo a identificar áreas de maior concentração deste poluente. A metodologia adotada para realização deste estudo baseou-se na realização de campanhas de monitorização de PM_{2,5} em diferentes pontos da cidade, em períodos noturnos e diurnos, recorrendo a um sistema móvel de monitorização.

Com a presente dissertação pretende aprofundar-se o conhecimento relativo à distribuição noturna do poluente em causa na atmosfera da cidade de Bragança, durante os meses mais frios nos quais a queima residencial de biomassa lenhosa se impõe como principal fonte de material particulado e contribuir para o esclarecimento da relevância da referida fonte nas concentrações deste poluente.

Após este capítulo de breve introdução à temática de estudo, descrição do estudo e identificação dos seus objetivos segue-se o capítulo 2 em que se define o conceito de material particulado, se descrevem as suas origens, os seus processos de dispersão, os efeitos deste poluente na saúde humana e no meio ambiente, os aspetos legais que lhe estão associados e por fim as técnicas de modelação espacial empregadas na descrição do seu padrão espacial.

No capítulo 3 descreve-se a metodologia utilizada na realização deste estudo, apresenta-se a área de estudo, é feita a descrição do procedimento utilizado na obtenção dos dados e no seu pré-tratamento. Descreve-se a análise realizada para verificação da influência da combustão residencial de biomassa lenhosa nos níveis noturnos observados de PM_{2,5}. Apresenta-se a

metodologia utilizada na análise estatística da relação entre as PM_{2,5} e variáveis independentes e na modelação do padrão espacial das concentrações de PM_{2,5}, e por último descreve-se o procedimento utilizado na identificação de zonas de excedência ao valor de referência para PM_{2,5}.

No capítulo 4 são apresentados e discutidos os resultados obtidos através do tratamento inicial dos dados, sendo feita a descrição das condições meteorológicas em que decorreram as monitorizações e a descrição da distribuição temporal e espacial dos níveis mensurados de PM_{2,5}. É feita a análise da influência da combustão de biomassa nos níveis de PM_{2,5}. São expostos e analisados os resultados da análise estatística da relação entre as concentrações do poluente em estudo e variáveis independente e os resultados da modelação do padrão espacial de PM_{2,5}. Por último são expostos e avaliados os resultados da identificação de zonas de excedência ao valor de referência.

No capítulo 5 são apresentadas estratégias para redução das emissões de material particulado por parte da queima residencial de biomassa lenhosa.

Por fim o capítulo 6 é relativo às conclusões.

2. Enquadramento Teórico

2.1. Material particulado

A UNEP/WHO (1994) define o material particulado como um conjunto de partículas sólidas ou líquidas suspensas e dispersas na atmosfera. O material particulado varia em composição química, morfologia, tamanho, parâmetros óticos (cor/dispersão da luz) e características elétricas (carga/resistência).

O tamanho é uma das mais importantes propriedades das partículas. O diâmetro aerodinâmico equivalente é usado para caracterizar o tamanho das partículas, sendo definido como o diâmetro de uma partícula esférica com densidade igual a 1gm^{-3} que apresenta a mesma velocidade terminal de sedimentação da partícula em questão. As partículas têm comportamentos distintos para diferentes intervalos de tamanho, sendo também regidas por diferentes leis físicas (Willike e Baron, 1993). O tamanho do material particulado governa o transporte e remoção das partículas da atmosfera, tendo também bastante influência na sua deposição no sistema respiratório humano (WHO, 2000). O material particulado é usualmente dividido em duas distintas frações em função do tamanho das mesmas. A fração grosseira quando o seu diâmetro aerodinâmico equivalente é superior a $2,5\ \mu\text{m}$ e a fração fina quando o diâmetro aerodinâmico equivalente é inferior ou igual a $2,5\ \mu\text{m}$. Esta divisão tem por base a distribuição da massa de partículas em função do tamanho (Figura 2).

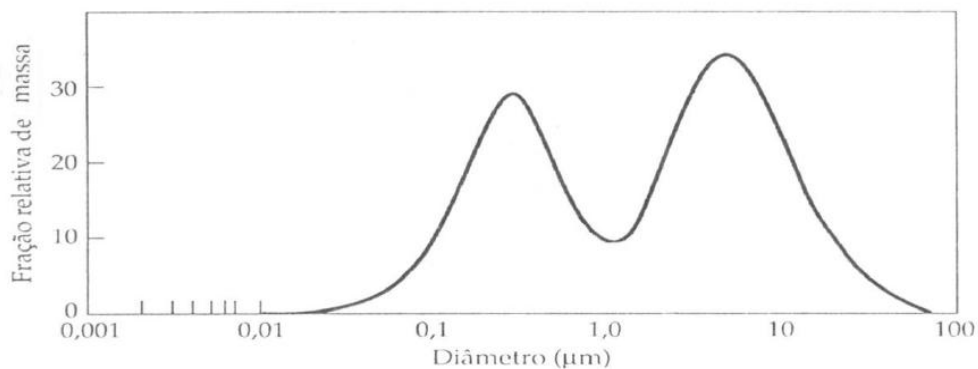


Figura 2- Distribuição relativa das massas para os diferentes tamanhos de material particulado. (Fonte: EPA, 1999).

O material particulado cujo diâmetro aerodinâmico equivalente é igual ou inferior a $10\ \mu\text{m}$ é comumente designado por PM₁₀ e inclui uma fração de partículas grosseiras em adição à fração de partículas finas (Figura 3). As partículas finas, como já foi referido, têm um diâmetro

aerodinâmico equivalente igual ou inferior a $2,5 \mu\text{m}$ e são comumente referidas como PM_{2,5} (Figura 3).

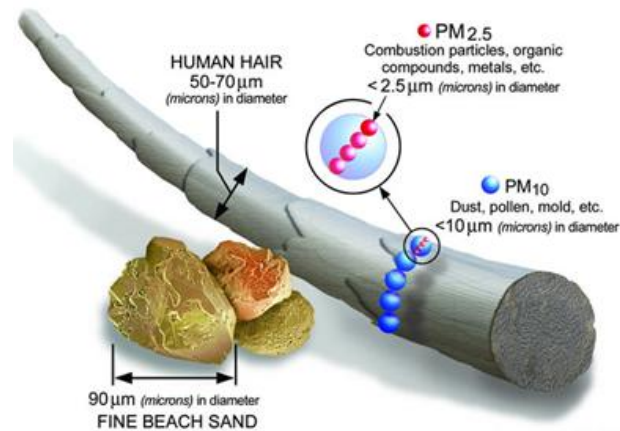


Figura 3- Tamanho relativo do material particulado (PM₁₀ e PM_{2,5}). (Fonte: EPA, 2010).

O tamanho do material particulado está também relacionado com a sua composição química e fontes de emissão (WHO, 2000).

2.2. Fontes de Material Particulado

O material particulado em suspensão na atmosfera pode resultar diretamente de emissões de fontes naturais (e.g. tempestades de areia, atividade vulcânica, etc.) ou antropogénicas (e.g. tráfego rodoviário, combustão doméstica de biomassa lenhosa, etc.), sendo nestes casos tratado como primário, ou pode ser formado na atmosfera a partir de espécies gasosas (espécies precursoras) tanto por meio de reações químicas homogéneas como heterogéneas, sendo neste caso tratado como secundário.

As partículas grosseiras, de diâmetro aerodinâmico superior a $2,5 \mu\text{m}$, têm geralmente origem na quebra de partículas maiores, podendo ser emitidas por fontes antropogénicas tais como a agricultura, construção civil, mineração, ou por fontes naturais como a atividade vulcânica e ressuspensão de partículas em solos sem cobertura vegetal adequada. As partículas finas têm como principal origem os processos de combustão e processos químicos atmosféricos (WHO, 2000).

2.2.1. Combustão residencial de biomassa lenhosa

A combustão de biomassa lenhosa, a mais antiga e difundida fonte energética, é utilizada no sector doméstico essencialmente para produção de calor para aquecimento das habitações, aquecimento de águas sanitárias ou ainda para a confeção de alimentos.

Segundo Wakelin (2008) o uso da biomassa lenhosa como fonte energética tem três principais vantagens: 1. balanço de carbono neutro, pois o CO₂ libertado durante a combustão da biomassa é novamente capturado pela floresta no decorrer do seu crescimento; 2. a floresta, da qual provem este combustível, é considerada um recurso renovável, quando gerida de forma sustentável; 3. o aproveitamento da disponibilidade local deste recurso permite reduzir a dependência energética em relação ao exterior, o que se reflete em benefícios económicos.

Apesar das vantagens aqui apresentadas a combustão residencial de biomassa lenhosa liberta uma série de poluentes atmosféricos, entre os quais o material particulado, que podem prejudicar gravemente a saúde humana e o equilíbrio dos ecossistemas.

Vários estudos têm demonstrado contribuições significativas por parte desta fonte energética nas concentrações ambientais de material particulado. Num estudo realizado por Krecl (2008), no norte da Suécia durante o inverno de 2005/2006, a queima residencial de biomassa lenhosa foi considerada responsável por 36 a 82% das concentrações de PM₁₀ e por 31 a 83% das concentrações de PM₁. Bari *et al.* (2011) concluíram que 57% das concentrações ambientais de PM₁₀ registadas em áreas residenciais na Alemanha podem ser atribuídas à queima residencial de biomassa lenhosa. Um estudo realizado em Tanumshede uma pequena comunidade sueca revelou uma contribuição de 25% da referida fonte nas concentrações de inverno de PM_{2,5} (Molnár e Sallsten, 2013). Noutro estudo realizado em Libby, Montana (Califórnia), a contribuição revelou ser bem mais significativa, com a queima residencial de biomassa lenhosa a contribuir para aproximadamente 82% dos níveis de PM_{2,5} registados (Ward *et al.*, 2006).

Em Portugal segundo Borrego *et al.* (2010) a combustão residencial contribuía em 2005 para 18% das emissões de material particulado, sendo que neste sector a biomassa lenhosa era o combustível mais utilizado, contribuindo para 98% das emissões de material particulado (Figura 4). A nível urbano não existem estudos que permitam quantificar essa contribuição.

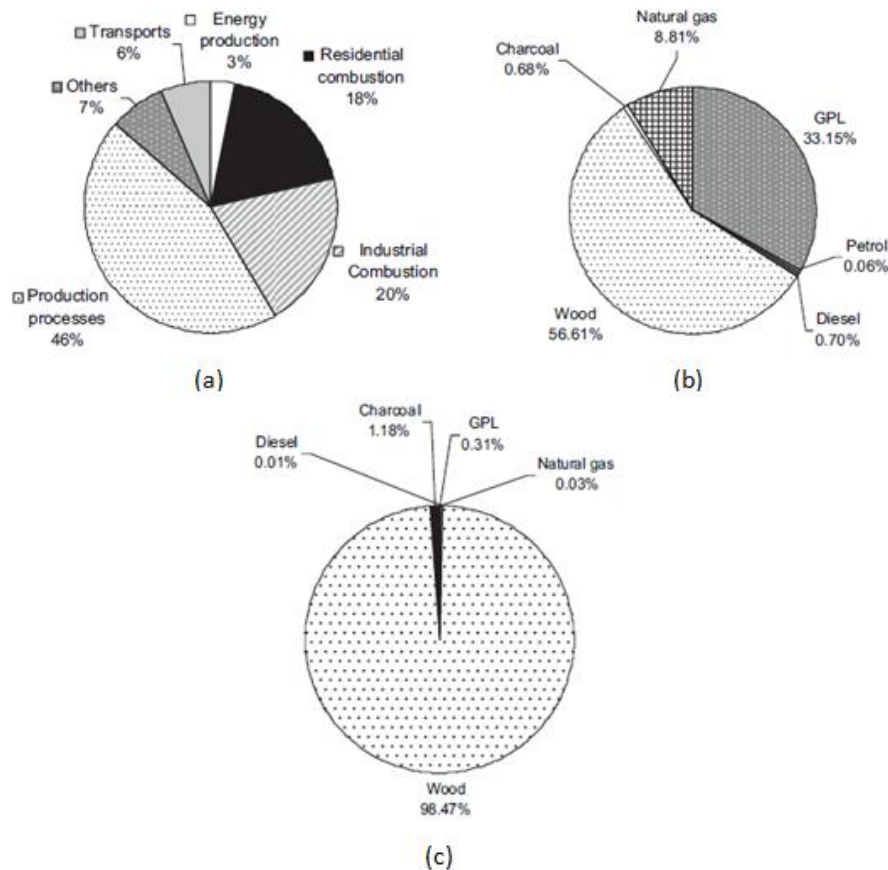


Figura 4- a) contribuição por setor para as concentrações de material particulado, b) uso de energia no setor residencial por tipo de combustível, c) emissões residenciais de PM10 por tipo de combustível. (Fonte: Borrego *et al.*, 2010).

O aerossol associado à queima residencial de biomassa lenhosa tem geralmente tamanhos que não ultrapassam $1 \mu\text{m}$, com um pico na distribuição de tamanhos entre $0,15$ e $0,4 \mu\text{m}$ (Larson e Koenig, 1994).

As partículas resultantes desta fonte são geradas essencialmente de duas formas, por combustão incompleta e devido à presença de material inorgânico no combustível (Johansson, 2002). No primeiro caso o resultado são partículas de carbono orgânico, fuligem, e partículas resultantes da condensação de compostos orgânicos na fase gasosa (alcatrões). No segundo caso o resultado são partículas de cinzas inorgânicas.

As partículas de carbono orgânico têm origem nos produtos da degradação térmica dos constituintes da madeira, que são libertados a baixas temperaturas, não sendo posteriormente queimados. Durante a combustão incompleta, em condições de carência de oxigénio e a elevadas temperaturas, as emissões de material particulado são dominadas pela presença de fuligem, que consiste em agregados de carbono elementar com compostos orgânicos condensados na sua superfície (maioritariamente hidrocarbonetos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos), sendo o seu processo de formação considerado complexo (Bølling *et al.*, 2009). Baixas temperaturas e

condições deficitárias de fornecimento de ar dão origem à emissão de alcatrões que são em parte emitidos como gases que condensam e dão origem a partículas na pluma de emissão (Johansson, 2002). As partículas de cinza são geradas independentemente de a combustão ser completa ou incompleta, como resultado da presença de material inorgânico no combustível e são constituídas maioritariamente por sais alcalinos (Bølling *et al.*, 2009).

2.3. Distribuição e dispersão do material particulado

Nos meios urbanos a distribuição espacial do material particulado resulta essencialmente da configuração espacial das fontes de emissão e dos processos de dispersão do poluente (Langner *et al.*, 2011). A dispersão atmosférica do material particulado é influenciada por condições meteorológicas, como a direção e velocidade do vento e a estabilidade atmosférica, sendo também dependente da topografia da área urbana, altitude das fontes poluentes, e tipo de fonte (Tasić *et al.*, 2006). As condições de estabilidade atmosférica são determinadas pelo vento, e pelo aquecimento da atmosfera que causa correntes de convecção.

As partículas são diluídas na chamada camada de mistura, cuja altura determina o volume disponível para dispersão dos poluentes. Por sua vez a altura da camada de mistura é determinada pelas condições atmosféricas, sendo que em condições anticiclónicas caracterizadas por estabilidade atmosférica a altura da camada de mistura diminui, o que conduz a uma redução do seu volume, e desta forma, ao aumento das concentrações do poluente. Pelo contrário, em condições de instabilidade atmosférica há um aumento dos movimentos atmosféricos verticais e um aumento do volume da camada de mistura o que favorece a diluição das concentrações de partículas. Tendo isto em conta em condições de estabilidade atmosférica e velocidades do vento reduzidas, devido às fracas condições de mistura atmosférica as concentrações de material particulado são potenciadas.

A topografia exerce um importante efeito na dispersão do material particulado uma vez que cidades localizadas em vales têm condições de arejamento mais fracas quando em comparação com cidades localizadas em planícies (Langner *et al.*, 2011). Larson *et al.* (2007) consideram também que em noites frias e calmas sob condições de estabilidade atmosférica se gera um fluxo de drenagem ao longo das vertentes do terreno que tende a arrastar com ele as partículas para as partes mais baixas.

As emissões por parte de fontes a diferentes altitudes são afetadas de forma desigual tendo em conta as condições de estabilidade atmosférica. Em condições de instabilidade atmosférica a poluição proveniente de fontes ao nível do solo é rapidamente dispersada, enquanto as emissões

libertadas a altitudes elevadas retornam mais rapidamente ao nível do solo. Já no caso de condições de estabilidade as emissões provenientes de fontes a baixa altitude proporcionam maiores concentrações ao nível solo enquanto as libertadas a altitudes elevadas tendem a não afetar as concentrações ao nível do solo (Tasić *et al.*, 2006).

2.4. Efeitos do material particulado na saúde humana e no ambiente

A poluição atmosférica por material particulado tem sido associada a diferentes efeitos na saúde humana, desde os simples sintomas respiratórios até graves problemas de saúde que podem conduzir à morte prematura. A organização mundial de saúde estima que por ano morram prematuramente cerca de 800 000 pessoas devido à poluição atmosférica por material particulado (WHO, 2002). Estudos epidemiológicos associaram a presença de material particulado a problemas respiratórios que incluem o agravamento da doença pulmonar obstrutiva crónica (Abbey *et al.*, 1995) e asma (Abbey *et al.*, 1995; Schwartz *et al.*, 1993), aumento do risco de bronquite crónica (Schwartz *et al.*, 1993), e redução da função pulmonar (Pope *et al.*, 1991). O material particulado exerce também efeitos significativos a nível do sistema cardiovascular conforme comprovam os estudos realizados por Dockery *et al.* (1993) e Samet *et al.* (1995). Um estudo realizado por Pope *et al.* (1995) revelou também associações positivas entre a poluição atmosférica por material particulado e a mortalidade por cancro do pulmão e doença cardiopulmonar.

Borman *et al.* (2003) analisaram os resultados de 9 estudos realizados em áreas onde a queima residencial de biomassa é considerada a principal fonte de poluição atmosférica, e concluíram que o material particulado foi o poluente que apresentou as mais frequentes associações com efeitos negativos na saúde humana. Constataram ainda que a fração PM10, o indicador mais comumente usado (8 estudos), apresentou associações positivas com a mortalidade diária, sintomas de asma, admissões hospitalares e atendimento de emergência relativos à asma, redução da função pulmonar e sintomas respiratórios. A fração de partículas PM2,5, indicador utilizado em 3 estudos apresentou além de associações positivas com admissões hospitalares por asma também associações com o declínio da função pulmonar em crianças asmáticas.

Os grupos populacionais mais suscetíveis aos efeitos deste poluente são os idosos pela sua condição de saúde geralmente mais debilitada, as crianças cujo sistema respiratório ainda se encontra em desenvolvimento e indivíduos com historial de doença cardíaca, pulmonar ou asma.

No ambiente, as partículas em suspensão influenciam as condições de visibilidade na atmosfera e podem também afetar o balanço térmico da atmosfera, absorvendo radiação solar e

diminuindo a sua incidência na superfície terrestre (Melo, 1997). A deposição de partículas no edificado e em monumentos causa a sua degradação com a ocorrência de fenómenos de descoloração, corrosão e erosão, associados à natureza química do material particulado. Relativamente à vegetação o material particulado pode através da sua deposição sobre a superfície foliar interceptar a luz solar prejudicando assim o processo de fotossíntese, para além da possibilidade de criar uma camada quase impenetrável prejudicando os processos que envolvem trocas gasosas. O material particulado pode também, através da sua deposição, influenciar negativamente qualidade da água e dos solos.

2.5. Enquadramento legal

Tendo em conta as evidências científicas que comprovam a relação entre a poluição atmosférica e a degradação da saúde humana e do meio ambiente em geral, esta problemática constitui uma preocupação para a comunidade científica, responsáveis políticos e a população em geral, exigindo por isso uma resposta adequada. Como forma de fazer face a este e outros desafios ambientais a abordagem legislativa é essencial, desta forma cabe às autoridades políticas estabelecer normas legais que visem a prevenção, o controlo e diminuição da poluição atmosférica e desta forma dos seus efeitos na saúde dos cidadãos.

A União Europeia tem vindo nas últimas décadas a introduzir e implementar uma série de mecanismos legais que visam a melhoria da qualidade do ar. Entre estes mecanismos estão o estabelecimento de valores limite e/ou alvo para as concentrações ambientais de determinados poluentes, valores limites de emissão para fontes específicas e de tetos de emissão para os gases de efeito estufa e para alguns contaminantes específicos. Portugal, assim como os restantes estados membros da união europeia, rege-se pelas normas e leis estabelecidas pela comissão europeia, transpondo para o direito interno os documentos legislativos comunitários.

A recente revisão da legislação comunitária relativa à qualidade do ar, a fim de nela se incorporar os últimos progressos científicos e técnicos e a experiência adquirida pelos estados membros, veio impulsionar a publicação da diretiva 2008/50/CE de 21 de Maio (Nova Diretiva Quadro), relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa. Esta diretiva concentra num único documento as disposições legais da diretiva 96/62/CE, de 27 de Setembro (Diretiva Quadro), das primeiras três diretivas filhas (diretivas 1999/30/CE de 22 de Abril; 2000/69/CE de 16 de Novembro e 2002/3/CE de 12 Fevereiro) e da decisão 97/101/CE do Conselho, de 27 de Janeiro de 1997. A legislação nacional sobre esta matéria é constituída pelo decreto-lei nº102/2010 de 23 de Setembro, que transpõe para direito interno a Nova Diretiva Quadro juntamente com a quarta diretiva filha, diretiva nº 2004/107/CE, de 15 de Dezembro.

Entre os poluentes abrangidos por este decreto-lei está o material particulado, sendo nele estabelecidos valores limite de concentração no ar ambiente para PM10 (Tabela 1).

Tabela 1- Valores limite para PM10.

| PM10 | | | |
|-----------------------|---|----------------------|----------------------|
| Período de referência | Valor-limite | Margem de tolerância | Data limite |
| 1 dia | 50 $\mu\text{g m}^{-3}$, a não exceder mais de 35 vezes por ano civil. | 50% | 1 de Janeiro de 2005 |
| Ano Civil | 40 $\mu\text{g m}^{-3}$ | 20% | 1 de Janeiro de 2005 |

O Decreto-lei nº102/2010 de 23 de Setembro veio introduzir disposições para regulamentação e vigilância dos níveis de PM2,5, estabelecendo, para a proteção da saúde humana, objetivos de qualidade do ar para as partículas finas, cuja concentração média anual não deverá exceder os 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ a partir de 1 de Janeiro de 2015 (Tabela 2), este valor limite é considerado numa primeira fase um valor alvo a atingir a partir de 1 de Janeiro de 2010 (Tabela 3). O decreto-lei estabelece também um limite de concentração de exposição a cumprir em 2015 (Tabela 4) e um objetivo nacional de redução a cumprir em 2020 (Tabela 5), verificados pelo cálculo do indicador de exposição média (IEM). O IEM é obtido em $\mu\text{g m}^{-3}$ e tem como base as medições do poluente realizadas em localizações urbanas de fundo em zonas e aglomerações de todo o território, correspondendo à média das concentrações anuais obtidas em três anos consecutivos.

Tabela 2- Valores limite para PM2,5.

| PM2,5 | | | |
|-----------------------|-------------------------|---|-----------------------|
| Período de referência | Valor-limite | Margem de tolerância | Data limite |
| Fase 1 | | | |
| Ano Civil | 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ | 20 % até 11 de Junho de 2008, a reduzir no dia 1 de Janeiro seguinte e em cada período de 12 meses subsequentes numa percentagem anual idêntica, até atingir 0 % em 1 de Janeiro de 2015. | 1 de Janeiro de 2015. |
| Fase 2 | | | |
| Ano Civil | 20 $\mu\text{g m}^{-3}$ | | 1 de Janeiro de 2020. |

Tabela 3- Valor alvo para PM2,5.

| PM2,5 | | |
|-----------------------|-------------------------|--|
| Período de referência | Valor-Alvo | Data limite para a observância do valor-alvo |
| Ano Civil | 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ | 1 de Janeiro de 2010 |

Tabela 4- Limite de concentração de exposição.

| Obrigação em matéria de concentrações de exposição | Ano de cumprimento do valor referente à obrigação |
|--|---|
| 20 $\mu\text{g m}^{-3}$ | 2015 |

Tabela 5- Objetivo nacional de redução da exposição.

| Objetivo de redução da exposição relativo ao IEM em 2010 | | Ano para a consecução do objectivo de redução da exposição |
|--|--|--|
| Concentração inicial em $\mu\text{g m}^{-3}$ | Objetivo de redução em % | 2020 |
| <8,5 = 8,5 | 0% | |
| >8,5-<13 | 10% | |
| =13-<18 | 15% | |
| =18-<22 | 20% | |
| ≥ 22 | Todas as medidas adequadas para alcançar o objetivo de 18 $\mu\text{g m}^{-3}$ | |

A União Europeia não definiu ainda valores limite para as concentrações ambientais de PM_{2,5} tendo por base a exposição de curto prazo (média de 24 horas) no entanto a Organização Mundial da Saúde estabelece para este caso, como valor de referência para proteção da saúde pública, 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ (WHO, 2005).

2.6. Modelação do padrão espacial das concentrações de Material Particulado

A poluição atmosférica é quase sempre avaliada com recurso à medição das concentrações de um poluente em estações de monitorização da qualidade do ar. No entanto, quando é pretendida uma avaliação mais exata da exposição à poluição atmosférica é importante caracterizar a heterogeneidade espacial da distribuição dos poluentes dentro de uma determinada área (Sahsuvaroglu *et al.*, 2006). Jerrett *et al.* (2005) analisaram as abordagens mais comuns na modelação espacial da exposição intraurbana aos poluentes atmosféricos com base na variabilidade espacial dos poluentes, tendo identificado 6 classes de modelos: modelos de proximidade, modelos de interpolação geoestatísticos, modelos de regressão baseados no uso do solo, modelos de dispersão, modelos integrados de emissão e meteorologia e modelos híbridos. Estes últimos combinam a monitorização pessoal ou residencial com qualquer um dos outros métodos já referidos.

Tendo os modelos referidos por base a variabilidade espacial dos poluentes atmosféricos à escala intraurbana, será aqui apresentada a sua descrição com especial incidência nos modelos de interpolação geoestatística, dando-se também destaque a casos de estudo que aplicaram estes modelos na descrição da variabilidade espacial das concentrações de material particulado.

Modelos de proximidade

A modelação espacial da exposição ambiental à poluição atmosférica é muitas vezes avaliada com recurso à aplicação de modelos de proximidade. Estes modelos baseiam-se na proximidade de uma fonte poluente a uma determinada localização para diferenciação da exposição intraurbana à poluição por parte da referida fonte. Esta é considerada uma abordagem básica e de aplicação relativamente fácil, no entanto pode ser considerada demasiado simplista, pois assume que a dispersão é isotrópica (o mesmo padrão de dispersão em todas as direções), não considerando parâmetros que influenciam a dispersão dos poluentes (Jerrett *et al.*, 2005).

Estes modelos são frequentemente aplicados às emissões do tráfego automóvel, como por exemplo no estudo de Janssen *et al.* (2001), no qual foram realizadas medições dos níveis de material particulado, entre outros poluentes, dentro e fora de um grupo de 24 escolas localizadas a uma distância de até 400 metros das maiores vias de tráfego. Neste estudo foram detetadas associações negativas significativas entre a distância das escolas às vias de tráfego e as concentrações dos poluentes.

Métodos de interpolação geoestatística

A interpolação espacial é um procedimento através do qual se visa estimar em locais não amostrados, valores desconhecidos de uma determinada variável, partindo de valores conhecidos, correspondentes a pontos de observação ou amostragem. Esta abordagem pode ser perfeitamente aplicada no mapeamento da distribuição de poluentes atmosféricos numa determinada área geográfica. Na base das técnicas de interpolação está a primeira lei da Geografia, Lei de Tobler que diz que “*everything is related to everything else but near things are more related than distant things*” (Tobler, 1970), a esta relação geográfica é chamada autocorrelação espacial. A aplicação de técnicas de interpolação espacial passa pela existência de autocorrelação espacial nos dados (O. Sullivan e Unwin, 2010).

Os métodos de interpolação geoestatística comumente conhecidos como krigagem têm por base a aplicação da teoria das variáveis regionalizadas, desenvolvida por Georges Matheron (Matheron, 1963), e consiste na aplicação de funções estocásticas na descrição da variação espacial de um determinado atributo ao qual se dá o nome de variável regionalizada. Este método de interpolação assenta na técnica da distância ponderada, sendo que a determinação do valor de uma determinada variável num ponto x é conseguida através dos pontos de amostragem vizinhos, aos quais são atribuídos diferentes pesos na estimativa local, sendo os mais próximos mais influentes. Além da distância entre observações e o ponto não mensurado

na determinação das ponderações, a krigagem leva também em consideração o arranjo espacial entre pontos de medição através da modelação da autocorrelação espacial (Johnston *et al.*, 2001).

