

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
FACULDADE DE ENGENHARIA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

Pedro Viana Araújo Silva

**Avaliação da dispersão de poluentes atmosféricos de fontes veiculares no centro urbano
de Juiz de Fora-MG**

Juiz de Fora

2017
Pedro Viana Araújo Silva

Avaliação da dispersão de poluentes atmosféricos de fontes veiculares no centro urbano de Juiz de Fora-MG

Trabalho Final de Curso apresentado ao Colegiado de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial a obtenção do título de Engenheiro Ambiental e Sanitarista. Área de concentração: Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientadora: Prof^a. DSc. Aline Sarmiento Procópio.

Juiz de Fora

2017

Pedro Viana Araújo Silva

Avaliação da dispersão de poluentes atmosféricos de fontes veiculares no centro urbano de Juiz de Fora-MG

Trabalho Final de Curso apresentado ao Colegiado de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial a obtenção do título de Engenheira Ambiental e Sanitarista. Área de concentração: Engenharia Ambiental e Sanitária.

Avaliada em 13 de julho de 2017

BANCA EXAMINADORA

Prof^ª. Aline Sarmiento Procópio - DSc, Orientadora
Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Celso Bandeira de Melo Ribeiro, DSc.
Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Luis Evaristo Dias de Paiva, DSc.
Universidade Federal de Juiz de Fora

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus e a minha família por me dar apoio e suporte para tudo que eu preciso em minha vida. Aos meus pais, Eduardo e Denise, pelo amor incondicional e pelo carinho nessa etapa tão importante do meu desenvolvimento. À minha avó Rosa, por sempre acreditar e me ajudar nos meus estudos desde criança. Aos meus amigos, essenciais nessa caminhada nos últimos anos, em especial ao Thiago, Lucas e Ana Clara, por estarem sempre comigo para o que der e vier. À minha orientadora Aline, pela paciência e pelo empenho para que o trabalho fosse o melhor possível.

Agradeço também à Secretaria de Transporte e Trânsito de Juiz de Fora-MG pelos dados de tráfego essenciais fornecidos a este trabalho e ao Laboratório de Climatologia e Análise Ambiental da UFJF pelo fornecimento de dados meteorológicos.

Agradeço de coração a todas que me ajudaram e contribuíram para a conclusão deste trabalho e do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária.

RESUMO

A poluição atmosférica proveniente de fontes veiculares é responsável por aproximadamente 75% dos poluentes presentes na atmosfera. Nesse contexto, a cidade de Juiz de Fora-MG possui uma frota veicular que cresce ano após ano em um centro urbano pouco planejado para isso e topograficamente desfavorável para a dispersão do ar. Por esse motivo, uma análise da qualidade do ar do centro da cidade se faz necessária, principalmente devido a inexistência de uma estação de monitoramento da poluição atmosférica e pela falta de estudos de emissões atmosféricas veiculares na região. Utilizou-se nesse trabalho o modelo matemático de dispersão de poluentes atmosféricos veiculares chamado CAL3QHCR, desenvolvido e recomendado pela *Environmental Protection Agency* (EPA) para estudos de emissões de poluentes veiculares em interseções e vias semaforizadas de trânsito. Foram estimadas para a região central da cidade no ano de 2015 as concentrações de monóxido de carbono e material particulado inalável, que são uns dos principais poluentes emitidos pelos veículos. Foram avaliadas três das principais vias de tráfego urbano na região central da cidade, para verificar se as concentrações desses poluentes estão nos padrões exigidos por lei e para avaliar espacialmente o comportamento da pluma dos poluentes emitidos, com o objetivo de identificar vias ou locais mais vulneráveis. Foram realizadas análises da distribuição da intensidade e da direção do vento durante o ano e da estabilidade atmosférica, que são parâmetros fundamentais para os cálculos da dispersão da pluma pelo modelo. Os resultados encontrados mostraram que o modelo CAL3QHCR pode ser uma ferramenta útil em estudos de emissões veiculares. Os padrões de qualidade do ar estimados encontram-se dentro dos limites exigidos por lei, tanto para o CO quanto para o MP10, o estudo da literatura evidencia a tendência do modelo de subdimensionar os resultados encontrados. Por esse motivo, diversas concentrações de poluentes registradas ao longo do ano podem ultrapassar os limites exigidos por lei, principalmente para o CO, em que as concentrações encontradas foram muito próximas ao limite da legislação.

Palavras-chave: poluição veicular; modelo de dispersão de poluentes.

ABSTRACT

Atmospheric pollution from vehicular sources is responsible for approximately 75% of all pollutant in the atmosphere. Besides the fact that Juiz de Fora is a non-planned city situated in a topographically adverse region to air pollution, its vehicular fleet has been increasing year by year. This evidences the necessity of an air quality assessment in the city, mainly because there are no air pollutants monitoring and a lack of studies of vehicular emissions in this area. This study used the mathematic atmospheric pollutant dispersions model CAL3QHCR, developed and recommended by EPA for vehicular pollutant emissions studies in signalized intersections of urban traffic. Carbon monoxide and inhalable particulate matter concentrations, one of main pollutants emitted by vehicles in the atmosphere, were estimated in the urban center area of Juiz de Fora city in 2015. Three of the main streets from the city center were studied to verify if pollutant concentrations are in the demanded levels by proper legislations and to assess the spatial distribution of the pollutants dispersion, aiming to identify vulnerable streets or spots with poor air quality. Wind intensity, wind direction and atmospheric stability were analyzed due to its essential role in pollutant dispersions models calculation. The model results show that CAL3QHCR can be an excellent tool for vehicular emissions studies. Air quality levels estimated are lower than maximum concentrations allowed by legislation for both CO and MP10. Previous studies show that this model usually is underestimating the results, which means that most of the estimated concentrations calculated in this study, especially for CO, may exceed the maximum demanded concentrations indicating that the center urban area of Juiz de Fora-MG might have a poor air quality.

Keywords: vehicular pollution; pollutants' dispersion models

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	08
2. OBJETIVOS	10
3. REVISÃO DA LITERATURA	10
4. METODOLOGIA	12
4.1. MODELO DE DISPERSÃO <i>CALIFORNIA LINE SOURCE FOR QUEUING & HOT SPOT CALCULATIONS - REFINED (CAL3QHCR)</i>	13
4.2. VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS	14
4.3. TRÁFEGO	16
4.4. TAXA DE EMISSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS	18
4.5. ÁREA DE ESTUDO	20
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	22
5.1. ANÁLISE DAS CARACTERÍSTICAS DOS VENTOS E DA ESTABILIDADE ATMOSFÉRICA	22
5.2. ANÁLISE DOS RESULTADOS OBTIDOS PELO MODELO CAL3QHCR PARA ESTIMATIVAS DE MP	28
5.3. ANÁLISE DOS RESULTADOS OBTIDOS PELO MODELO CAL3QHCR PARA ESTIMATIVAS DE CO	31
CONCLUSÕES	36
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38
APÊNDICE A	41

1 INTRODUÇÃO

Grandes cidades sofrem as consequências do processo de urbanização desde a Revolução Industrial entre os séculos XVIII e XIX. Entre elas estão o aumento do perímetro urbano, o crescente fluxo de pessoas nas cidades e a modificação do meio ambiente para adequar-se às novas atividades industriais. Dessa forma, a organização das cidades mudou com o tempo, o que criou centros urbanos complexos e concentrados, com aglomerados de prédios, parques industriais e área verde reduzida (ARAÚJO E FERREIRA, 2014). Esse fenômeno ocorre até os dias atuais e os impactos ambientais relacionados a ele são diversos. Entre eles podemos citar a redução da cobertura vegetal nos centros urbanos, fato que pode prejudicar o escoamento superficial da água das chuvas, provocando enchentes e alagamentos na cidade; e o aumento de construções e estruturas constituídas de materiais que absorvem muito calor, como mármore, concreto e o asfalto, o que contribui para o aumento da temperatura em áreas muito concentradas, gerando zonas de calor intenso nos centros urbanos (COSTA E FERREIRA, 2010).

A poluição atmosférica se tornou um aspecto relevante a partir da Revolução Industrial, com o crescimento industrial e o consumo de combustíveis fósseis. Com o crescimento da indústria automobilística, as cidades passaram a possuir um número cada vez maior de veículos circulando e emitindo material particulado (MP) e gases na atmosfera, como o monóxido de carbono (CO), metano (CH₄) e dióxido de enxofre (SO₂). Esses poluentes se dispersam na atmosfera comprometendo a qualidade do ar e contribuindo para alterar o microclima dos centros urbanos, através de fenômenos como o *smog* fotoquímico e industrial, a inversão térmica e a formação de ilhas de calor (FEITOSA *et al.*, 2011).

As fontes móveis de emissão de poluentes atmosféricos são responsáveis por cerca de 70% da poluição atmosférica no meio ambiente (INEA, 2015). Mesmo com uma parte significativa da poluição atmosférica sendo originada por fontes fixas como indústrias, queima de lixo, fornos e caldeiras, as fontes móveis são o grande agravante para a piora da qualidade do ar. Estima-se que em centros urbanos congestionados, o tráfego de veículos leves e motocicletas seja responsável por 90% das emissões de monóxido de carbono e que cerca de 85% das emissões de óxidos de nitrogênio e enxofre são oriundos do tráfego de veículos pesados (COSTA E COLESANTI, 2011).

Por isso a análise das emissões atmosféricas geradas pelos veículos, especialmente em centros urbanos, se torna muito importante, pois é a poluição veicular a maior responsável pela degradação da qualidade do ar (JASINSKI *et al.*, 2011). Uma dessas consequências é a piora na

qualidade de vida da população, devido o aumento dos casos de problemas respiratórios, principalmente entre crianças e idosos (BRAGA *et al.*, 2001).

A modelagem matemática e computacional é uma ferramenta amplamente utilizada para se avaliar as emissões de poluentes atmosféricos e pode ser um recurso para se estudar a qualidade do ar de centros urbanos, onde as emissões veiculares são predominantes (MARTINS *et al.*, 2015). O uso amplo da modelagem se deve principalmente à automatização dos cálculos, que em muitos casos envolvem um alto número de variáveis, e à possibilidade de estudos sem a necessidade de visitas ao campo, embora seja recomendável. Além disso, a escassez de equipamentos para o monitoramento da poluição atmosférica torna essa ferramenta imprescindível, sendo a modelagem computacional uma das poucas alternativas para a estimativa da qualidade do ar (LIMA *et al.*, 2010).

Esse é o caso da cidade de Juiz de Fora-MG, área de estudo escolhida para o presente trabalho. Há uma carência de estudos sobre os efeitos da poluição atmosférica na cidade, o que ocorre provavelmente pela falta de estações de monitoramento dos poluentes (GERVÁSIO *et al.*, 2012).

Há diversos modelos para estimar-se as concentrações de poluentes atmosféricos veiculares, onde o *California Line Source for Queuing & Hot Spot Calculations - Refined* (CAL3QHCR) é um dos mais utilizados, sendo disponibilizado gratuitamente pela *Environmental Protection Agency* (EPA). Ele é recomendado para o estudo de modelagem para emissões provenientes de interseções de vias de tráfego urbano de veículos e tem sido objeto de estudo tanto no exterior como no Brasil (EPA, 2016). A preferência por esse modelo se deve à possibilidade do uso de diversas variáveis, tanto meteorológicas quanto veiculares, e de alta variação dos dados ao longo do tempo. Esse modelo permite, por exemplo, a inserção de dados meteorológicos horários no período de até 1 ano (EPA, 1995).

A cidade Juiz de Fora-MG possui cerca de 559 mil habitantes e uma frota veicular de aproximadamente 225 mil veículos, tendo ocorrido um aumento de 81% de veículos entre 2005 e 2013 de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2016). A área urbanizada, principalmente no centro da cidade, se expande rapidamente e atualmente pouco observa-se a existência de áreas verdes, restritas apenas à praças em bairros residenciais e algumas áreas no centro, porém carece-se de parques, zonas verdes extensas e áreas de lazer (COSTA E FERREIRA, 2009). Somado a isso, há a configuração do aglomerado urbano, marcado por ruas e avenidas estreitas, rodeados por altos prédios, com alta concentração de pessoas e veículos, o que prejudica a circulação do ar e a dispersão de poluentes atmosféricos (COSTA E FERREIRA, 2010). Como agravante, o centro urbano do município foi construído e

se desenvolveu ao longo dos anos em torno do Rio Paraibuna, pertencente à bacia do Paraíba do Sul, localizado topograficamente nos pontos mais baixos do terreno da cidade de Juiz de Fora, fator que contribui para que o centro urbano ficasse situado no fundo de um vale, especialmente pela cidade possuir um relevo do tipo mares de morro.

