

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO – USP
INSTITUTO DE ASTRONOMIA, GEOFÍSICA E CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS

ESTUDO DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO MATERIAL PARTICULADO FINO
(MP_{2,5}) EM PORTO ALEGRE E BELO HORIZONTE

Dissertação de Mestrado

DÉBORA RUIZ BRUM
ORIENTADOR: PROF^a. DR^a. ADALGIZA FORNARO

São Paulo
Agosto 2010

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

DÉBORA RUIZ BRUM

ESTUDO DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO MATERIAL PARTICULADO FINO
(MP_{2,5}) EM PORTO ALEGRE E BELO HORIZONTE

Dissertação apresentada ao Departamento de Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Atmosféricas.

Área de concentração: Meteorologia
Orientadora: Profa. Dra. Adalgiza Fornaro

São Paulo
Agosto 2010

*Aos meus queridos pais,
Carpes e Rosane*

Agradecimentos

A Deus em primeiro lugar, por ter me dado condições de desenvolver este trabalho. Aos meus pais, pelo carinho e incentivo constante, o que foi essencial e não permitiu meu esmorecimento durante todo este processo. Ao Cláudio pela paciência, compreensão e o apoio na execução final desta tarefa e ao Davi pelas longas tardes de sono, que permitiram a finalização deste trabalho.

Em especial, à Professora Adalgiza Fornaro, pela orientação, paciência e principalmente pelo apoio e confiança ao longo destes anos, o que foi primordial para o desenvolvimento e conclusão deste trabalho.

A todos os professores e funcionário do Departamento de Ciências Atmosféricas - IAG/USP, pela disponibilidade e ajuda sempre que solicitados por mim.

Às queridas amigas Rosana e Regina, responsáveis pelas análises realizadas no LAPAt, pela amizade, carinho e essencial ajuda no desenvolvimento deste trabalho.

Às grandes amigas, Vanessa e Carol, que sempre estiveram me dando força nos momentos mais difíceis e pela agradável companhia nos momentos alegres. Em especial, a Vanessa, pela paciência e ajuda na correção de relatórios, monografia e alguns capítulos deste trabalho.

Aos meus grandes amigos do Sul, Ivan, Felipe, Pinheirinho (Luiz Fernando), pelo companheirismo nas horas de descontrações e pelo carinho nas horas tristes longe de casa. Em especial, ao Diego, pela paciência em muitos momentos de estresse e pela amizade que foi muito importante durante a estadia em São Paulo.

Aos meus companheiros e amigos de pensão, Carmen e Maicon, Pá e Olavo, pelos grandes momentos que vivenciamos juntos.

Aos meteorologistas, Éliton do CPPMet de Pelotas, e o Flávio Wiegand da FEPAM pela ajuda com dúvidas relacionada a meteorologia.

À CAPES pelo apoio financeiro (bolsa), sem o qual este trabalho não teria sido realizado.

Ao Prof. Dr. Paulo Saldiva (FM/USP), coordenador do projeto “AVALIAÇÃO AMBIENTAL, SAÚDE E SÓCIO-ECONÔMICA DO PROCONVE EM 6 REGIÕES METROPOLITANAS”,

financiado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Fundação Hewlett, que possibilitou toda a infra-estrutura para a realização das amostragens.

A todos que, contribuíram direta ou indiretamente, para o desenvolvimento e conclusão deste trabalho.