A krigagem é uma ferramenta de interpolação poderosa pelo facto de as ponderações serem escolhidas de modo a otimizar a função de interpolação e assim fornecer para uma dada localização a melhor estimativa linear não enviesada (BLUE-Best Linear Unbiased Estimate) do valor do atributo em questão (Burrough e McDonnell, 1998).

A teoria das variáveis regionalizadas atenta à exploração da variação espacial da variável de interesse nas suas três principais componentes: componente estrutural, correspondente a uma tendência constante ou média constante; componente aleatória espacialmente correlacionada e ruído aleatório ou erro residual espacialmente não correlacionado (Burrough e McDonnell, 1998). Tendo isto em consideração o valor da variável de interesse na posição x , representado por $Z(x)$, é dado pela expressão:

$$Z(x) = m(x) + \varepsilon'(x) + \varepsilon''$$

onde $m(x)$ é uma função determinística descrita pela componente estrutural de Z em x , $\varepsilon'(x)$ é o termo que denota estocacidade, resíduos aleatórios espacialmente correlacionados (variação da variável regionalizada), e ε'' um resíduo espacialmente não correlacionado.

A hipótese intrínseca da teoria das variáveis regionalizadas tem como requisitos as condições de estacionaridade e variância das diferenças.

Na criação da superfície de interpolação pelo processo de krigagem são distinguidas duas fases, a modelação da autocorrelação espacial e a realização das predições para os pontos com valor desconhecido (Johnston *et al.*, 2001). A autocorrelação espacial pode ser modelada pela função de covariância (covariograma) ou pela sua forma normalizada, função de correlação (correlograma), no entanto a semivariância (semivariograma) é a ferramenta mais usada para este fim.

O semivariograma experimental é um gráfico que representa a semivariância (dissimilaridade) entre pares de pontos de amostragem em função da distância (h) que os separa, sendo a semivariância uma medida da dependência espacial (autocorrelação espacial)

entre pontos de amostragem (Johnston *et al.*, 2001). A semivariância pode ser calculada na prática a partir dos dados de amostragem pela seguinte equação:

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

onde $N(h)$ é o número de pares de pontos separados pela distância h , $z(x_i) - z(x_i + h)$ é o valor da diferença entre pares de pontos que distam h entre si.

Para a construção do semivariograma experimental são tidos em consideração todos as possíveis pares de localizações. Após a criação do semivariograma experimental é ajustado um modelo teórico aos pontos do semivariograma. O modelo matemático ajustado é descrito por parâmetros importantes que resumam a dependência espacial da variável em questão (Burrough e McDonnell, 1998).

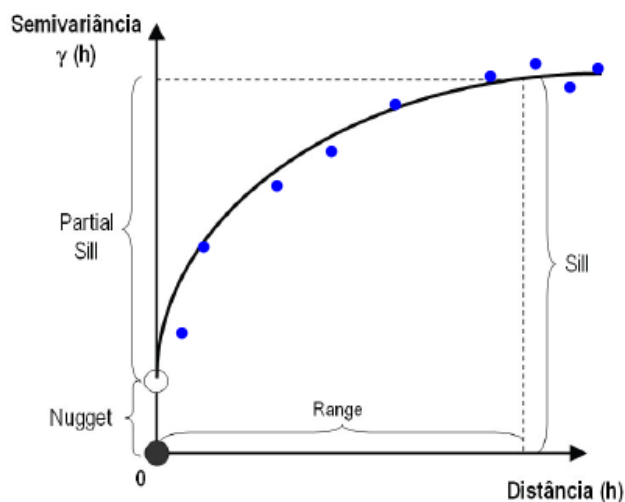


Figura 5- Exemplo de um semivariograma ajustado, com os parâmetros alcance (*range*), patamar (*sill*) e efeito pepita (*nugget*) (adaptado a partir de Johnston *et al.*, 2001).

A semivariância aumenta com o aumento da distância (h) entre pontos observados, sendo que a partir de determinada distância (alcance) a semivariância estabiliza num determinado valor (patamar) e a dependência espacial entre os pares de pontos de amostragem deixa de existir, ou seja a variância entre pares de observações torna-se invariante com a distância entre amostras (Figura 5). Se a distância que separa um local não amostrado de um ponto de amostragem for maior que o alcance então esse ponto de amostragem não poderá contribuir para a interpolação do valor desconhecido (Burrough e McDonnell, 1998). O parâmetro alcance é especialmente relevante porque define a escala operacional da modelação e correspondente interpolação espacial.

Quando a distância entre pontos é igual a zero a semivariância toma também um valor nulo que reflete a inexistência de diferenças entre pontos. O efeito pepita verifica-se quando a distância tende para zero e a semivariância apresenta um valor positivo que pode ser causado por erros de amostragem combinados com variabilidade de pequena escala, não captada pela amostragem (Figura 5).

O ajuste do semivariograma permite a determinação das ponderações a atribuir aos pontos amostrados de modo a interpolar os valores do atributo para localizações não amostradas. Tendo isto em conta a interpolação espacial por krigagem aplica a seguinte equação:

$$z(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot z(x_i)$$

onde $z(x_i)$ é o valor medido na i -ésima localização, λ_i é o peso do valor medido na i -ésima localização, $z(x_0)$ é o valor a prever do atributo na localização x_0 e n é o número de valores medidos.

A krigagem além de fornecer as predições espaciais do valor da variável de interesse, através da criação de uma superfície de variação, fornece também os erros padrão associados a cada predição espacial, através de uma superfície de variância. Os erros padrão proporcionam uma estimativa da fiabilidade associada aos valores interpolados, quantificando o grau de incerteza das predições realizadas (Mulholland *et al.*, 1998).

A cokrigagem é uma ferramenta de interpolação que permite integrar informação adicional para modelar a distribuição de um atributo de interesse (Jeannée, 2004). Esta informação extra corresponde a dados obtidos por amostragem de uma ou mais variáveis espacialmente correlacionadas com a variável de interesse, sendo o valor destas variáveis e as suas correlações utilizados na estimação em locais não amostrados. Este método de interpolação geoestatística representa uma modificação do princípio base da interpolação, sendo que além da utilização da dependência espacial entre amostras ele possibilita a utilização da co-variância existente entre a variável de interesse e as variáveis correlacionadas (Mesquita, 2009).

A cokrigagem apenas se poderá apresentar como melhor alternativa à krigagem ordinária se o atributo a estimar não estiver amostrado com a mesma intensidade das variáveis auxiliares (Burrough e McDonnell, 1998). Esta técnica é geralmente utilizada quando a variável de interesse é amostrada com baixa intensidade, devido a custos e dificuldades de amostragem, e as variáveis correlacionadas podem ser amostradas mais facilmente.

Este método de interpolação geoestatística é uma extensão da krigagem, mas exige mais estimação pois além da autocorrelação espacial para o atributo de interesse, é necessário estimar a autocorrelação para os demais atributos, e as correlações cruzadas entre as variáveis auxiliares e o atributo a interpolar (Johnston *et al.*, 2001). Caso não exista correlação cruzada pode recorrer-se apenas à autocorrelação do atributo, no entanto cada vez que se estimam parâmetros de autocorrelação isso introduz mais variabilidade o que não favorece ganhos em precisão (Johnston *et al.*, 2001). As correlações cruzadas são representadas geralmente ao nível dos covariogramas cruzados ou semivariogramas cruzados, sendo que quando estes últimos são gerados a partir de variáveis que apresentam o mesmo conjunto de pontos de localização são denominados semivariogramas cruzados verdadeiros (*true cross-semivariograms*), caso os pares de atributos derivem de diferentes localizações no espaço são denominados pseudo semivariogramas cruzados (*pseudo cross-variograms*) (Burrough e McDonnell, 1998).

A cokrigagem ordinária assume os modelos:

$$Z_U(x) = m_1(x) + \varepsilon'_1(x)$$

$$Z_V(x) = m_2(x) + \varepsilon'_2(x)$$

onde $m_1(x)$ e $m_2(x)$ são constantes desconhecidas, $\varepsilon'_1(x)$ e $\varepsilon'_2(x)$ são dois tipos de resíduos aleatórios espacialmente correlacionados, sendo que se tem em conta a autocorrelação para cada um deles e a correlação cruzada entre eles.

Em seguida se apresentam as equações que permitem estimar o covariogramas cruzado (C_{UV}) e o semivariograma cruzado (γ_{UV}) entre quaisquer duas variáveis:

$$C_{UV}(h) = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z_U(x_i) - m_U] \cdot [Z_V(x_i + h) - m_V]$$

$$\gamma_{UV}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum [z_U(x_i) - z_U(x_i + h)] \cdot [z_V(x_i) - z_V(x_i + h)]$$

onde $N(h)$ é o número de pares de observações de z_U e z_V separadas por uma distância h , m_U e m_V são as médias da variável z_U e z_V , $z_U(x_i)$ é o valor da variável z_U na localização x_i e $z_V(x_i+h)$ é o valor da variável z_V na localização x_i+h .

O valor desconhecido do atributo de interesse z_U numa determinada localização (x_0) é estimado como uma soma ponderada dos valores das co-variáveis V_k ($k=1, 2, 3, \dots$), cada uma mensurada em n_v localizações ($x_{ik}=1, 2, 3, \dots$):

$$z_U(x_0) = \sum_{K=1}^V \sum_{i=1}^{n_i} \lambda_{ik} z(x_{ik})$$

Existe uma série de estudos de predição espacial da poluição atmosférica realizados, recorrendo aos métodos de interpolação geostatísticos num estudo realizado em Lisboa por Mesquita (2009), foram aplicadas a krigagem e a cokrigagem, entre outros métodos, na predição das concentrações de dióxido de azoto. Num estudo realizado em Victoria, British Columbia (Canadá) (Lightowlers, 2007), foi aplicada entre outras metodologias a krigagem ordinária na modelação das concentrações de material particulado oriundo da queima residencial de biomassa lenhosa.

Modelos de regressão baseados no uso do solo

Os modelos de regressão que assentam no uso do solo permitem a predição de níveis de um determinado poluente tendo por base a distribuição espacial de variáveis predictoras relacionadas com a distribuição desse poluente (Su *et al.*, 2009). Estas variáveis, também designadas por variáveis independentes, podem corresponder ao uso do solo, tráfego rodoviário, topografia, características demográficas, entre outras, dependendo do poluente que se pretende estudar. Estes métodos fazem uso da regressão múltipla baseada no método dos mínimos quadrados e requerem a utilização de dados de monitorização do poluente, que funcionam como variável de resposta nas correlações com as variáveis independentes (Jerrett *et al.* 2005).

O modelo de regressão criado para explicar a variabilidade das concentrações do poluente exclui variáveis não significativas ou colineares, incluindo desta forma apenas as variáveis predictoras mais importantes. Uma vez que as variáveis predictoras estejam disponíveis para toda uma área de estudo as predições podem ser realizadas até para zonas onde não haja dados experimentais do poluente (Merbitz *et al.*, 2012).

Segundo Briggs *et al.* (2000) a modelação por regressão assenta em dois princípios. O primeiro assume que as condições ambientais para a variável de interesse podem ser estimadas a partir de um pequeno número de variáveis predictoras mensuráveis. O segundo assume que a relação entre a variável de resposta e as variáveis predictoras pode ser avaliada de forma confiável considerando uma área de amostragem e um período de amostragem limitados.

Este método de mapeamento das concentrações de poluentes atmosféricos tem vindo a ser aplicado numa série de estudos, entre eles o realizado por Merbitz *et al.* (2012), na cidade de

Aachen, Alemanha, no qual se procedeu à modelação da variabilidade espacial de material particulado (PM10 e PM2,5). No estudo realizado por Larson *et al.* (2007), em Vancouver e Victoria, Canadá, os autores estudaram a variação espacial de PM2,5 com origem na queima residencial de biomassa lenhosa.

Modelos de dispersão

Os modelos de dispersão são geralmente baseados na dinâmica da pluma gaussiana. Estes modelos requerem dados relativos às emissões, condições meteorológicas e topografia e usam suposições acerca de processos determinísticos de forma a estimar as distribuições espaciais dos poluentes atmosféricos (Jerrett *et al.* 2005).

Uma série de estudos tem vindo a utilizar estes modelos na descrição da distribuição espacial de poluentes atmosféricos, como por exemplo o estudo realizado por Hrubá *et al.* (2001) na cidade de Banská Bystrica, Eslováquia, no qual se recorreu ao “U.S. EPA’s Industrial Source Complex - Long Term Model” para modelar as concentrações de material particulado tendo por base 151 fontes pontuais e duas fontes em área (residenciais).

Modelos integrados de emissão e meteorologia

Estes modelos integram módulos meteorológicos e químicos na simulação da dinâmica dos poluentes atmosféricos. O módulo químico inclui parâmetros relativos às emissões atmosféricas e à sua dispersão. O módulo meteorológico fornece ao módulo químico informação acerca de variáveis como a temperatura, pressão atmosférica, nebulosidade e precipitação, sendo de crucial importância pois é responsável pelo transporte e dispersão dos poluentes.

Estes modelos têm potencial para modelação em tempo real e fornecem informação mais realista em comparação com os modelos de dispersão simples. Um exemplo da aplicação deste tipo de modelos foi o estudo realizado por Wilson *et al.* (2006) em Christchurch, Nova Zelândia, uma cidade que apresenta elevados níveis de poluição por material particulado durante o inverno, no qual foi aplicado o modelo TAPM (The Air Pollution Model) para modelação das concentrações de PM10.

3. Metodologia

A metodologia adotada na realização deste estudo envolveu a monitorização dos níveis de PM_{2,5} num conjunto de pontos na cidade de Bragança recorrendo a um sistema móvel. As campanhas de monitorização foram centradas nos meses mais frios, período em que a combustão residencial de biomassa lenhosa é mais intensa. Os dados recolhidos foram tratados estatisticamente de forma não espacial recorrendo à regressão linear múltipla e espacial recorrendo a métodos geostatísticos com a aplicação das técnicas de krigagem ordinária e cokrigagem ordinária, de modo a descrever e modelar o padrão espacial das concentrações de PM_{2,5} na cidade de Bragança.

3.1. Área de estudo

Este trabalho tem como área de estudo a cidade de Bragança localizada no Nordeste de Portugal Continental (41° 48' N, 6° 46' W). Bragança é uma cidade que ocupa uma área de 1400 hectares e possui atualmente uma população residente de 23000 habitante (INE, 2012). É capital do distrito e concelho homónimos.

Em termos climáticos Bragança tem um clima temperado com influências tanto continentais como atlânticas. Os invernos são longos, frios e húmidos com frequente ocorrência de geadas e pontualmente queda de neve, já os verões são tipicamente quentes, secos e curtos. Segundo o Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) a temperatura média anual para Bragança no período de 1971 a 2000 de Bragança ronda os 12,3°C, sendo o mês de Janeiro o mais frio com uma temperatura média de 4,4 °C e a média da temperatura mínima de 0,3°C, já o mês de Julho é o mais quente, sendo a temperatura média igual a 21,3°C e a temperatura média máxima de 28,5°C. No que diz respeito à precipitação segundo a mesma fonte a média mais elevada de precipitação regista-se no mês de Dezembro com 118,6 mm, por oposição a média mais baixa registada no mês de Agosto com 18,4 mm. A Figura 6 apresenta a evolução das temperaturas e da precipitação na cidade tendo como base as normais climatológicas para o período 1971-2000.

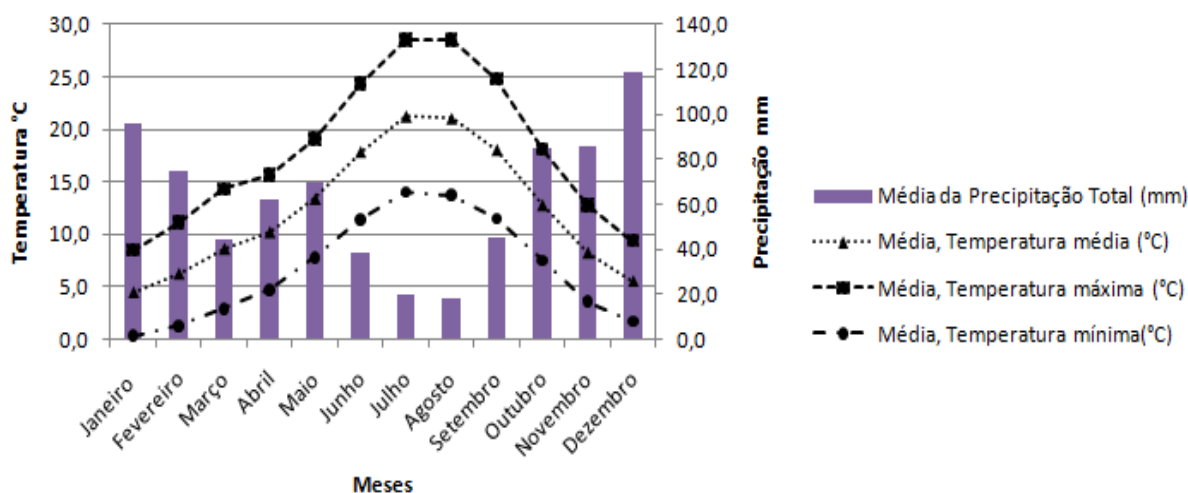


Figura 6- Temperaturas e precipitação para a cidade de Bragança (1971-2000).

3.2. Descrição Experimental

A seleção dos pontos de medição de PM_{2,5} na área de estudo foi feita de modo a que se abrangesse a globalidade do perímetro urbano e de maneira a captar a variabilidade nas emissões de material particulado, tendo estes pontos sido localizados em zonas com características distintas em termos de potenciais fontes emissoras. Foram ao todo seleccionados 35 pontos de amostragem, que se encontram assinados na Figura 7.

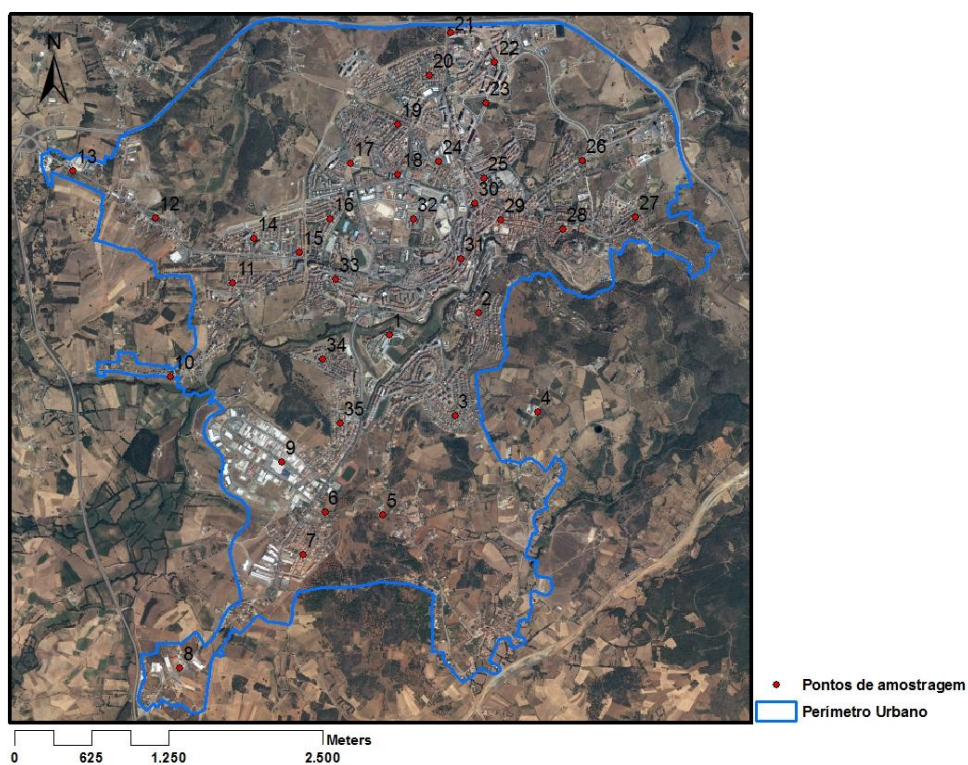


Figura 7- Localização dos pontos de amostragem na cidade de Bragança.

A monitorização dos níveis de PM_{2,5} realizou-se no período decorrido entre 3 de Dezembro de 2013 e 7 de Maio de 2014, em períodos diurnos entre as 11 e as 15h e em períodos noturnos entre as 21 e a 1h. Foram realizadas na sua globalidade 22 campanhas de monitorização, 12 noturnas e 10 diurnas. As campanhas foram levadas a cabo em diferentes dias da semana.

Para efeitos de monitorização dos níveis de PM_{2,5} utilizou-se um sistema móvel constituído por um monitor de partículas transportado a bordo de uma carrinha de caixa aberta. O monitor de partículas utilizado foi o ADR-1200s (ThermoElectron) (Figura 8), equipamento concebido para monitorização das concentrações de material particulado no ar ambiente funcionando com base na tecnologia de dispersão de radiação laser por parte do material particulado. Além do monitor de partículas, o sistema móvel de monitorização contou também com a utilização de um equipamento GPS (Global Positioning System), Trimble GeoXT 2005series, utilizado para registar as coordenadas geográficas de cada ponto de monitorização.



Figura 8- Monitor de Partículas, ADR-1200s (ThermoElectron).

O monitor ADR foi programado para registar valores médios de concentração de PM_{2,5} a cada 15 segundos, já o GPS foi programado para registar para os mesmos intervalos de tempo a latitude, longitude e elevação.

Em cada um dos pontos de amostragem acima assinalados o veículo permaneceu parado durante 2 minutos. As rotas de monitorização foram levadas a cabo ora pela ordem da numeração dos pontos de amostragem (Figura 7) ora pela ordem inversa.

Os parâmetros meteorológicos temperatura do ar, humidade relativa, velocidade e direção do vento, para o período durante o qual se realizaram as campanhas de monitorização foram registados com uma resolução temporal de 10 minutos pela estação meteorológica localizada no Campus do Instituto Politécnico de Bragança. No decorrer de cada campanha foram também registadas as condições de nebulosidade. Partindo desta informação foi feita a caracterização meteorológica de cada uma das campanhas de monitorização realizadas.

3.3. Pré-tratamento de dados

Relativamente aos dados meteorológicos foram calculadas médias dos diferentes parâmetros meteorológicos para cada campanha realizada de modo a obter a respetiva caracterização meteorológica, tendo sido também estabelecida a classe de estabilidade para cada percurso realizado, recorrendo para isto à classificação de Pasquill-Guifford (Tabela 6), a qual conta com seis classes de estabilidade.

Tabela 6- Categorias de estabilidade de Pasquill-Guifford.

| Velocidade do vento (a 10 metros) $m s^{-1}$ | Dia: Insolação | | | Dia ou Noite | Noite | |
|--|-----------------------|--------------------------------|-----------------------------|--------------|--------------------------------|--------------------------------|
| | Forte >580 W/m^2 | Moderada 290-580 W/m^2 | Fraca 145-290 W/m^2 | Céu Coberto | Cobertura subtil $\geq 0,5$ | Cobertura subtil $\leq 0,4$ |
| <2 | A | A-B | B | D | E | F |
| 2-3 | A-B | B | C | D | E | F |
| 3-5 | B | B-C | C | D | D | E |
| 5-6 | C | C-D | D | D | D | D |
| >6 | C | D | D | D | D | D |

A- Extremamente Instável; B- Moderadamente instável; C- Ligeiramente instável; D- Neutra; E- Ligeiramente estável; F- Moderadamente estável.

Relativamente aos dados de monitorização dos níveis de $PM_{2,5}$ calcularam-se os parâmetros estatísticos média, mediana, mínimo, máximo, amplitude total, desvio padrão, percentil 98 e coeficiente de variação dos conjuntos de observações recolhidas durante os dois minutos de paragem em cada um dos 35 pontos de amostragem e para cada uma das 22 campanhas de monitorização realizadas. Com base nos valores médios calculados para cada ponto de amostragem em cada percurso foram calculados os mesmos parâmetros estatísticos para cada uma das 22 campanhas de monitorização (distribuição temporal das concentrações de $PM_{2,5}$) e também para cada ponto de amostragem (distribuição espacial das concentrações de $PM_{2,5}$).

3.4. Análise da relação entre queima residencial de biomassa lenhosa e concentrações de PM_{2,5}

As dificuldades em distinguir as fontes de PM_{2,5} responsáveis pelas concentrações medidas são uma barreira na avaliação das concentrações do material particulado oriundo da queima de biomassa lenhosa e na análise da distribuição espacial e temporal deste poluente.

Existem diferentes abordagens que visam a confirmação da presença de PM_{2,5} resultante da queima de biomassa. Lightowlers (2007) identifica três principais abordagens usadas para este fim: 1. a comparação entre os padrões diários de PM_{2,5} na época de utilização de biomassa para aquecimento e na época em que devido às altas temperaturas não há queima de biomassa lenhosa para aquecimento residencial; 2. a altura do dia em que são realizadas as medições de PM_{2,5}; 3. a realização de medições de levoglucosan, sendo este composto um marcador de emissões oriundas da queima residencial de biomassa lenhosa. No caso do presente estudo as duas primeiras abordagens foram usadas na confirmação da presença de PM_{2,5} proveniente da queima de biomassa, tendo sido realizada uma análise centrada no período do ano e do dia em que foram realizadas as monitorizações noturnas de PM_{2,5}.

Para melhor entender a relevância da combustão residencial de biomassa lenhosa nas concentrações de PM_{2,5} foi também feita, com o auxílio do estudo realizado por Ferreira (2012) na cidade de Bragança, uma comparação entre a influência dos diferentes combustíveis residenciais nas concentrações de PM_{2,5}. Para isto foram tidos em consideração os consumos energéticos totais de cada combustível, no sector residencial, e as respetivas taxas de emissão de PM_{2,5}. Por último, foi efetuada uma comparação entre os níveis diurnos e noturnos de PM_{2,5} para diferentes datas, que pretende, pelas diferenças detetadas evidenciar o efeito da queima residencial de biomassa lenhosa nas concentrações do poluente.

3.5. Análise estatística da relação entre PM_{2,5} e variáveis independentes

A análise da relação entre as concentrações de PM_{2,5}, registadas nos pontos de monitorização selecionados para a cidade de Bragança, e variáveis potencialmente determinantes dos padrões de distribuição espacial deste poluente (variáveis independentes) resultou antes de mais da identificação de variáveis que determinam a combustão residencial de biomassa lenhosa e as emissões de partículas, através de pesquisa na literatura e aplicação de conhecimento comum.

Na pesquisa realizada foram identificadas uma série de variáveis que têm vindo a ser associadas à distribuição das concentrações de PM_{2,5} oriundas da queima residencial de

biomassa lenhosa. Altitude, proximidade a áreas florestais, grau de urbanização e temperatura foram identificadas por Tian *et al.* (2004) como variáveis preponderantes na variação espacial das emissões de PM_{2,5} associadas à combustão residencial de biomassa lenhosa. Já no estudo desenvolvido por Larson *et al.* (2007) são usadas variáveis demográficas, variáveis socioeconómicas, variáveis relativas às emissões (presença de equipamentos de combustão) e edificado como variáveis preditoras dos níveis de PM_{2,5} com origem na queima residencial de biomassa lenhosa.

Neste estudo optou-se por estudar as variáveis independentes como a altitude, densidade populacional, densidade residencial, tipologia de ocupação do solo, idade média do edificado e percentagem de ocupação do solo. No caso da variável dependente são consideradas duas situações, uma primeira em que a variável dependente é a média local de PM_{2,5} nos pontos de amostragem, tendo por base todos os percursos noturnos realizados (PM_{2,5N}) e uma segunda em que a variável dependente é também a média local de PM_{2,5}, mas considerando apenas as noites em que a velocidade média do vento foi inferior a 1 m s⁻¹ (PM_{2,5Nvf}). Esta última opção teve como objetivo reduzir a influência do vento e desta forma evidenciar o efeito das fontes residenciais.

A análise estatística iniciou-se com a construção de matrizes de gráficos de dispersão (*scatterplot matrices*) e matrizes de correlação de Pearson, de modo a avaliar a relação linear entre as variáveis independentes e a variável dependente (níveis de PM_{2,5}). Foi também realizada uma análise de regressão linear múltipla através do uso do método de regressão passo-a-passo (*stepwise*), método este que adota um procedimento de seleção de variáveis, descartando aquelas que não contribuem de forma significativa para o modelo de regressão ou que apresentam problemas de colinearidade. Após esta análise exploratória inicial obtiveram-se modelos de regressão linear múltipla para cada uma das variáveis dependentes (PM_{2,5N} e PM_{2,5Nvf}).