2 OBJETIVO

Este trabalho possui como objetivo principal estimar e avaliar a distribuição espacial das emissões veiculares de monóxido de carbono (CO) e material particulado (MP) no centro urbano de Juiz de Fora-MG para diferentes meses do ano de 2015, utilizando o modelo de dispersão atmosférica CAL3QHCR.

3 REVISÃO DA LITERATURA

Modelos matemáticos de dispersão de poluentes atmosféricos são amplamente utilizados, tanto para a dispersão de poluentes de fontes fixas como para fontes móveis, para caracterizar-se o cenário da qualidade do ar de determinada região. O objetivo desses modelos é prever o impacto da poluição local para a população e avaliar as fontes de emissão de poluentes que interveem nos cenários estudados. Para isso, esses modelos realizam estimativas das concentrações de determinados poluentes dispersos na atmosfera a partir de diversas variáveis, como velocidade e direção dos ventos, temperatura local e a taxa de emissão de poluentes das fontes. Sua utilização ocorre especialmente devido à escassez de estações de monitoramento da qualidade do ar ambiente. Dessa forma, esses modelos surgem como uma alternativa para auxiliar na gestão da qualidade do ar de cidades e microrregiões (MARTIN *et al.*, 2015).

Uma gama dos modelos matemáticos utilizados se baseia no princípio da dispersão gaussiana. Este princípio considera que uma fonte de emissão de poluente tende a apresentar uma dispersão em forma de uma Curva Normal, comumente utilizada em estudos estatísticos. A aplicação do princípio gaussiano é complexa e exige uma grande quantidade de cálculos devido ao alto número de variáveis requerido. Por isso, os modelos matemáticos de dispersão empregam uma série de algoritmos para otimizar os cálculos e o processamento dos dados utilizados. (ZAMBONINI, 2012; TAVARES, 2010)

Alguns dos modelos de dispersão comumente usados são o AERMOD, modelo de dispersão

de poluentes atmosféricos de fontes fixas e móveis, que analisa diversos tipos de fontes de emissão por área, volume e tipo de fonte (pontual ou linear); o ISC, modelo de dispersão semelhante ao AERMOD, que analisa fontes em superfície ou elevadas para fontes fixas de emissão de poluentes; HIWAY, modelo baseado em pluma gaussiana de dispersão para fontes móveis de emissão de poluentes em vias de tráfego; o CAL3QHCR, modelo de dispersão de fontes veiculares em cruzamentos e interseções, utilizado nesse estudo; e o CALINE, modelo de estimativa de concentração de poluentes atmosféricos de fonte móveis em pontos próximos às vias de tráfego de veículos (LIMA *et al.*, 2010).

Os modelos de dispersão relacionados à poluição atmosférica por fontes veiculares começaram a ser desenvolvidos principalmente nos Estados Unidos, a partir de 1970, e se tornaram comuns dentro do campo de estudo de dispersão de poluentes. Os dois modelos de fontes móveis de emissão citados acima são alguns dos principais utilizados atualmente, porém diversas variações desses modelos têm sido desenvolvidas para contextos mais específicos, de acordo com a região de aplicação dos modelos. Um exemplo disso é o desenvolvimento do *Operational Street Pollution Model* (OSPM), modelo desenvolvido na Dinamarca que emprega conceitos gerais dos principais modelos utilizados, sendo aplicado em alguns estudos em universidades europeias, porém ainda não sendo aceito e reconhecido pela EPA (SANTOS *et al.*, 2014).

O modelo de dispersão CAL3QHCR, conforme mencionado, vem sendo amplamente utilizado na área de poluição atmosférica tanto no Brasil quanto no exterior. Zambornini (2012) utilizou o modelo para estimar as concentrações de monóxido de carbono na cidade de Campinas-SP para o período de 6 meses, entre julho e dezembro de 2011. Para a obtenção dos dados de tráfego da cidade de Campinas, houve a colaboração da Empresa Municipal de Desenvolvimento de Campinas (EMDEC) e do Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN), com informações de volume de tráfego nos horários de picos da manhã, do horário de almoço e da tarde. A taxa de fluxo de saturação, importante variável do modelo, não foi calculada e optou-se por utilizar o valor padrão sugerido pelo manual da EPA, de 1600 veículos por hora. A taxa de emissão de poluentes pelos veículos foi baseada em um estudo para a cidade de São Paulo, devido à falta de estudos desse tipo para a cidade de Campinas. Dessa forma, adotou-se o valor médio encontrado para São Paulo, 23,03 g/CO por veículo, sem haver distinção entre os tipos de veículos da frota. Os resultados encontrados foram subestimados, quando comparados aos valores da estação de monitoramento da qualidade do ar da região, pertencente à CETESB. Em relação à análise qualitativa, o trabalho teve êxito em caracterizar a região de acordo com as variações espaciais encontradas para as concentrações do poluente,

conseguindo representar graficamente a dispersão dos poluentes na região.

Tavares *et al.*, (2009) utilizou o CAL3QHCR para modelar a dispersão de material particulado na cidade de Belo Horizonte-MG. O intuito do trabalho foi estimar as de concentrações MP2,5 (material particulado menor que 2,5 μm) e MP10 (material particulado menor que 10 μm) e as comparar com os dados da estação de monitoramento de qualidade do ar localizada na área de estudo, uma microrregião localizada na zona central da cidade. Assim como Zambornini (2012), Tavares *et. al* (2009) obtiveram seus dados de tráfego a partir do DETRAN e os dados meteorológicos através do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), para fevereiro e março de 2008. Em relação aos fatores de emissão, Tavares *et. al* (2009) utilizaram os valores recomendados pela Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB, 2008) relacionados aos veículos novos, que utilizam motores com o ciclo Otto movido a gasolina, álcool e gás natural, e motores do ciclo Diesel, movidos a diesel. Não houve distinção entre os tipos de veículos nem entre os diferentes tempos de uso destes. Com isso, adotou-se os fatores de emissão de 0,047 g/km e 0,029 g/km, para MP10 e MP2,5, respectivamente, para veículos em movimento. Como não há informação para veículos parados, adotou-se valores sugeridos pelo guia do CAL3QHCR, nos valores de 2,59 g/h e 1,00 g/h, para MP10 e MP2.5, respectivamente.

Novamente, os resultados apresentaram-se abaixo dos encontrados nas estações de monitoramento da região. Entretanto, a discrepância foi menor se comparado ao trabalho de Zambornini (2012). Tavares *et. al* (2009) atribuíram esse fato aos valores dos fatores de emissão não condizerem com a realidade de Belo Horizonte, uma vez que foram calculados baseando-se em um estudo do estado de São Paulo. Outro ponto levantado por Tavares *et. al* (2009) é a complexidade das vias e trechos estudados. Alguns estudos apontados por eles obtiveram melhor desempenho ao se estudar situações mais simples, envolvendo um número menor de vias interligadas entre si. Tavares *et. al* (2009) utilizaram 119 trechos espalhados entre as vias estudadas e selecionou apenas um receptor, localizado na estação de monitoramento meteorológico. O alto número de trechos empregado ligado ao fato da análise ter sido feita em um período de apenas 2 meses, podem ter contribuído para a imprecisão dos resultados.

Lima *et al.* (2010) aplicou o modelo CAL3QHCR na região central de Maringá-PR. Dados meteorológicos e de tráfego foram obtidos de forma semelhantes aos dois trabalhos citados anteriormente, entretanto a determinação do fator de emissão de poluentes foi mais detalhada. Este estudo utilizou o modelo de emissão modal, chamado *Comprehensive Modal Emission Model* (CMEM), utilizado anteriormente por Barth *et al.* (2005). Dessa forma, adotou-se o valor de 90,10 g/h.veículo para veículos parados e o valor de 8,48 g/mi para veículos em movimento. Os resultados das concentrações de poluentes encontrados nos receptores, segundo

os autores, foram condizentes com sua localização, sendo que aqueles mais próximos às vias de tráfego apresentaram maiores concentrações. Porém isso é naturalmente esperado pelo modelo, não sendo necessariamente um parâmetro para se avaliar a efetividade do resultado para o caso estudado. Lima *et al.* (2010) observou também uma grande diferença de concentração de poluentes entre as vias de fluxo livre, sem semáforos, e as vias com fluxo lento, com semáforos. Esse resultado condiz com a teoria, em que os veículos parados ficam retidos durante mais tempo nas vias, emitindo poluentes durante um período de tempo maior. Esse raciocínio está associado à própria taxa de emissão de poluentes dos veículos, em que se observa um valor mais alto na taxa para os veículos parados. Essa diferença está associada às diferentes fases de combustão dos motores (LIMA *et al.*, 2010).

4 METODOLOGIA

4.1 Modelo de dispersão *California Line Source for Queuing & Hot Spot Calculations - Refined (CAL3QHCR)*

O CAL3QHCR é um modelo baseado na dispersão da pluma gaussiana em estado estacionário e que considera cada trecho de via de tráfego de veículos estudado como uma fonte linear de emissão de poluentes (EPA, 1995). Este modelo estima as concentrações de monóxido de carbono e material particulado oriundos da combustão nos motores dos veículos em receptores posicionados próximos às vias de tráfego urbano.

O modelo realiza suas estimativas em duas situações: tráfego em vias com semáforos (*queue link*) ou tráfego em vias livres (*free flow link*). Para realizar a estimativa, o modelo CAL3QHCR utiliza o algoritmo do modelo CALINE3. Esse algoritmo utiliza informações como volume de tráfego, taxa de saturação de veículos, duração do ciclo dos semáforos e tipo de aproximação a montante da interseção para calcular o comprimento representativo de cada trecho. As emissões de poluentes atmosféricos dos veículos para cada trecho são convertidas em fontes lineares no formato do trecho considerado pelo CALINE3. O formato considerado por este modelo para os trechos é uma série de elementos com fontes lineares finitas (FLS). Em cada trecho, o produto da média de emissão dos veículos representativos da via e do fluxo de veículos desta gera uma fonte linear de emissão. As emissões do trecho são distribuídas em cada FLS do segmento e a concentração no sentido do vento dentro do segmento é calculada a partir da fórmula Gaussiana para uma fonte linear de comprimento finito (LIMA *et al.*, 2010). O modelo

CA3QHCR necessita de três grupos principais de variáveis de entrada: meteorológicas, emissão de poluentes atmosféricos e tráfego, as quais são apresentadas no quadro 1 e serão detalhadas a seguir.

Quadro 1: Dados de entrada do modelo CAL3QHCR separados por seus tipos.

Dados Modelo CAL3QHCR		
Variável	Unidade	Frequência
Dados do Tráfego		
Volume do tráfego	ve/h	horária
Taxa de saturação de veículos	ve/h.pista	diária
Ciclo dos sinais	segundos	horária
Coordenadas das vias	UTM	-
Número de pistas da via	Inteiro	-
Coordenadas dos receptores	UTM	-
Comprimento e largura das vias	m	-
Dados Meteorológicos		
Direção do vento	Graus	horária
Velocidade do vento	m/s	horária
Temperatura Ambiente	K	horária
Classe de estabilidade	A-F	Diária
Altura de mistura	m	horária
Dados de Emissão de Poluentes		
Fator de emissão (free flow link)	g/ve.mi	horário
Fator de emissão (queue link)	g/ve.h	horário

Fonte: Guia para uso do modelo CAL3QHCR (1995).

4.2 Variáveis meteorológicas

O modelo CAL3QHCR requer alguns dados meteorológicos como entrada para a realização de seus cálculos. Esses dados são: velocidade e direção dos ventos, temperatura ambiente, classe de estabilidade atmosférica, altura da zona de mistura, rugosidade da superfície e velocidades de absorção e deposição (estes dois últimos apenas para a modelagem de material particulado). Neste estudo foram usados os dados meteorológicos do ano de 2015, obtidos através do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2016) e do Laboratório de Análises Climáticas da Universidade Federal de Juiz de Fora. A entrada dessas variáveis é independente dos outros tipos de variáveis relacionados ao tráfego e às emissões. Ela é realizada com dados horários em um período máximo de um ano de medidas. Dessa forma, admite-se que a velocidade e direção dos ventos, assim com a temperatura, sejam constantes ao longo de toda a área analisada no instante de tempo estudado.