Sumário

Resumo	7
Abstract	8
1. Introdução	9
2. Revisão Bibliográfica	10
2.1 Breve Histórico da Poluição do Ar	10
2.2 Aerossol Atmosférico	12
2.2.1 Propriedades Físicas do Aerossol	13
2.2.2 Composição Química do Aerossol	15
2.3 Padrões de Qualidade do Ar	16
2.4 Efeitos do Material Particulado na Saúde	17
2.5 Efeitos do Material Particulado no Clima	18
2.6 A Influência de Fatores Meteorológicos nos Níveis de Poluição	19
3. Caracterização das Regiões de Estudo	20
3.1 Região Metropolitana de Porto Alegre - RMPA	20
3.1.1 Características Climatológicas da RMPA – Rio Grande do Sul	24
3.1.2 Rede de Monitoramento da Qualidade do Ar	25
3.2 Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH	26
3.2.1 Características Climatológicas da RMBH – Minas Gerais	31
3.2.2 Rede de Monitoramento da Qualidade do Ar	32
4. Metodologia	33
4.1 Locais de Amostragem	33
4.3 Métodos Analíticos	35
4.3.1 Gravimetria - Massa	35
4.3.2 Refletância - Black Carbon	36
4.3.3 Florescência de Raios- X por Dispersão de Energia – Análise Elementar	37
4.3.4 Cromatografia de Íons - Cátions e Ânions Solúveis	38
4.4 Índice de Fisher	39
4.5 Dados Meteorológicos	40
5. Resultados e Discussões	40
5.1 Comportamento Médio de Acordo com o Dia da semana	53
5.2 Variabilidade sazonal	55
5.3 Análise dos Resultados da Composição Elementar	57
5.4 Variabilidade Temporal das Concentrações Elementares	62
5.5 Análise dos Resultados da Composição Iônica	66
6. Considerações Finais	69
7. Sugestões Para Trabalhos Futuros	71
8. Referências Bibliográficas	72

Resumo

O material particulado fino ($MP_{2,5}$) tem sido considerado um dos poluentes atmosféricos mais agressivos à saúde humana, principalmente para crianças e idosos. A presente dissertação foi desenvolvida no âmbito do projeto com característica multidisciplinar “AVALIAÇÃO AMBIENTAL, SAÚDE E SÓCIO-ECONÔMICA DO PROCONVE EM 6 REGIÕES METROPOLITANAS”. O trabalho aqui apresentado estudou a influência de fontes de emissões locais e condições meteorológicas nas concentrações de massa, Black Carbon (BC) e composição elementar e iônica do $MP_{2,5}$ de duas regiões Metropolitanas: Belo Horizonte (15/05/2007 a 28/07/2008) e Porto Alegre (02/06/2007 a 31/08/2008). Apesar das duas cidades apresentarem características do ponto de amostragem muito semelhantes (região central com intenso tráfego de ônibus e veículos leves), as condições meteorológicas foram bastante distintas entre si, com chuvas igualmente distribuídas ao longo do ano em Porto Alegre, enquanto que em Belo Horizonte observou-se período chuvoso de outubro a março. A concentração média de massa de $MP_{2,5}$ em Belo Horizonte foi de $14,9 \pm 7,74$ e em Porto Alegre de $14,6 \pm 13,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, para o *Black Carbon* foi de $4,68 \pm 3,41$ e $4,07 \pm 4,55 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, respectivamente. Nas duas regiões verificou-se máximos de concentrações de $MP_{2,5}$ e *Black Carbon* associados a períodos de ausência de precipitação de até mais de 20 dias em Belo Horizonte e a ocorrência de inversões térmicas abaixo de 500 m em Porto Alegre. Comparando-se os resultados nas duas capitais, as concentrações de SO_4^{2-} e NH_4^+ foram praticamente iguais, enquanto que os íons Na^+ e Cl^- apresentaram concentrações mais altas em Porto Alegre, devido maior proximidade com o Oceano Atlântico. Porém, em relação aos elementos em Belo Horizonte destacaram-se Mn, Si, Fe e Ca, associados à presença de intensa atividade de mineração nas proximidades desta capital.