Para analisar a robustez dos modelos foi necessária a validação de alguns pressupostos respeitantes aos erros ou resíduos, sendo eles a distribuição normal de média nula e variância constante dos erros e a sua independência. Além dos pressupostos relativos aos resíduos é necessário confirmar a não colineariedade das variáveis incluídas no modelo (Maroco, 2003).

Verificou-se a normalidade dos erros através de testes de normalidade aos resíduos studentizados (Kolmogorov-Smirnov, Shapiro-Wilk), bem como através do gráfico de quantis de probabilidade da normal (Q-Q plot). A homogeneidade da variância foi verificada através da observação do gráfico dos resíduos studentizados em função dos valores estimados da variável

dependente. Recorreu-se à estatística de Durbin-Watson para testar o pressuposto da independência dos erros e fez-se o diagnóstico da colinearidade através da análise dos valores do fator de inflação da variância (VIF). Caso o valor da estatística de Durbin-Watson seja próximo de 2 pode considerar-se a independência dos resíduos e se os valores do fator de inflação da variância não forem consideravelmente maiores que 10 pode admitir-se a inexistência de colinearidade nas variáveis (Maroco, 2003).

Detetou-se uma ligeira violação do pressuposto de homocedasticidade. Para fazer face a esta situação, e de modo a trabalhar com a variável dependente na escala original, evitando uma transformação, procedeu-se a uma regressão linear ponderada, utilizando o método de Parresol (Parresol, 1999) para encontrar a ponderação a atribuir aos resíduos. Para a aplicação deste método ajustaram-se os modelos lineares com o procedimento PROC REG no programa SAS/STAT (SAS Institute Inc, 2008). Todas as restantes análises estatísticas foram realizadas com o software IBM® SPSS® STATISTICS Versão 20.0 (IBM Corp., 2011).

A qualidade de ajustamento dos modelos aos dados foi avaliada através do coeficiente de determinação ajustado (R_{aj}^2) e pelo desvio padrão das estimativas da variável resposta ($RMSE$):

$$R_{adj}^2 = 1 - \frac{(n-1) \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{(n-p) \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n-p}},$$

onde p é o número de parâmetros do modelo, n é o número de observações, y_i é um valor observado de PM2,5 e \hat{y}_i é o correspondente valor estimado.

O R_{aj}^2 é uma medida indicadora da quantidade de variabilidade que o modelo consegue explicar e é bastante utilizado na literatura, quanto mais próximo de 1 o seu valor melhor. O RMSE por sua vez deve ser o mais baixo possível pois avalia a proximidade dos valores previstos em relação aos reais.

Também foram calculadas estatísticas da capacidade preditiva do modelo, usando os resíduos de predição (resíduos PRESS) obtidos na análise com o procedimento PROC REG em SAS/STAT.

As estatísticas calculadas foram a média dos resíduos PRESS (Mpress) e a média absoluta dos resíduos PRESS (MApress).

$$Mpress = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i^*),$$

$$MApress = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |y_i - \hat{y}_i^*|,$$

onde y_i é um valor observado \hat{y}_i^* é o correspondente valor estimado calculado com o modelo ajustado omitindo a observação i do conjunto original dos dados.

A estatística Mpress avalia o enviesamento do modelo e o seu valor deve ser próximo de zero. Já a estatística MApress avalia a precisão do modelo e o seu valor deve ser baixo.

3.5.1 Aquisição da informação relativa às variáveis independentes

Altitude

Segundo Tian *et al.* (2007), a altitude é de todas as variáveis estudadas aquela que mais influencia a queima residencial de biomassa lenhosa uma vez que altitudes elevadas conduzem a uma maior queima de combustível devido às condições climáticas geralmente mais rigorosas. Já Larson *et al.* (2007) consideram que a altitude exerce influência nas concentrações de PM_{2,5} em noites anticiclónicas, frias, calmas e sem nebulosidade nas quais se tende a gerar um fluxo de drenagem de ar frio, caracterizado pela movimentação do ar ao longo das vertentes no sentido descendente, que tende arrastar os poluentes para as partes mais baixas do terreno.

Os dados relativos à altitude de cada ponto de amostragem foram obtidos a partir do mapa de Altimetria para a cidade de Bragança (Figura 9) fornecido pela Câmara Municipal de Bragança.

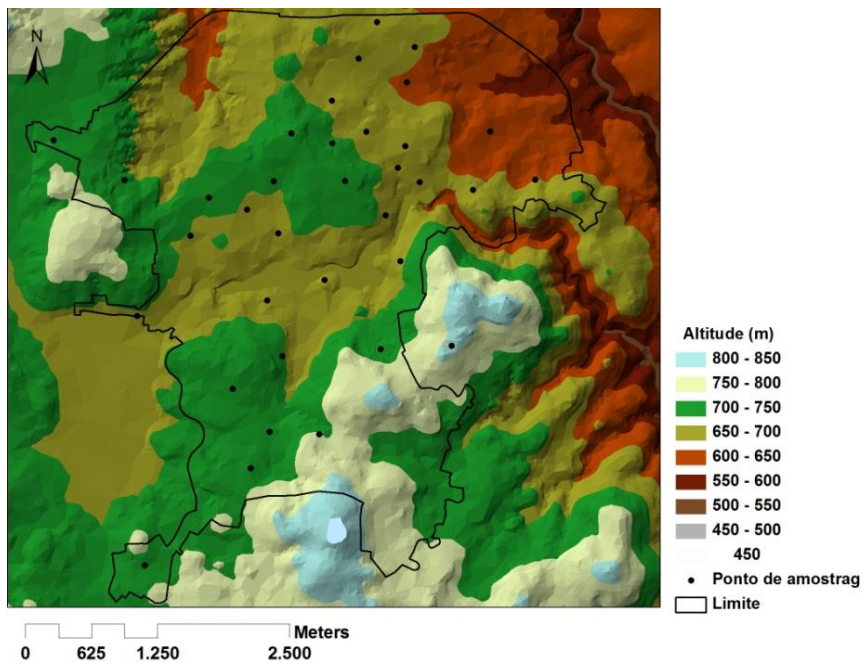


Figura 9- Mapa de altimetria da cidade de Bragança.

Densidade Residencial e Populacional

Os dados relativos aos recenseamentos da população e habitação (Censos) são da responsabilidade do Instituto Nacional de Estatística (INE) e são disponibilizados através do seu portal na internet. As informações utilizadas neste trabalho são relativas ao ano de 2011. Entre as estatísticas disponíveis estão o número de habitantes e o número de alojamentos por subsecção estatística da cidade. Os dados relativos a estas estatísticas foram agrupados por bairros/zonas da cidade e posteriormente utilizados para construir medidas de densidade populacional e densidade habitacional por zona/bairro, variáveis estas relacionadas com as necessidades energéticas dentro do meio urbano, cuja satisfação pode passar pela queima de biomassa lenhosa, o que justifica a sua inclusão na análise realizada.

Os valores destas variáveis foram representados espacialmente em ambiente SIG através da sua associação, com a utilização da ferramenta *Join*, a uma *layer* constituída por 29 polígonos que representam diferentes zonas/bairros da cidade. Posteriormente a informação espacial em formato vetorial foi convertida em formato matricial e utilizando a ferramenta *Zonal Statistics* foram calculados os valores médios da densidade populacional e densidade residencial no interior de um círculo com 100 metros de raio centrado em cada um dos 35 pontos de medição de PM_{2,5} (Figura 10).

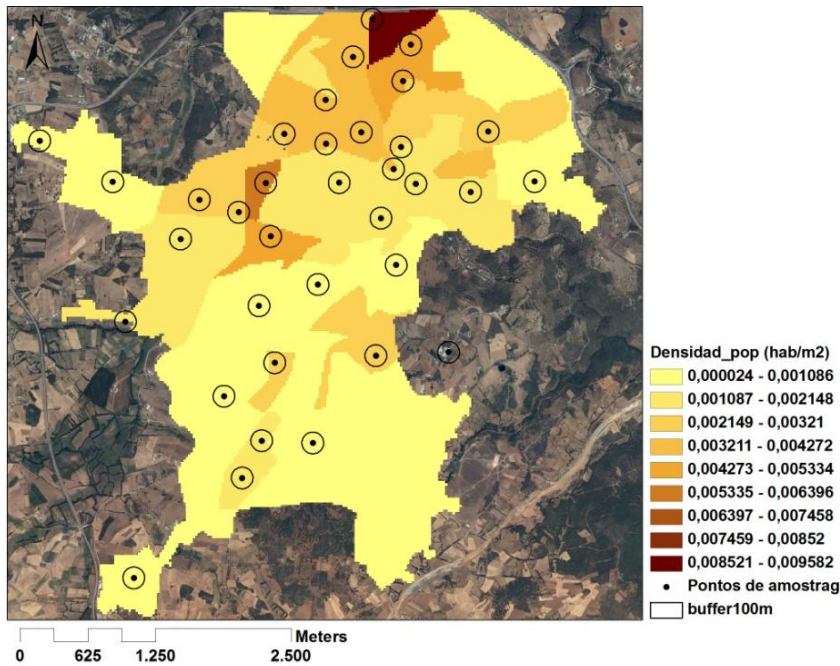


Figura 10- Densidade populacional por bairros/zonas da cidade e localização do buffer de 100 metros para quantificação da densidade populacional e residencial.

Tipologias de Ocupação do Solo

Relativamente à variável tipologias de ocupação do solo, os 35 pontos de amostragem foram em primeiro lugar classificados em 7 tipologias de ocupação do solo, de acordo com a informação sobre a ocupação do solo na cidade disponibilizada pelo Instituto Politécnico de Bragança (Figura 11). Em segundo lugar, as diferentes tipologias de ocupação foram agrupadas de acordo com o seu potencial de emissão de PM_{2,5} em duas novas tipologias: a tipologia 1 que engloba as tipologias com um potencial de emissão superior devido às maiores densidades residenciais (Residencial Plurifamiliar, Residencial Unifamiliar Recente e Residencial Unifamiliar Tradicional) e a tipologia 2 que passou a englobar as tipologias com um carácter de menor emissão devido às menores densidades residenciais (Sem Edificado, Zona de Equipamentos, Zona Para-Urbana, Residencial/industrial).

Para testar a existência de diferenças entre estas duas novas tipologias, relativamente às concentrações de PM_{2,5} registadas, foi realizada uma análise de variância (ANOVA) que demonstrou a existência de diferenças significativas entre as duas categorias ($p=0,004$).

A variável categórica tipologias de ocupação do solo foi assim transformada numa variável indicadora, que toma o valor 1 ou 0, representando respetivamente a presença ou ausência de uma tipologia, neste caso a tipologia 2.

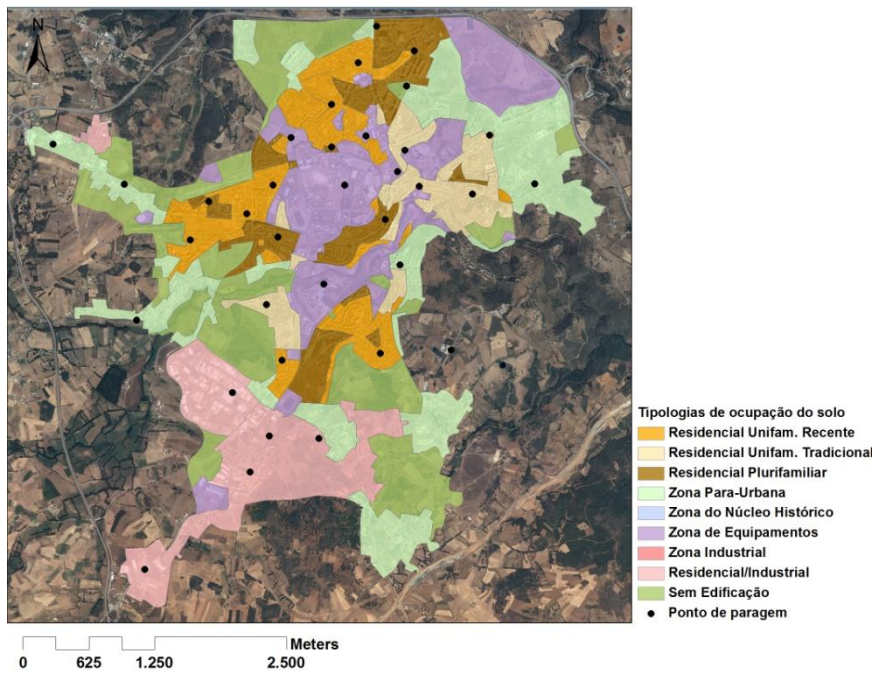


Figura 11- Distribuição dos pontos de amostragem de acordo com as tipologias iniciais de ocupação do solo para a cidade de Bragança.

Percentagem de ocupação do solo

A percentagem de ocupação do solo, índice urbanístico também designado por índice de implantação (p), corresponde à relação entre a área de terreno ocupada por edificado (área de implantação) e a superfície total do terreno.

$$p = (A_0/S) \times 100$$

onde, A_0 é a área de implantação do edificado e S a superfície total do terreno

A quantificação desta variável foi efetuada partindo de estatísticas para o edificado disponibilizadas pelo Instituto Politécnico de Bragança, onde consta informação relativa à área de implantação do edificado para cada zona/bairro da cidade, a partir da qual foi calculado o índice de implantação para cada uma das 29 zonas/bairros da cidade de Bragança.

À semelhança do procedimento seguido no caso da densidade populacional e residencial, a associação dos valores desta variável à informação geográfica vetorial, constituída por 29 polígonos que representam diferentes zonas/bairros da cidade, foi realizada em SIG. Esta informação foi seguidamente convertida em formato matricial e foi calculado o valor médio da variável no interior de um círculo com 100 metros de raio centrado em cada um dos 35 pontos de medição de $PM_{2,5}$.

Idade média do edificado

Os dados relativos à idade média do edificado foram disponibilizados pelo Instituto Politécnico de Bragança e são relativos ao ano de 2001. Esta variável foi tratada tal como a densidade residencial e populacional e a percentagem de ocupação do solo. A sua inclusão na análise é justificada pelo facto de as residências mais antigas estarem geralmente associadas ao uso de lareiras.

3.6. Padrão espacial das concentrações noturnas de material particulado (PM_{2,5}) na cidade de Bragança

Na modelação do padrão espacial das concentrações noturnas material particulado (PM_{2,5}) na cidade de Bragança foram consideradas 3 situações. Na primeira foi empregue a krigagem ordinária para interpolação das concentrações de PM_{2,5} em cada percurso noturno realizado. Na segunda foram utilizadas a cokrigagem e a krigagem ordinárias para modelação dos níveis de PM_{2,5} na cidade partindo dos resultados médios obtidos para os 35 pontos de amostragem, tendo em conta a totalidade dos percursos noturnos realizados (PM_{2,5N}). Por último procedeu-se à interpolação das concentrações de PM_{2,5} pelos dois métodos acima referidos partindo também dos resultados médios de PM_{2,5} para cada ponto, mas considerando apenas as noites em que a velocidade média do vento foi inferior a 1 ms⁻¹ (PM_{2,5Nvf}).

Para a implementação destes dois métodos de interpolação geoestatística recorreu-se à extensão *Geostatistical Analyst* do ArcGIS 9.3. A escolha destes métodos de entre os vários métodos de modelação da variabilidade espacial de poluentes atmosféricos abordados na secção 2.6, foi justificada pelo facto de estas técnicas de interpolação geoestatística serem de aplicação mais simples e com um custo de implementação mais baixos que métodos mais sofisticados (e.g. modelos integrados de emissão e meteorologia) e fornecem geralmente predições acertadas dos níveis de poluição (Jerrett *et al.*, 2005). A cokrigagem foi aplicada com o objetivo de melhorar a estimativa das concentrações de PM_{2,5} em locais não amostrados, relativamente à krigagem ordinária, pela integração de variáveis auxiliares espacialmente correlacionadas com a variável de interesse.

Optou-se preferencialmente pela modelação das concentrações de PM_{2,5} no período noturno com o propósito de estabelecer uma relação com a queima residencial de biomassa, que foi considerada a principal fonte do poluente durante a noite. É também de assinalar que o período noturno foi o mais crítico em termos de poluição particulada.

Previamente à criação das várias superfícies de interpolação foi testado o princípio de existência de autocorrelação espacial nos conjuntos de dados relativos ao atributo em estudo,

para isto procedeu-se ao cálculo do Índice de Moran (I) e à verificação da sua significância que determina a rejeição ou aceitação da hipótese nula. A hipótese nula para o teste estabelece que o atributo em estudo tem uma distribuição aleatória, em caso da não rejeição desta hipótese (valor de $p > 5\%$) considera-se que não existe autocorrelação espacial e por este motivo a interpolação é impossibilitada.

3.6.1. Krigagem Ordinária

Para obter os mapas de distribuição das concentrações noturnas de PM_{2,5} para as situações acima previstas começou-se por construir os semivariogramas experimentais e ajustar modelos matemáticos aos pontos que compõem os semivariogramas. Segundo Moral *et al.* (2006) devido ao facto de a poluição atmosférica geralmente apresentar uma distribuição irregular a curtas distâncias, os modelos exponencial e esférico são à partida os mais apropriados. Tendo isto em consideração, começou-se por ajustar o modelo esférico a cada semivariograma. Após o ajuste do modelo matemático, o *software* automaticamente calcula os parâmetros que definem o modelo (alcance, patamar parcial (patamar-efeito pepita) e efeito pepita), de acordo com o passo e número de passos. O procedimento de ajuste não é direto, sendo iterativo, desta forma no ajustamento dos semivariogramas foram testados vários valores para o passo e número de passos assim como diferentes modelos teóricos até conseguir um ajuste satisfatório. O passo é definido como a distância entre pares de pontos.

Após o ajuste do semivariograma para cada situação foram criados, por krigagem ordinária, os mapas de distribuição das concentrações noturnas de PM_{2,5} em toda a extensão da cidade de Bragança.

3.6.2. Cokrigagem Ordinária

A metodologia para obtenção dos mapas de distribuição das concentrações do poluente utilizando a cokrigagem ordinária é semelhante à metodologia utilizada na krigagem ordinária, com a diferença da introdução de variáveis secundárias que auxiliam na estimativa e mapeamento da variável PM_{2,5}.

Uma vez que o máximo de variáveis auxiliares aceites no *Geostatistical Analyst* do ArcGIS 9.3 é de três, procedeu-se à seleção destas variáveis através da análise das correlações de Pearson entre os níveis noturnos de PM_{2,5} e as 6 variáveis independentes, tendo sido selecionadas as que apresentaram as correlações mais significativas. De seguida procedeu-se à sua quantificação em diferentes pontos do espaço da cidade de Bragança, tendo para isto sido construída uma

grelha de amostragem regular com espaçamento de 500m (Figura 12). Foram também tidos em consideração os valores das variáveis auxiliares em cada um dos 35 pontos de amostragem.

Partindo das bases de dados relativas aos níveis PM_{2,5} e às restantes variáveis secundárias foram ajustados os semivariogramas experimentais, com o objetivo de definir a estrutura de autocorrelação espacial das diferentes variáveis, e os covariogramas cruzados que definem as correlações cruzadas entre a variável de resposta e cada variável auxiliar. Tal como no caso da krigagem ordinária é necessário ajustar um modelo matemático teórico aos semivariogramas e covariogramas cruzados e testar vários valores para o passo e número de passos, de modo a obter os melhores resultados no ajustamento. A aplicação da cokrigagem requer que todos os semivariogramas e covariogramas cruzados usem o mesmo modelo matemático teórico e tenham iguais alcances partilhando os mesmos valores dos parâmetros passo e número de passos, podendo diferir apenas no patamar e efeito pepita (Wang *et al.*, 2013).



Figura 12- Grelha de amostragem das variáveis independentes.

3.6.3. Seleção dos melhores modelos para cada método

A seleção dos melhores modelos de distribuição espacial das concentrações de PM_{2,5} para cada um dos métodos de interpolação, krigagem ordinária e cokrigagem ordinária, passa pela utilização da validação cruzada. O objetivo da validação cruzada é ajudar na escolha do modelo que fornece as predições com menor erro associado e desta forma do melhor mapa de predição.

Na validação cruzada, cada ponto de dados da variável a interpolar é omitido e os restantes pontos de amostragem são utilizados para prever o seu valor, sendo depois feita uma comparação entre o valor previsto e o valor medido (real) (Johnston *et al.*, 2001). Desta comparação resulta o cálculo de uma série de estatísticas de erro que permitem avaliar a adequação do método e comparar para o mesmo método modelos obtidos com a utilização de diferentes parâmetros de ajuste, de modo a escolher a melhor solução em termos de predição dos níveis de PM_{2,5}. O processo passa então pela criação de vários modelos obtidos com diferentes parâmetros de ajuste, e pela sua comparação sistemática com base nas estatísticas de erro, retirando o pior, até obter o melhor, que resultará no mapa final.

A validação cruzada fornece para os dois métodos geoestatísticos as seguintes estatísticas de erro da predição:

Média dos erros – Mean Error (ME)

$$ME = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{z}(x_i) - z(x_i))}{n}$$

Raiz quadrada do erro quadrático médio – Root Mean Square Error (RMSE)

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{z}(x_i) - z(x_i))^2}{n}}$$

Erro padrão da média dos erros – Average Standard Error (ASE)

$$ASE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \hat{\sigma}^2(x_i)}{n}}$$

Média dos erros padronizados – Mean Standardized Error (MSE)

$$MSE = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{z}(x_i) - z(x_i)) / \hat{\sigma}(s_i)}{n}$$

Raiz quadrada do erro quadrático médio padronizado – Root Mean Square Standardized Error (RMSSE)

$$RMSSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n [(\hat{z}(x_i) - z(x_i)) / \hat{\sigma}(x_i)]^2}{n}}$$

Para um modelo que fornece previsões não enviesadas, o valor da média dos erros (ME) deve ser próximo de zero. Como o seu valor depende da escala dos dados, a sua padronização é fornecida pela média dos erros padronizados (MSE) que deve ser também próxima de zero. A raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE) avalia a proximidade dos valores previstos em relação aos valores reais, devendo o valor desta estatística ser o mais pequeno possível. O erro padrão da média dos erros (ASE) deve ser próximo da raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE). Se isto acontecer os erros padrão da predição são válidos. Pela mesma razão a raiz quadrada do erro quadrático médio padronizado (RMSSE) deve ser próxima de 1.

Tendo isto em consideração e segundo Johnston *et al.* (2001), ao comparar modelos obtidos com diferentes parâmetros de ajuste para o mesmo método, considera-se como o melhor aquele que apresentar a média dos erros padronizados mais próxima de zero, a mais pequena raiz quadrada do erro quadrático médio, a maior proximidade do erro padrão da média dos erros relativamente à raiz quadrada do erro quadrático médio e a raiz quadrada do erro quadrático médio padronizado mais próxima de 1. Segundo os mesmos autores a validação cruzada pode, da mesma forma, ser utilizada para comparar resultados obtidos com diferentes métodos de interpolação, tendo neste caso sido utilizada para comparar os resultados da krigagem com os da cokrigagem.

3.7. Padrão espacial das concentrações médias diárias de PM_{2,5} e verificação da excedência do valor de referência estabelecido pela OMS

Além da modelação da distribuição espacial das concentrações noturnas de PM_{2,5} procedeu-se à criação de um mapa de interpolação do padrão espacial das médias de 24 horas do poluente na cidade de Bragança, realizada essencialmente com o objetivo de identificar zonas de excedência ao valor de referência para PM_{2,5} estabelecido pela Organização Mundial de Saúde para proteção da saúde humana, 25 $\mu\text{g m}^{-3}$. Para tal começou-se por calcular médias de 24 horas para cada um dos 35 pontos de amostragem, tendo por base a totalidade das monitorizações diurnas e noturnas realizadas. Uma vez que as monitorizações dos níveis de PM_{2,5} abrangeram apenas uma fração do período diurno e outra do período noturno, os níveis de PM_{2,5} registados durante esses períodos de tempo foram extrapolados para as restantes horas do dia, tendo sido as médias para cada ponto calculadas da seguinte forma:

$$PM_{2,5}_{24h} = \frac{12 * PM_{2,5}_{p_noturno} + 6 * \left(\frac{PM_{2,5}_{p_noturno} + PM_{2,5}_{p_diurno}}{2} \right) + 6 * PM_{2,5}_{p_diurno}}{24}$$

onde $PM_{2,5,p_noturno}$ e $PM_{2,5,p_diurno}$ correspondem à média da concentração de $PM_{2,5}$ em cada ponto de amostragem para o período de monitorização noturno e diurno, respetivamente.

Este cálculo da média diária teve por base perfis diários de concentração de material particulado obtidos para Bragança, num estudo realizado por Feliciano *et al.* (2009). Neste estudo, a evolução das concentrações do poluente ao longo do dia descreveu um perfil similar ao representado na Figura 13. Considerou-se então, de acordo com esse perfil, que a evolução das concentrações de material particulado pode ser definida por 4 períodos distintos: um período noturno compreendido entre as 20 e as 8 h, um período diurno compreendido entre as 11 e as 17h, e dois períodos de transição com duração de cerca de 3 horas cada, em que os níveis variam de forma quase linear, um das 8 às 11h e outro das 17 às 20h.

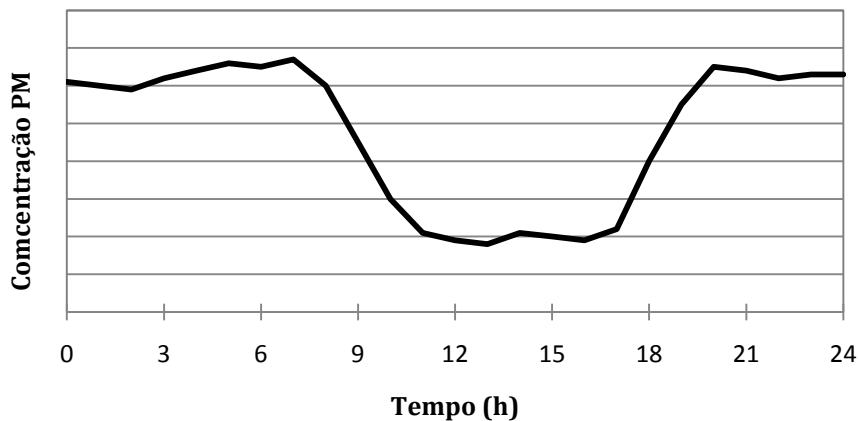


Figura 13- Perfil diário das concentrações de material particulado.

Determinadas as médias diárias para cada ponto de amostragem, procedeu-se à interpolação utilizando o procedimento relativo à cokrigagem ordinária descrito na secção anterior e fazendo uso da validação cruzada para seleção do melhor modelo. A superfície de interpolação criada foi posteriormente utilizada para a identificação de zonas com ultrapassagem do valor de referência, de modo a reconhecer áreas associadas a um maior risco para a saúde pública.

4. Resultados e Discussão

4.1. Caracterização meteorológica

As condições meteorológicas médias em que decorreram as campanhas de monitorização são apresentadas na Tabela 7. Na Figura 14 representa-se graficamente a variação dos parâmetros temperatura, humidade relativa e velocidade do vento, ao longo do período de monitorização noturno e diurno.