A classe de estabilidade atmosférica é determinada para cada dia modelado de acordo com as categorias de Pasquill (quadro 2). Para tal, são necessários os dados de radiação solar e velocidade do vento, classificando a estabilidade atmosférica em uma escala de A (instabilidade

extrema) à F (estabilidade extrema), de acordo com o quadro 3. Esta classificação de estabilidade baseia-se na média diária da intensidade do vento e na radiação solar diária, obtida pela integração da curva diurna das radiações solares horárias medidas na estação meteorológica.

Quadro 2: Categorias e classes de estabilidades utilizadas nos dados de entrada do modelo.

Categorias de Pasquill	Classe de Estabilidade
Instabilidade Extrema	A-1
Instabilidade Moderada	B-2
Instabilidade Fraca	C-3
Neutra	D-4
Estabilidade Fraca	E-5
Estabilidade Moderada	F-6

Fonte: Santos (2016).

Quadro 3: Classificação da estabilidade atmosférica de acordo com a radiação solar e a velocidade dos ventos.

Vento à superfície (m/s)	Radiação solar (W/m ²)		
	Forte (>700)	Moderada(350 a 700)	Fraca (<350)
<2	A	A-B	B
2 a 3	A-B	B	C
3 a 4	B	B-C	C
4 a 6	C	C-D	D
>6	C	D	D

Fonte: Santos (2016).

A altura da camada de mistura foi calculada baseada na equação de Clausius-Clapeyron, que associa a temperatura ambiente à temperatura de orvalho para determinar a altura em que começa a ocorrer a condensação na atmosfera, o que caracteriza a ocorrência de movimentos turbulentos na altura limite (SANTOS, 2016). A altura da camada de mistura é obtida através da seguinte equação:

$$H = 120(T - T_{po})$$

Em que H é a altura da camada de mistura, T é a temperatura ambiente e T_{po} é a temperatura do ponto de orvalho. O modelo possui dois tipos de camada de mistura, urbana e rural, a ser adotada de acordo com a região de estudo.

A camada de mistura é a região compreendida entre a superfície terrestre e a camada onde ocorre a inversão térmica. Nela há uma lamina de ar que se mistura mais facilmente com os poluentes atmosféricos. Dessa maneira, camadas de mistura maiores contribuem favoravelmente

para a dispersão dos poluentes (BRAGA *et al.*, 2007).

A classe de estabilidade é um dos parâmetros fundamentais na dispersão dos poluentes. Caso a atmosfera apresente um estado mais estável, há inibição da movimentação do ar e das trocas de calor na vertical, logo a dispersão do ar é prejudicada. A atmosfera estável é, portanto, o pior cenário possível para a dispersão de poluentes. Já na situação em que a atmosfera se encontra em um estado instável, há troca de calor e fluxo de ar na vertical, fazendo dessa situação a mais favorável para a dispersão de poluentes atmosféricos (NEMALAPURI, 2007; KHO *et al.*, 2007).

A entrada da direção do vento, no modelo CAL3QHCR, é distinta da forma convencional disponibilizada pelas estações meteorológicas. Usualmente, a direção do vento é o ângulo que indica de onde o vento é oriundo. Entretanto, o modelo utiliza o conceito de “fluxo do vento”, que representa o ângulo para onde o vento está escoando. Portanto, o fluxo do vento é contrário à direção do vento e se faz necessário corrigir os ângulos para realizar a entrada correta nos arquivos de entrada do modelo.

A intensidade da velocidade do vento, parâmetro fundamental para o modelo assim como as direções dos ventos, possui a limitação de não apresentar resultados satisfatórios no algoritmo de cálculo de dispersão para valores inferiores a 1 m/s. Dessa forma, os dados meteorológicos tiveram que ser alterados e todos valores que se encaixam nessa limitação foram corrigidos para o valor de 1 m/s. Em relação aos dados alterados, em 1 ano de dados horários de velocidade do vento, 636 valores tiveram que ser corrigidos, o que representa 7,26% do total de dados utilizados.

A rugosidade da superfície foi adotada de acordo com os valores sugeridos pelo manual do modelo para áreas urbanas, 175 cm. As velocidades de deposição e de absorção do material particulado foram adotadas como nulas, pois suas velocidades são muito baixas e se tornam desprezíveis para o tipo de análise realizado nesse estudo.

A direção e a velocidade dos ventos do ano de 2015 foram utilizadas também para a construção da rosa dos ventos, de forma a permitir uma análise da direção predominante do vento em diferentes períodos do ano.

4.3 Tráfego

Por se tratar de um modelo que avalia a poluição atmosférica oriunda de veículos em interseções de tráfego urbano, são muitas as informações requeridas referentes ao tráfego da região estudada. O modelo avalia a poluição gerada pelos veículos dentro de trechos, que podem ser vias ou apenas partes dessas vias.

A divisão dos trechos contribuintes de poluição nas vias é feita em vias com semáforos e vias livres, sendo que neste utilizou-se apenas vias com semáforos, por ser uma característica da região de estudo. A definição de cada via com semáforo ocorre da seguinte forma: cada rua ou avenida é dividida em vários segmentos de acordo com a quantidade de semáforos. O início de cada trecho é marcado pela presença do semáforo e o fim do trecho é marcado pelo fim da via ou pela presença de outro semáforo em um trecho anterior da mesma via. A quantidade de faixas em cada via também é importante, assim como o comprimento e largura destas (EPA, 1995).

Neste trabalho optou-se por utilizar um total de 24 trechos, sendo 14 deles na Avenida Barão da Rio Branco (7 trechos em um sentido e 7 trechos no sentido oposto), 4 na Avenida Itamar Franco (2 trechos em um sentido e 2 trechos no sentido oposto) e 6 na Avenida Getúlio Vargas. A escolha da quantidade de trechos por avenida foi feita baseada no número de semáforos no trecho selecionado da avenida, assim como o sentido de mão dupla, no caso das avenidas Rio Branco e Itamar Franco.

A taxa de saturação de veículos é a capacidade máxima ou a máxima taxa de fluxo de veículos que se pode trafegar através de determinado ponto ou seção de controle de uma via, durante determinado período de tempo dentro das condições prevaletentes da via e do tráfego desta (SANTOS, 2007). Pode ser compreendida como a capacidade de veículos suportada por uma via. Neste trabalho, optou-se por utilizar a metodologia de Webber e Cobbe (1966), a qual é usualmente utilizada em departamentos de trânsito municipais para a determinação da taxa de saturação de veículos (HCM, 2000). A taxa de saturação foi obtida em campo, através da contagem dos veículos nas vias estudadas durante o horário de pico mais intenso, onde ocorre alta retenção de veículos e trânsito congestionado, caracterizando a saturação da via. A taxa é obtida através da equação:

$$TS = Fluxo \ 15 \times 4$$

Em que TS é a taxa de saturação e o Fluxo 15 é o fluxo de veículos que atravessam a via durante os 15 minutos da hora de pico mais movimentada de determinada via. Multiplica-se esse valor por 4 para encontrar a taxa de saturação horária.

Os fluxos de 15 minutos para cada via foram realizados em contagem em campo e foram feitos em 4 períodos distintos: horário de pico, horário de pico mais intenso, horário de trânsito normal e horário de trânsito abaixo do normal. Essa contagem ocorreu dessa forma devido a possibilidade do modelo CAL3QHCR especificar o padrão de tráfego em cada hora do dia e da semana. Portanto, cada período foi usado para estipular o fluxo de veículos e a taxa de saturação de veículos para cada hora do dia. O fluxo de veículos é o volume de tráfego que atravessa cada

via em determinado horário e foi estipulado utilizando a mesma fórmula que a taxa de saturação, porém a contagem foi realizada em diferentes horários e não apenas no pior horário de pico.

O ciclo dos sinais corresponde ao tempo somado de cada fase do semáforo. Logo, um ciclo de um sinal seria o tempo gasto com o sinal verde, somado ao tempo gasto com o sinal amarelo e ao tempo gasto com sinal vermelho (SANTOS, 2007). É um parâmetro fundamental, uma vez que está relacionado com a retenção de veículos em determinado trecho. Vias com maior fluxo de veículos geralmente empregam tempos maiores no ciclo do sinal e isso está ligado à maior emissão de poluentes pelos veículos já que o tempo em que estes ficam parados nos semáforos tende a ser maior (HCM, 2000). Os dados dos ciclos dos sinais foram fornecidos pela Secretaria de Transporte e Trânsito de Juiz de Fora (SETTRA, 2017). A tabela abaixo apresenta os trechos de cada avenida estudada com seus respectivos valores de fluxo de veículos e taxa de saturação de veículos, todos medidos em veículos por hora.

Tabela 1: Fluxo de veículos (FV) e taxa de saturação (TS) de veículos obtidos em campo.

	FV (fora do pico)	FV (pico)	TS
Avenida Rio Branco			
Sentido Norte	1012	1308	1525
Sentido Sul	1105	1428	1525
Avenida Itamar Franco			
Sentido Oeste	855	916	1228
Sentido Leste	987	1124	1228
Avenida G. Vargas			
Sentido Único	1102	1260	1300

Fonte: autoria própria.

Os parâmetros restantes, como comprimento das vias, número de faixas e as coordenadas dos receptores e pontos iniciais e finais das vias foram estipulados através do Google Earth (2016).

4.4 Taxa de emissão de poluentes atmosféricos

O terceiro tipo de dado de entrada requerido pelo modelo é a taxa de emissão dos poluentes provenientes da combustão dos motores dos veículos. Conforme mencionado, o modelo considera dois tipos de emissão: aquelas que ocorrem com os veículos em movimento e as que ocorrem com os veículos parados. Essa caracterização ocorre devido à possibilidade do usuário do modelo identificar através de conhecimento de campo, quais vias possuem alta retenção, com fluxo lento e baixa velocidade dos veículos, e vias que possuem baixa retenção,

com fluxo rápido e alta velocidade dos veículos.

A taxa de emissão de poluentes pelos veículos é um fator influenciado por diversas características, como tipo, idade e combustível utilizado pelo veículo. Dessa forma, os dados de entrada da frota veicular estudada precisariam ser divididos de acordo com os tipos de veículos, como por exemplo, carros, ônibus, motocicletas, etc. (CETESB, 2014). Neste estudo, considerou-se a variação de emissão de poluentes quanto à idade dos veículos para calcular um valor médio de emissão. O modelo possui a limitação de permitir apenas um valor de emissão por hora, sem permitir qualquer distinção entre idade, tipo ou combustível dos veículos. Portanto, a partir dos dados da CETESB em relação à idade da frota, calculou-se um valor médio ponderado de acordo com a distribuição de idade da frota para os poluentes atmosféricos monóxido de carbono e material particulado.

Tabela 2: Frota veicular de Minas Gerais por ano de fabricação e seus respectivos fatores de emissão.

Ano de Fabricação	Veículos MG	%	FE (g/km) (CO)	Média ponderada	FE (g/km) (MP)	Média Ponderada
<2002	3762999	38.10	33.000	12.572	0.002	0.0762
2002	238372	2.41	0.585	0.014	0.001	0.0024
2003	237681	2.41	0.545	0.013	0.001	0.0024
2004	265846	2.69	0.505	0.014	0.001	0.0027
2005	300404	3.04	0.500	0.015	0.001	0.0030
2006	369758	3.74	0.493	0.018	0.001	0.0037
2007	477743	4.84	0.434	0.021	0.001	0.0048
2008	588478	5.96	0.482	0.029	0.001	0.0060
2009	492208	4.98	0.353	0.018	0.001	0.0050
2010	545877	5.53	0.330	0.018	0.001	0.0055
2011	611635	6.19	0.348	0.022	0.001	0.0062
2012	539627	5.46	0.338	0.018	0.001	0.0055
2013	546957	5.54	0.296	0.016	0.001	0.0055
2014	524703	5.31	0.276	0.015	0.001	0.0053
2015	375510	3.80	0.276	0.010	0.001	0.0038
			Total	12.81	Total	0.1381

Fonte: Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN, 2016).