Abstract

The fine particle material ($PM_{2.5}$) has been considered one of the most aggressive atmospheric pollutants to the human health, mostly children and senior citizens. The present dissertation was developed in the scope of the multidisciplinary project "AVALIAÇÃO AMBIENTAL, SAÚDE E SÓCIO-ECONÔMICA DO PROCONVE EM 6 REGIÕES METROPOLITANAS", focusing the local sources and meteorological influences on the $PM_{2.5}$ mass and Black Carbon (BC) concentrations, elemental and ionic composition in the two metropolitan regions: Belo Horizonte (05/15/2007 to 07/28/2008) and Porto Alegre (06/02/2007 to 08/31/2008). Despite the fact that these two cities presented very similar sampling point characteristics, buses and light vehicles intense traffic in the downtown area, the meteorological conditions were very different from each other. Porto Alegre presented yearly rainfalls equally distributed, while Belo Horizonte showed rainy periods from October to March. The average mass and BC concentrations were 14.9 ± 7.7 and $4.68 \pm 3.41 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, respectively in Belo Horizonte and 14.6 ± 13.2 and $4.07 \pm 4.55 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ in Porto Alegre. The maximum $PM_{2.5}$ and BC concentrations were observed after some days without rain events in Belo Horizonte, and during lower (500m) boundary layer situations in Porto Alegre. The similar SO_4^{2-} and NH_4^+ concentrations were observed in both regions, while Na^+ and Cl^- showed higher levels in Porto Alegre, since it is closer to the Atlantic Ocean. On the other hands, in Belo Horizonte the Mn, Si, Fe and Ca concentrations were higher due to the mining activities nearby.

1 Introdução

Acredita-se que o ar limpo seja um requisito básico da saúde e bem estar dos seres humanos. No entanto, sua contaminação segue representando uma ameaça importante a saúde no mundo todo (WHO, 2005). O impacto sobre o meio ambiente e os efeitos negativos sobre a saúde humana devido à má qualidade do ar, tem sido foco principal de programas de regulamentações ambientais.

Nas últimas décadas, os esforços para controlar a poluição do ar têm atingido alguns efeitos positivos. No entanto, a poluição atmosférica continua a ser um grande problema, e controles mais rígidos de emissão estão sendo executada por muitos governos. Recentemente, partículas atmosféricas têm recebido atenção especial, visto que equipamentos utilizados em muitos tipos de indústrias às vezes não controlam eficazmente partículas muito finas. Além disso, há a contribuição das emissões de partículas emitidas por queima de combustíveis por veículos a diesel ou mesmo gasolina.

O monitoramento da qualidade do ar é um mecanismo terminante nas políticas de controle ambiental, devido ao fato de permitir a determinação do nível de concentração de poluentes no ar e, conseqüentemente, viabilizar o acompanhamento sistemático da qualidade do ar de determinada região, fornecendo subsídios para a avaliação e implantação de estratégias de controle (DAMILANO, 2006).

Durante as décadas de 80 e 90, o governo brasileiro, preocupado com a ocorrência de episódios de poluição do ar, decretou programas e leis que controlavam tanto os limites de concentração e de emissão de gases poluentes quanto estabelecia metas para o controle de emissões no futuro. Dentre estes, pode-se destacar o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE, criado pelo CONAMA em 1986, e a Resolução CONAMA 03/90, que estabeleceu padrões de qualidade do ar para diversos poluentes atmosféricos (CETESB, 2007).

Baseado na experiência internacional dos países desenvolvidos, o PROCONVE exige que os veículos e motores novos atendam a limites máximos de emissão, em ensaios padronizados e com combustíveis de referência. De maneira simplificada, o programa foi desenvolvido com a aplicação de tecnologias e sistemas que otimizassem o funcionamento dos motores para proporcionar uma queima perfeita de combustível e conseqüente redução das emissões, bem como do consumo de combustível. Em 16 anos, a emissão média de monóxido de carbono (CO) por veículo leve, que era de 54 g/km, foi reduzida a 0,4 g/km (CETESB, 2007). O significativo aumento da frota de veículos automotores, no Brasil, fez

com que estes resultados se tornassem ainda mais expressivos sobre a poluição atmosférica em grandes centros urbanos.