Tabela 7- Caracterização meteorológica de cada uma das campanhas de monitorização realizadas.

| Data | Período | Temperatura (°C) | Humidade Relativa (%) | Velocidade do Vento (m/s) | Direção do Vento (°) | | Classe de estabilidade |
|--------|---------|------------------|-----------------------|---------------------------|----------------------|----|------------------------|
| 03-Dez | Noite | -1,63 | 84,72 | 0,52 | 285,80 | NO | F |
| 18-Fev | Noite | 3,49 | 78,83 | 0,47 | 109,05 | SE | F |
| 06-Mar | Noite | 7,14 | 87,44 | 0,40 | 293,24 | NO | F |
| 07-Mar | Dia | 19,38 | 37,58 | 1,53 | 113,60 | SE | A-B |
| 07-Mar | Noite | 7,30 | 81,50 | 0,52 | 300,25 | NO | F |
| 12-Mar | Dia | 17,63 | 40,62 | 1,28 | 88,40 | E | A-B |
| 19-Mar | Dia | 16,59 | 49,32 | 1,61 | 74,54 | NE | A-B |
| 19-Mar | Noite | 9,18 | 79,73 | 0,41 | 286,41 | NO | F |
| 20-Mar | Dia | 19,71 | 46,15 | 1,79 | 209,66 | SO | B |
| 20-Mar | Noite | 12,15 | 66,29 | 1,64 | 214,47 | SO | F |
| 26-Mar | Dia | 10,08 | 57,22 | 5,67 | 178,51 | S | C-D |
| 26-Mar | Noite | 4,96 | 75,66 | 2,17 | 165,14 | SE | F |
| 27-Mar | Dia | 8,93 | 50,44 | 2,05 | 201,52 | SO | B |
| 27-Mar | Noite | 6,27 | 71,81 | 0,40 | 356,67 | N | F |
| 07-Abr | Dia | 18,34 | 54,47 | 3,78 | 208,96 | SO | B-C |
| 07-Abr | Noite | 12,81 | 78,94 | 2,34 | 199,13 | SO | E |
| 08-Abr | Dia | 19,35 | 52,91 | 1,93 | 74,16 | NE | A-B |
| 08-Abr | Noite | 12,32 | 79,66 | 0,54 | 305,27 | NO | F |
| 22-Abr | Noite | 12,15 | 65,15 | 1,49 | 344,65 | NO | E |
| 23-Abr | Dia | 14,57 | 45,96 | 3,63 | 180,63 | S | B-C |
| 23-Abr | Noite | 10,81 | 66,99 | 1,13 | 169,83 | S | E |
| 07-Mai | Dia | 24,73 | 43,47 | 1,28 | 136,53 | SE | A-B |

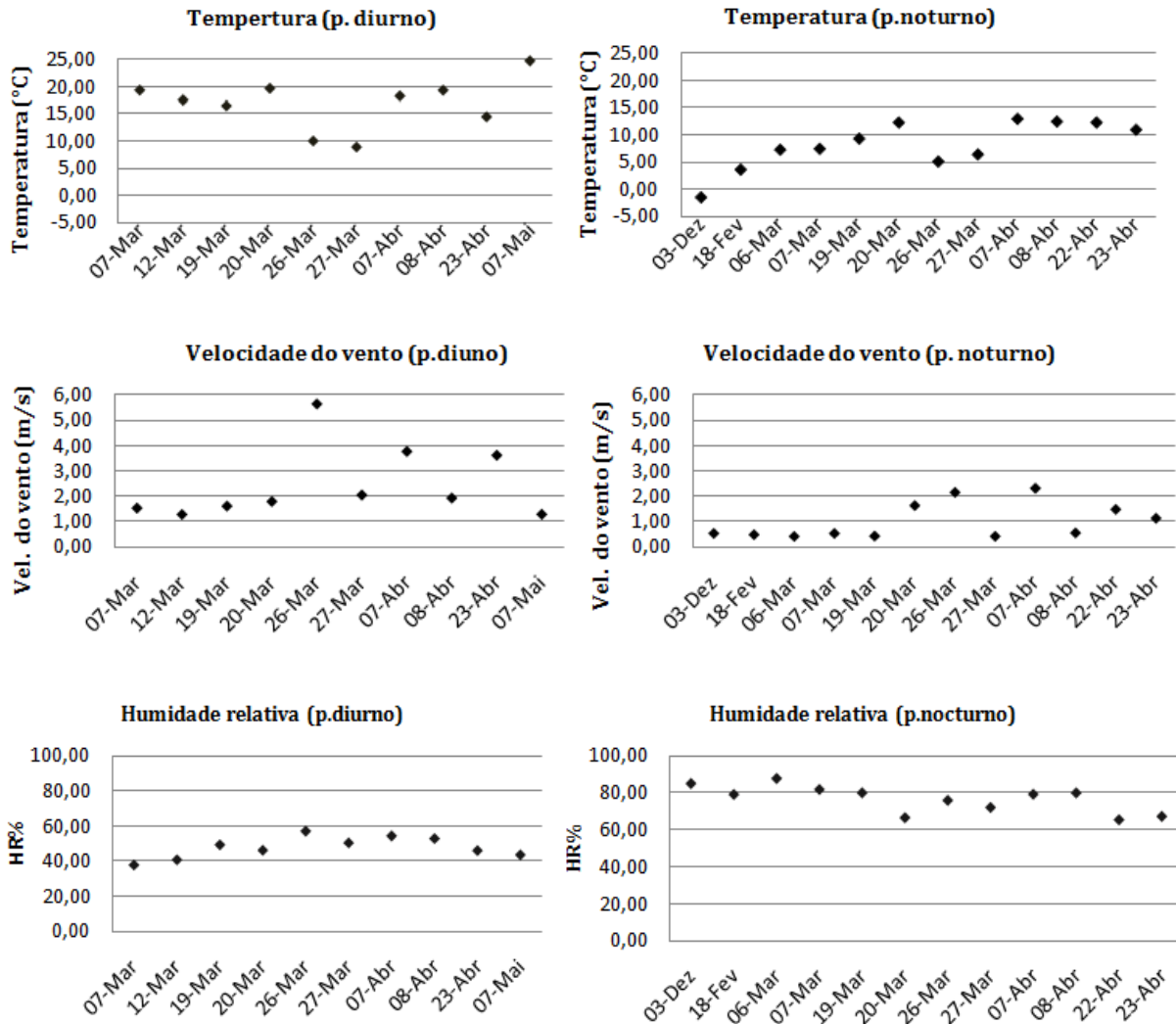


Figura 14- Evolução dos parâmetros temperatura, velocidade do vento e humidade relativa ao longo do período de monitorização noturno e diurno.

4.2. Distribuição temporal das concentrações de PM_{2,5}

Na Tabela 8 constam os parâmetros estatísticos relativos às concentrações de PM_{2,5} obtidos a partir de observações registadas em cada ponto de amostragem (35) em cada percurso realizado.

A média para as campanhas de monitorização noturnas varia entre os 3,78 $\mu\text{g m}^{-3}$, registados no dia 22 de Abril, e os 86,82 $\mu\text{g m}^{-3}$ observados no dia 3 de Dezembro, sendo revelador de uma variação temporal significativa das concentrações de PM_{2,5}. Para as campanhas de monitorização diurnas a gama de variação é mais limitada, situando-se entre os 0,30 $\mu\text{g m}^{-3}$ registados no dia 27 de Março e os 19,70 $\mu\text{g m}^{-3}$ para o dia 12 de Março.

Na Figura 15 encontram-se representadas graficamente as variações nas concentrações de PM_{2,5} registadas ao longo dos períodos de monitorização noturna e diurna.

Tabela 8- Parâmetros estatísticos relativos às concentrações de PM_{2,5} ($\mu\text{g m}^{-3}$) para cada um dos percursos de monitorização realizados.

| Período | | Média | Mediana | Mínimo | Máximo | Amplitude | Desvio Padrão | Percentil 98 | Coefficiente de variação |
|---------|---|-------|---------|--------|--------|-----------|---------------|--------------|--------------------------|
| 03-Dez | N | 86,82 | 78,71 | 5,17 | 254,33 | 249,17 | 53,09 | 209,45 | 0,61 |
| 18-Fev | N | 58,22 | 53,38 | 0,88 | 269,75 | 268,88 | 52,99 | 181,44 | 0,91 |
| 06-Mar | N | 54,05 | 51,63 | 10,25 | 163,13 | 152,88 | 34,63 | 161,17 | 0,64 |
| 07-Mar | D | 1,93 | 0,13 | 0,00 | 14,88 | 14,88 | 3,28 | 11,31 | 1,70 |
| | N | 48,52 | 36,88 | 0,00 | 256,13 | 256,13 | 46,29 | 177,08 | 0,95 |
| 12-Mar | D | 19,70 | 18,25 | 11,75 | 68,63 | 56,88 | 9,74 | 47,97 | 0,49 |
| 19-Mar | D | 8,52 | 7,25 | 3,38 | 24,13 | 20,75 | 4,07 | 18,26 | 0,48 |
| | N | 36,98 | 37,50 | 12,63 | 111,38 | 98,75 | 19,18 | 82,99 | 0,52 |
| 20-Mar | D | 7,85 | 7,13 | 2,25 | 18,00 | 15,75 | 4,05 | 17,49 | 0,52 |
| | N | 26,08 | 24,63 | 19,50 | 54,25 | 34,75 | 6,23 | 45,07 | 0,24 |
| 26-Mar | D | 0,60 | 0,38 | 0,00 | 2,50 | 2,50 | 0,64 | 2,16 | 1,06 |
| | N | 9,26 | 9,75 | 0,75 | 20,88 | 20,13 | 5,53 | 19,35 | 0,60 |
| 27-Mar | D | 0,30 | 0,00 | 0,00 | 2,88 | 2,88 | 0,66 | 2,45 | 2,23 |
| | N | 33,43 | 28,75 | 5,50 | 141,38 | 135,88 | 24,35 | 85,19 | 0,73 |
| 07-Abr | D | 1,02 | 0,13 | 0,00 | 12,88 | 12,88 | 2,39 | 8,03 | 2,34 |
| | N | 7,59 | 5,50 | 0,63 | 21,75 | 21,13 | 5,27 | 20,31 | 0,69 |
| 08-Abr | D | 3,19 | 2,88 | 0,13 | 7,25 | 7,13 | 2,21 | 6,74 | 0,69 |
| | N | 13,23 | 10,13 | 2,50 | 34,13 | 31,63 | 7,52 | 29,54 | 0,57 |
| 22-Abr | N | 3,78 | 3,13 | 0,00 | 18,00 | 18,00 | 3,57 | 15,96 | 0,94 |
| 23-Abr | D | 0,93 | 0,38 | 0,00 | 10,38 | 10,38 | 1,89 | 6,30 | 2,02 |
| | N | 10,30 | 9,00 | 6,75 | 20,38 | 13,63 | 3,26 | 19,36 | 0,32 |
| 07-Mai | D | 2,39 | 1,63 | 0,00 | 12,63 | 12,63 | 2,58 | 9,06 | 1,08 |

N: Campanha de monitorização noturna; D: Campanha de monitorização diurna

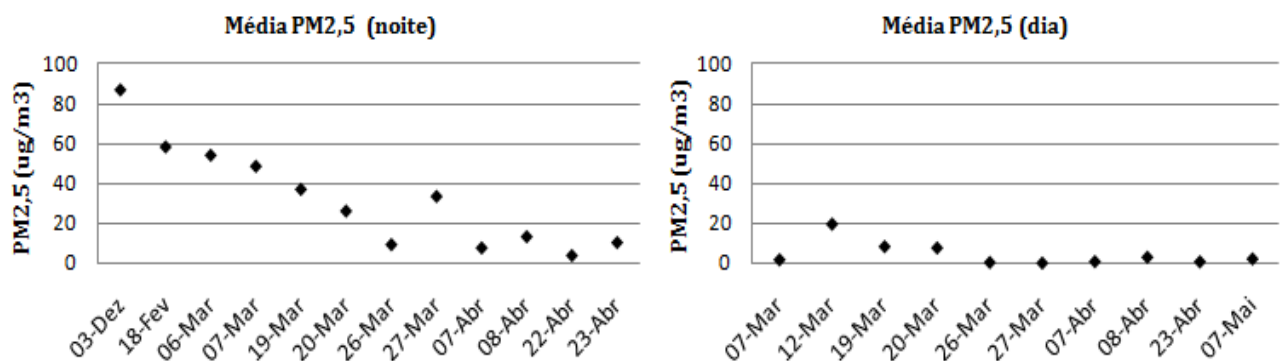


Figura 15- Variação nas concentrações médias de PM_{2,5} registadas ao longo do período de monitorização noturno e diurno.

A partir da observação da Figura 15 é possível verificar que ao longo do período de monitorização das concentrações noturnas de PM_{2,5}, iniciado em Dezembro de 2013, se verificou uma tendência decrescente nos níveis deste poluente. Esta tendência segue claramente a redução da atividade de queima residencial de biomassa lenhosa que se verificou ao longo do período em análise, sendo esta à partida considerada a principal fonte de PM_{2,5} durante o período noturno. A variação na intensidade da atividade desta fonte está em linha com a variação da temperatura, ou seja, à medida que as temperaturas noturnas aumentam a necessidade de queima residencial de biomassa diminui e, conseqüentemente, as emissões e as concentrações atmosféricas de PM_{2,5} também diminuem (Figura 16).

Os níveis de PM_{2,5} ao longo das campanhas de monitorização realizadas no período diurno apresentam também uma tendência geral decrescente, podendo esta tendência ser parcialmente justificada pelas razões já referidas anteriormente para o caso dos valores noturnos.

Além desta tendência geral notória ao longo dos dois períodos de monitorização, verificam-se flutuações nos níveis de PM_{2,5}, associadas como se pode observar na Figura 17, não apenas às variações na temperatura ao longo do período de amostragem, mas também à variação de outros parâmetros meteorológicos como a velocidade de vento.

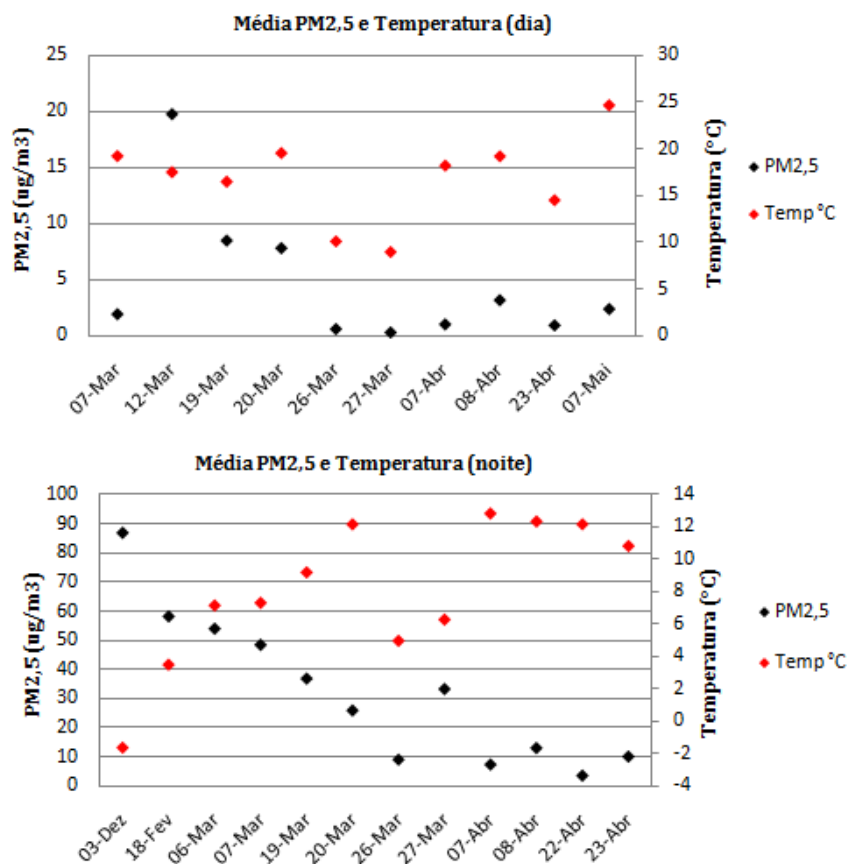


Figura 16- Variação dos níveis diurnos e noturnos de PM_{2,5} versus variação das temperaturas diurnas e noturnas.

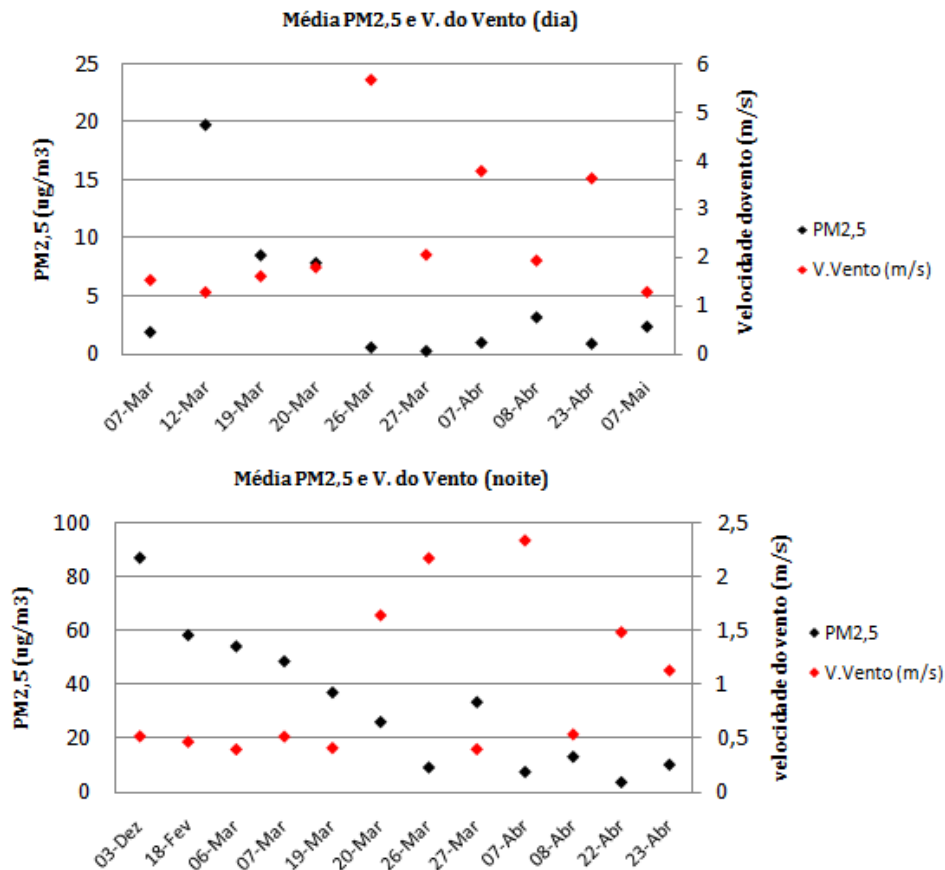


Figura 17- Variação dos níveis diurnos e noturnos de PM_{2,5} versus variação das velocidades do vento diurnas e noturnas.

A velocidade do vento é um fator bastante importante na dispersão dos poluentes atmosféricos, sendo que em situações de calma ($\bar{u} < 1 \text{ms}^{-1}$) a dispersão dos poluentes é dificultada e as concentrações atmosféricas tendem a aumentar em função das emissões (Carvalho *et al.*, s.d.).

Analisando os gráficos relativos à velocidade do vento para os dois períodos é observável uma relação entre as concentrações de PM_{2,5} e a velocidade do vento, verificando-se que a aumentos na velocidade do vento correspondem geralmente reduções nas concentrações de PM_{2,5}, reduções estas potenciadas pelas melhores condições de dispersão atmosférica. Já o incremento das concentrações de PM_{2,5} verificado na campanha noturna do dia 27 de Março corresponde exatamente a um episódio de calma ($\bar{u} < 1 \text{ms}^{-1}$), tal como as elevadas concentrações noturnas registadas nas primeiras 5 monitorizações realizadas à noite.

4.3. Distribuição espacial das concentrações de PM_{2,5}

Na Tabela 9 são apresentados os parâmetros estatísticos relativos às concentrações de PM_{2,5} em cada ponto de amostragem para o período de monitorização noturno e diurno.

Tabela 9- Parâmetros estatísticos relativos às concentrações de PM_{2,5} ($\mu\text{g m}^{-3}$) para cada ponto de amostragem para o período de monitorização diurno (D) e noturno (N).

| Ponto | Média | | Mediana | | Mínimo | | Máximo | | Amplitude | | Desvio Padrão | | Percentil 98 | | Coeficiente de Variação | |
|-------|-------|-------|---------|------|--------|-----|--------|--------|-----------|--------|---------------|-------|--------------|--------|-------------------------|------|
| | D | N | D | N | D | N | D | N | D | N | D | N | D | N | D | N |
| 1 | 7,71 | 29,11 | 4,56 | 23,4 | 1,00 | 2,5 | 27,00 | 76,50 | 26 | 74,00 | 8,32 | 25,53 | 25,25 | 76,31 | 1,08 | 0,88 |
| 2 | 7,86 | 46,08 | 6,44 | 28,6 | 0,50 | 4,3 | 21,63 | 186,33 | 21,13 | 182,08 | 7,03 | 52,41 | 20,97 | 164,34 | 0,89 | 1,14 |
| 3 | 5,83 | 18,27 | 4,19 | 15 | 0,38 | 2,6 | 21,63 | 48,25 | 21,25 | 45,63 | 6,69 | 14,51 | 19,96 | 45,64 | 1,15 | 0,79 |
| 4 | 4,81 | 8,09 | 2,75 | 6,06 | 0,00 | 0 | 19,50 | 19,50 | 19,5 | 19,50 | 6,22 | 6,30 | 17,88 | 19,03 | 1,29 | 0,78 |
| 5 | 10,90 | 29,38 | 3,19 | 15,5 | 0,00 | 2,4 | 68,63 | 141,38 | 68,63 | 139,00 | 20,92 | 38,99 | 59,24 | 121,93 | 1,92 | 1,33 |
| 6 | 6,41 | 17,24 | 2,19 | 17,8 | 0,13 | 9,8 | 24,13 | 30,67 | 24 | 20,92 | 9,12 | 6,23 | 23,88 | 29,15 | 1,42 | 0,36 |
| 7 | 5,40 | 26,20 | 3,06 | 17,6 | 0,13 | 3,1 | 21,25 | 77,25 | 21,13 | 74,13 | 6,95 | 25,13 | 19,95 | 76,54 | 1,29 | 0,96 |
| 8 | 5,65 | 17,73 | 2,44 | 18,1 | 0,00 | 0,8 | 19,88 | 43,75 | 19,88 | 43,00 | 6,81 | 14,63 | 18,62 | 42,30 | 1,21 | 0,82 |
| 9 | 5,95 | 14,27 | 2,81 | 16,6 | 0,00 | 0,8 | 19,88 | 26,42 | 19,88 | 25,67 | 7,04 | 9,17 | 18,84 | 26,05 | 1,18 | 0,64 |
| 10 | 6,70 | 14,14 | 1,63 | 16,3 | 0,13 | 1,5 | 38,25 | 23,50 | 38,13 | 22,00 | 11,75 | 8,52 | 33,35 | 23,36 | 1,75 | 0,60 |
| 11 | 4,01 | 29,25 | 1,44 | 22,1 | 0,00 | 0,6 | 19,75 | 98,25 | 19,75 | 97,63 | 6,21 | 27,62 | 17,59 | 87,99 | 1,55 | 0,94 |
| 12 | 4,04 | 17,31 | 1,19 | 13 | 0,00 | 2,1 | 20,88 | 56,63 | 20,88 | 54,50 | 6,58 | 16,58 | 18,83 | 53,13 | 1,63 | 0,96 |
| 13 | 4,03 | 21,28 | 1,25 | 21,1 | 0,00 | 1,6 | 18,25 | 59,17 | 18,25 | 57,54 | 5,97 | 14,90 | 16,59 | 52,72 | 1,48 | 0,70 |
| 14 | 3,66 | 31,64 | 0,25 | 31,2 | 0,00 | 1,4 | 17,88 | 86,92 | 17,88 | 85,54 | 5,96 | 27,00 | 16,28 | 82,37 | 1,63 | 0,85 |
| 15 | 4,53 | 45,45 | 1,06 | 33,9 | 0,00 | 2,4 | 18,25 | 121,00 | 18,25 | 118,63 | 6,83 | 37,84 | 17,76 | 116,20 | 1,51 | 0,83 |
| 16 | 3,65 | 62,45 | 0,94 | 30,7 | 0,00 | 3,4 | 17,00 | 269,75 | 17 | 266,38 | 5,63 | 78,63 | 15,61 | 246,29 | 1,54 | 1,26 |
| 17 | 3,80 | 45,63 | 0,69 | 33,3 | 0,00 | 1,6 | 17,88 | 145,25 | 17,88 | 143,63 | 5,61 | 47,41 | 15,90 | 137,80 | 1,48 | 1,04 |
| 18 | 4,53 | 35,03 | 0,69 | 26,4 | 0,00 | 3,4 | 21,38 | 126,88 | 21,38 | 123,50 | 7,30 | 36,87 | 19,82 | 113,69 | 1,61 | 1,05 |
| 19 | 4,29 | 55,49 | 1,38 | 35,1 | 0,00 | 3,4 | 19,63 | 160,25 | 19,63 | 156,88 | 6,16 | 56,80 | 17,62 | 155,77 | 1,44 | 1,02 |
| 20 | 4,23 | 44,06 | 1,19 | 21,5 | 0,00 | 6,1 | 18,63 | 118,88 | 18,63 | 112,75 | 5,92 | 41,54 | 16,76 | 116,95 | 1,40 | 0,94 |
| 21 | 4,09 | 41,47 | 0,88 | 13,1 | 0,00 | 0,6 | 21,88 | 160,67 | 21,88 | 160,04 | 6,80 | 55,98 | 19,24 | 156,09 | 1,66 | 1,35 |
| 22 | 3,73 | 41,48 | 1 | 20,4 | 0,00 | 4,8 | 15,88 | 145,75 | 15,88 | 141,00 | 5,16 | 43,02 | 14,32 | 131,89 | 1,39 | 1,04 |
| 23 | 3,36 | 30,31 | 0,63 | 20,1 | 0,00 | 4,3 | 15,63 | 92,17 | 15,63 | 87,92 | 5,00 | 28,99 | 13,98 | 86,93 | 1,49 | 0,96 |
| 24 | 3,40 | 30,21 | 0,56 | 24,7 | 0,00 | 4,4 | 15,00 | 74,67 | 15 | 70,29 | 4,96 | 25,38 | 13,63 | 74,03 | 1,46 | 0,84 |
| 25 | 4,85 | 29,40 | 3,94 | 21,1 | 0,00 | 5,1 | 14,00 | 96,25 | 14 | 91,13 | 5,24 | 26,86 | 13,96 | 88,17 | 1,08 | 0,91 |
| 26 | 3,15 | 34,54 | 0,5 | 26 | 0,00 | 4,5 | 15,38 | 153,08 | 15,38 | 148,58 | 4,86 | 40,75 | 13,69 | 130,08 | 1,54 | 1,18 |
| 27 | 3,31 | 41,45 | 0,69 | 22,1 | 0,00 | 5,3 | 16,38 | 254,33 | 16,38 | 249,08 | 5,14 | 68,64 | 14,42 | 210,43 | 1,55 | 1,66 |
| 28 | 3,29 | 40,28 | 0,63 | 21,9 | 0,00 | 3,4 | 14,38 | 146,92 | 14,38 | 143,54 | 4,70 | 42,03 | 12,89 | 130,71 | 1,43 | 1,04 |
| 29 | 3,79 | 32,44 | 0,94 | 26,9 | 0,00 | 3,1 | 14,75 | 82,33 | 14,75 | 79,21 | 5,53 | 24,73 | 14,39 | 78,55 | 1,46 | 0,76 |
| 30 | 3,68 | 33,57 | 0,44 | 25,9 | 0,00 | 3,3 | 15,38 | 78,08 | 15,38 | 74,83 | 5,19 | 28,05 | 13,91 | 76,69 | 1,41 | 0,84 |
| 31 | 4,00 | 34,28 | 3,13 | 25,1 | 0,00 | 5 | 13,38 | 71,00 | 13,38 | 66,00 | 3,89 | 24,51 | 12,18 | 70,75 | 0,97 | 0,72 |
| 32 | 3,29 | 22,76 | 0 | 17 | 0,00 | 1,3 | 13,88 | 61,67 | 13,88 | 60,42 | 5,14 | 20,39 | 13,36 | 60,23 | 1,56 | 0,90 |
| 33 | 3,65 | 26,99 | 0,56 | 22,3 | 0,00 | 2,4 | 13,13 | 68,13 | 13,13 | 65,75 | 5,24 | 21,78 | 12,99 | 66,83 | 1,44 | 0,81 |
| 34 | 4,48 | 57,90 | 1,56 | 45,4 | 0,00 | 2 | 14,88 | 256,13 | 14,88 | 254,13 | 5,83 | 70,70 | 14,31 | 224,97 | 1,30 | 1,22 |
| 35 | 4,06 | 28,86 | 1,44 | 24,9 | 0,00 | 0 | 15,38 | 85,75 | 15,38 | 85,75 | 5,65 | 24,68 | 14,88 | 81,02 | 1,39 | 0,85 |

É possível através da análise da Tabela 9 que a gama noturna de concentrações espaciais de PM_{2,5} varia dos 8,1 $\mu\text{g m}^{-3}$ registados no ponto 4 (Estrada de São Bartolomeu) até aos 62,4 $\mu\text{g m}^{-3}$ registados no ponto 16 (Bairro do Pinhal). A gama diurna das concentrações espaciais do poluente é menos alargada, variando dos 3,15 $\mu\text{g m}^{-3}$ registados no ponto 26 (Avenida Cidade de Zamora) aos 10,9 $\mu\text{g m}^{-3}$ registados no ponto 5 (Malhada), o que se reflete numa maior homogeneidade das concentrações de PM_{2,5} na cidade.