Por falta de dados da frota veicular por ano de fabricação para a cidade de Juiz de Fora, adotou-se uma proporção com base nos dados do estado de Minas Gerais. Cada ano de fabricação possui uma quantidade de veículos, desde o ano de 2002 até o ano de 2015. Para cada um desses anos, há uma taxa de emissão de monóxido de carbono e de material particulado (CETESB, 2014). A partir da quantidade de veículos de cada ano de fabricação e sua respectiva parcela em relação ao total (soma de todos os veículos de 2002 até 2015), calculou-se uma média ponderada do fator de emissão de cada ano de fabricação ao multiplicar-se o fator de emissão pelo valor percentual. Como não há informação da frota antes do ano de 2002, o valor da coluna "<2002"

reflete o valor acumulado de todos os anos anteriores. Dessa forma, a essa coluna, associou-se o fator de emissão que resulta em uma média do valor do ano mais antigo existente no relatório da CETESB, do ano de 1980 até o ano de 2001.

A soma das médias ponderadas para cada poluente atmosférico fornece o fator de emissão de 12,81 g/km.veículo de CO e 0,1381 g/km.veículo de MP. Como a unidade requerida pelo modelo é de g/h, utilizou-se o valor da velocidade média dos veículos nas vias estudadas para obter os valores na unidade correta de entrada no modelo. Portanto, adotou-se a velocidade média de trânsito de 30 km/h, obtendo assim, para as emissões de monóxido de carbono, o valor de 384,4 gCO/ve.h e para emissões de material particulado, o valor de 4,14 gMP/ve.h. Esses valores de emissão foram usados para todas as horas do dia.

4.5 Área de Estudo

A cidade de Juiz de Fora está localizada no sudeste do estado de Minas Gerais, nas coordenadas geográficas 21°41'20'' de latitude sul e 43°20'40'' de longitude oeste. A cidade pertence à região geográfica da Zona da Mata Mineira, que possui características de relevo predominante de mares de morro, além de terraços fluviais e elevações. A cidade possui uma população estimada de 559.636 pessoas, com uma densidade demográfica de 359.59 hab/km² (IBGE, 2016). A zona urbana, área de destaque no estudo das emissões veiculares, está concentrada majoritariamente na região sudeste com direção para noroeste da cidade, com altitudes de 800 e 900m (FERREIRA *et al.*, 2015).

A figura 1 apresenta a área urbana considerada por esse estudo. O modelo CAL3QHCR exige a entrada da coordenada de receptores, que são os pontos nos quais serão calculadas as concentrações de CO e MP próximos as vias de trânsito. Nesse estudo foram usados 56 receptores e 3 vias principais como trechos de entrada para o modelo. As 3 vias estão destacadas e os receptores distribuídos em seu entorno no centro urbano de Juiz de Fora/MG.

Os receptores foram posicionados em uma área retangular em volta das vias estudadas. O modelo não permite que os receptores estejam em cima das vias de trânsito e há uma limitação de apenas 60 receptores. Para aproveitar melhor a área de estudo com as vias estudadas, optou-se por posicioná-los próximos das vias e em volta das 3 vias analisadas.

É importante ressaltar que o modelo CAL3QHCR não considera alterações de relevo do terreno estudado nem a presença de cânones urbanos. Portanto, os efeitos da dispersão do vento e dos poluentes pelas edificações são desprezados.

Figura 1: Imagem aérea da área de estudo com a marcação das vias de estudo e os receptores.



Fonte: Google Earth (2016).

A figura 2 apresenta a delimitação do perímetro urbano da cidade de Juiz de Fora (IBGE,2016), onde percebe-se que a aglomeração de construções do centro urbano está concentrada predominantemente na zona sudeste do perímetro urbano. Em relação à variação de relevo do perímetro urbano da zona central da cidade, o centro urbano se localiza na área de relevo menos acentuado da região (COSTA E FERREIRA, 2008). Essa região faz parte da bacia do Rio Paraibuna, onde se encontra o rio Paraibuna. Portanto é evidente que a aglomeração urbana se desenvolveu no entorno do rio Paraibuna. Essa característica de urbanização teoricamente se torna prejudicial à dispersão de poluentes, pois a área de relevo mais baixo da cidade é justamente o local onde o tráfego da cidade é mais intenso, portanto é o local onde há a maior emissão de poluentes atmosféricos veiculares. Esse é um dos principais aspectos que geram a possibilidade da qualidade do ar dessa região estar seriamente prejudicada (FERREIRA *et al.*, 2015).

Figura 2: Imagem aérea do perímetro urbano de Juiz de Fora/MG.



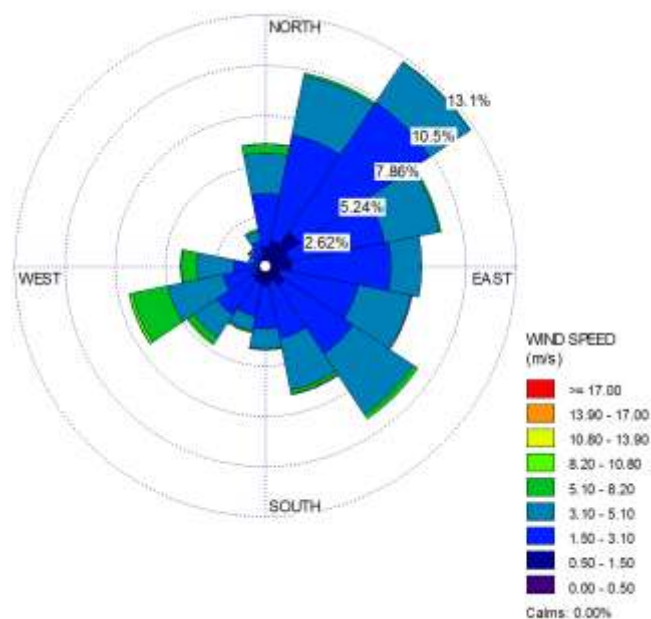
Fonte: Elaborado com o software ArcGIS.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análise das características dos ventos e da estabilidade atmosférica

A partir dos dados de direção e intensidade da velocidade dos ventos para o ano de 2015 em Juiz de Fora-MG, foram realizadas análises específicas sobre as características mensais deste período. A figura 4 apresenta a rosa dos ventos para todo o ano de 2015 na cidade de Juiz de Fora/MG.

Figura 3: Rosa dos ventos para o ano de 2015.



As cores do gráfico estão associadas à intensidade da velocidade do vento, conforme representada pela escala. Observa-se pelo gráfico uma predominância da direção dos ventos nas direções de nordeste e sudeste em relação aos demais quadrantes. Os ventos com maiores intensidades do vento foram registrados nos quadrantes sudeste e sudoeste. Os ventos do quadrante nordeste aparecem com maior frequência, 35,26%, porém com intensidades mais baixas. Em seguida aparecem os ventos vindos do quadrante sudeste, representando 34,32% da distribuição de direção dos ventos no ano de 2015.

A direção dos ventos é um parâmetro que varia consideravelmente ao longo do ano, devido às variações climáticas, à sazonalidade e à presença de frentes frias (SANTOS, 2014; FERREIRA *et al.*, 2015). Portanto, elaborou-se a tabela 3 com a distribuição das direções dos ventos em cada mês do ano de 2015 com o objetivo de analisar quais meses apresentam características semelhantes às características anuais e quais apresentaram alguma variabilidade. Observa-se a predominância das direções norte e leste nos meses de janeiro, fevereiro, junho, julho, setembro, novembro e dezembro. O mês de março apresenta predominância nas direções de norte e sul enquanto que maio apresenta predominância nas direções leste e sul. Os meses de abril, agosto e outubro foram os que apresentaram um comportamento destoante em relação aos demais. Todos eles apresentaram baixa predominância de ventos ao norte e, ainda, nos meses de abril e outubro, também predominaram os ventos ao sul e ao oeste.

Tabela 3: Distribuição de frequência das direções dos ventos em cada mês do ano de 2015.

%	N	L	S	O
Janeiro	34.27	31.59	20.83	13.31
Fevereiro	35.12	40.03	15.18	9.67
Março	28.09	21.91	33.74	16.26
Abril	13.75	30.00	24.44	31.81
Mai	21.24	35.48	28.63	14.65
Junho	25.97	36.11	23.19	14.72
Julho	26.48	53.36	14.25	5.91
Agosto	12.90	51.34	22.31	13.44
Setembro	33.19	32.22	20.42	14.17
Outubro	14.25	35.75	26.08	23.93
Novembro	27.92	30.42	24.17	17.50
Dezembro	39.92	31.72	18.15	10.08

Devido a essas características, optou-se nesse trabalho em rodar o modelo entre os meses de janeiro e maio, devido à importância de se analisar períodos com direções do vento bem

distintas, o que impacta na dispersão horizontal dos poluentes, e em diferentes estações do ano, pois apresentam diferentes características termodinâmicas e, conseqüentemente, variações no comportamento da dispersão vertical dos poluentes. As figuras 5 e 6 apresentam as rosas dos ventos para os meses de janeiro e maio de 2015, onde se percebe que a direção predominante do vento é distinta entre eles. O mês de janeiro apresenta predominância dos ventos de norte e nordeste, enquanto que o mês de maio apresenta ventos predominantes nas direções sul e sudeste. Essa característica tem potencial para influenciar na direção da dispersão da pluma dos poluentes atmosféricos veiculares estimados pelo modelo CAL3QHCR.

A figura 7 apresenta frequência da distribuição das classes de estabilidade atmosférica em 2015. Percebe-se que 100% dos dias de 2015 são classificados entre as classes 1 e 4, não havendo, portanto, dias com classes 5 e 6, que caracterizam “estabilidade fraca” e “estabilidade moderada”, respectivamente. Esse fato por si só já é muito favorável para a dispersão de poluentes, uma vez que condições estáveis são prejudiciais à dispersão do ar. Quase 50% dos dias se encontram classificados como “instabilidade moderada”, 36% como “instabilidade fraca”, 5% como “neutra” e 10% como “instabilidade extrema”. Portanto, temos 85% dos dias com instabilidade moderada ou fraca, o que indica boas condições para a dispersão vertical dos poluentes na atmosfera.

Figura 4: Gráfico da rosa dos ventos para o mês de janeiro de 2015 em Juiz de Fora-MG.

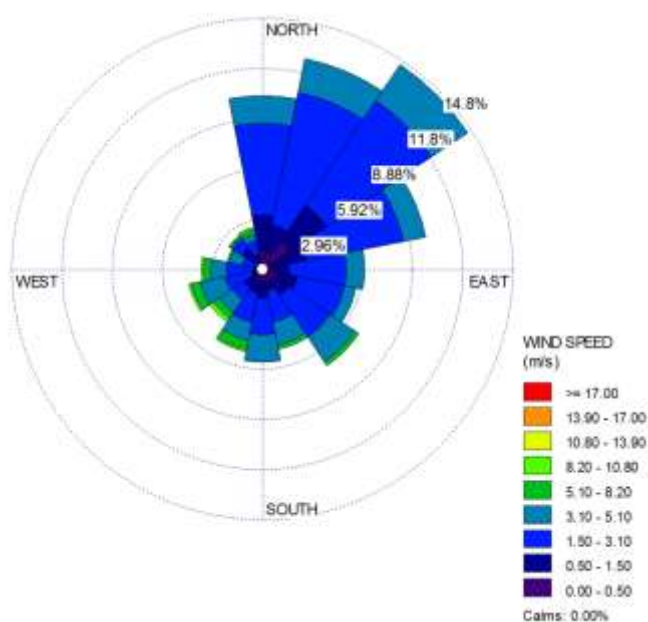


Figura 5: Gráficos da rosa dos ventos para o mês de maio de 2015 em Juiz de Fora-MG.