Apesar da legislação ambiental vigente e de programas de controle da qualidade do ar no Brasil, ainda é alta a concentração de gases tóxicos e material particulado nos grandes centros urbanos, entre os quais as regiões metropolitanas de Porto Alegre e Belo Horizonte (LANDMANN, 2004).

Recentes estudos epidemiológicos têm estabelecido uma associação entre as concentrações de partículas atmosféricas e efeitos adversos a saúde humana (DOCKERY et al., 1993; KELSALL et al., 1997; PAGANO et al., 1998). De acordo com SALDIVA (1994), partículas finas apresentam uma característica importante que é a de transportar gases adsorvidos em sua superfície até as porções mais distais das vias aéreas, onde ocorrem as trocas de gases no pulmão. Além disto, os aerossóis interferem nas propriedades radiativas da atmosfera, podendo atuar como núcleos de condensação de nuvens o que pode alterar as condições climáticas locais (MARTINS, 1999; ANDRADE E DIAS, 1999).

Visto que o desenvolvimento urbano e industrial tem atingido cada vez mais outras regiões do Brasil, além dos grandes centros como São Paulo e Rio de Janeiro, este trabalho tem como objetivo avaliar efeitos locais e das condições meteorológicas na variabilidade da concentração em massa e composição química do material particulado (MP_{2,5}) coletado em duas outras importantes regiões metropolitanas brasileiras: Belo Horizonte e Porto Alegre.

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Breve Histórico da Poluição do Ar

Embora a poluição do ar esteja intimamente relacionada ao processo de urbanização e industrialização, ela não é apenas um problema atual. Provavelmente começou com a descoberta do fogo e sua utilização pelo homem, para cozinhar seus alimentos, aquecer-se e proteger-se de animais selvagens. Com o desmatamento e a urbanização houve uma diminuição significativa da madeira, o que provocou a descoberta do potencial energético do carvão (CARVALHO, 2006; VIERA, 2009).

A utilização do carvão nas principais atividades econômicas, no começo da era cristã, deu início aos problemas de poluição do ar para as comunidades e para a vizinhança destas atividades. As primeiras reclamações que se tem registro datam de 351 a.C., feitas pelo filósofo grego Theophrastos, que se referia à queima de combustíveis fósseis, cujo cheiro era incômodo e desagradável. O poeta Horácio, em 65 a.C., comenta o

enegrecimento dos templos pela fumaça da queima de combustíveis. O filósofo romano Sêneca, no ano 61, também relatava o mal estar que o ar pesado de Roma lhe causava (STERN, 1984)

No reinado de Eduardo I (1272-1307), devido às reclamações por parte da nobreza, o Parlamento Britânico proibiu o uso do carvão em Londres quando o rei estivesse na cidade. Uma pessoa foi executada, no Reinado de Eduardo II, por violar este decreto e poluir o ar com odores pestilentos devido à queima de carvão. Nos reinados de Ricardo III (1377-1399), e mais tarde, no de Henrique IV (1413-1422) a Inglaterra tentou regulamentar e restringir o uso do carvão. Porém, a falta de alternativas econômicas para substituir o carvão permitiu que este continuasse a ser utilizado em Londres e em toda Grã-Bretanha (VIEIRA, 2009)

Com o desenvolvimento industrial, o uso do carvão como combustível continuou aumentando mesmo com a manifestação de populares contra a fumaça produzida destas atividades. Pouco foi feito para controlar a queima de carvão com o passar do tempo, e a ocorrência de graves episódios de contaminação atmosférica na primeira metade do século XX contribuíram para estabelecer a poluição do ar como uma ameaça real à saúde pública (VIEIRA, 2009; CARVALHO, 2004).

De acordo com STERN (1984), um dos primeiros episódios de poluição atmosférica de que se tem registro ocorreu no vale industrial de Meuse Valley na Bélgica, quando condições meteorológicas desfavoráveis, tais como ausência de ventos e de precipitação, impediram a dispersão de poluentes. Uma intensa névoa de poluição perdurou durante os primeiros cinco dias de dezembro de 1930, ocasionando um aumento no número de doenças respiratórias e a morte de cerca de 60 pessoas.