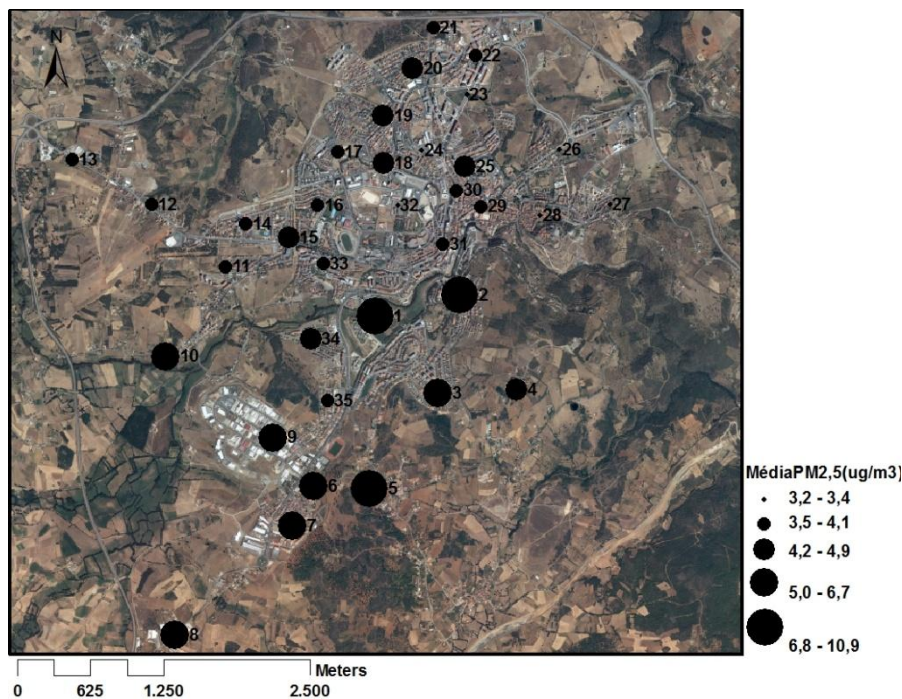


Figura 18- Distribuição espacial das concentrações médias diurnas de PM_{2,5} na cidade de Bragança.

No período de monitorização diurna (Figura 18), os valores mais elevados de PM_{2,5} foram observados na zona mais a sul da cidade. O valor médio mais elevado foi alcançado na zona da Malhada (10,9 $\mu\text{g m}^{-3}$), ponto 5, sendo esta zona caracterizada pela proximidade a uma serralharia. O ponto 8 além da proximidade a uma via de tráfego intenso (Estrada Nacional nº 15) situa-se tal como o ponto 9 numa zona de alguma atividade industrial (carpintarias, serralharias, uma unidade de transformação de mármore e granitos e uma fábrica de betão) e comercial e cujas atividades são suscetíveis de causar libertação de material particulado. O ponto 10 encontra-se muito próximo de uma padaria. Os níveis mais baixos de PM_{2,5} foram registados na zona nordeste da cidade, com destaque para o ponto 27 (Bairro de São Sebastião), o ponto 28 (imediações do castelo de Bragança), o ponto 23 (parque da Braguinha) e ponto 26, localizado junto da Avenida Cidade de Zamora, sendo este último o ponto em que foi alcançado o valor médio diurno mais baixo. Estes locais são caracterizados por apresentar boas condições de ventilação, devido à proximidade a espaços abertos, sem edificado, além disto são zonas onde não há quaisquer unidades industriais.

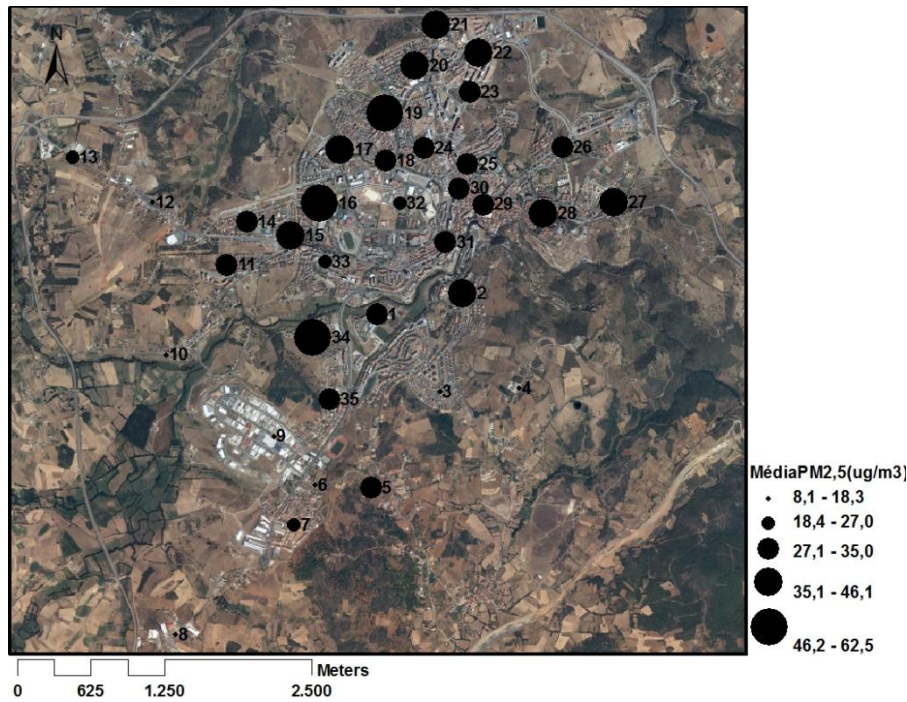


Figura 19- Distribuição espacial das concentrações médias noturnas de PM_{2,5} na cidade de Bragança.

Relativamente ao período noturno (Figura 19), os padrões espaciais de PM_{2,5} destacam-se pelos elevados valores nas zonas a noroeste da cidade, com valores médios a ultrapassarem em vários casos os 35 $\mu\text{g m}^{-3}$. Os pontos de amostragem onde se registaram os valores mais elevados de PM_{2,5} tendem a localizar-se no interior de bairros residenciais, onde a queima residencial de biomassa lenhosa se constitui como a principal fonte noturna de material particulado, durante os períodos de temperaturas mais baixas que exigem o aquecimento do interior das residências. Entre estes pontos estão o ponto 19 (Bairro da Mãe d'Água 3) e o ponto 16 (Bairro do Pinhal), sendo este último o que está exposto a níveis mais elevados de PM_{2,5} (62,4 $\mu\text{g m}^{-3}$). Os valores mais baixos de PM_{2,5} são registados na zona Sul da cidade, em pontos localizados em zonas com densidades residenciais mais baixas que nos casos anteriores e mais expostas aos ventos, o que oferece melhores condições de dispersão.

4.4. Influência da queima residencial de biomassa lenhosa nas concentrações de PM_{2,5}

Os níveis registados durante as monitorizações noturnas de PM_{2,5} são essencialmente resultado de emissões por parte de fontes domésticas uma vez que neste período a contribuição por parte de outras fontes é praticamente negligenciável, sendo que o tráfego rodoviário é reduzido e o horário de maior intensidade de tráfego havia já sido ultrapassado há algum tempo. Relativamente à laboração das poucas unidades industriais existentes na cidade, a influência destas nas concentrações do poluente limita-se essencialmente ao período diurno.

No setor doméstico as emissões do poluente em estudo resultam essencialmente da queima de combustíveis utilizados para suprir as necessidades energéticas das residências. Neste sector além da biomassa lenhosa são utilizados outros combustíveis, essencialmente gás natural, o gás de garrafa (butano e propano) e o gásóleo de aquecimento.

Um estudo de Ferreira (2012), realizado na cidade de Bragança, revela que em termos de consumo energético residencial a biomassa lenhosa apresenta o consumo mais elevado, sendo consumidos na totalidade cerca de 245607,3 GJ/ano, seguida pelo gás natural, 122079,7 GJ/ano, o gásóleo, 43132,8 GJ/ano, e o gás de garrafa, 21537,4 GJ/ano. Tendo em conta estas informações importa para aqui estudar a potencial influência da queima destes combustíveis nos níveis de PM_{2,5}. Embora o gás natural tenha o segundo consumo energético mais elevado, o seu fator de emissão para PM_{2,5} é o mais baixo juntamente com o fator de emissão do gás de garrafa, 1,2 g/GJ (EEA, 2013), sendo que o último apresenta o consumo energético mais baixo. O gásóleo tem um fator de emissão mais elevado, 1,9 g/GJ (EEA, 2013), no entanto o seu consumo energético é bem mais baixo que o do gás natural. A lenha, sendo o combustível que apresenta o consumo energético mais elevado é também o que possui o maior fator de emissão para PM_{2,5}, da ordem dos 740 g/GJ (EEA, 2013), o que evidencia a influência das emissões de material particulado por parte da queima residencial de biomassa lenhosa nas concentrações de PM_{2,5}.

O período do ano e altura do dia em que foram realizadas as monitorizações noturnas das concentrações de PM_{2,5}, é por si só também uma prova da relação entre as concentrações observadas deste poluente e as emissões por parte da queima residencial de biomassa lenhosa. A monitorização noturna dos níveis de PM_{2,5} realizou-se entre 3 de Dezembro de 2013 e 23 de Abril de 2014, tendo a maioria das campanhas decorrido no mês de Março. Durante este período a queima residencial de biomassa lenhosa é usada para fazer face às baixas temperaturas alcançadas durante a noite, sendo este o combustível mais utilizado na cidade para aquecimento do ar ambiente (Ferreira, 2012). A altura do dia em que foram realizadas as monitorizações noturnas das concentrações de PM_{2,5}, entre as 21h e a 1h demonstra bem a relação entre as

concentrações observadas deste poluente e as emissões por parte da referida fonte, pois tal como comprova o estudo realizado por Ferreira (2012) o período de maior utilização dos equipamentos de combustão de biomassa lenhosa em Bragança situa-se entre as 18h e 24h. Além disto tal como referido no primeiro parágrafo, no período em questão a contribuição por parte de fontes não residenciais é praticamente negligenciável.

A Figura 15 (secção 4.2) evidencia a relação entre a queima residencial de biomassa lenhosa e os níveis de PM_{2,5}, uma vez que o decréscimo na actividade da fonte se reflete em reduções nas concentrações registadas ao longo do período em análise.

Foi feita uma comparação para diferentes datas entre os níveis noturnos e diurnos de PM_{2,5}, de forma a melhor entender a relevância da combustão residencial de biomassa lenhosa nas concentrações de PM_{2,5} registadas na cidade de Bragança (Figura 20).

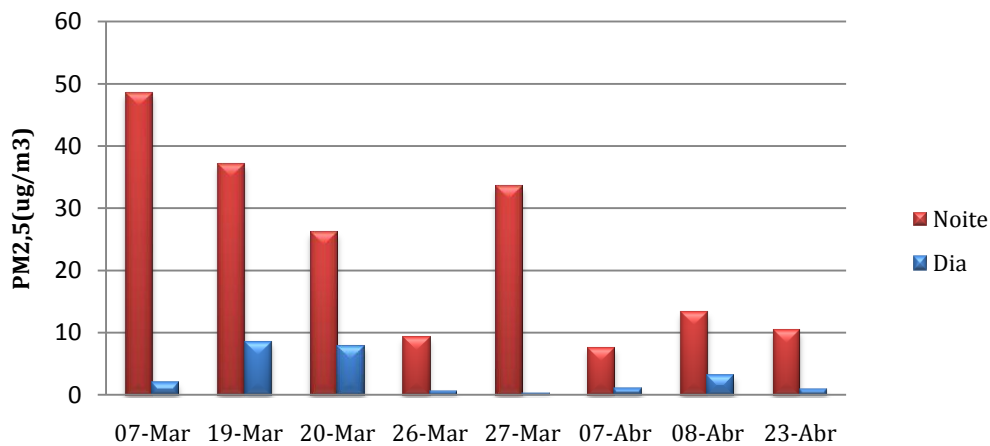


Figura 20- Comparação entre os níveis diurnos e noturnos de PM_{2,5} para diferentes datas.

Os níveis diurnos de PM_{2,5} foram, para as diferentes datas, sistematicamente bastante inferiores aos níveis noturnos. No período diurno (11:00 às 15:00), as principais fontes de material particulado são o tráfego automóvel, e alguma queima residencial de biomassa lenhosa, principalmente nos dias em que as temperaturas são mais baixas.

As diferenças entre os níveis diurnos e noturnos devem-se em boa parte à intensificação da queima residencial de biomassa lenhosa durante a noite, embora a diferença observada possa também ser em parte explicada pelas condições de estabilidade da atmosfera, pois durante os períodos diurnos prevalecem condições de instabilidade e durante os períodos noturnos condições de estabilidade que conferem baixa capacidade de dispersão atmosférica.

4.5. Análise estatística da relação entre PM_{2,5} e variáveis independentes

Nesta secção serão apresentados os resultados da análise da relação estatística entre as variáveis dependentes - PM_{2,5N} e PM_{2,5Nvf} - e as variáveis independentes - altitude (Altitude), densidade populacional (DensP), densidade residencial (DensR), tipologia de ocupação do solo (Tipologia2), idade média do edificado (Idd_Ed) e percentagem de ocupação do solo (POcup). As variáveis dependentes correspondem à média de PM_{2,5} em cada ponto de amostragem tendo por base todos percursos noturnos realizados (PM_{2,5N}) e os percursos cuja velocidade do vento foi inferior a 1 ms⁻¹ (PM_{2,5Nvf}).

Dos resultados aqui apresentados consta a avaliação da relação linear entre variáveis dependentes e variáveis independentes, feita através da observação de matrizes de gráficos de dispersão e matrizes de correlação de Pearson, seguida da análise de regressão linear múltipla realizada para cada uma das variáveis de resposta com a consequente construção de um modelo de regressão para PM_{2,5N} e PM_{2,5Nvf}.

4.5.1. Análise estatística da relação entre as concentrações de PM_{2,5N} e variáveis independentes

Através da análise da matriz de gráficos de dispersão e da matriz de correlações de Pearson (Figura 21 e Figura 22) é possível verificar que todas as variáveis independentes, a exceção da idade média do edificado, apresentam uma relação linear significativa com a variável dependente, sendo a mais forte a estabelecida com a variável altitude ($R=-0,502$) seguida pela relação com a tipologia de ocupação do solo ($R=-0,472$), tendo ambas uma correlação negativa com os níveis de PM_{2,5N}. Correlação, esta, explicada no primeiro caso pelo aumento da altitude estar associado a uma redução na presença de fontes de emissão e por no período noturno o ar frio tender a escoar para as partes baixas do terreno arrastando com ele o material particulado e no segundo caso pela variável tipologia 2 ser considerada a menos emissora.

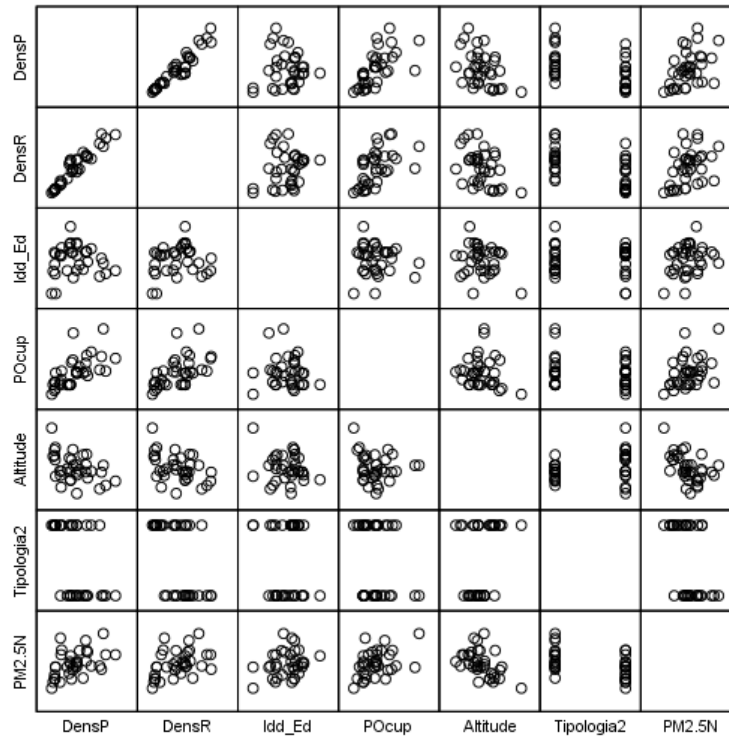


Figura 21- Matriz de gráficos de dispersão (PM2,5N).

| | | DensP | DensR | Idd_Ed | POcup | Altitude | Tipologia2 | PM2.5N |
|------------|---------------------|---------|---------|--------|--------|----------|------------|---------|
| DensP | Pearson Correlation | 1 | ,951** | ,022 | ,642** | -,436** | -,484** | ,466** |
| | Sig. (2-tailed) | | ,000 | ,899 | ,000 | ,009 | ,003 | ,005 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| DensR | Pearson Correlation | ,951** | 1 | ,179 | ,543** | -,448** | -,548** | ,425* |
| | Sig. (2-tailed) | ,000 | | ,304 | ,001 | ,007 | ,001 | ,011 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| Idd_Ed | Pearson Correlation | ,022 | ,179 | 1 | -,081 | -,201 | -,065 | ,266 |
| | Sig. (2-tailed) | ,899 | ,304 | | ,645 | ,247 | ,709 | ,123 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| POcup | Pearson Correlation | ,642** | ,543** | -,081 | 1 | -,154 | -,240 | ,420* |
| | Sig. (2-tailed) | ,000 | ,001 | ,645 | | ,376 | ,165 | ,012 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| Altitude | Pearson Correlation | -,436** | -,448** | -,201 | -,154 | 1 | ,294 | -,502** |
| | Sig. (2-tailed) | ,009 | ,007 | ,247 | ,376 | | ,087 | ,002 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| Tipologia2 | Pearson Correlation | -,484** | -,548** | -,065 | -,240 | ,294 | 1 | -,472** |
| | Sig. (2-tailed) | ,003 | ,001 | ,709 | ,165 | ,087 | | ,004 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| PM2.5N | Pearson Correlation | ,466** | ,425* | ,266 | ,420* | -,502** | -,472** | 1 |
| | Sig. (2-tailed) | ,005 | ,011 | ,123 | ,012 | ,002 | ,004 | |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |

Figura 22- Matriz de correlações de Pearson (PM2,5N), **correlação significativa para um nível de 1%, *correlação significativa para 5%.

A análise de regressão linear múltipla realizada por intermédio do método de regressão passo-a-passo (*stepwise*) resultou na obtenção do seguinte modelo:

Modelo 1

$$PM_{2,5N} = b_0 + b_1 \cdot POcup + b_2 \cdot Altitude + b_3 \cdot Tipologia2$$

Devido à violação por parte do modelo do pressuposto de homogeneidade da variância dos erros, verificada através da observação do gráfico dos resíduos studentizados em função dos valores estimados de $PM_{2,5N}$, procedeu-se a uma regressão linear ponderada, ajustando para isto os modelos usando o procedimento PROC REG em SAS/STAT.

Os coeficientes de regressão do modelo estimados pelo método dos mínimos quadrados lineares ponderados são apresentados na Tabela 10 e na Tabela 11 são apresentadas as estatísticas que avaliam a qualidade de ajustamento do modelo aos dados e a sua capacidade preditiva.

Ao corrigir a ligeira tendência de heterocedasticidade, o parâmetro b_3 referente à tipologia2, até então significativo para um nível de significância de 5%, passou a ser considerado significativo apenas para um nível de 10%, e desta forma foi removida da análise. Já no caso das variáveis altitude e percentagem de ocupação, estas foram consideradas significativas para níveis de significância de 1% e 5%, respetivamente (Tabela 10).

Tabela 10- Valores estimados para os coeficientes de regressão do modelo 1.

| Parâmetros | Constante | POcup | Altitude |
|------------|--------------------------|------------------------|--------------------------|
| b0 | 136,0668*** (28,4120) | | |
| b1 | | 73,0538** (27,9287) | |
| b2 | | | -0,15852 *** (0,0385) |

*** $p < 1\%$; ** $p < 5\%$; o erro padrão é apresentado entre parêntesis

Após estimação dos coeficientes de regressão a análise prosseguiu com a validação dos pressupostos respeitantes aos resíduos e à inexistência de colineariedade entre as variáveis.

Através dos testes de normalidade aos resíduos studentizados confirmou-se a distribuição normal dos resíduos, sendo que todos os testes (Kolmogorov-Smirnov, Shapiro-Wilk, Anderson-Darling e Cramer-von Mises) apresentam um valor de p superior ao nível de significância de 5% (Anexo I). A existência de normalidade foi também confirmada através do gráfico de quantis de probabilidade da normal (Q-Q plot) dos resíduos studentizados (Anexo I). A homogeneidade da

variância dos resíduos foi confirmada através do gráfico dos resíduos studentizados *versus* os valores estimados de PM_{2,5N} (Anexo I), não existindo qualquer padrão que indicie a violação deste pressuposto. A independência dos resíduos foi confirmada através da estatística de Durbin-Watson cujo valor foi aproximadamente igual a dois (1,718). E por fim os valores do fator de inflação da variância (FIV) foram considerados baixos, não sendo detetados problemas de colineariedade (Anexo I).

Validados os pressupostos, o modelo de regressão linear múltipla para PM_{2,5N} é o seguinte:

$$PM_{2,5N} = 136,0668 + 73,0538 * POcup - 0,15852 * Altitude$$

Tabela 11- Estatísticas de avaliação da qualidade de ajustamento e capacidade preditiva do modelo 1.

| Qualidade do ajustamento | | Capacidade preditiva | |
|--------------------------|------|----------------------|---------|
| R_{aj}^2 | RMSE | Mpress | MApress |
| 0,52 | 4,55 | 0,309 | 8,626 |

O coeficiente de determinação ajustado (R_{aj}^2) obtido pode ser considerado razoável, uma vez que noutros estudos, em que se recorreu à elaboração de modelos de regressão linear múltipla para material particulado, o coeficiente de determinação tomou valores não muito distintos do aqui apresentado. Por exemplo, Brauer *et al.* (2003) desenvolveram modelos de regressão para PM_{2,5} na Holanda, em Munique (Alemanha) e em Estocolmo (Suécia) que explicaram, 73, 56 e 50% da variabilidade média anual de PM_{2,5}, respectivamente, sendo que para os dois últimos locais os coeficientes de determinação foram próximos do obtido neste estudo. Noutro estudo desenvolvido por Henderson *et al.* (2007) em Vancouver (Canadá) o modelo criado para predição das concentrações de PM_{2,5} apresentou um coeficiente de determinação de 52%, igual ao obtido neste caso. Habermann e Gouveia (2012) desenvolveram para a cidade de São Paulo (Brasil) um modelo de regressão para predição das concentrações de material particulado que apresentou um coeficiente de determinação de 63,8%.

4.5.2. Análise estatística da relação entre as concentrações de PM_{2,5Nvf} e variáveis independentes

A análise da matriz de gráficos de dispersão e da matriz de correlações de Pearson (Figura 23 e Figura 24) permite concluir que todas as variáveis independentes apresentam uma relação linear significativa com a variável dependente, à excepção da idade média do edificado. A relação linear mais forte é também neste caso a estabelecida com a variável altitude ($R = -0,503$) seguida pela relação estabelecida com a densidade populacional ($R = 0,471$), tendo esta última uma

correlação positiva com a variável dependente, uma vez o aumento da densidade populacional se traduz em aumento nas necessidades energéticas, que podem ser supridas pela queima de lenha.

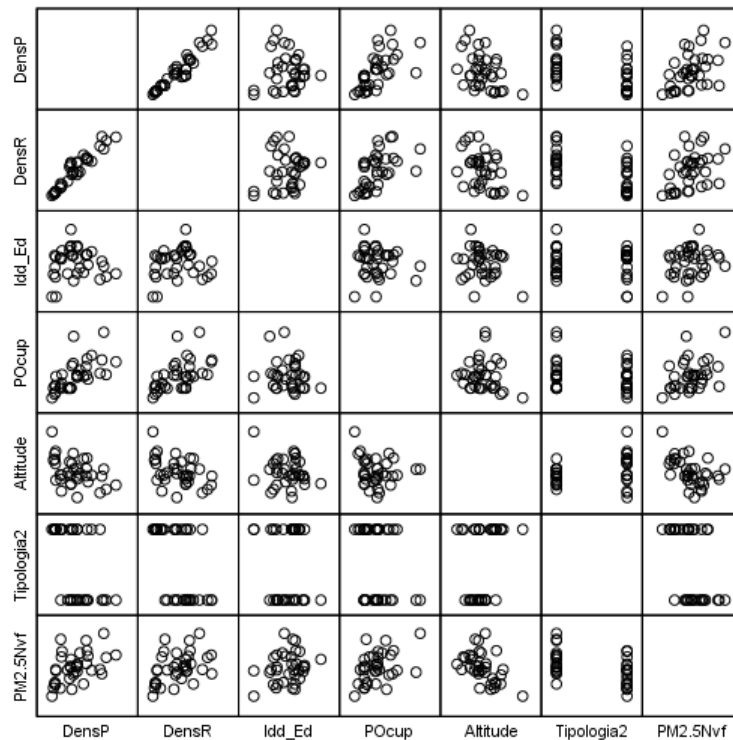


Figura 23- Matriz de gráficos de dispersão (PM2,5Nvf).

| | | DensP | DensR | Idd_Ed | POcup | Altitude | Tipologia2 | PM2.5Nvf |
|------------|---------------------|---------|---------|--------|--------|----------|------------|----------|
| DensP | Pearson Correlation | 1 | ,951** | ,022 | ,642** | -,436** | -,484** | ,471** |
| | Sig. (2-tailed) | | ,000 | ,899 | ,000 | ,009 | ,003 | ,004 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| DensR | Pearson Correlation | ,951** | 1 | ,179 | ,543** | -,448** | -,548** | ,426** |
| | Sig. (2-tailed) | ,000 | | ,304 | ,001 | ,007 | ,001 | ,011 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| Idd_Ed | Pearson Correlation | ,022 | ,179 | 1 | -,081 | -,201 | -,065 | ,254 |
| | Sig. (2-tailed) | ,899 | ,304 | | ,645 | ,247 | ,709 | ,141 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| POcup | Pearson Correlation | ,642** | ,543** | -,081 | 1 | -,154 | -,240 | ,413** |
| | Sig. (2-tailed) | ,000 | ,001 | ,645 | | ,376 | ,165 | ,014 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| Altitude | Pearson Correlation | -,436** | -,448** | -,201 | -,154 | 1 | ,294 | -,503** |
| | Sig. (2-tailed) | ,009 | ,007 | ,247 | ,376 | | ,087 | ,002 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| Tipologia2 | Pearson Correlation | -,484** | -,548** | -,065 | -,240 | ,294 | 1 | -,461** |
| | Sig. (2-tailed) | ,003 | ,001 | ,709 | ,165 | ,087 | | ,005 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| PM2.5Nvf | Pearson Correlation | ,471** | ,426** | ,254 | ,413** | -,503** | -,461** | 1 |
| | Sig. (2-tailed) | ,004 | ,011 | ,141 | ,014 | ,002 | ,005 | |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |

Figura 24- Matriz de correlações de Pearson (PM2,5Nvf), **correlação significativa para um nível de 1%, *correlação significativa para 5%.

A análise de regressão linear múltipla realizada por intermédio do método de regressão passo-a-passo (*stepwise*) resultou na obtenção do seguinte modelo:

Modelo 2

$$PM2,5Nvf = b_0 + b_1*POcup+b_2*Altitude$$

Também neste caso se recorreu a uma regressão linear ponderada, como forma de fazer face à violação do pressuposto de homogeneidade da variância dos resíduos.

Os coeficientes de regressão do modelo estimados pelo método dos mínimos quadrados lineares ponderados são apresentados na Tabela 12 e na Tabela 13 são apresentadas as estatísticas que avaliam a qualidade de ajustamento do modelo aos dados e a sua capacidade preditiva.

Tabela 12- Valores estimados para os coeficientes de regressão do modelo 2.

| Parâmetros | Constante | POcup | Altitude |
|------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| b0 | 217,6920*** (46,31756) | | |
| b1 | | 116,96743** (46,65348) | |
| b2 | | | -0,25993 *** (0,06310) |

*** $p < 1\%$; ** $p < 5\%$; o erro padrão é apresentado entre parêntesis

Como se pode verificar através da tabela 12 ambas variáveis altitude e percentagem de ocupação foram consideradas significativas para um nível de significância de 1% e 5%, respectivamente.

Estimados os coeficientes de regressão foi feita a validação dos pressupostos do modelo de regressão linear.

Através dos testes de normalidade aos resíduos studentizados confirmou-se a distribuição normal dos resíduos, uma vez que todos os testes apresentam um valor de p superior ao nível de significância de 5%. A normalidade confirmou-se também através da observação do gráfico de quantis de probabilidade da normal (Q-Q plot) dos resíduos studentizados (Anexo I). A homogeneidade da variância dos resíduos foi confirmada através do gráfico dos resíduos studentizados *versus* os valores estimados de PM2,5Nvf (Anexo I). A independência dos resíduos foi também comprovada, sendo o valor da estatística de Durbin-Watson aproximadamente igual a dois (1,748). Os valores do fator de inflação da variância (FIV) foram considerados baixos, não sendo detetados problemas de colineariedade (Anexo I).