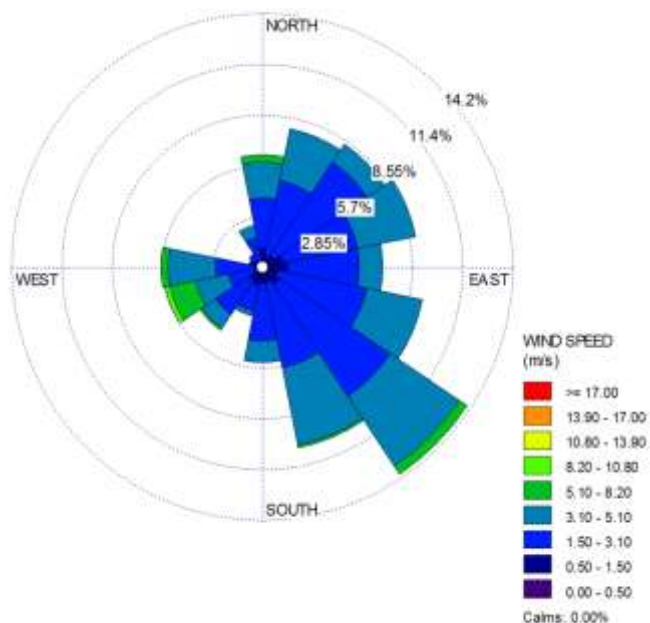
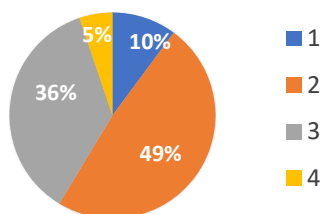


Figura 6: Distribuição das classes de estabilidade de Pasquill no ano de 2015.



Apesar desse cenário positivo, a EPA observa que o modelo apresenta resultados mais satisfatórios para condições de estabilidade atmosférica (EPA, 1995). Tavares (2009) também destacou essa limitação e optou por utilizar o modelo para períodos de tempo em que a atmosfera se encontrasse estável.

As figuras 8 e 9 apresentam a distribuição de frequência de ocorrência das classes de estabilidade atmosférica nos períodos escolhidos para a análise nesse estudo, nos meses de janeiro e maio.

Figura 7: Distribuição das classes de estabilidade de Pasquill no mês de janeiro de 2015.

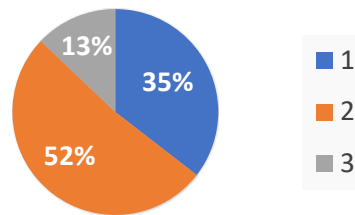
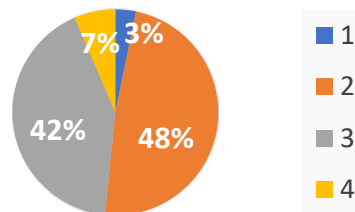


Figura 8: Distribuição das classes de estabilidade de Pasquill para o mês de maio de 2015.

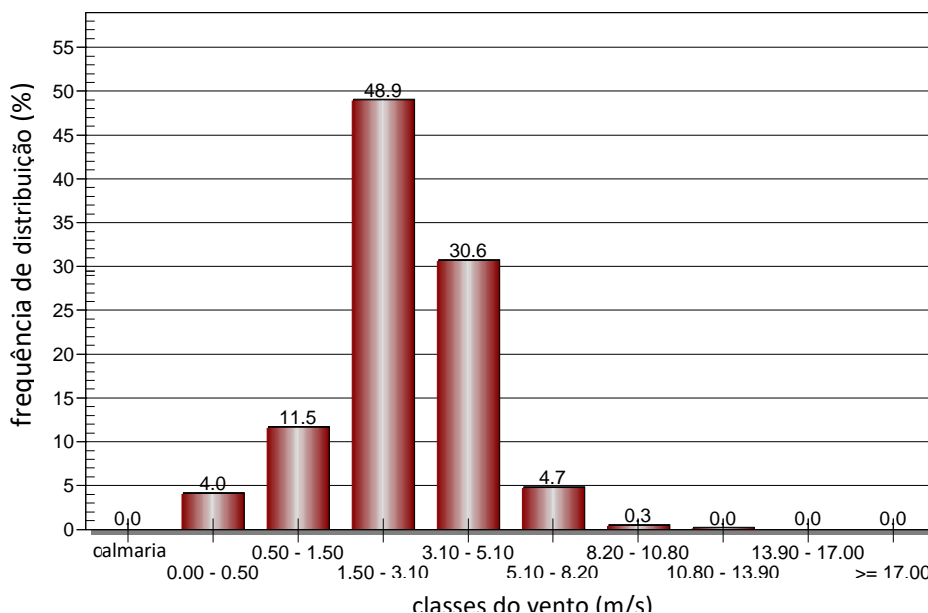


O mês de janeiro possui a predominância de condições de extrema instabilidade (35%) e instabilidade moderada (52%). O restante é classificado como instabilidade fraca, não havendo a ocorrência de outras classes de estabilidade. Já no mês de maio, há menor predominância de condições de alta instabilidade atmosférica, em relação a janeiro. Apenas 3% de condições de extrema instabilidade, 48% de condições de instabilidade moderada, 42% de condições de instabilidade fraca e 7% de condições de estabilidade neutra. Portanto, de acordo com a classificação de Pasquill, a atmosfera na cidade de Juiz de Fora se apresentou com maior instabilidade no mês de janeiro em relação ao mês de maio. As condições meteorológicas de maio se aproximaram de condições mais estáveis, que são as condições que funcionam melhor no modelo e também as que representam os piores cenários para a dispersão atmosférica.

Condições de estabilidade atmosférica são mais frequente nos meses do inverno, sendo este um período marcado pela ocorrência de inversões térmicas, fenômeno que ocorre, por exemplo, devido a perda de calor por radiação durante a noite, proveniente de condições de céu aberto e baixa intensidade de ventos. Sendo assim, o ar próximo à superfície se resfria rapidamente e se torna mais denso que a camada de ar imediatamente acima, inibindo a ascensão das parcelas de ar. Dessa forma, gases e partículas presentes na atmosfera ficam presos entre uma camada quente e uma fria, sendo impedidos de se dispersarem na vertical (DUCHIADE, 1992). A figura 10 apresenta a distribuição de frequência das velocidades dos ventos ao longo de

todo período.

Figura 9: Frequência de distribuição de classes da velocidade dos ventos. Gráfico elaborado com o programa WRPLOT (2015).



Os intervalos de velocidade do gráfico foram determinados segundo a escala de Beaufort. Como se pode observar, a fração majoritária, de 48,9% dos ventos no ano de 2015, se enquadra entre 1,5 e 3,10 m/s, sendo classificados em intensidade como “aragem”. Em seguida, tem-se 30,6% entre 3,10 e 5,10 m/s, o que os classifica como “fracos”. Apenas 4,7% são classificados como “moderados” e 0,3% como “fresco”. Observa-se também uma boa fração de dados abaixo de 1 m/s e, como foi mencionado na metodologia, são valores inválidos para o funcionamento do modelo. A velocidade média dos ventos no mês de janeiro foi de 2,24 m/s enquanto que no mês de maio foi de 2,68 m/s, não havendo uma diferença tão considerável entre a intensidade dos ventos nesses períodos.

Baixas velocidades de vento podem influenciar negativamente na dispersão de poluentes, por ser um parâmetro inversamente proporcional à concentração de poluentes atmosféricos (ZAMBONINI, 2012). Entretanto, uma análise direta entre duas variáveis apenas é uma forma muito simples para tentar descrever o comportamento de um poluente em uma situação que envolve diversas variáveis, sendo a dinâmica atmosférica um sistema complexo.

Santos (2014) realizou uma análise semelhante sobre as características dos ventos entre os anos de 2010 e 2014, para a cidade de Juiz de Fora. A distribuição dos ventos é semelhante à encontrada nesse trabalho, com ventos predominantemente pouco intensos. Portanto, nota-se que

o ano de 2015 não apresentou comportamento atípico em relação à velocidade dos ventos.

5.2 Análise dos resultados obtidos pelo modelo CAL3QHCR para as estimativas de material particulado (MP)

As estimativas de concentrações de material particulado do modelo são as máximas concentrações médias em 24h para cada um dos períodos selecionados para o estudo, representando os piores cenários registrados. As figuras 11, 12 e 13 apresentam distribuição espacial das concentrações de MP na área de estudo e a figura 10 apresenta novamente o posicionamento dos receptores para facilitar a visualização dos resultados.

O primeiro aspecto a ser notado ao observarem-se as figuras é a aparente baixa influência da direção dos ventos na direção das plumas de contaminação nos resultados apresentados. Ressalta-se que os gráficos ilustram o pior cenário de cada período analisado, para cada receptor. Ou seja, apresentam-se as regiões mais vulneráveis e que merecem atenção no que diz respeito à gestão da qualidade do ar. Um exemplo da influência da direção do vento na dispersão é apresentado no Apêndice A, com duas rodadas do modelo para intervalos de tempo bem menores, de apenas 48 horas.

Figura 10: Localizações dos receptores na área de estudo.



Figura 11: Máximas concentrações médias diárias de MP em janeiro de 2015. Na legenda as concentrações em $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

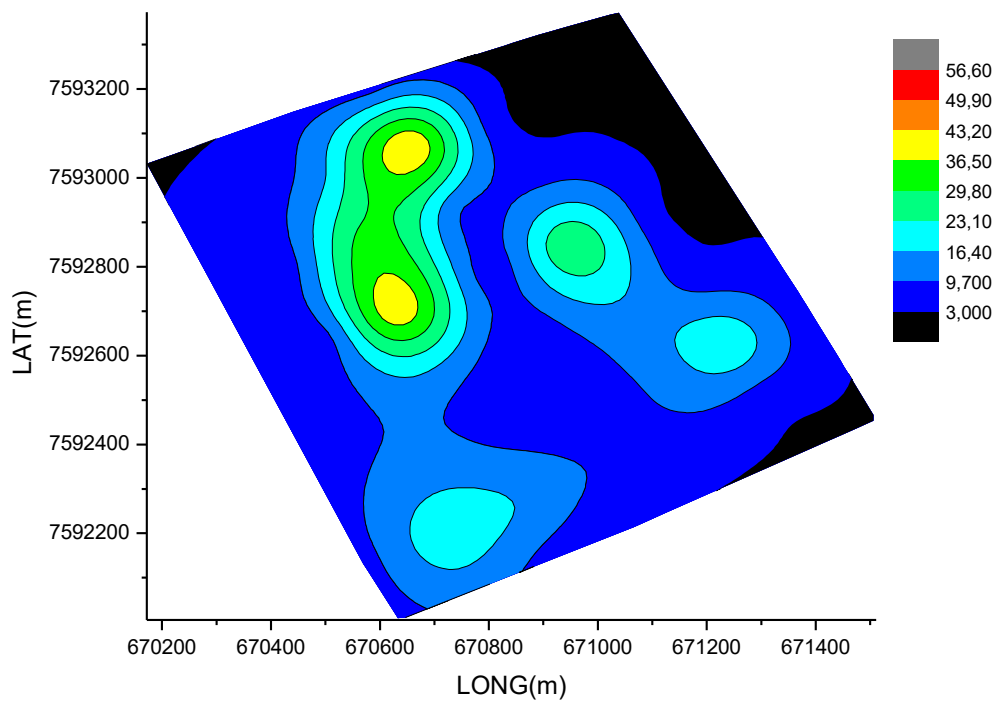


Figura 12: Máximas concentrações médias diárias de MP em maio de 2015. Na legenda as concentrações em $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