Outro episódio semelhante ocorreu em 1948, em Donora, na Pensilvânia (EUA). A ocorrência de inversões térmicas responsáveis por condições de estagnação atmosférica promoveu a ocorrência de 400 hospitalizações, 20 óbitos e o adoecimento de aproximadamente cinco mil moradores, cerca de 40% da população (AHRENS, 2000).

Contudo, o mais grave dos episódios acerca dos efeitos deletérios dos poluentes do ar ocorreu em Londres. Durante o inverno de 1952, um episódio de inversão térmica impediu a dispersão de poluentes, gerados então pelas indústrias e pelos aquecedores domiciliares que utilizavam carvão como combustível. Nesta época, devido aos problemas econômicos no pós-guerra, o carvão de melhor qualidade era exportado e os londrinos faziam uso de um carvão de menor qualidade, ricos em enxofre, o que agravou muito o problema. Uma massa de ar frio composta principalmente de dióxido de enxofre e material particulado, permaneceu estacionada sobre a cidade por aproximadamente três dias,

levando a um aumento de 4.000 mortes em relação à média de óbitos em períodos semelhantes (FINLAYSON-PITTS e PITTS, 2000; SALDIVA, 2002).

A partir destas ocorrências, houve um crescimento nas investigações em busca de soluções para este problema. Diversos estudos têm sido desenvolvidos, nas últimas décadas, buscando a compreensão dos mecanismos responsáveis pela poluição do ar, como seus efeitos na saúde humana (CARVALHO, 2004).

2.2 Aerossol Atmosférico

O aerossol atmosférico é formado de partículas sólidas ou líquidas em suspensão na atmosfera, podendo variar de alguns nanômetros a dezenas de micrômetros. São constituídos por uma mistura de partículas que pode ser de origem primária (emissão direta da fonte) ou secundária (transformação gás-partícula).

Em relação a sua origem, o material particulado pode ser originado de fontes naturais ou antropogênicas. Os processos naturais estão relacionados a poeiras carregadas pelo vento, spray marinho e emissões biológicas. Em geral, estes processos dão origem ao aerossol primário. O aerossol antropogênico é aquele originado das atividades humanas, através de processos industriais e de queima de combustíveis, que em geral levam a emissões de gases que na atmosfera se convertem para a fase particulada, sendo, portanto esse aerossol de origem secundária.

O material particulado atmosférico é dividido em dois grupos de diferentes tamanho: a moda das partículas finas, menores que 2,5 µm de diâmetro aerodinâmico e a moda das partículas grossas, maiores que 2,5 µm. Isto é conveniente, pois as frações de tamanhos possuem diferentes propriedades físicas e químicas, diferentes processos de emissão e de remoção da atmosfera (SEINFELD E PANDIS, 1998).

O particulado possui, em geral, tempo de permanência de dias a semanas na atmosfera. Entretanto, ele pode ser transportado a longas distâncias por correntes de ar favoráveis, interferindo na química e física da atmosfera não somente em escala local, mas também em escala regional e até global.

De acordo com EPA^{2.1}, estudos na área da saúde têm mostrado uma associação significativa entre a exposição às partículas finas e morte prematura por doenças cardíacas

^{2.1}EPA: *Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.*

ou pulmonares. As partículas finas podem agravar doenças cardiovasculares e pulmonares e têm sido associadas a efeitos tais como: sintomas cardiovasculares, arritmias cardíacas, ataques cardíacos, respiratórios, asma e bronquite.