Validados os pressupostos, o modelo de regressão linear múltipla para PM_{2,5}Nvf é o seguinte:

$$PM_{2,5}Nvf = 217,6920 + 116,96743 * POcup - 0,25993 * Altitude$$

Tabela 13- Estatísticas de avaliação da qualidade de ajustamento e capacidade preditiva do modelo 2.

| Qualidade do ajustamento | | Capacidade preditiva | |
|--------------------------|------|----------------------|---------|
| R_{aj}^2 | RMSE | Mpress | MApress |
| 0,51 | 5,68 | 0,555 | 14,335 |

O coeficiente de determinação ajustado (R_{aj}^2) obtido para este modelo é muito semelhante ao obtido para o modelo 1, sendo apenas ligeiramente mais baixo. Desta forma, é considerado também bastante razoável.

Este modelo tem um RMSE mais elevado que o anterior o que leva a considerar o melhor ajustamento do modelo 1 aos dados. A capacidade preditiva deste modelo é considerada inferior à do modelo 1, uma vez que a estatística Mpress, que avalia o enviesamento do modelo, esta mais afastada de zero, e a estatística MApress, que avalia a precisão do modelo, tem um valor mais elevado.

4.6. Padrão espacial das concentrações de material particulado na cidade de Bragança

Neste ponto são apresentados os mapas de distribuição espacial das concentrações noturnas de PM_{2,5} obtidos pelos métodos de krigagem ordinária e cokrigagem ordinária selecionados com base no menor erro associado que foi possível obter. Apresentam-se igualmente os semivariogramas ajustados respeitantes a cada mapa obtido com a aplicação da krigagem ordinária e os semivariogramas e covariogramas ajustados para cada mapa obtido com a cokrigagem ordinária.

Na interpolação das concentrações noturnas de PM_{2,5} foram, tal como referido anteriormente, consideradas três situações. Na primeira procedeu-se à interpolação por krigagem ordinária dos níveis de PM_{2,5} relativos a diferentes campanhas de monitorização noturna. Na segunda foram utilizadas a cokrigagem e a krigagem ordinárias para modelação dos níveis de PM_{2,5} partindo dos resultados médios obtidos para os 35 pontos de amostragem, tendo em conta a totalidade dos percursos noturnos realizados (PM_{2,5}N). Por último procedeu-se à interpolação das concentrações de PM_{2,5} pelos dois métodos acima referidos partindo também dos resultados médios do poluente para cada ponto, mas considerando apenas as noites em que a velocidade média do vento foi inferior a 1 ms⁻¹ (PM_{2,5}Nvf).

Previamente à interpolação calculou-se o Índice de Moran (I) para medir a autocorrelação espacial nos conjuntos de dados do atributo em causa (Tabela 14).

Tabela 14- Resultados do teste de autocorrelação espacial (Índice de Moran (I)).

| Atributos | Índice de Moran (I) | valor de p |
|------------------|---------------------|--------------|
| PM2,5 (03/12/13) | 0,14 | 0,012 |
| PM2,5 (18/02/14) | 0,16 | 0,001 |
| PM2,5 (06/03/14) | 0,22 | 0,000 |
| PM2,5 (07/03/14) | 0,01 | 0,473 |
| PM2,5 (19/03/14) | 0,29 | 0,000 |
| PM2,5 (20/03/14) | 0,02 | 0,316 |
| PM2,5 (26/03/14) | -0,03 | 0,946 |
| PM2,5 (27/03/14) | 0,02 | 0,400 |
| PM2,5 (07/04/14) | -0,06 | 0,573 |
| PM2,5 (08/04/14) | 0,20 | 0,000 |
| PM2,5 (22/04/14) | 0,00 | 0,567 |
| PM2,5 (23/04/14) | -0,02 | 0,878 |
| PM2,5N | 0,12 | 0,015 |
| PM2,5Nvf | 0,13 | 0,01 |

Os padrões das concentrações de PM2,5 correspondentes às campanhas das noites de 03/12/13, 18/02/14, 06/03/2014, 19/03/2014 e 08/04/14 apresentaram valores do Índice de Moran (I) positivos e valor de p sempre inferior ao nível de significância de 5%, rejeitando-se a hipótese nula e considerando-se que a variável em análise nos casos acima referidos se encontra distribuída de forma não aleatória, existindo autocorrelação espacial. Nas restantes campanhas I apresenta uma significância acima de 5% o que não permite rejeitar a hipótese de distribuição espacial aleatória para esses casos. Tendo isto em consideração apenas se procedeu à interpolação das concentrações de PM2,5 dos referidos 5 percursos. Uma vez que nas campanhas em que se observou autocorrelação as velocidades médias do vento foram sempre inferiores a 1ms^{-1} e que em 5 das 7 campanhas sem autocorrelação as velocidades do vento registadas foram superiores a este limiar, pensa-se que a ausência de autocorrelação espacial é essencialmente resultado da velocidade do vento que favorece a distribuição aleatória das concentrações do poluente.

Relativamente aos atributos PM2,5N e PM2,5Nvf ambos apresentam um Índice de Moran com um valor de p inferior a 5%, o que leva a concluir sobre a existência de autocorrelação permitindo a interpolação dos valores de ambas as variáveis.

4.6.1. Interpolação das concentrações de PM_{2,5} aplicada a algumas das campanhas de monitorização noturna

Na Figura 25 são apresentados, para as campanhas noturnas em que se verificou a existência de autocorrelação espacial, os semivariogramas ajustados elaborados para interpolação por krigagem ordinária das respetivas concentrações de PM_{2,5} e na Tabela 15 os parâmetros que definem os diferentes semivariogramas.

No ajustamento dos semivariogramas foram testados vários modelos teóricos e diferentes valores para os parâmetros passo e número de passos, de forma a obter os melhores resultados para o ajustamento e mapas de estimativas que tenham a si associado o menor erro possível. Por fim optou-se pelo ajustamento dos parâmetros que constam na Tabela 15.

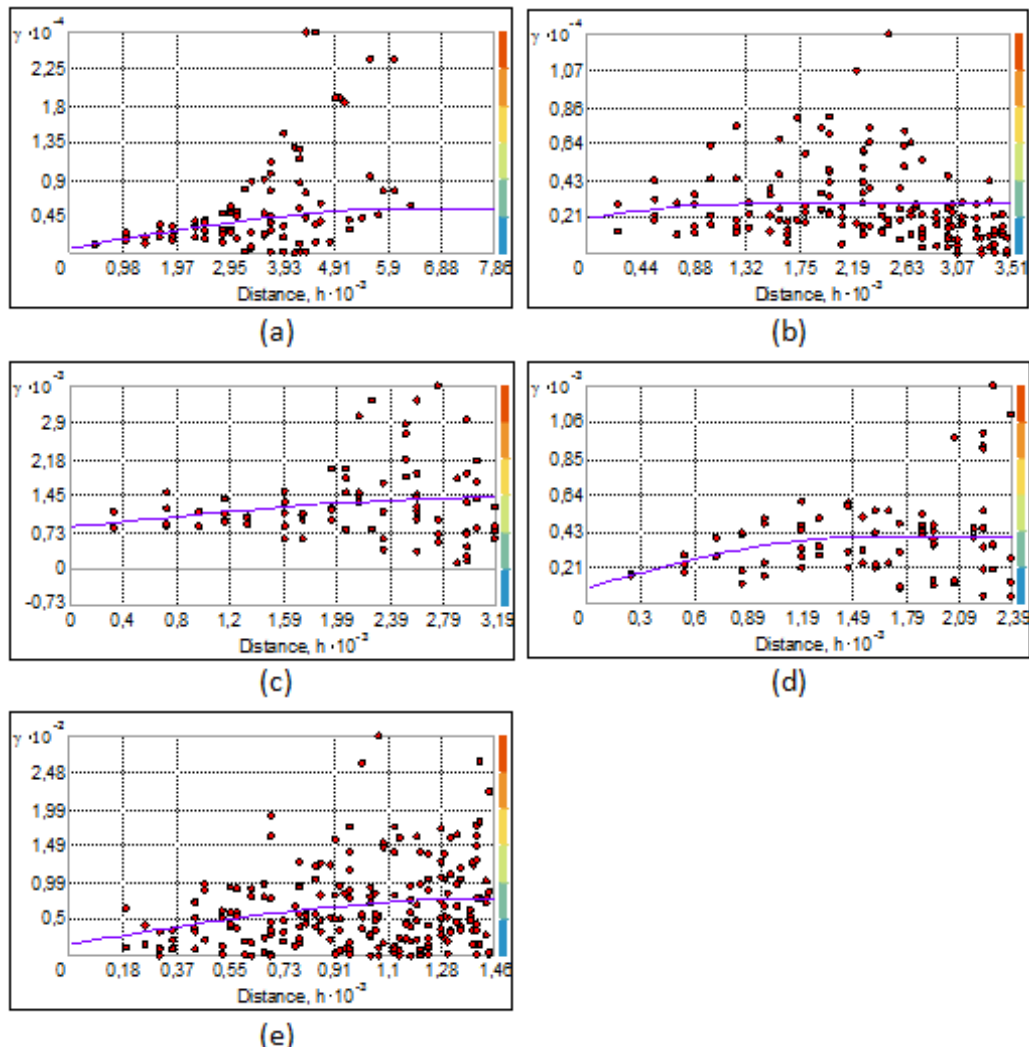
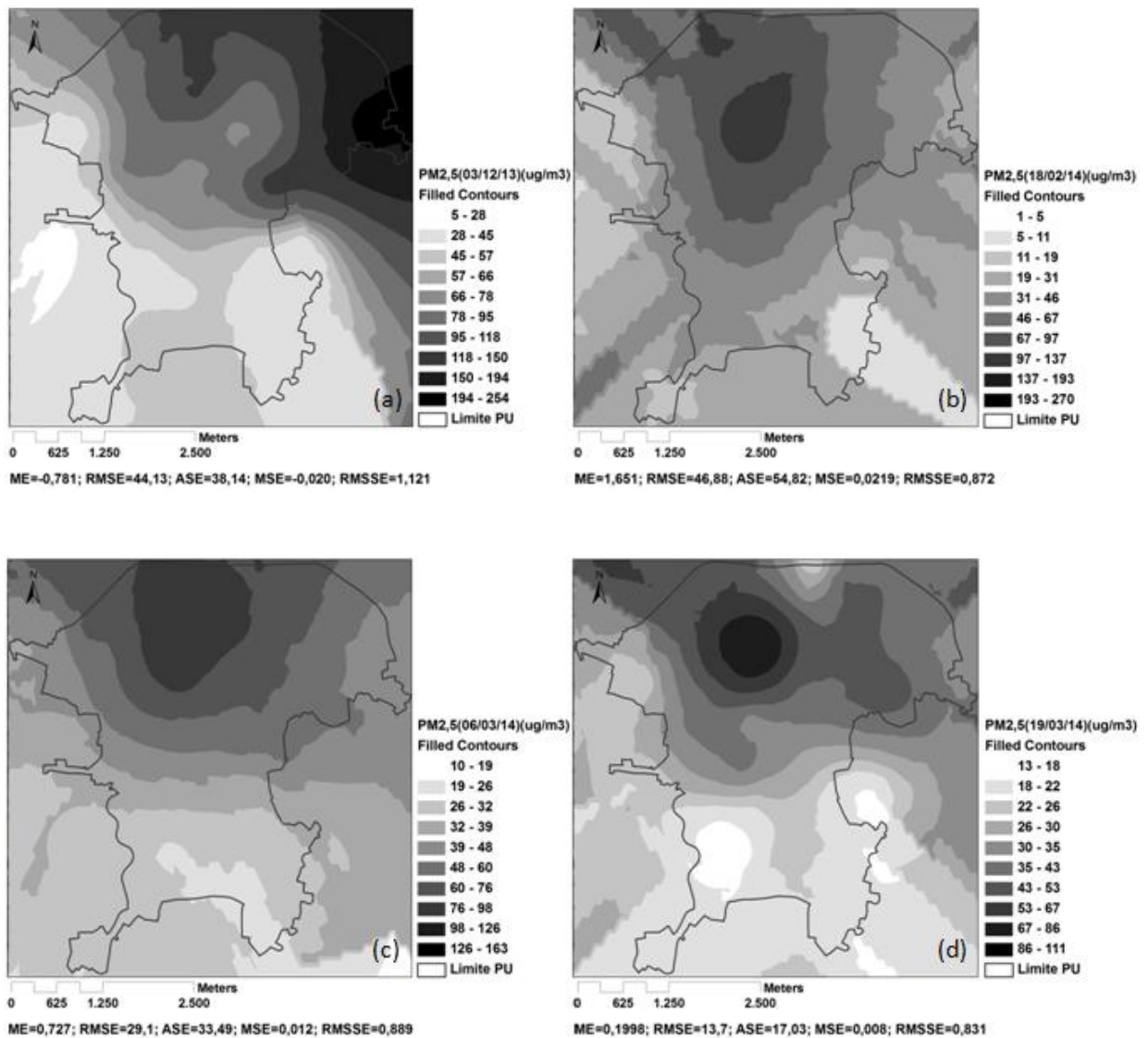


Figura 25- Semivariogramas ajustados para PM_{2,5} em 03/12/2013 (a), 18/02/2014 (b), 06/03/2014 (c), 19/03/2014, e 08/04/2014.

Tabela 15- Parâmetros de ajustamento e parâmetros que definem cada semivariograma ajustado.

| Atributos | Parâmetros de ajustamento | | | Parâmetros do semivariograma ajustado | | | |
|------------------|---------------------------|--------|-------------|---------------------------------------|---------------------|------------------|-------------|
| | Modelo | Passo | Nºde passos | Efeito Pepita (C0) | Patamar Parcial (C) | Patamar (C0 + C) | Alcance (m) |
| PM2,5 (03/12/13) | Esférico | 655,26 | 12 | 598,88 | 4811,99 | 5410,87 | 6302,09 |
| PM2,5 (18/02/14) | " | 350,99 | 10 | 2063,6 | 868,8 | 2931,6 | 1303,74 |
| PM2,5 (06/03/14) | " | 455,26 | 7 | 822,31 | 584,91 | 1407,22 | 3170,52 |
| PM2,5 (19/03/14) | " | 340,73 | 7 | 96,3 | 291,95 | 388,35 | 1512,02 |
| PM2,5 (08/04/14) | " | 121,74 | 12 | 15,72 | 61,489 | 77,21 | 1443,02 |

Os mapas resultantes da interpolação espacial das concentrações de PM_{2,5} para cada uma das campanhas noturnas em análise são apresentados na Figura 26 juntamente com as respectivas estatísticas de erro da previsão.



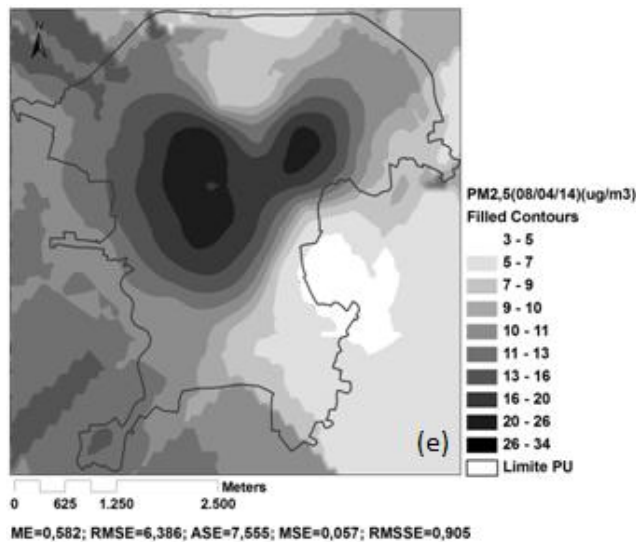


Figura 26- Mapas de interpolação por krigagem ordinária das concentrações de PM_{2,5} em 03/12/2013 (a), 18/02/2014 (b), 06/03/2014 (c), 19/03/2014 (d), e 08/04/2014 (e).

A observação das superfícies de distribuição das concentrações noturnas de PM_{2,5} (Figura 26) permitiu concluir que a zona norte da cidade é na generalidade dos períodos em análise a mais afetada por este tipo de poluição atmosférica. É também de salientar que os bairros do Pinhal e Mãe D'água são as zonas mais frequentemente identificadas com as concentrações mais elevadas interpoladas em cada caso. Entre as 5 superfícies de interpolação criadas, a correspondente à noite de 3 de Dezembro é aquela em que são detetadas as concentrações mais elevadas do poluente ($> 194 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), já a relativa à noite de 8 de Abril é a que apresenta a gama mais baixa de concentrações não excedendo os $26 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. A diferença na magnitude das concentrações detetadas nestas duas superfícies deve-se essencialmente ao facto de a primeira corresponder a um período de queima intensa de biomassa lenhosa e da segunda estar associada a um período de abrandamento desta atividade.

4.6.2. Interpolação das concentrações de PM_{2,5}N

4.6.2.1. Krigagem Ordinária

Na Figura 27 encontra-se representado o semivariograma ajustado correspondente ao atributo a interpolar e na Tabela 16 são apresentados os parâmetros que o definem. No ajustamento do semivariograma experimental para PM_{2,5}N foram testados diferentes modelos teóricos, assim como diferentes valores para os parâmetros passo e número de passos. A melhor solução foi obtida pelo ajustamento de um modelo esférico, um passo de 208,26 m e um número de passos igual a 7.

O mapa de interpolação resultante é apresentado na Figura 28, na qual constam também as estatísticas de erro da previsão.

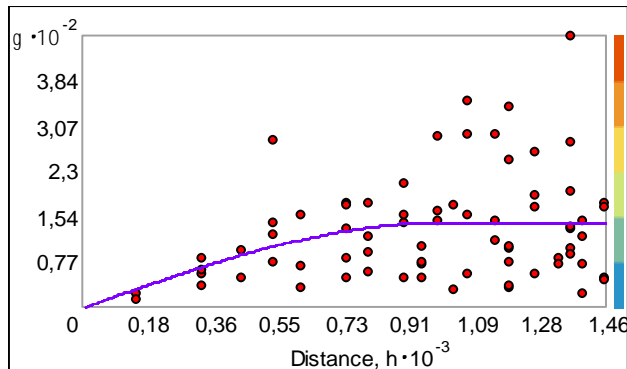
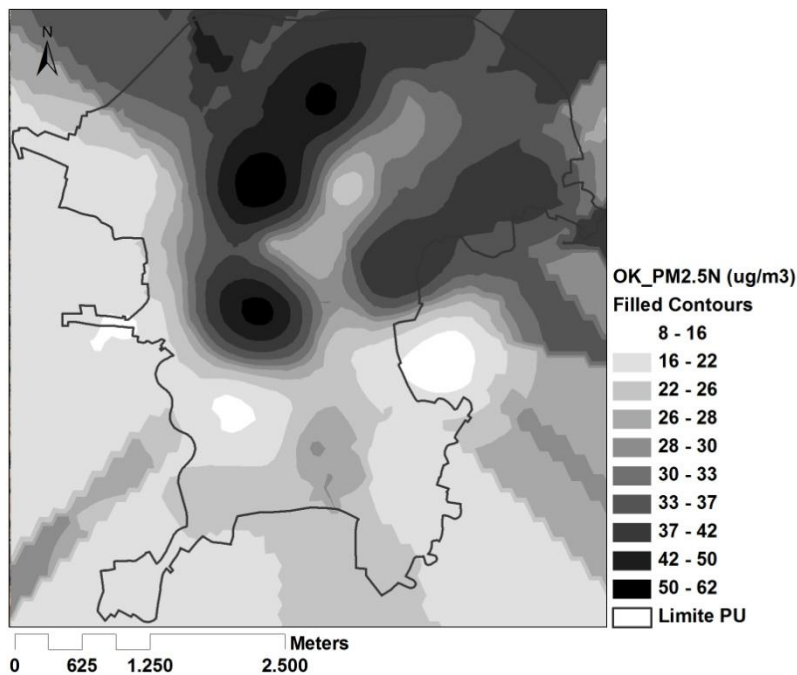


Figura 27- Semivariograma ajustado para PM2,5N.

Tabela 16- Parâmetros do semivariograma ajustado (PM2,5N).

| Variável | Efeito Pepita (C0) | Patamar parcial (C) | Patamar (C0 + C) | Alcance (m) |
|----------|--------------------|---------------------|------------------|-------------|
| PM2,5N | 0 | 145,11 | 145,11 | 1006,74 |



Estatísticas de erro da previsão: ME=0,009; RMSE=10,83; ASE=10,82; MSE=-0,01657; RMSSE=1

Figura 28- Mapa de interpolação por krigagem ordinária das concentrações de PM2,5N e estatísticas de erro da previsão.

Pela observação do mapa de interpolação pode verificar-se que as concentrações médias noturnas de PM2,5 mais elevadas correspondem a zonas localizadas a norte e nordeste da cidade de Bragança bem como à zona do Bairro dos Formarigos, sendo identificadas

concentrações superiores a $37 \mu\text{g m}^{-3}$, com ultrapassagem de $50 \mu\text{g m}^{-3}$ no Bairro da Mãe D'água, Bairro do Pinhal e Formarigos. As zonas a sul da cidade de Bragança são caracterizadas por baixas concentrações do poluente, com a zona industrial a apresentar concentrações inferiores a $16 \mu\text{g m}^{-3}$.

4.6.2.2. Cokrigagem Ordinária

Para aplicação da cokrigagem ordinária foram selecionadas como variáveis auxiliares a introduzir na interpolação as três variáveis independentes que apresentaram uma maior correlação com os níveis de PM_{2,5N} na análise de correlações de Pearson: altitude, densidade populacional e tipologia de ocupação do solo. Os semivariogramas ajustados correspondentes a estas variáveis e ao atributo a interpolar são apresentados da Figura 29. Já os covariogramas cruzados definidos entre as variáveis auxiliares e a variável PM_{2,5N} constam da Figura 30. A cada semivariograma e covariograma cruzado foi ajustado o modelo matemático esférico tendo-se definido um passo de 312,67 m e um número de passos igual a 8. Os parâmetros dos semivariogramas ajustados e covariogramas cruzados ajustados encontram-se listados na Tabela 17.

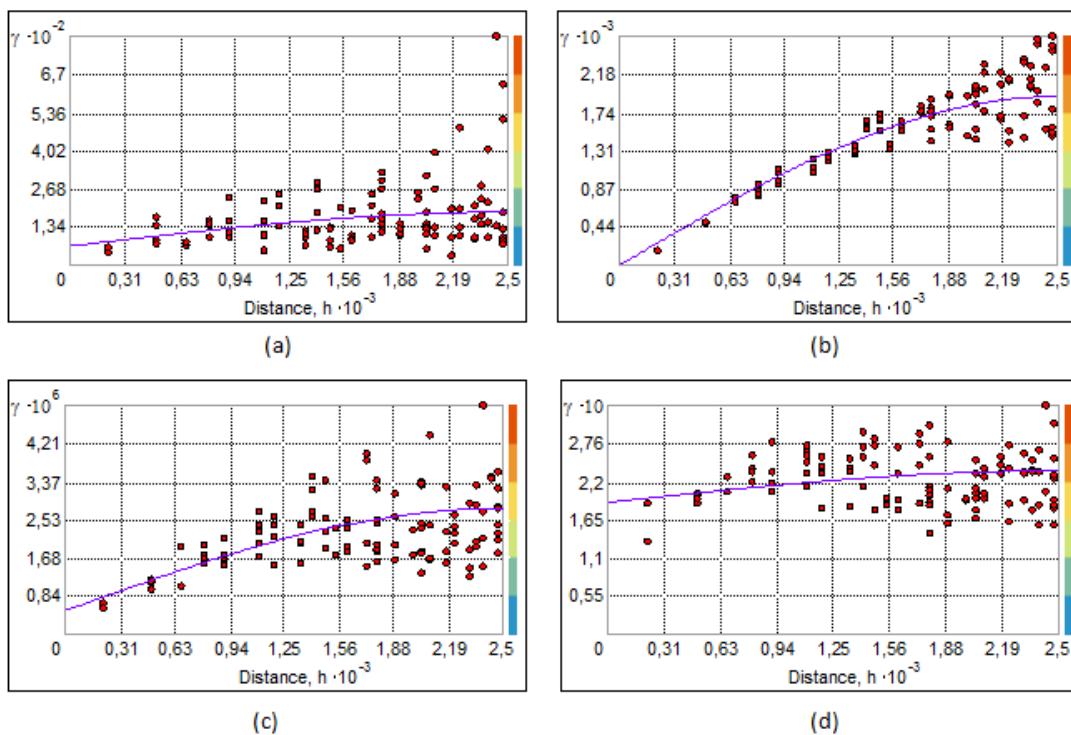


Figura 29- Semivariogramas ajustados para PM_{2,5N} (a), altitude (b), densidade populacional (c), e tipologia de ocupação do solo (d).

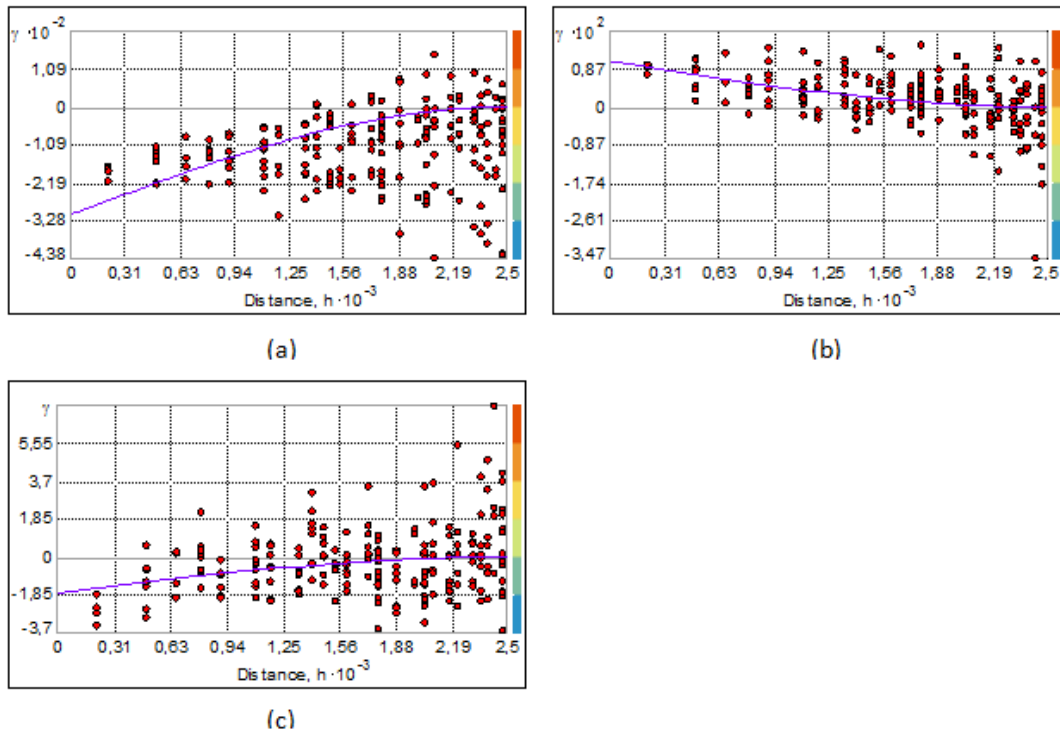


Figura 30- Covariogramas cruzados entre PM_{2,5N} e altitude (a), densidade populacional (b), e tipologia de ocupação do solo (c).

Os covariogramas cruzados definidos entre PM_{2,5N} e altitude e tipologia de ocupação do solo encontram-se, como seria de esperar, traçados na parte negativa do eixo dos γ , pelo facto de a correlação entre as concentrações de material particulado e estas duas variáveis ser negativa. Já no caso da densidade populacional acontece o contrário, uma vez que a sua correlação com os níveis de PM_{2,5N} é positiva.

Tabela 17- Parâmetros dos semivariogramas e covariogramas cruzados ajustados (PM_{2,5N}).

| Variáveis | Efeito Pepita (C0) | Patamar Parcial (C) | Patamar (C0 + C) | Alcance (m) |
|---------------------------------|--------------------|---------------------|------------------|-------------|
| PM _{2,5N} | 66,322 | 118,240 | 184,562 | 2471,87 |
| Altitude | 0 | 1927,900 | 1927,9 | 2471,87 |
| Densidade | 5,1862E-07 | 2,27E-06 | 2,78942E-06 | 2471,87 |
| Tipologia | 0,19117 | 0,046 | 0,236879 | 2471,87 |
| PM _{2,5N} vs Altitude | - | -311,680 | - | 2471,87 |
| PM _{2,5N} vs Densidade | - | 0,011 | - | 2471,87 |
| PM _{2,5N} vs Tipologia | - | -1,835 | - | 2471,87 |

O mapa resultante da aplicação da cokrigagem ordinária para interpolação das concentrações de PM_{2,5N} encontra-se representado Figura 31, na qual constam também as estatísticas de erro da previsão.