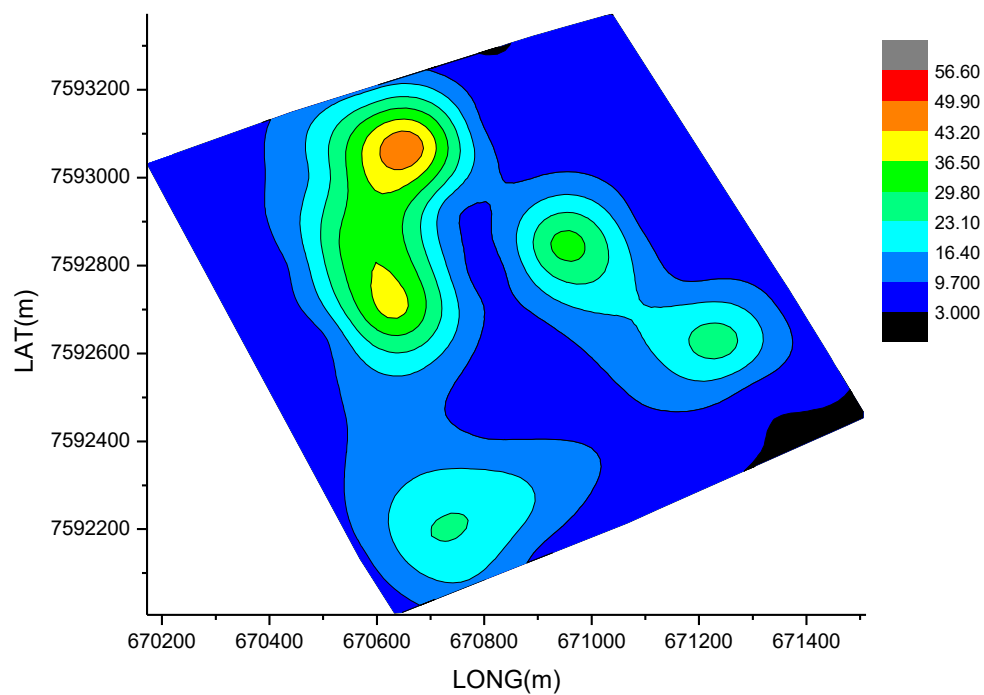
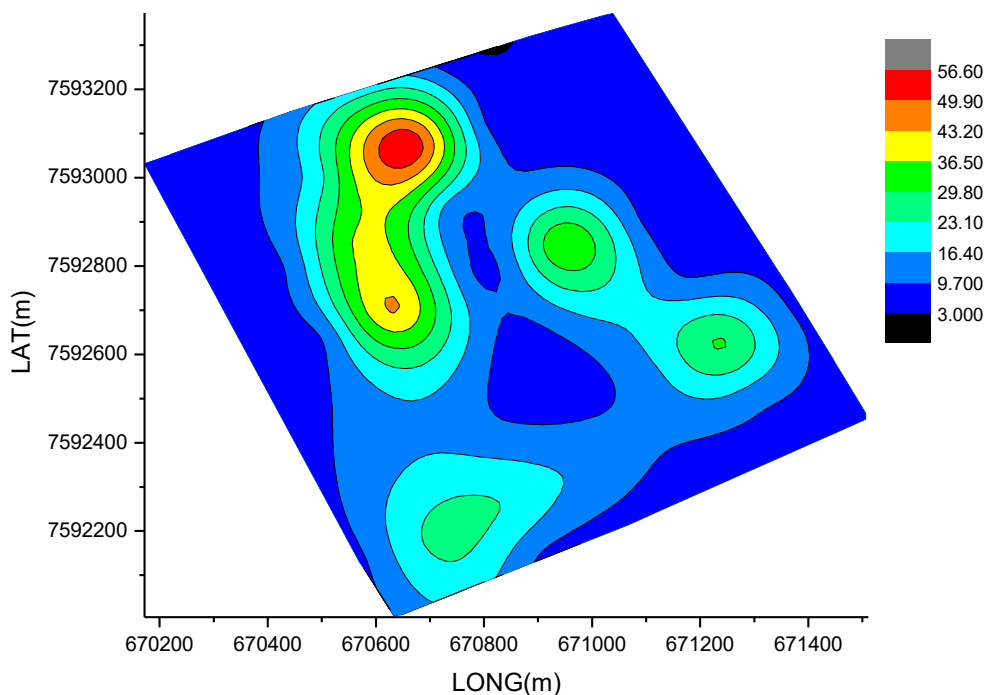


Figura 13: Máximas concentrações médias diárias de MP no ano de 2015. Na legenda as concentrações em $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



No caso do MP, o modelo apresenta as 6 maiores concentrações registradas para o período analisado. O receptor 29, localizado na Getúlio Vargas próximo ao cruzamento com a Barão da Rio Branco, foi o que apresentou as maiores concentrações, sendo que em janeiro foram registradas concentrações de $42,31 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 22, $41,97 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 30, $39,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 3, $38,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 31, $36,22 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 5 e $25,76 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 16. Os receptores 33, 40, 51 e 56 apresentaram máximas concentrações médias de $32,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 24; $41,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 4; $21,43 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 30; e $19,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 8, respectivamente.

No mês de maio, as máximas concentrações médias de MP foram superiores às concentrações encontradas para o mês de janeiro, fato esperado, pois janeiro apresentou uma atmosfera com maior instabilidade, o que implica em melhores condições de dispersão atmosférica na vertical. O maior valor foi registrado no receptor 29, com as seis maiores concentrações sendo $48,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 14, $47,82 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 1º; $46,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 16; $46,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 21; $45,90 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 19; e $45,85 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 6. Os receptores 33, localizado na avenida Rio Branco, próximo à rua Floriano Peixoto; 40, localizado na Barão da Rio Branco próximo ao parque Halfeld; 51, localizado no cruzamento entre Getúlio Vargas e

Itamar Franco; e 56, localizado no cruzamento da Barão da Rio Branco com a Itamar Franco; apresentaram máximas concentrações médias de 35,64 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 23; 39,41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 16; 26,64 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 6; e 23,02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 23, respectivamente.

Com o intuito de encontrar as maiores concentrações médias registradas no período de um ano, para fins de comparação com a resolução CONAMA nº3 de 1990 (BRASIL, 1990), o modelo foi rodado para o ano completo de 2015. As seis maiores concentrações médias de MP encontradas foram de 56,57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 23 de Abril; 54,90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 1º de Dezembro; 54,59 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 29 de Agosto; 53,62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 16 de Novembro; 51,37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 17 de março; e 49,76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no dia 18 de Março.

De acordo com a resolução CONAMA nº3 de 1990, os poluentes atmosféricos possuem um padrão de qualidade primário, exigido em regiões urbanas, e um secundário, exigido em áreas de atmosfera mais preservadas. Como o particulado inalável é extremamente prejudicial à saúde humana, o padrão primário para 24 horas é o mesmo do secundário, 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo que ambos não devem ser excedidos mais de uma vez por ano. Ressalta-se que as partículas inaláveis (diâmetro menor que 10 μm) correspondem ao intervalo de tamanho das concentrações estimadas pelo modelo CAL3QHCR, visto que fontes veiculares emitem partículas extremamente pequenas.

Todos os valores estimados em todos os períodos de estudos ficaram abaixo dos padrões exigidos por lei. Ressalta-se, ainda, que existem mais contribuições de emissões veiculares de outras vias que não foram consideradas neste estudo, já que os valores estimados representam as emissões de uma microrregião inserida no centro urbano de Juiz de Fora.

Tavares (2009), em seu estudo para estimativas de material particulado em Belo Horizonte, comparou os valores estimados com valores observados experimentalmente por estações de monitoramento. Utilizando o “*Fractional Bias*”, um parâmetro recomendado pela EPA para comparações das simulações com valores medidos, que varia de -2 (pior caso possível de subdimensionamento) a 2 (pior caso possível de superdimensionamento), Tavares (2009) encontrou valores entre -1,38 e -1,74 para quatro cenários distintos de configuração de trânsito. Isso representou para as simulações de Belo Horizonte que as concentrações estimadas pelo modelo foram entre 5 a 7 vezes menores que as concentrações observadas.

5.3 Análise dos resultados obtidos pelo modelo CAL3QHCR para as estimativas de monóxido de carbono (CO)

Os resultados apresentados correspondem às máximas concentrações médias de CO a cada 8 horas para os períodos de janeiro e maio de 2015, além do período total do estudo, de 1 ano. O modelo calcula as concentrações médias para todos os dias do ano e gera o resultado dos piores

cenários para cada receptor selecionado. As figuras 15, 16 e 17 apresentam distribuição espacial das concentrações de CO na área de estudo selecionada no centro urbano de Juiz de Fora-MG. A figura 14 apresenta o posicionamento dos receptores para facilitar na visualização dos resultados apresentados nos gráficos seguintes.

Figura 14: localização dos receptores na área de estudo.



Figura 15 : Máximas concentrações médias de CO a cada 8h em janeiro de 2015. Na legenda as concentrações em ppm.

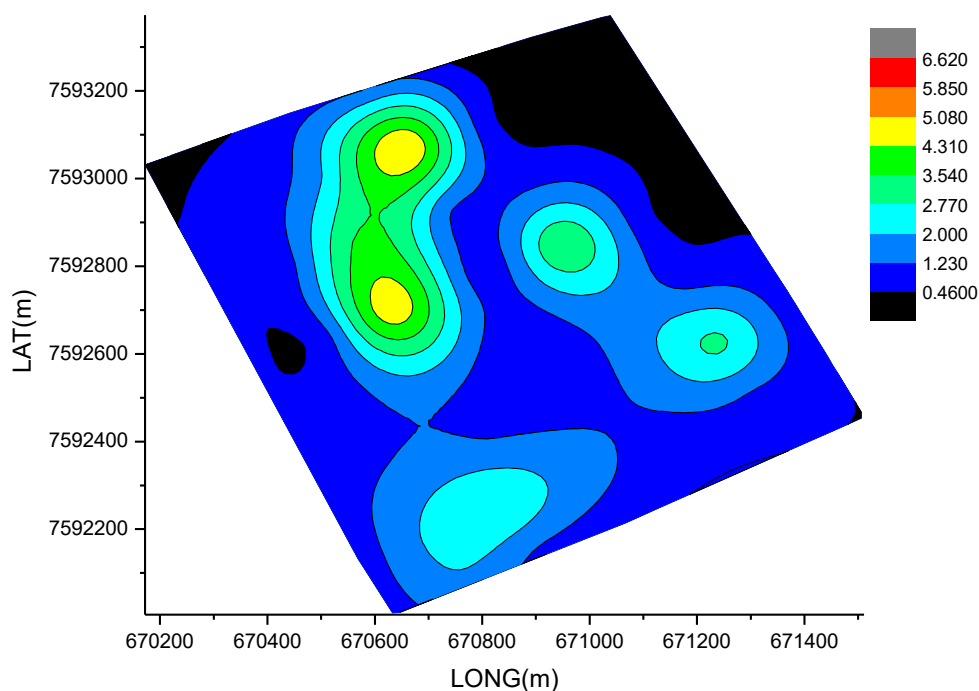


Figura 16: Máximas concentrações médias de CO a cada 8h em maio de 2015. Na legenda as concentrações em ppm.