2.2.1 Propriedades Físicas do Aerossol

As propriedades físicas e químicas dos aerossóis são fortemente dependentes do tamanho da partícula, e isto exigiu uma caracterização mais detalhada da distribuição de tamanhos por meios estatísticos. A representação das distribuições por tamanhos em gráficos com eixos logarítmicos possibilitaram estabelecer o significado da distribuição de tamanho em termos de origem, características químicas e processos de remoção dos grupos de partículas de tamanhos diferentes (WHITBY et al., 1972a, 1972b; HUSAR et al., 1972). Foram observados três grupos distintos de partículas: com diâmetro aerodinâmico maior que $2,5\mu\text{m}$, denominadas de partículas grossas e aquelas com diâmetro aerodinâmico menor que $2,5\mu\text{m}$, denominadas de partículas finas. Sendo que a moda das partículas finas pode ser dividida em dois grupos: partículas com diâmetro aerodinâmico entre $0,08$ e 1 a $2\mu\text{m}$, como moda de acumulação, e aquelas com diâmetro aerodinâmico entre $0,01$ e $0,08\mu\text{m}$, chamadas de moda de núcleos de Aitken (FINLAYSON-PITTS e PITTS, 2000).

A Figura 2.1 apresenta o esquema da distribuição de tamanho do aerossol atmosférico com as quatro modas adaptado por FINLAYSON-PITTS e PITTS (2000), sendo que a linha sólida representa a hipótese original com três modas de WHITBY. A quarta moda (das partículas ultrafinas), assim como os dois picos observados na moda de acumulação, é representada pela linha pontilhada.

Como pode ser observado, o gráfico de distribuição de partículas (Figura 2.1) indica que as concentrações de aerossol urbano são multimodais. Até recentemente, era amplamente aceito que o aerossol atmosférico era constituído por três modos distintos de partículas. Com o aumento da atenção científica em relação às partículas ultrafinas (diâmetro menor que $0,01$ μm), as partículas atmosféricas passaram a ser descritas em quatro modos distintos.

A Figura 2.1 também apresenta as principais fontes e processos de remoção de partículas para cada modo. Nota-se que os aerossóis estão divididos em duas frações principais, esses modos de partículas ou frações são diferentes em relação a sua origem, como eles são afetados por processos atmosféricos, composição química, processos de remoção, propriedades ópticas e capacidade de dispersão da luz e de deposição no trato respiratório humano. A fração de partículas finas inclui três dos quatro modos ilustrados, o modo das partículas ultrafinas, os núcleos de Aitken e o modo de acumulação.

A maioria das partículas atmosféricas está na fração fina, ou seja, correspondem a um terço da massa de partículas encontradas em áreas não urbanas, e metade em áreas urbanas. As partículas correspondentes ao modo ultrafino são provenientes de processos de conversão de gás-partícula. Ainda que pouco contribua para massa de partículas, elas freqüentemente estão presentes em grande número.

Os núcleos de Aitken são produzidos na atmosfera ambiente por conversão gás-partícula, assim como pelos processos de combustão em que os vapores quentes, supersaturados são formados e passam à condensação. Eles também servem como núcleos de condensação de substâncias com baixa pressão de vapor em fase gasosa. Representam apenas uma pequena percentagem de massa de partículas do ar, devido a suas dimensões reduzidas. Além disso, diminuem rapidamente a medida que coagulam entre si para formarem partículas maiores.

Partículas do modo de acumulação são formadas a partir da coagulação das partículas do núcleo de Aitken e a condensação de vapores de partículas existentes. Sua taxa de crescimento depende do número de partículas presentes, de sua velocidade e de sua área de superfície. O termo modo de acumulação é utilizado devido aos processos de remoção ser ineficientes nesta faixa de tamanho, resultando em partículas de “acumulação”. Correspondem a aproximadamente 50% da massa dos aerossóis (GODISH, 2004).