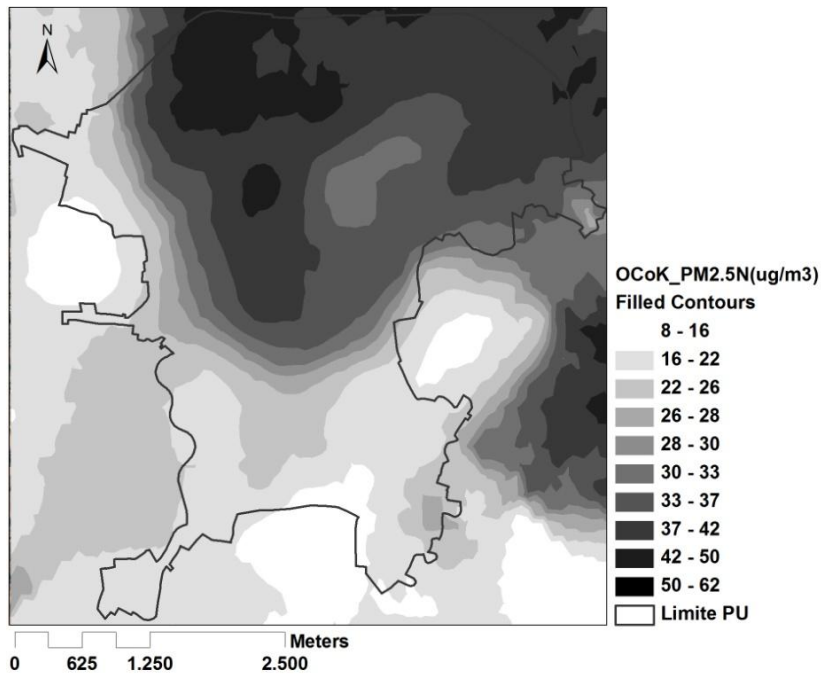


Figura 31- Mapa de interpolação por cokrigagem ordinária das concentrações de PM_{2,5N} e estatísticas de erro da previsão, utilizando a altitude, a densidade populacional e a tipologia de ocupação do solo como variáveis auxiliares.

A superfície de interpolação dos níveis de PM_{2,5N} obtida por cokrigagem ordinária permite identificar à semelhança da krigagem ordinária a zona norte da cidade de Bragança como a que apresenta os maiores níveis de PM_{2,5}, não sendo atingidos níveis tão elevados, mas que ultrapassam em algumas zonas os $42 \mu\text{g m}^{-3}$, como no Bairro da Mãe D'água e no Bairro do Pinhal. Embora a cokrigagem não identifique picos tão elevados de concentração como a krigagem é possível verificar que a introdução de variáveis auxiliares permitiu identificar concentrações mais elevadas de PM_{2,5} no Bairro da Coxa, Zona do Núcleo Central, Bairro do Toural, Zona de Santa Apolónia e Bairro da Estação.

A cokrigagem ordinária demonstrou, relativamente à krigagem ordinária, uma média dos erros padronizados (MSE) mais próxima de 0, o que revela um menor enviesamento do modelo, a raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE) mais baixa, o que mostra uma maior proximidade entre os valores medidos e os previstos, e igual proximidade do erro padrão da média dos erros (ASE) relativamente à raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE), proximidade está bastante evidente, o que valida os erros padrão da predição. Pode então concluir-se que existem evidências para considerar a performance da cokrigagem melhor relativamente à da krigagem na interpolação do atributo PM_{2,5N}.

4.6.3. Interpolação das concentrações de PM_{2,5}Nvf

4.6.3.1. Krigagem Ordinária

Na Figura 32 encontra-se representado o semivariograma ajustado correspondente ao atributo a interpolar e na Tabela 18 são apresentados os parâmetros que o definem. Optou-se pelo ajustamento do modelo matemático esférico, tendo-se definido um passo de 249,26 m e um número de passos igual a 7, sendo esta a melhor solução encontrada.

O mapa de interpolação resultante é apresentado na Figura 33, na qual constam também as estatísticas de erro da previsão.

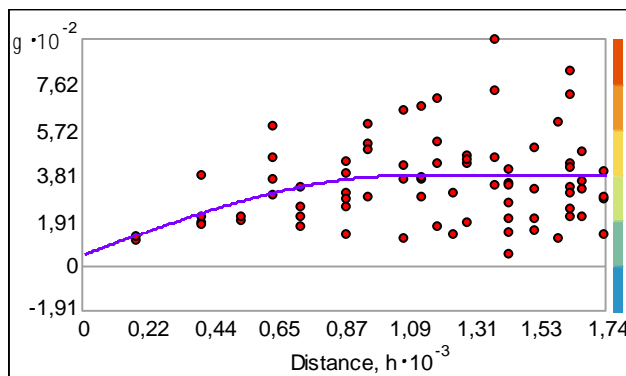
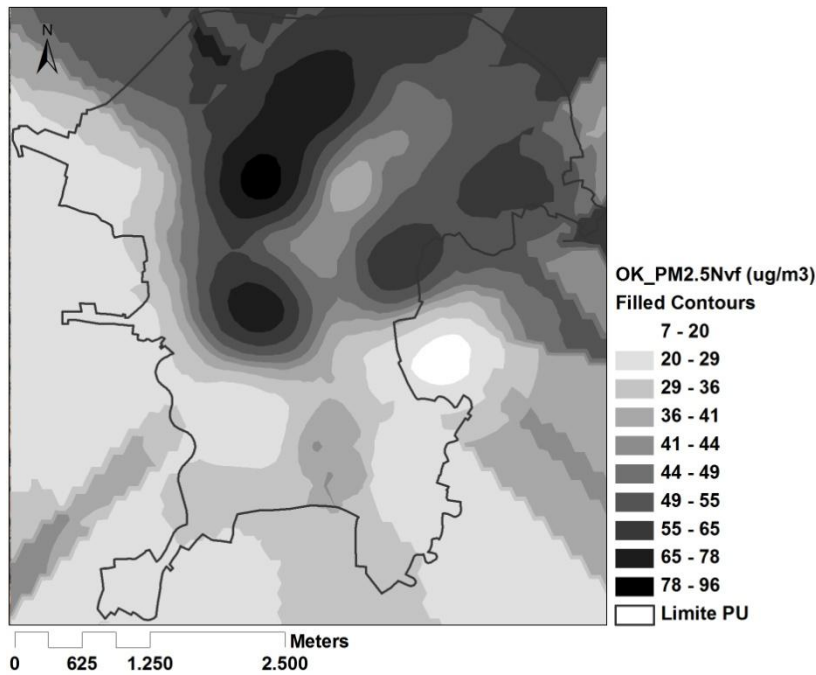


Figura 32- Semivariograma ajustado para PM_{2,5}Nvf.

Tabela 18- Parâmetros do semivariograma ajustado para PM_{2,5}Nvf.

| Variável | Efeito Pepita (C0) | Patamar parcial (C) | Patamar (C0 + C) | Alcance (m) |
|-----------------------|--------------------|---------------------|------------------|-------------|
| PM _{2,5} Nvf | 47,819 | 331,95 | 379,769 | 1068 |

Os resultados obtidos com a interpolação por krigagem ordinária dos valores de PM_{2,5}Nvf (Figura 33) são semelhantes aos obtidos na interpolação dos valores de PM_{2,5}N utilizando o mesmo método, no sentido em que as maiores concentrações de PM_{2,5} continuam a ser identificadas nas zonas a norte e nordeste da cidade de Bragança, bem como na zona do Bairro dos Formarigos (centro). No entanto, neste caso a magnitude das concentrações previstas é maior na totalidade da área em estudo, o que se explica pelas reduzidas velocidades do vento, que não favorecem a dispersão do poluente. Consequentemente, nas localizações atrás referidas, os níveis de PM_{2,5} são sempre superiores a 49 $\mu\text{g m}^{-3}$, atingindo um pico superior a 78 $\mu\text{g m}^{-3}$ no Bairro do Pinhal.



Estatísticas de erro da previsão: ME=-0,1097; RMSE=17,85; ASE=17,83; MSE=-0,0195; RMSSE=1,001

Figura 33- Mapa de interpolação por krigagem ordinária das concentrações de PM_{2,5}Nvf e estatísticas de erro da previsão.

4.6.3.2. Cokrigagem Ordinária

Por análise da matriz de correlações de Pearson concluiu-se que as três variáveis independentes que apresentaram maiores correlações com a variável PM_{2,5}Nvf foram neste caso também a altitude, densidade populacional e tipologia de ocupação do solo, tendo por esta razão sido selecionadas como variáveis auxiliares na interpolação por cokrigagem dos valores do atributo em questão.

Os semivariogramas ajustados correspondentes ao atributo a interpolar (PM_{2,5}Nvf) e às variáveis auxiliares são apresentados na Figura 34. Já os covariogramas cruzados definidos entre as variáveis auxiliares e a variável PM_{2,5}Nvf constam da Figura 35. A cada semivariograma e covariograma cruzado foi ajustado o modelo matemático esférico tendo-se definido um passo de 376,67 m e um número de passos igual a 7.

Os parâmetros dos semivariogramas ajustados e covariogramas cruzados ajustados encontram-se listados na Tabela 19.

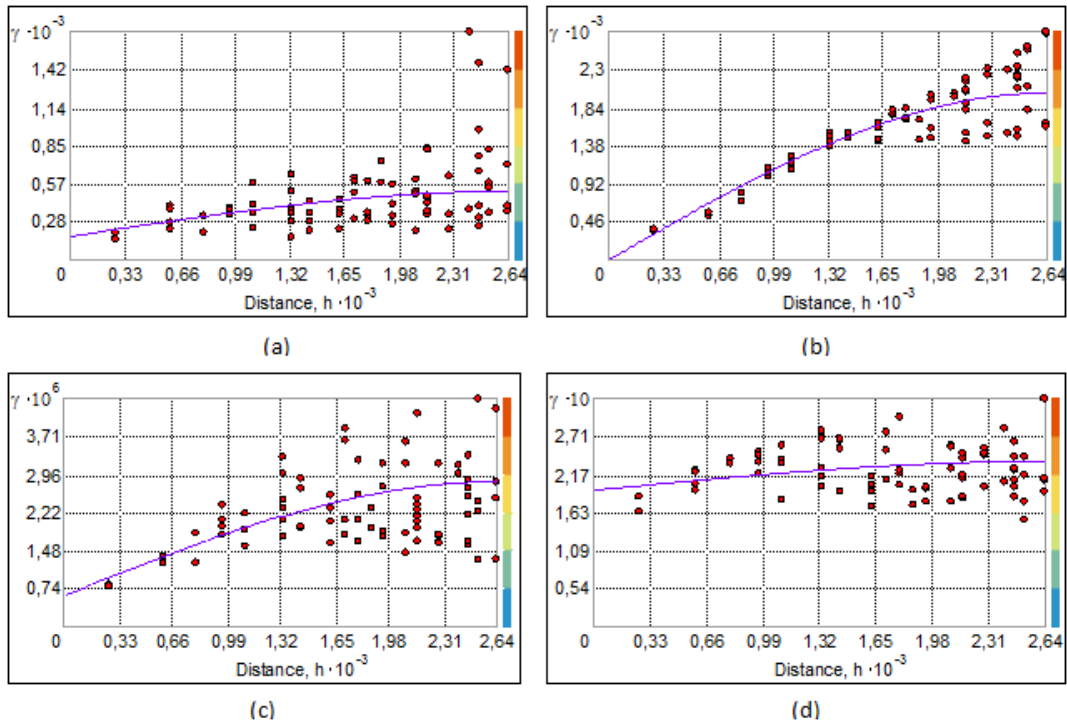


Figura 34- Semivariogramas ajustados para PM_{2,5}Nvf (a), altitude (b), densidade populacional (c), tipologia de ocupação do solo (d).

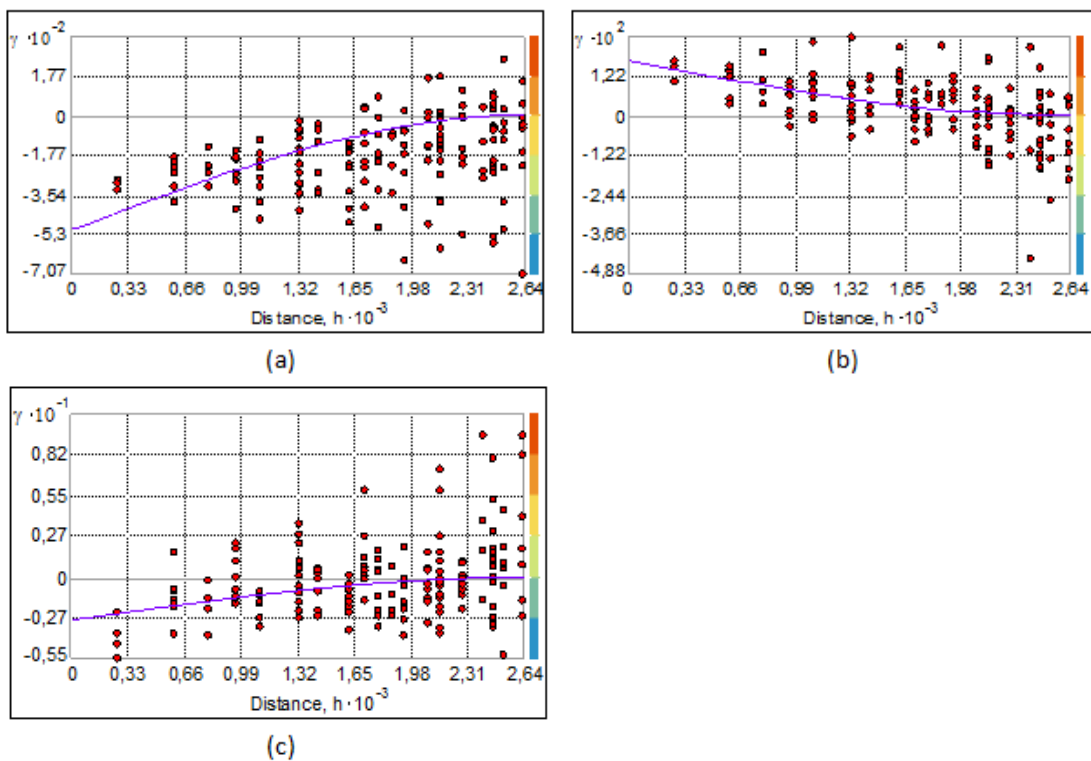


Figura 35- Covariogramas cruzados entre PM_{2,5}Nvf e altitude (a), densidade populacional (b), tipologia de ocupação do solo (c).

Tabela 19- Parâmetros dos semivariogramas e covariogramas cruzados ajustados (PM2,5Nvf).

| Variáveis | Efeito Pepita (C0) | Patamar Parcial (C) | Patamar (C0 + C) | Alcance (m) |
|-----------------------|--------------------|---------------------|------------------|-------------|
| PM2,5Nvf | 173,8 | 334,860 | 508,660 | 2623,2 |
| Altitude | 0 | 2016,300 | 2016,3 | 2623,2 |
| Densidade | 6,0604E-07 | 2,23E-06 | 2,83E-06 | 2623,2 |
| Tipologia | 0,19525 | 0,041 | 0,236 | 2623,2 |
| PM2,5Nvf vs Altitude | - | -514,110 | - | 2623,2 |
| PM2,5Nvf vs Densidade | - | 0,017 | - | 2623,2 |
| PM2,5Nvf vs Tipologia | - | -2,902 | - | 2623,2 |

O mapa resultante da aplicação da cokrigagem ordinária para interpolação das concentrações de PM2,5Nvf encontra-se representado Figura 36.

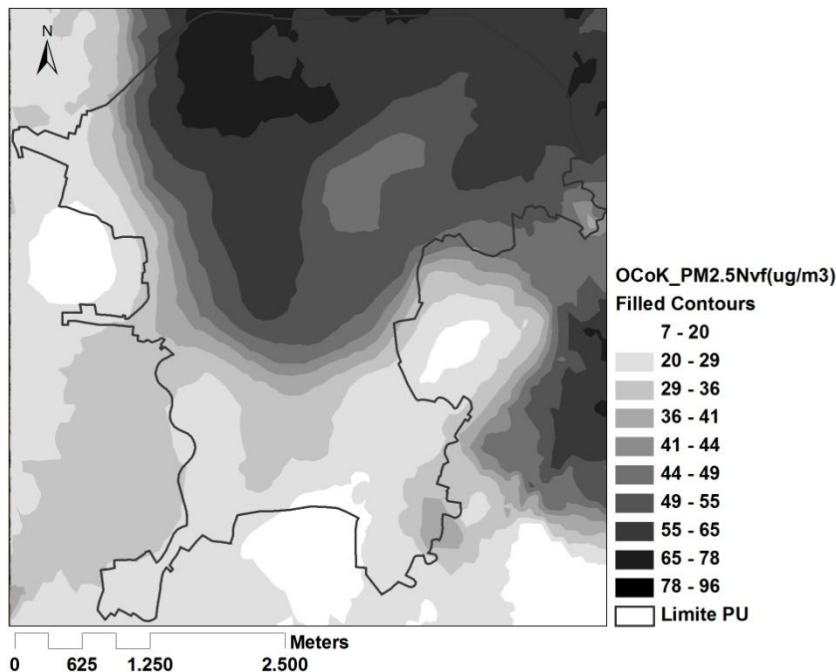


Figura 36- Mapa de interpolação por cokrigagem ordinária das concentrações de PM2,5Nvf e estatísticas de erro da previsão, utilizando a altitude, a densidade populacional e a tipologia de ocupação como variáveis auxiliares.

Os resultados que constam no mapa de interpolação são neste caso também semelhantes aos obtidos na cokrigagem ordinária dos valores de PM2,5N em termos de localização das zonas mais/menos poluídas. No entanto, tal como para o caso da krigagem ordinária dos valores de PM2,5Nvf, as concentrações atingidas são em geral mais elevadas. Os níveis apurados por cokrigagem ordinária não atingem os picos de concentração obtidos através da krigagem ordinária, não sendo ultrapassados as $78 \mu\text{g m}^{-3}$, mas são registadas concentrações mais elevadas no Bairro da Coxa, Zona do Núcleo Central, Bairro do Tournal, Zona de Santa Apolónia e Bairro da Estação e Bairro Artur Mirandela.

Também neste caso a performance da cokrigagem foi considerada ligeiramente melhor que a da krigagem uma vez que apresenta a média dos erros padronizados (MSE) mais próxima de 0, o que revela um menor enviesamento do modelo, a raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE) mais baixa, o que mostra uma maior proximidade entre os valores medidos e os previstos, e igual proximidade do erro padrão da média dos erros (ASE) relativamente à raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE), o que valida os erros padrão da predição.

4.7. Identificação de zonas de excedência ao valor de referência para PM_{2,5} estabelecido pela OMS

Neste ponto é apresentado o mapa resultante da interpolação espacial por cokrigagem ordinária das concentrações médias diárias de PM_{2,5} para a cidade de Bragança com a identificação das zonas cujas concentrações do poluente excedem o valor de referência estabelecido pela Organização Mundial de Saúde para proteção da saúde humana, 25 $\mu\text{g m}^{-3}$, tendo por base a média de PM_{2,5} para um período de 24 horas (Figura 37). Consta também deste ponto a identificação de zonas de excedência ao referido valor nos mapas de interpolação das concentrações noturnas de PM_{2,5N} (Figura 38a) e PM_{2,5Nvf} (Figura 38b) obtidos através do mesmo método geoestatístico, a cokrigagem.

Na elaboração do mapa de interpolação das concentrações médias diárias de PM_{2,5} foram seleccionadas como variáveis auxiliares a altitude, densidade populacional e a tipologia de ocupação tendo estas sido, também neste caso, as variáveis independentes que apresentaram maiores correlações com a variável a interpolar na análise de correlações de Pearson (Anexo II). A cada semivariograma e covariograma cruzado foi ajustado o modelo matemático esférico tendo-se definido um passo de 319,67 m e um número de passos igual a 8. Os semivariogramas e covariogramas cruzados definidos para esta situação constam do Anexo II.

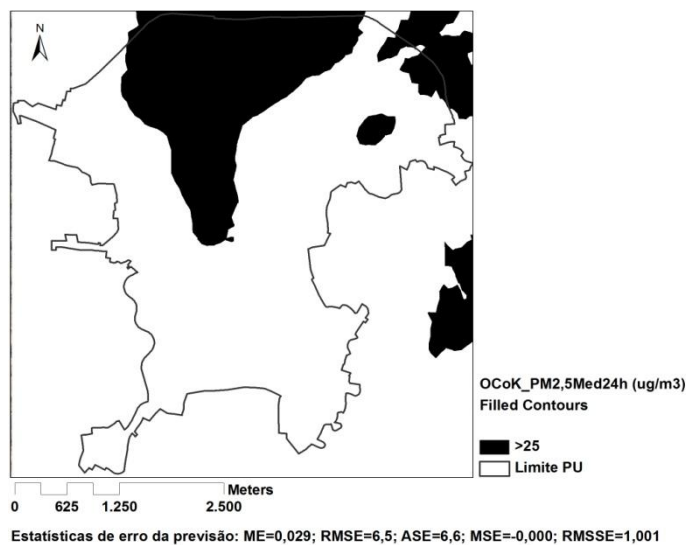


Figura 37- Mapa de interpolação por cokrigagem ordinária das concentrações médias de 24h de PM_{2,5} com identificação das zonas que excedem o valor de referência.

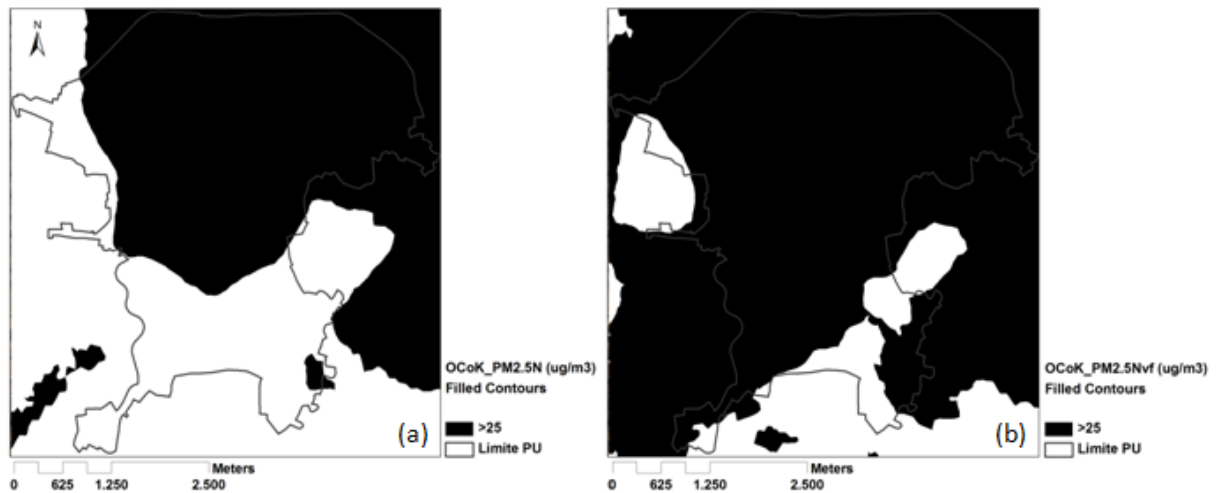


Figura 38- Mapas de interpolação por cokrigagem das concentrações de PM_{2,5} (a), e PM_{2,5Nvf} (b) com identificação das zonas de excedência do valor de referência.

Tendo em conta a superfície de interpolação para as médias de 24h de PM_{2,5} (Figura 37) encontram-se excedências ao valor de referência para o poluente a norte da cidade de Bragança, sendo abrangidos por estas excedências o Bairro da Mãe D' água, Bairro de Vale de Álvaro, Bairro do Pinhal, Bairro de São Sebastião, Bairro da Braguinha e Bairro dos Formarigos. Embora as médias para um período de 24h não excedam o valor de referência na grande maioria do território da cidade, quando são tidas em conta as médias para o período noturno, calculadas a partir de todos os percursos de monitorização realizados (Figura 38a), o valor de referência é excedido em mais de metade do território da cidade de Bragança, sendo a zona sul e noroeste da cidade as menos afetadas. No caso em que apenas são tidas em conta as médias para o período noturno, calculadas a partir dos percursos cuja velocidade do vento foi inferior a 1ms^{-1} (Figura 38b), praticamente todo o território da cidade de Bragança excede o valor estabelecido à exceção de algumas zonas a sul da cidade e de uma zona a noroeste, demonstrando que as condições mais críticas ocorrem durante estas condições atmosféricas.

A partir desta análise pode concluir-se que as populações dos bairros da Mãe D' água, Vale de Álvaro, Pinhal, São Sebastião, Braguinha e Formarigos estão especialmente suscetíveis aos efeitos nocivos do material particulado fino na sua saúde, tendo em conta a ultrapassagem do valor de referência estabelecido para proteção da saúde pública. A análise da ultrapassagem do valor de referência nas superfícies de interpolação para o período noturno tem aqui uma função meramente indicativa, mas permite confirmar a relevância das concentrações noturnas do poluente em estudo.

5. Estratégias de redução das emissões de material particulado por parte da queima residencial de biomassa lenhosa

Existem uma série de medidas que podem ser aplicadas de modo a reduzir as emissões de material particulado por parte da queima residencial de biomassa lenhosa. Estas medidas incluem a intervenção ao nível dos queimadores e do combustível, a promoção de melhores práticas de combustão e o uso de medidas legislativas.

Karvosenoja *et al.* (2004) identificam quatro principais medidas técnicas que permitem importantes reduções nas emissões atmosféricas de PM_{2,5}, sendo elas: 1. a utilização de caldeiras com um tanque acumulador, que permite uma eficiência de redução de cerca de 70%, esta opção permite fazer face à combustão intermitente e consequentes efeitos nas emissões de PM_{2,5}; 2. a substituição de queimadores a lenha por queimadores a pellets, que permite uma eficiência de redução das emissões de 50 a 90% e também uma melhor eficiência na produção de calor; 3. a utilização de uma câmara de combustão secundária na qual os gases contendo hidrocarbonetos não queimados são introduzidos a fim de se completar a sua combustão; 4. utilização de queimadores catalíticos equipados com um conversor revestido por material catalisador. As duas últimas medidas permitem uma eficiência de redução de 30% e são bastante implementadas nos EUA.

O uso de tecnologias de despoluição, que permitam a remoção das partículas da pluma de gases, tais como precipitadores eletrostáticos, ciclones e scrubbers pode também ser uma opção válida. Destas tecnologias os precipitadores eletrostáticos são os que apresentam um maior potencial para produzir uma redução satisfatória nos sistemas de combustão residencial (Hytonen e Jokiniemi, 2006).

As práticas de combustão têm um importante impacto nas emissões por parte da queima residencial de biomassa lenhosa. Em comparação com as medidas técnicas a intervenção sobre as práticas de combustão pode ser uma forma mais rápida de reduzir as emissões desta fonte, devido ao custo de novos equipamentos e elevada esperança de vida destas aplicações (Paunu, 2012). A implementação de campanhas informativas dirigidas à população com o objectivo da promoção de boas práticas de queima é por tanto uma opção válida. Estas práticas incluem: 1. Queimar lenha com teor de reduzido de humidade, 20% ou menos; 2. Queimar apenas lenha evitando a queima de lixo doméstico (plástico, cartão, matéria orgânica); 3. Assegurar um bom fornecimento de ar de modo a favorecer a combustão completa; 4. Evitar a combustão latente (lenta), caracterizada por baixas temperaturas e pela ausência de chama e associada a reações de combustão incompleta; 5. Limpar regularmente o equipamento de combustão e a chaminé.

As emissões podem também ser afetadas através de medidas legislativas que podem passar pelo estabelecimento de limites de emissão para novos equipamentos de combustão. Por exemplo, nos Estados Unidos, existe legislação que impõe restrições aos equipamentos de queima, podendo apenas ser fabricados e vendidos equipamentos que cumpram os limites de emissão de partículas de $7,5 \text{ gh}^{-1}$ para queimadores não catalíticos e $4,1 \text{ gh}^{-1}$ para queimadores catalíticos. Na Europa a Áustria e a Alemanha possuem também já limites de emissão (Paunu, 2012). A União Europeia está a preparar-se para através da Diretiva Ecodesign fixar limites de emissão para queimadores de pequena escala, que irão afetar também Portugal. Medidas legislativas podem também ser usadas para impulsionar a substituição dos queimadores antigos por equipamentos de baixas emissões através de incentivos ao investimento, como subsídios, e assim alcançar uma renovação mais rápida destes equipamentos.

6. Conclusões

A análise da influência da combustão residencial de biomassa lenhosa nas concentrações de PM_{2,5} permitiu confirmar esta como a principal fonte de material particulado fino durante o período noturno e com implicações significativas nos níveis diários de PM_{2,5}.