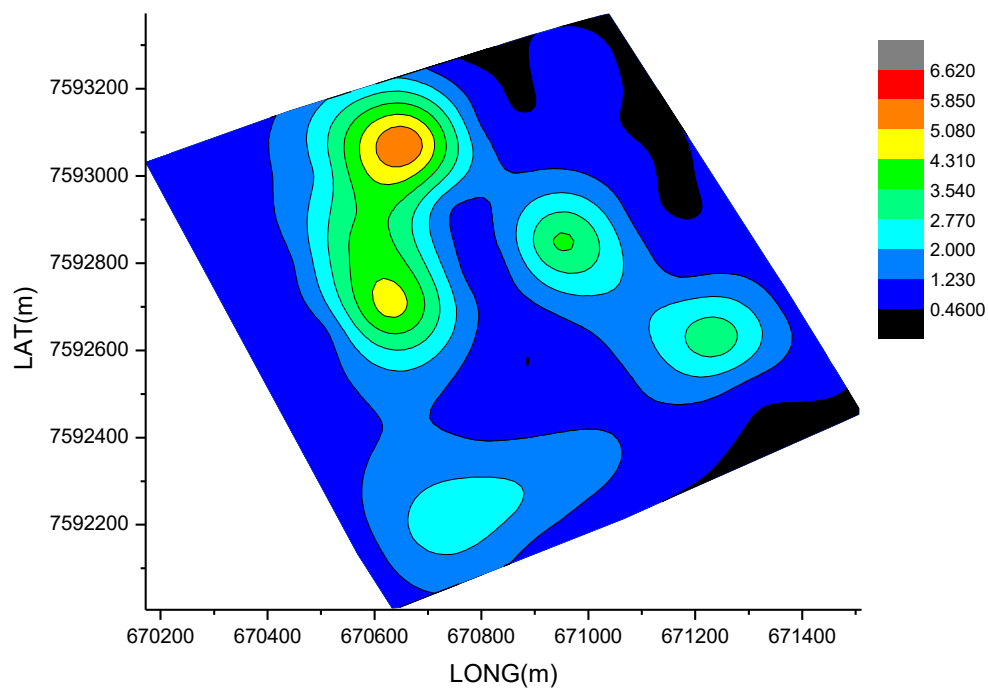
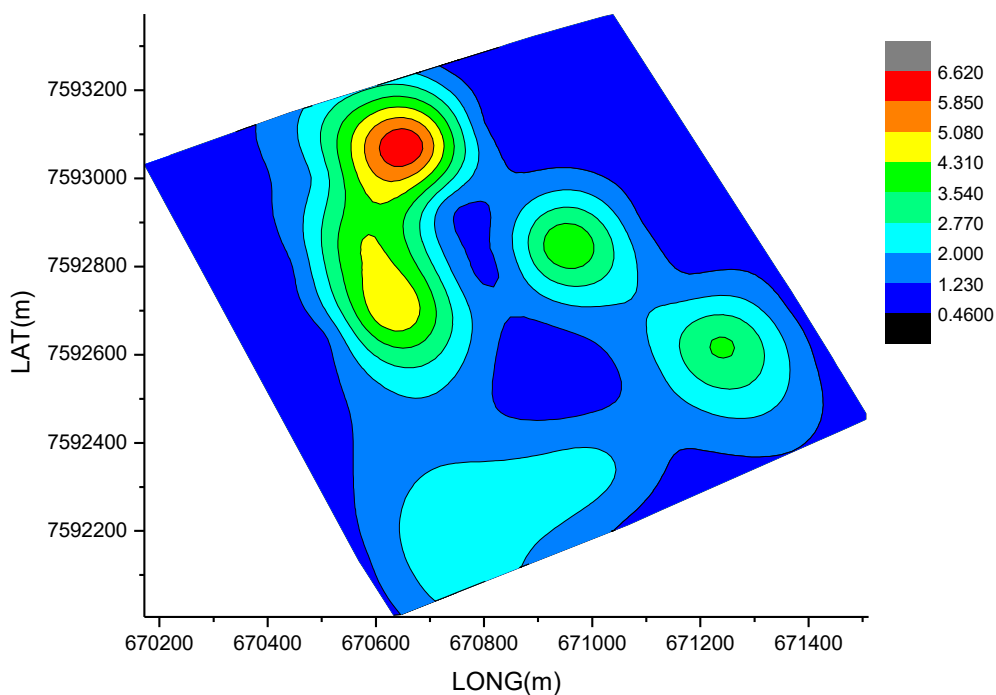


Figura 17: Máximas concentrações médias de CO a cada 8h durante todo o ano de 2015. Na legenda as concentrações em ppm.



Em relação à influência das direções dos ventos, o mesmo que foi mencionado para a análise do MP vale também aqui para a análise do CO. Não se observou diferença significativa entre a direção da pluma de poluentes atmosféricos, visto que a saída do modelo caracteriza o pior cenário do período analisado para cada receptor, o que não necessariamente ocorre em um mesmo dia. Ressalta-se, porém, que as concentrações de CO são mais baixas em janeiro do que em maio. Isso é esperado em função de condições diferentes de estabilidade atmosférica para cada mês, conforme discutido anteriormente.

Tavares (2009), em alguns dos seus cenários de modelagem, também não encontrou interferência significativa na direção dos ventos em análises realizadas num intervalo de tempo maior. Mais estudos futuros utilizando o modelo CAL3QHCR para análises sazonais podem auxiliar na observação da variação da predominância dos ventos ao longo do ano. Boa parte dos estudos atuais focam em validar os valores obtidos.

Com o objetivo de compreender o comportamento da distribuição espacial apresentada nos gráficos, diversos testes de sensibilidade foram realizados e também se encontram no Apêndice A. Constatou-se que vias com mão e contramão, por apresentarem direções de fluxo de emissões de poluentes opostos, interferem nos resultados finais de forma a minimizar as variações na direção dos ventos. Além disso, testes com até 28 receptores exibiram resultados onde nota-se que a influência da direção do vento na dispersão da pluma é mais evidente. A utilização de 56 receptores nesse estudo se deu para se obter o maior refinamento possível da grade, buscando valores de concentrações mais precisos. Estimativas realizadas nos gráficos apresentados acima.

Os receptores que registraram picos de concentração de CO, em janeiro, maio e para todo o ano, são os mesmos receptores que registraram altos valores na análise de MP. Em relação às concentrações encontradas, o período de janeiro apresentou a média máxima no receptor 29, localizado na avenida Getúlio Vargas próximo ao cruzamento com a avenida Rio Branco, de 5,08 ppm de concentração de CO, registrado no dia 30, no horário das 9h. A segunda maior concentração nesse receptor foi de 4,99 ppm no dia 22, no horário de 13h. Outros receptores que apresentaram altas concentrações foram: receptor 40, localizado na avenida Rio Branco próximo à Rua Halfeld, com concentração de 4,87 ppm no dia 4, no horário das 11h; receptor 33, localizado também na avenida Rio Branco, próximo à rua Floriano Peixoto, com concentração de 3,67 ppm no dia 24 no horário das 8h; o receptor 38, localizado na avenida Getúlio Vargas próximo à rua Halfeld, com concentração de 3,50 ppm no dia 30, no horário das 8h; o receptor 51, localizado na avenida Getúlio Vargas próximo ao cruzamento com a avenida Itamar Franco,

com concentração de 2,94 ppm no dia 22 no horário das 10h; e os receptores 54, 55 e 56, localizados no cruzamento entre as avenidas Rio Branco e Itamar Franco, com valores de 1,51, 2,58 e 2,10 ppm respectivamente, ocorridos nos dias 24 no horário entre 7h e 8h para os receptores 55 e 56 e no dia 30 para o receptor 54.

Ao analisarmos os resultados para o mês de maio, observamos que os picos de concentração de CO ocorrem exatamente nos mesmos receptores em que ocorrem os picos de concentração no mês de janeiro. Entretanto, a maior média máxima encontrada foi de 5,83 ppm no receptor 29, no dia 19 de maio no horário das 9h. Para os receptores 33, 38, 40, 51, 54, 55 e 56 as concentrações médias de CO foram de 3,77 ppm no dia 23, no horário das 8h; 3,73 ppm no dia 1º, no horário das 12h; 4,71 ppm no dia 19, no horário das 9h; 3,27 ppm no dia 14, no horário das 9h; 1,56 ppm no dia 14, no horário das 7h; 2,18 ppm no dia 19, no horário das 7h; e 2,26 ppm no dia 23, no horário das 8h.

Os valores máximos registrados estão abaixo dos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº3 de 1990, que estipula o limite máximo de 9 ppm de concentração de monóxido de carbono, na média de 8 horas, não podendo ser ultrapassado mais de uma vez no ano. Entretanto, por se tratar de uma microrregião inserida no centro urbano de Juiz de Fora, sendo que o trecho considerado para estudo são apenas trechos das três principais vias do centro urbano, os resultados podem ser considerados altos. De qualquer forma, assim como o encontrado nos trabalhos de Zambornini (2012), Tavares (2009), Lima *et al.* (2010) e Tippichai *et al.* (2005), o modelo tem a tendência de subestimar as concentrações de CO calculadas, fato comum de ocorrer com esse tipo de modelo. Modelos que superestimam as estimativas são inferiores e evita-se utilizá-los. Zambonini (2012) encontrou valores subdimensionados para simulações de monóxido de carbono com o mesmo modelo em Campinas. Seus valores estimados ficaram de 3 a 5 vezes menores que os valores observados por uma estação de monitoramento da CETESB. Ao fazer uma análise de correlação entre todas as concentrações estimadas e observadas, Zambonini chegou a um fator R^2 igual 0.0358, o que é um valor extremamente baixo e indica fraca correlação entre os dois dados comparados.

Comparando-se os resultados para cada receptor entre os meses de janeiro e maio, nota-se que a concentração de CO é maior no mês de maio, com exceção dos receptores 40 e 55. Em todos os picos observados, para os dois meses, houve a predominância de ocorrência das concentrações máximas no período da manhã, tanto no início do dia quanto no fim da manhã, horários de alto fluxo veicular. Dessa forma, os resultados foram coerentes com o esperado, uma vez que as concentrações de poluentes tendem a ser maiores no período mais frio, no caso o mês de maio.

Com o objetivo de verificar qual foi a máxima concentração média registrado no ano de 2015, período máximo permitido pelo modelo, rodou-se o modelo com a base meteorológica completa de 2015. A máxima concentração média encontrada foi de 6,62 ppm no dia 1º de Dezembro no horário das 16h. Os picos de concentração anuais ocorrem nos mesmos receptores encontrados para os meses de janeiro e maio.

A distribuição espacial das emissões veiculares não apresentou diferenças entre os períodos estudados, como citado mais acima. Entretanto, pela análise dos gráficos, é possível identificar as vias mais prejudicadas. Observa-se que as avenidas Rio Branco e Getúlio Vargas apresentaram concentrações de CO maiores em relação à avenida Itamar Franco, não só nos cruzamentos, mas também em diversos trechos incluídos nas avenidas. Os resultados na avenida Itamar Franco apenas apontaram concentrações maiores nos cruzamentos com as outras duas avenidas citadas.

Portanto, pela região modelada, os resultados encontrados estão bem próximos ao limite exigido pela legislação vigente, porém nenhum dos resultados está fora do permitido. Vale ressaltar que esses valores não foram validados pela falta de equipamento de monitoramento da poluição atmosférica, portanto é preciso ter cautela com afirmações sobre as concentrações de poluentes calculadas nesse estudo, que devem servir como uma referência para uma análise qualitativa.

CONCLUSÕES

O modelo CAL3QHCR apresentou de forma geral resultados esperados de acordo com a literatura. Os resultados para os materiais particulados apresentaram resultados semelhantes aos de monóxido de carbono em relação ao comportamento da dispersão da pluma dos contaminantes. Os resultados das concentrações de material particulado inaláveis apresentaram valores abaixo daqueles exigidos pela norma, o que indica que o material particulado pode apresentar menor risco para a qualidade do ar em relação ao monóxido de carbono. Entretanto, os resultados da literatura sugerem que estes resultados possam estar subdimensionados, o que não foi possível de validar neste estudo devido à ausência de monitoramento na cidade.

Considerando as concentrações encontradas, principalmente para o monóxido de carbono, mais próximas aos limites de qualidade do ar recomendados, e por este estudo abranger uma microrregião, destaca-se a necessidade de estudos de poluição atmosféricas mais detalhados, assim como da instalação de equipamentos de monitoramento de poluentes

atmosféricos. As concentrações de monóxido de carbono e de material particulado podem ser maiores do que as estimadas neste estudo e, portanto, a qualidade do ar do centro urbano da cidade de Juiz de Fora-MG pode estar pior do que o apresentado aqui, podendo inclusive estar fora dos padrões de qualidade exigidos por lei.

O fator de emissão é um parâmetro que precisa ser melhor estudado para cada região específica, pois a base para os valores utilizados, tanto para CO quanto para MP, foi o relatório da CETESB para a frota de veículos no Estado de São Paulo. Portanto, as taxas de emissão desse trabalho podem não ser fiéis às características da frota da cidade de Juiz de Fora/MG. Dessa forma, inventários de emissões para a cidade precisam ser feitos para que o tipo de estudo realizado nesse trabalho apresente melhor precisão nos resultados. Vale ressaltar que os trabalhos da literatura que utilizaram o mesmo modelo utilizado aqui, em sua maioria também se basearam no mesmo relatório da CETESB, o que mostra que há uma carência nesse tipo de estudo.

O uso de modelos matemáticos é recomendável para estudos dessa natureza, como foi comentado anteriormente. Além do CAL3QHCR, outros modelos que foram citados na metodologia, ainda são poucos explorados em estudos de dispersão de poluentes. O uso de vários modelos para situações semelhantes é importante para determinar quais são os melhores a serem utilizados para cada situação. A depender das características do tráfego ou do relevo da área de estudo, por exemplo, alguns modelos podem apresentar vantagens em relação a outros. Portanto, por mais que o uso do modelo CAL3QHCR tenha sido adotado neste estudo, há de se considerar a utilização de outros modelos para estudos mais detalhados na mesma região para efeito de comparação.