Em relação à moda grossa, estas são geralmente produzidas por processos mecânicos, como mencionado anteriormente, possuindo baixas concentrações em número e maiores diâmetros aerodinâmico. Devido a estas condições, estas partículas primárias normalmente não coagulam entre si, mas outras espécies podem se misturar a elas por meio de troca de massa com a fase gasosa. Em função de seu tamanho estas partículas grossas são rapidamente retiradas da atmosfera pelos processos de formação de nuvens e precipitação. Sua composição química reflete a sua origem, predominando os compostos inorgânicos como poeira e sal marinho. A maioria das partículas biológicas como esporos e pólen também tendem a se encontrar na moda grossa (FINLAYSON-PITTS E PITTS, 2000)

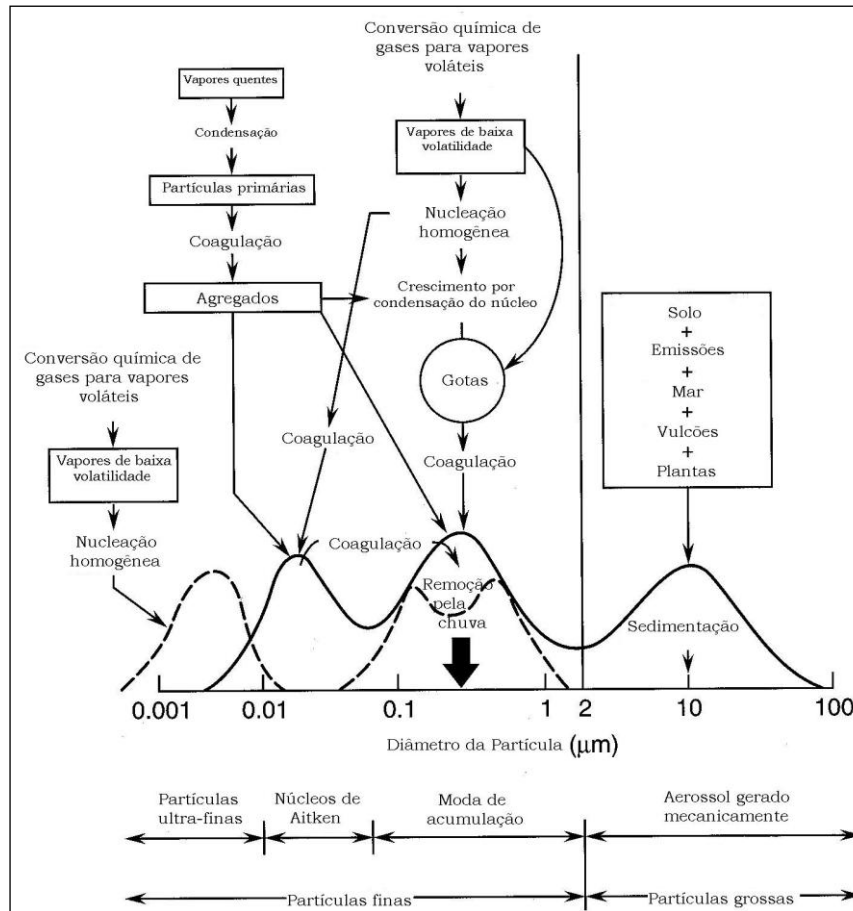


Figura 2.1: Esquema da distribuição de tamanho do aerossol atmosférico. A linha sólida é a clássica hipótese de Whitby e colaboradores, e a moda mais à esquerda representada pela linha pontilhada é referente à quarta moda, a moda das partículas ultrafinas (adaptado de FINLAYSON-PITTS E PITTS, 2000).

2.2.2 Composição Química do Aerossol

Partículas de aerossóis atmosféricos variam em sua composição química. Refletindo a sua origem, como foram inicialmente produzidas, e sua história atmosférica subsequente. Devido ao grande número de fontes de partículas primárias, a formação de partículas secundárias, o crescimento de algumas partículas atmosféricas e absorção de outras substâncias na fase gasosa, partículas em suspensão na atmosfera contêm centenas de espécies químicas diferentes.

Os sulfatos, nitratos, *Black Carbon* (ou carbono elementar), compostos orgânicos, carbono orgânico (OC), em geral apresentam concentrações relativamente altas em amostras de material particulado. A composição química varia em função do tamanho das partículas, também relacionado ao processo de origem (SEINFELD E PANDIS, 1998).