Os modelos de regressão linear múltipla obtidos, um para PM_{2,5N} (modelo 1) e outro para PM_{2,5Nvf} (modelo 2), apresentaram coeficientes de determinação ajustados (R^2_{aj}) muito próximos, 52% (modelo 1) e 51% (modelo 2), e considerados razoáveis pois são próximos de valores referidos na literatura para modelos de regressão aplicados ao material particulado (Brauer *et al.* 2003; Henderson *et al.* 2007).

A partir da modelação do padrão espacial das concentrações noturnas de PM_{2,5}, obtida pela criação de várias superfícies de interpolação geoestatística: krigagem ordinária das concentrações de PM_{2,5} para cada percurso noturno em que se verificou autocorrelação espacial e krigagem e cokrigagem ordinárias das concentrações de PM_{2,5N} e PM_{2,5Nvf}, foi possível identificar a zona a norte da cidade como a mais afetada por este tipo de poluição atmosférica, sendo os Bairros da Mãe D'água, Pinhal e Formarigos frequentemente identificadas com as concentrações mais elevadas interpoladas em cada superfície.

Comparando as superfícies de interpolação dos níveis de PM_{2,5N} e PM_{2,5Nvf} criadas por krigagem e cokrigagem ordinária, as obtidas por este último método permitiram pela inserção de variáveis auxiliares identificar zonas de concentração mais elevada (Bairro da Coxa, Zona do Núcleo Central, Bairro do Toural, Zona de Santa Apolónia e Bairro da Estação) relativamente aos resultados da krigagem. Além disto a cokrigagem apresenta para as duas variáveis em causa uma performance ligeiramente melhor, constatável através das estatísticas de erro da previsão.

As superfícies de interpolação das concentrações de PM_{2,5Nvf} revelam, como seria de esperar, na generalidade do território de Bragança concentrações superiores às resultantes da interpolação de PM_{2,5N}, isto pelo facto de a variável PM_{2,5Nvf} ter sido criada tendo em consideração condições de vento fraco ($<1 \text{ ms}^{-1}$) que não favorecem a dispersão dos poluentes.

A Identificação de zonas de excedência ao valor de referência para PM_{2,5} estabelecido pela OMS para proteção da saúde humana permitiu confirmar a zona norte da cidade como a mais suscetível aos efeitos nocivos deste poluente, sendo a mais afetada por excedências ao valor de referência, tendo em conta a superfície de interpolação para as médias de 24h de PM_{2,5}.

Este estudo forneceu informação cuja relevância ultrapassa o domínio de estudo, a cidade de Bragança. A constatação da importante influência da queima residencial de biomassa lenhosa nas concentrações noturnas de PM_{2,5}, que acaba por se refletir nas elevadas concentrações de PM_{2,5} detectadas nas várias superfícies de interpolação e na excedência do valor de referência, estabelecido pela OMS, em algumas zonas da cidade, ressaltam a importância do controlo desta atividade, não só na cidade de Bragança como também noutras realidades em que a queima residencial de biomassa lenhosa tenha um importante papel. A redução das emissões provenientes desta fonte é um importante passo para melhorar a qualidade do ar ambiente nestas áreas, principalmente durante a estação fria.

A modelação da distribuição espacial das concentrações de PM_{2,5} feita neste estudo pode ser vista como um primeiro passo para a caracterização espacial do risco relativamente aos efeitos nocivos do material particulado na saúde pública tal como para a realização de estudos epidemiológicos que visem o estabelecimento de relações entre a distribuição espacial do poluente em causa e efeitos adversos deste poluente ao nível da saúde da população da cidade.

Referências Bibliográficas

Abbey D. E., Hwang B.L., Burchette R.J., Vancuren T., Milss P.K., 1995. *Estimated Long-Term Ambient Concentrations of PM10 and Development of Respiratory Symptoms in Nonsmoking Population*. Arch Environ Health 50(2):139-151.

Bari M. A., Baumbach G., Kuch B., Scheffknecht G., 2011. *Air Pollution in Residential Areas from Wood-fired Heating*. Aerosol and Air Quality Research 11:749–757.

Baron P. A., Willeke K., 2001. *Aerosol measurement: principles, techniques, and applications-2nd ed.* New York, John Wiley and Sons.

Boman B. C., Forsberg A. B., Järholm B. G., 2003. *Adverse health effects from ambient air pollution in relation to residential wood combustion in modern society*. Scand. J. Work. Environ. Health, 29(4): 251-260.

Borrego C., Valente J., Carvalho A., Sá E., Lopes M., Miranda A.I., 2010. *Contribution of residential wood combustion to PM10 levels in Portugal*. Atmospheric Environment 44:642–651.

Bølling A., Pagels J., Yttri K., Barregard L., Sallsten G., Schwarze P., Boman C., 2009. *Health effects of residential wood smoke particles: the importance of combustion conditions and physicochemical particle properties*. Particle and Fibre Toxicology 6:29.

Brauer M., Hoek G., Vliet P., Meliefste K., Fischer P., Gehring U., Heinrich J., Cyrus J., Bellander T., Lewne M., Brunekreef B., 2003. *Estimating long-term average particulate air pollution concentrations: application of traffic indicators and geographic information systems*. Epidemiology 14(2):228-239.

Briggs D. J., Hoogh C., Gulliver J., Wills J., Elliott P., Kingham S., Smallbone K., 2000. *A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments*. The Science of the Total Environment 253:151-167.

Burrough P. A. e McDonnell R. A., 1998. *Principles of Geographical Information Systems*. New York, Oxford University Press.

- Carvalho W., Berardo J., Assis J., Guedes R., Arai N., s.d.. *Dispersão de poluentes na cidade de São José dos Campos*.
- Dockery D.W., Pope C., Xu X., Spengler J.D., Ware J. H., Fay M. E., Ferris B. G., Speizer F. E., 1993. *An association between air pollution and mortality in six U.S. cities*. New England Journal of Medicine 329(24): 1753–1759.
- EEA, 2013. *1.A.4 Small combustion installations. 1.A.4.b Residential combustion*. European Environment Agency, EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013.
- EPA, 2010. *Our Nation's Air – Status and Trends through 2008*. EPA Report 454/R-09-002. United States Environmental Protection Agency.
- Feliciano M., 2009. *Plano Verde da Cidade de Bragança: Qualidade do Ar e Ruído*. Instituto Politécnico de Bragança 18-20.
- Ferreira M., 2012. *Consumo Doméstico de Biomassa Lenhosa e Emissões Atmosféricas na Cidade de Bragança*. Tese de Mestrado. Instituto Politécnico de Bragança.
- Habermann M. e Gouveia N., 2012. *Aplicação de regressão baseada no uso do solo para prever a concentração de material particulado inalável no município de São Paulo, Brasil*. Eng Sanit Ambient 17(2): 155-162.
- Henderson SB., Beckerman B., Jerrett M., Brauer M., 2007. *Application of land use regression to estimate long-term concentrations of traffic-related nitrogen oxides and fine particulate matter*. Environ Sci Technol 41(7):2422–2428.
- Hruba F., Fabianova E., Koppova K., Vandenberg J.J., 2001. *Childhood respiratory symptoms, hospital admissions, and long-term exposure to airborne particulate matter*. J Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 11: 33–40.
- Hytonen K. e Jokiniemi J., 2006. *Reduction of fine particle emissions from residential wood combustion*. Workshop in Kuopio.
- INE, Instituto Nacional de Estatística, I.P. (2012). *Censos 2011 – Resultados Definitivos*. ISBN: 978-989-25-0181-9. Lisboa – Portugal.

IPMA – Normais Climatológicas (1971-2000) – Bragança. Instituto Português do Mar e da Atmosféra. [Consul: 31/Outubro/2014]. Web Site: <https://www.ipma.pt>

Janssen N., Harssema H., Brunekreef B., van Vliet P., Aarts F., 2001. *Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways*. Atmospheric Environment 35: 3875–3884.

Jeannée N., Nedellec V., Bouallala S., Deraisme J., Desqueyroux H., 2004. *Geostatistical assessment of long term human exposure to air pollution - Geostatistics for Environmental Applications*. In Proceeding of the GEOENV2004. Springer 161-172.

Jerrett M., Arain A., Kanaroglou P., Berckerman B., Potoglou D., Sahuvaroglu T., Morrison J., Giovis C., 2005a. *A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models*. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 15(2): 185-204.

Jerrett M., Arain M., Kanaroglou P., Beckerman B., Crouse D., Gilbert N., Brook J., Finkelstein N., Finkelstein M., 2007. *Modelling the intra-urban variability of ambient traffic pollution in Toronto, Canada*. J. Toxicol Environ Health 70: 200–212.

Johansson L., 2002. *Characterisation of Particle Emissions From Small-Scale Biomass Combustion*. Tese de Licenciatura. Chalmers University of Technology

Johnston K., Ver Hoef J. M., Krivoruchko K., Lucas N., 2001. *Using ArcGIS® Geostatistical Analyst*. GIS by ESRI.

Karvosenoja N., Johansson M., Kindbom K., Lukewille A., Jensen D., Sternhufvud C., Illerup J. B., 2004. *Fine particulate matter emissions from residential wood combustion and reduction potential in the Nordic countries*. Finnish Environment Institute. Finlândia

Kavousi A., Sefidkar R., Alavimajd H., Rashidi Y., Khonbi Z., 2013. *Spatial analysis of CO and PM10 pollutants in Tehran city*. Journal of Paramedical Sciences 4(3): 41-50.

Krecl P., 2008. *Impact of residential wood combustion on urban air quality*. Tese de Doutorado. Stockholm University

Langner M., Draheim T., Endlicher W., 2011. *Particulate Matter in the Urban Atmosphere: Concentration, Distribution, Reduction – Results of Studies in the Berlin Metropolitan Area*.

Larson T., Su J., Baribeau A. M., Buzzelli M., Setton E., Brauer M., 2007. *A spatial model of urban winter woodsmoke concentrations*. Environmental Science & Technology 41(7): 2429-2436.

Larson T. e Koenig J., 1994. *Wood smoke: emissions and noncancer respiratory effects*. Annual Review of Public Health 15: 133-156.

Lightowlers C., 2007. *Spatial Modelling of Woodsmoke Concentrations and Health Risk Associated with Residential Wood Burning*. Tese de Mestrado. University of Victoria

Maroco J., 2003. *Análise estatística com utilização de SPSS – 2ª edição*. Edições Silabo

Matheron, G., 1963. *Principles of geostatistics*. Economic Geology 58: 1246-1266.

Mello G.B., 2007. *Efluentes atmosféricos e qualidade do ar*. Belo Horizonte. UFMG

Merbitz H., Fritz S., Scheneider C., 2012. *Mobile measurements and regression modeling of the spatial particulate matter variability in an urban area*. Science of the Total Environment 438:389-403.

Mesquita S.M.P., 2009. *Modelação da Distribuição espacial da qualidade do ar em Lisboa usando sistemas de informação geográfica*. Tese de Mestrado. Universidade de Lisboa

Molnár P. e Sallsten G., 2013. *Contribution to PM2.5 from domestic wood burning in a small community in Sweden*. Environmental Science: Processes & Impacts, 15:833-838.

Moral F. J., Alvarez P., Canito L.J., 2006. *Mapping and hazard assessment of atmospheric pollution in a medium sized urban area using the Rasch model and geostatistics techniques*. Atmospheric Environment 40(8): 1408-1418.

Mulholland J. A., Butler A. J., Wilkinson J. G., Russell A.G., 1998. *Temporal and Spatial Distributions of Ozone in Atlanta: Regulatory and Epidemiologic Implications*. Air & Waste Management Association 48:418-426.

Nuckols J. R., Ward M. H., Jarup L., 2004. *Using geographic information systems for exposure assessment in environmental epidemiology studies*. Environmental Health Perspectives 112(9): 1007-1015.

- O'Sullivan D., e Unwin D.J., 2010. *Geographic Information Analysis* - Second edition. New Jersey, John Wiley & Sons.
- Parresol B.R., 1999. *Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons*. For Sci 45(4): 573-593.
- Paunu V., 2012. *Emissions of Residential Wood Combustion in Urban and Rural Areas of Finland*. Tese de Mestrado. Aalto University.
- Pope C., Dockery D., Spengler J., Raizenne M., 1991. *Respiratory health and PM10 pollution. A daily time series analysis*. Am Rev Respir Dis 144: 668-674.
- Pope C., Thun M.J., Namboodiri M.M., Dockery D.W., Evans J. S., Speizer F. E., Heath C. W., 1995. *Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults*. Am J Respir Crit Care Med 151: 669–674.
- Sahsuvaroglu T., Arain A., Kanaroglou P., Finkelstein N., Newbold B., Jerrett M., Beckerman B., Brook J., Finkelstein M., Gilbert N. L., 2006. *A land use regression model for predicting ambient concentrations of nitrogen dioxide in Hamilton, Ontario*. Air & Waste Management Association 56: 1059–1069.
- Samet J., Dominici F., Curriero F., Coursac I., Zeger S., 2000. *Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987–1994*. New England Journal of Medicine 343(24): 1742–1749.
- Schwartz J., Slater D., Larson T., Pierson W., Koenig J., 1993. *Particulate Air Pollution and Hospital Emergency Room Visits for Asthma in Seattle*. Am Rev Respir Dis 147(4): 826–831.
- Su J.G., Jerret M., Beckerman B., Wilhelm M., Ghosh J.K., RITZ B., 2009. *Predicting traffic-related air pollution in Los Angeles using a distance decay regression selection strategy*. Environmental Research 109: 657-670.
- Tasić M., Rajšić S., Novaković V., Mijić Z., 2006. *Atmospheric aerosols and their influence on air quality in urban areas*. Physics, Chemistry and Technology 4(1): 83-91.
- Tian Y. Q., Radke J. D., Gong P., Yu Q., 2004. *Model Development for spatial variation of PM2.5 emissions from residential wood burning*. Atmospheric Environment 38:833-843.
- Tobler W. R., 1970. *A computer movie simulating urban growth in the Detroit region*. Economic Geography 46: 234-240.

UNEP/WHO, 2004. *GEMS/AIR methodology review handbook series*. v.3: Measurement of suspended particulate matter in ambient air. United Nations Environment Programme/World Health Organization

Van Dingenen R., Raes F., Putaud JP., Baltensperger U., Charron A., Facchini M., Decesari S., Fuzzi S., Gehrig R., Hansson HC., Harrison R., Hüglin C., Jones A., Laj P., Lorbeer G., Maenhaut W., Palmgren F., Querol X., Rodrigues S., Schneider J., Brink H., Tunved P., Tørseth K., Wehner B., Weingartner E., Wiedensohler A., Wahlin P., 2004. *A European aerosol phenomenology—1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe*. Atmospheric Environment 38 (16): 2561–2577.

Wakelin T., 2008. *Emissions from wood-fired combustion equipment*. Ministry of Environment. British Columbia.

Wang K., Zhang C., Li W., 2013. *Predictive mapping of soil total nitrogen at a regional scale: A comparison between geographically weighted regression and cokriging*. Applied Geography 42: 73-85.

Ward T. J., Rinehart L. R., Lange T., 2006. *The 2003/2004 Libby, Montana PM_{2.5} Source Apportionment Research Study*. Aerosol Science and Technology 40:166-177.

WHO, 2000. *Air Quality Guidelines for Europe- Second Edition*. World Health Organization.

WHO, 2002. *The World Health Report: reducing risks, promoting healthy life*. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

WHO, 2005. *WHO air quality guidelines global update 2005*. Copenhagen, Denmark, World Health Organization Regional Office for Europe.

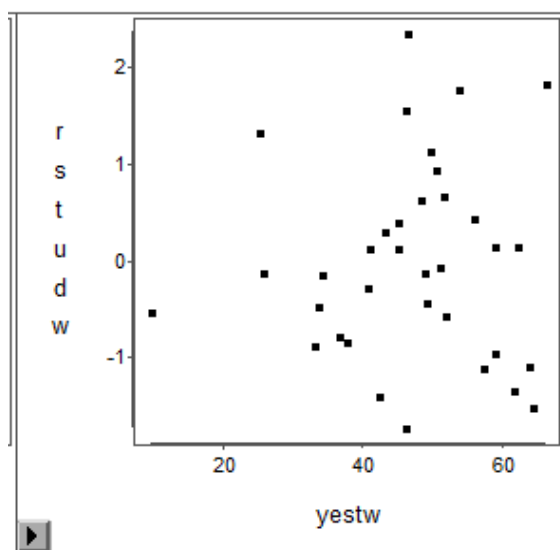
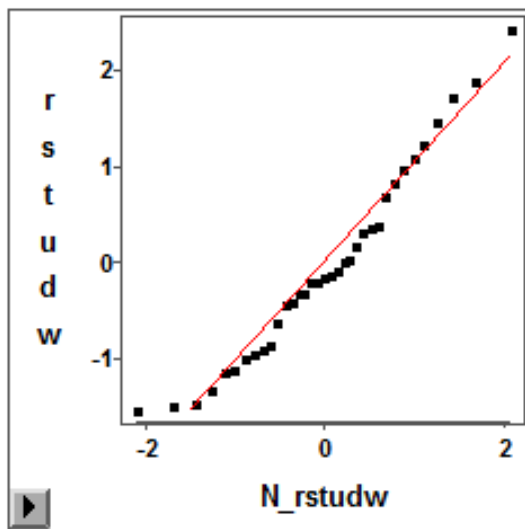
Wilson J. e Zawar-Reza P., 2006. *Intraurban-scale dispersion modelling of particulate matter concentrations: Applications for exposure estimates in cohort studies*. Atmospheric Environment 40(6): 1053–1063.

ANEXO I

Validação dos pressupostos dos modelos de regressão linear múltipla.

Modelo 1

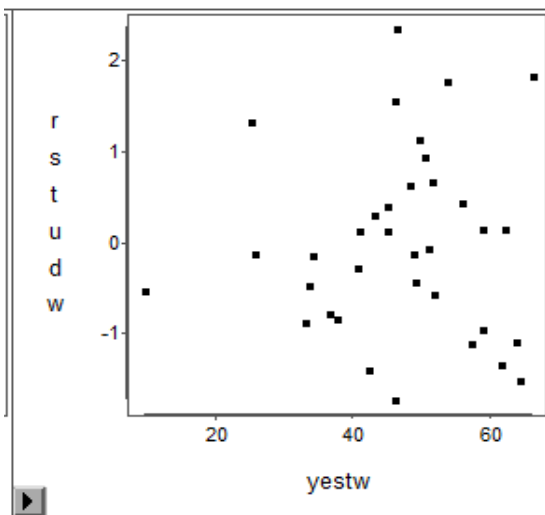
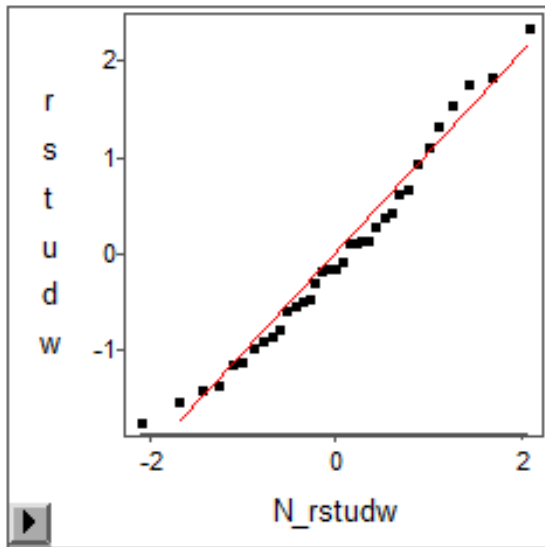
| Tests for Normality | | |
|---------------------|----------|---------|
| Test Statistic | Value | p-value |
| Shapiro-Wilk | 0.961149 | 0.2475 |
| Kolmogorov-Smirnov | 0.106138 | >.1500 |
| Cramer-von Mises | 0.058835 | >.2500 |
| Anderson-Darling | 0.382658 | >.2500 |



| Variável | FIV |
|-----------|---------|
| Intercept | 0 |
| b1 | 1,19928 |
| b2 | 1,19928 |

Modelo 2

| Tests for Normality | | |
|---------------------|----------|---------|
| Test Statistic | Value | p-value |
| Shapiro-Wilk | 0.972901 | 0.5277 |
| Kolmogorov-Smirnov | 0.091209 | > .1500 |
| Cramer-von Mises | 0.039476 | > .2500 |
| Anderson-Darling | 0.277668 | > .2500 |



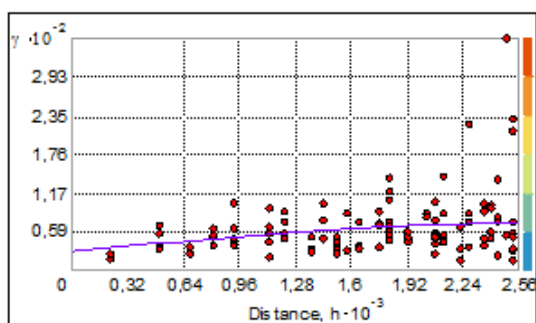
| Variável | FIV |
|-----------|---------|
| Intercept | 0 |
| b1 | 1,17915 |
| b2 | 1,17915 |

ANEXO II

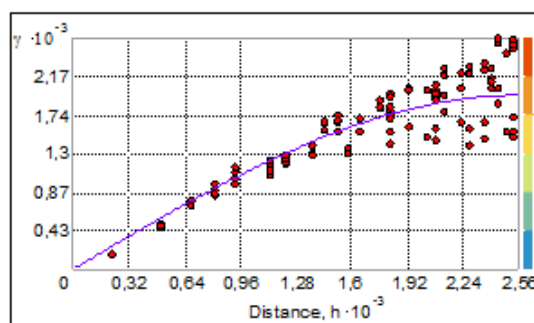
Matriz de correlações de Pearson para a variável PM2.5Med24h relativa à media diária de PM2,5.

| | | DensP | DensR | Idd_Ed | POcup | Altitude | Tipologia2 | PM2.5Med24h |
|-------------|---------------------|---------|---------|--------|--------|----------|------------|-------------|
| DensP | Pearson Correlation | 1 | ,951** | ,022 | ,642** | -,436** | -,484** | ,439** |
| | Sig. (2-tailed) | | ,000 | ,899 | ,000 | ,009 | ,003 | ,008 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| DensR | Pearson Correlation | ,951** | 1 | ,179 | ,543** | -,448** | -,548** | ,395** |
| | Sig. (2-tailed) | ,000 | | ,304 | ,001 | ,007 | ,001 | ,019 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| Idd_Ed | Pearson Correlation | ,022 | ,179 | 1 | -,081 | -,201 | -,065 | ,263 |
| | Sig. (2-tailed) | ,899 | ,304 | | ,645 | ,247 | ,709 | ,128 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| POcup | Pearson Correlation | ,642** | ,543** | -,081 | 1 | -,154 | -,240 | ,409** |
| | Sig. (2-tailed) | ,000 | ,001 | ,645 | | ,376 | ,165 | ,015 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| Altitude | Pearson Correlation | -,436** | -,448** | -,201 | -,154 | 1 | ,294 | -,480** |
| | Sig. (2-tailed) | ,009 | ,007 | ,247 | ,376 | | ,087 | ,004 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| Tipologia2 | Pearson Correlation | -,484** | -,548** | -,065 | -,240 | ,294 | 1 | -,454** |
| | Sig. (2-tailed) | ,003 | ,001 | ,709 | ,165 | ,087 | | ,006 |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| PM2.5Med24h | Pearson Correlation | ,439** | ,395** | ,263 | ,409** | -,480** | -,454** | 1 |
| | Sig. (2-tailed) | ,008 | ,019 | ,128 | ,015 | ,004 | ,006 | |
| | N | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |

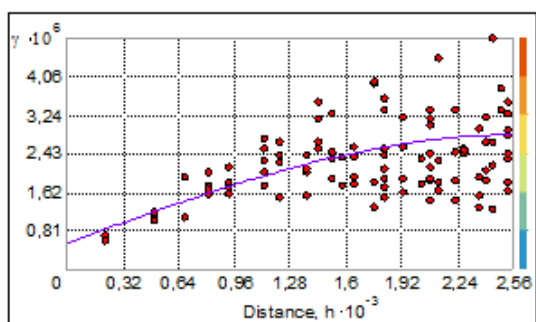
Semivariogramas ajustados para PM2,5Med24 (a), altitude (b), densidade populacional (c) e tipologia de ocupação do solo (d).



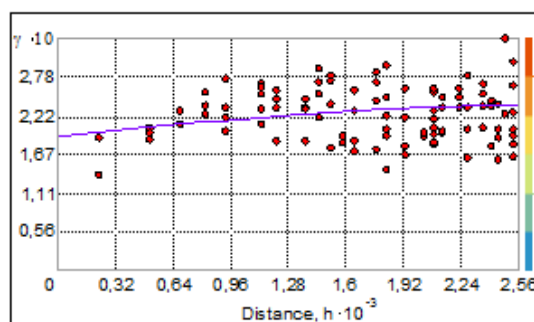
(a)



(b)

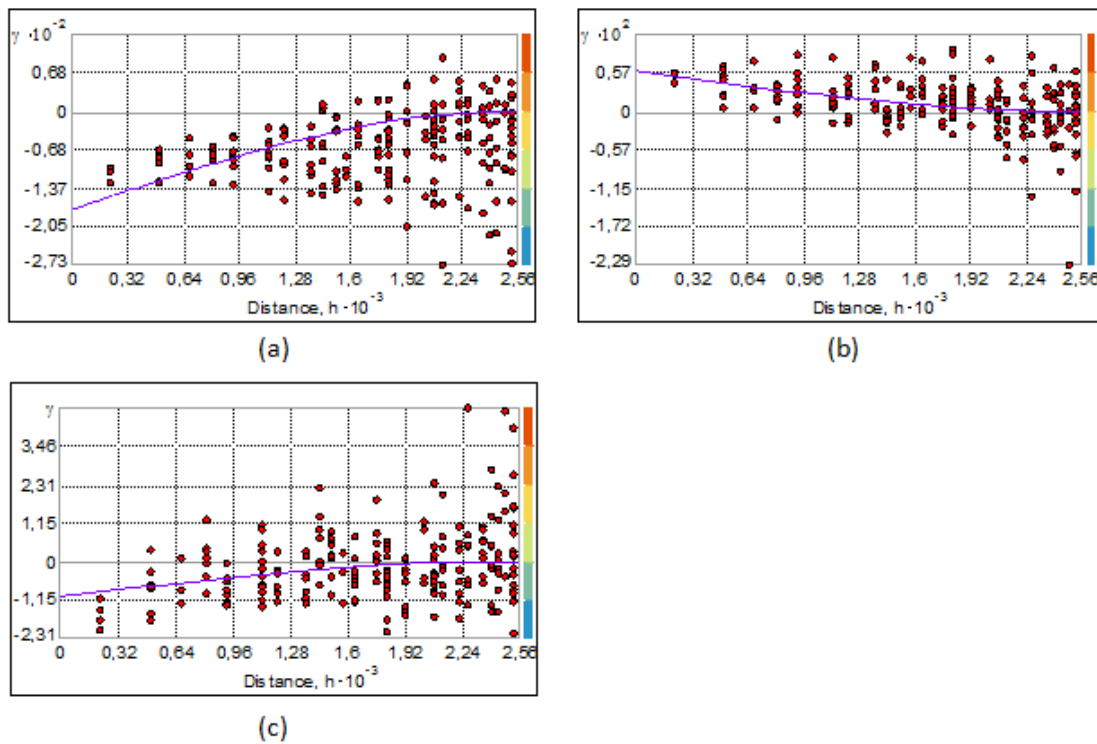


(c)



(d)

Covariogramas cruzados entre PM_{2,5}Med24 e Altitude (a), PM_{2,5}Med24 e Densidade Populacional (b), PM_{2,5}Med24 e Tipologia de Ocupação (c).



Parâmetros dos semivariogramas e covariogramas cruzados ajustados (PM_{2,5}Med24):

| Variáveis | Efeito Pepita (C0) | Patamar Parcial (C) | Patamar (C0 + C) | Alcance (m) |
|--------------------------------------|--------------------|---------------------|------------------|-------------|
| PM _{2,5} Med24 | 28,86 | 42,01 | 70,87 | 2527,21 |
| Altitude | 0 | 1957,8 | 1957,8 | 2527,21 |
| Densidade | 5,42e-7 | 0,0000022684 | 2,81e-6 | 2527,21 |
| Tipologia | 0,19 | 0,04 | 0,23 | 2527,21 |
| PM _{2,5} Med24 vs Altitude | - | -174,92 | - | 2527,21 |
| PM _{2,5} Med24 vs Densidade | - | 0,01 | - | 2527,21 |
| PM _{2,5} Med24 vs Tipologia | - | -1,05 | - | 2527,21 |