Este trabalho optou por analisar a região central urbana da cidade de Juiz de Fora/MG, por ser a área com maior fluxo de veículos e conseqüentemente produzir mais emissões de poluentes atmosféricos. Entretanto, existem áreas não centralizadas na cidade e que também apresentam vias com alto fluxo de veículos, próximas a áreas onde se encontram a população de risco, como hospitais, UPA's, escolas, praças, etc. É importante que estudos da qualidade do ar nesses locais também sejam realizados, mesmo que não representem zonas de alta densidade urbana.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARAÚJO, C. M. A; FERREIRA, C. C. M. **Áreas Verdes Públicas em Juiz de Fora-MG: uma análise do estado de arte atual.** Geo UERJ. Rio de Janeiro - Ano 16, nº. 25, v.2, pp.250-275, 2014.
- BRAGA, A; BOHM, G. M; PEREIRA, L. A. A; SALDIVA, P. **Poluição atmosférica e saúde humana.** REVISTA USP, São Paulo, n.51, p. 58-71, 2001.
- BRAGA, A. L. F; PEREIRA, L. A. A; PROCÓPIO, M; ANDRÉ, P. F.; SALDIVA, P. H. N. **Associação ente poluição atmosférica e doenças respiratórias e cardiovasculares na cidade de Itabira, Minas Gerais, Brasil.** Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, 23 Sup 4:S570-S578, 2007.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 003, de 28 de junho de 1990. **Diário Oficial República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 28 de jun de 1990.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo – 2014.** Disponível em <<http://ar.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-relatorios/>>. Acessado em: 18 jun. de 2016.
- COSTA, R. G. S; COLESANTI, M. M. **A contribuição da percepção ambiental nos estudos das áreas verdes.** RA E GA 22 p. 238-251, 2011.
- COSTA, R. G. S; FERREIRA, C. C. M. **Análise do índice de áreas verdes (IAV) na área central da cidade de Juiz de Fora, MG.** REVSBAU, Piracicaba – SP, v.4, n.1, p.39-57, 2009.
- COSTA, R. G. S; FERREIRA, C. C. M. **Estudo da influência da vegetação urbana e a dinâmica atmosférica local nas taxas de poluição do ar na região central da cidade de Juiz de Fora/MG.** Universidade Federal de Juiz de Fora/MG. Juiz de Fora/MG. 2010.
- DUCHIADE, M. P. **Air Pollution and Respiratory Diseases: A Review.** Cad. Saúde Públ., Rio de Janeiro, 8 (3): 311-330, jul/set, 1992.
- DENATRAN - DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO. **Frotas de 2002 a 2015.** Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/frota.htm>>. Acesso em: 15 mai. 2017.
- EPA - U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **User's Guide to CAL3QHC version 2.0: a modeling methodology for predicting pollutant concentrations near roadways intersections.** Office of air quality, planning and standards, nov. 1992. Disponível em: <http://www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm>. Acesso em: 28 jun. 2016.
- ESRI. Project for ArcGIS 10.2.1. 2014.
- FEITOSA, S. M. R; GOMES, J. M, A; NETO, J. M, M; ANDRADE, C. S. P. **Consequências da urbanização na vegetação e na temperatura da superfície de Teresina – Piauí.** REVSBAU, Piracicaba – SP, v.6, n.2, p.58-75, 2011.
- FERREIRA, C. C. M; BATISTA, G. M. F; VIANNA, Y. C. G. **Variações ou tendências climáticas: um estudo com as séries de temperatura do ar para a cidade de Juiz de Fora-MG.** *Revista de Ciências Humanas*, Viçosa, v. 15, n. 2, p. 414-433, jul./dez. 2015.
- GERVÁSIO, M. F; OLIVEIRA, V. M; CASTANON, J. A. B. **Mobilidade urbana e tráfego interno so a influência das novas edificações do campus UFJF.** XIV ENTAC - Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído - Juiz de Fora, 2012.
- HCM (HIGHWAY CAPACITY MANUAL) – Transportation Research Board, National research Council. Estados Unidos da América, 2000. Disponível em: <<http://www.trb.org/Main/Blurbs/175169.aspx>>

- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades: Juiz de Fora – Minas Gerais.**
Disponível em: <<http://cod.ibge.gov.br/234B9>>. Acessado em: 20 abril. 2017.
- INEA – Instituto Estadual de Ambiente – Rio de Janeiro (RJ). **O Estado do Ambiente: Indicadores Ambientais do Rio de Janeiro.** Bastos, J. & Napoleão, P. (orgs.). Rio de Janeiro: SEA, INEA. 160p. 2011.
- INMET- Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados meteorológicos, estações automáticas.**
Disponível em:
<http://www.inmet.gov.br/sonabra/pg_dspDadosCodigo_sim.php?QTUxOA==>.
Acessado em: 20 de abril. 2017.
- JASINSKI, R; PEREIRA, L. A. A; BRAGA, A. L. F. **Poluição atmosférica e internações hospitalares por doenças respiratórias em crianças e adolescentes em Cubatão, São Paulo, Brasil, entre 1997 e 2004.** Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, 27(11):2242-2252, nov, 2011.
- LIMA, E. P.; DEMARCHI, S. H.; GIMENES, M. L. **Uso do modelo de dispersão CAL3QHC na estimação da dispersão de CO na região central de Maringá, Estado do Paraná.** Acta Scientiarum Technology, Maringá, v. 32, n. 3, p. 261 – 269, 2010.
- MARTINS, E. M; FORTES, J, D, N; LESSA, R. A. **Modelagem de dispersão de poluentes atmosféricos: avaliação de modelos de dispersão de poluentes emitidos por veículos.** Revista Internacional de Ciências · v.5 - n.1 · jan./jun. 2015.
- NEMALAPURI, V. K. **Impact of traffic operations on carbon monoxide emissions analysis.** 2010. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – School of Advanced Structures, College of Engineering and Applied Science, University of Cincinnati, Cincinnati, 2010. Disponível em: <<http://etd.ohiolink.edu/view.cgi/Nemalapuri%20Vijay%20Krishna.pdf?ucin1282322424>>. Acesso em: 20 mai. 2017.
- ORIGINLAB. Project for OriginPro 8. 2015.
- SANTOS, C. L. **Fluxo de saturação de interseções complexas controladas por semáforos.** Dissertação de pós-graduação em ciências em engenharia de transportes. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.
- SANTOS, J. J. S; MIRANDA, T, L, G; SERTA, R. G; LIPSKI, B; SILVA, K, C, C; MACEDO, V. **Modelagem da dispersão de poluentes de origem móvel (veicular) em Curitiba e a ocorrência de bromélias em cabos de rede elétrica.** Blucher Engineering Proceedings Agosto de 2014, Número 2, Volume 1.
- SANTOS, M. G. B. **Avaliação da direção preferencial da dispersão de poluentes para diferentes estações do ano na área industrial de Juiz de Fora-MG.** Trabalho final do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Faculdade de Engenharia, Juiz de Fora, 2016.
- SETTRRA-JF – Secretaria de transporte e trânsito de Juiz de Fora-MG. 2017.
- TAVARES, F. V. F. **Estudo do processo de dispersão de emissões veiculares em uma microrregião de Belo Horizonte utilizando simulação numérica.** 2009. 132 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais) – Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Belo Horizonte, 2009.
- TIPPICHAJ, A.; KLUNGBOONKRONG, P.; PAN-ARAM, R; WONGWISES, P. **Prediction of CO concentrations from road traffic at signalized intersections using CAL3QHC model:**

the Khon Kaen case study. Songklanakarin J. Sci. Technol., v.27, n.6, p.1285-1298, dec. 2005.

WRPLOT. WRPLOT View – Freeware Wind Rose Plots. 2011. Disponível em:<<http://www.weblakes.com/products/wrplot/>>. Acessado em: 20 abril. 2017.

KHO, F. W. L.; LAW, P. L.; IBRAHIM, S. H.; SENTIAN, J. Carbon monoxide levels along roadway. International Journal of Environmental Science and Technology, Teerã, v.4, n.1, p. 27-34. 2007.

ZAMBONINI, F. Estimativa das emissões de monóxido de carbono por veículos automotivos na cidade de Campinas/SP utilizando o modelo CAL3QHCR. Trabalho de formatura em Engenharia Ambiental. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Instituto de Geociências e ciências exatas. Rio Claro, São Paulo, 2012.

APÊNDICE A – TESTE DE SENSIBILIDADE DO MODELO CAL3QHCR

Com o objetivo de compreender os resultados das concentrações encontradas pelo modelo CAL3QHCR, particularmente no que diz respeito à influência da direção do vento na dispersão da pluma de poluentes, realizou-se um teste de sensibilidade. Foram estimadas as concentrações diárias do MP, para dois períodos do ano com condições bem distintas de direção de vento, em um curto período de tempo (48 horas).

A figura A1 apresenta a distribuição espacial das máximas concentrações médias diárias de material particulado para os dias 10 e 11 de janeiro e 14 e 15 de maio de 2015. A escolha desses dias se deu através da análise da direção predominante do vento, mostrada na figura A2. A direção predominante do vento nos dias 10 e 11 de janeiro, como observado na figura A2, é majoritariamente de nordeste. A distribuição espacial da concentração do MP apresentou valores praticamente nulos na região nordeste da área de estudo, estando a pluma deslocada para a região inferior da área, nas direções sudoeste e oeste. Já nos dias 23 e 24 de maio a predominância dos ventos é na direção sudeste. Observa-se que a pluma de MP se desloca para a direção noroeste, na parte superior da área de estudo, o que é esperado de acordo com o padrão do vento nesses dias.

Ao analisar-se resultados de períodos mais longos não se percebe a dispersão da pluma seguindo um padrão de direção predominante do vento, visto que o modelo apresenta o pior cenário para cada receptor, mesmo tendo este acontecido em dias diferentes. Assim, esse teste de sensibilidade mostra que o programa não negligencia as direções do vento, e que essas não aparecem de forma tão significativa nos resultados por se tratar de análises de períodos mais longos. Por esse motivo, uma comparação de períodos curtos e com poucas variações da direção do vento ao longo de cada dia apresenta com mais clareza a relação direta da direção dos ventos na dispersão dos poluentes atmosféricos.

Figura A1: Máximas concentrações médias diárias de MP nos dias (a) 10 e 11 de Janeiro e (b) 14 e 15 de maio de 2015.

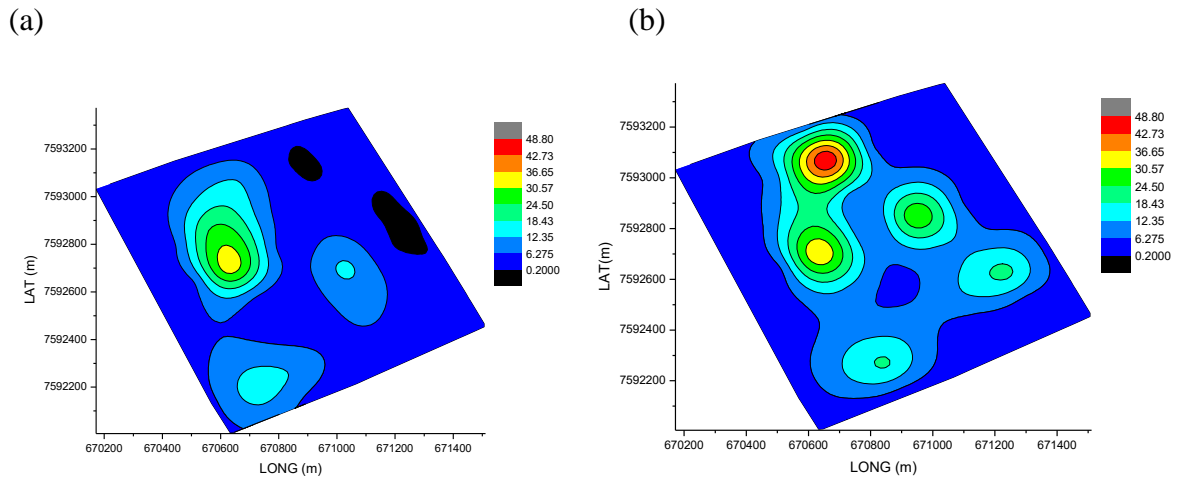


Figura A2: Rosa dos ventos para os dias (a) 10 e 11 de Janeiro e (b) 14 e 15 de maio. Gráfico obtido pelo WRPLOT.