Partículas ultrafinas produzidas por nucleação homogênea contêm espécies como compostos orgânicos, além de sulfato e amônio. Partículas na faixa de Aitken são produzidas por combustão, coagulação das partículas menores, e condensação dos produtos de reações na fase gasosa. Essas partículas, bem como as partículas do modo de acumulação, tendem a conter *Black Carbon*, metais característicos da combustão, sulfatos, nitratos (GODISH, 2004)

Compostos de sulfatos em amostras de MP_{2,5} incluem sulfato de amônio [(NH₄)₂SO₄] e /ou hidrogenosulfato de amônio (NH₄HSO₄), além de outros sais em menor quantidade. No contexto global, concentrações de aerossóis de sulfato estão na faixa de 1 a 2 µg.m⁻³ em áreas remotas, menores que 10 µg.m⁻³ em áreas rurais, e maiores que 10 µg.m⁻³ nas áreas sob a influência urbana e antropica (GODISH, 2004).

De acordo com RAES et al.(2000), o *Black Carbon* consiste de pequenas partículas de carbono emitidas diretamente por processos de combustão incompleta. Ao serem formadas, estas partículas têm diâmetros entre 5 e 20nm, entretanto elas coagulam rapidamente, formando estruturas mais compactas e atingindo diâmetros de várias dezenas de nanômetros. Enquanto que o carbono orgânico (ou material orgânico) pode ser tanto emitido diretamente da fonte (carbono orgânico primário) quanto ser formado pela condensação (carbono orgânico secundário) de produtos de baixa volatilidade oriundos da foto-oxidação de hidrocarbonetos. No entanto, devido à complexidade de amostragem e análise destes compostos, a partição entre carbono orgânico primário e secundário ainda sofre de grandes incertezas. Certamente com a evolução dos procedimentos analíticos haverá uma melhoria do conhecimento científico sobre esses compostos (SEINFELD E PANDIS, 1998).

2.3 Padrões de Qualidade do Ar

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), os padrões de qualidade do ar, variam de acordo com a abordagem adotada para balancear riscos à saúde, viabilidade técnica, considerações econômicas e vários outros fatores políticos e sociais, que por sua vez dependem, dentre outras coisas, do nível de desenvolvimento e da capacidade nacional de gerenciar a qualidade do ar. As diretrizes recomendadas pela OMS levam em conta esta heterogeneidade e, em particular, reconhecem que, ao formularem políticas de qualidade do ar, os governos devem considerar cuidadosamente suas circunstâncias locais antes de adotarem os valores propostos como padrões nacionais (CETESB, 2008).

No Brasil, os padrões de qualidade do ar que definem legalmente o limite máximo para a concentração de um poluente, que garanta a proteção da saúde e do bem estar da

população em geral foram estabelecidos pela Resolução CONAMA 03/90. Estes podem ser divididos em padrões primários e secundários de qualidade do ar.

Correspondem aos padrões primários de qualidade do ar, as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população. Podem ser entendidos como níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes. Enquanto que, padrões secundários de qualidade do ar equivalem as concentrações de poluentes atmosféricos abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem estar da população, assim como o mínimo dano à fauna e à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral. Podem ser entendidos como níveis desejados de concentração de poluentes, constituindo-se em meta de longo prazo (CETESB, 2008).

Os parâmetros regulamentados pela Resolução CONAMA 03/90 são as partículas totais em suspensão (PTS), fumaça, partículas inaláveis (MP_{10}), dióxido de enxofre (SO_2), monóxido de carbono (CO), ozônio (O_3) e dióxido de nitrogênio (NO_2).

Como se pode notar, a legislação brasileira não estipula padrões de qualidade do ar para $MP_{2,5}$. Decorrente disto será utilizado neste estudo como valor de referência o padrão de qualidade do ar estabelecido pela EPA, que estabelece para 24 horas o valor de concentração padrão de $35 \mu g m^{-3}$ e para média anual o valor de $15 \mu g m^{-3}$.

2.4 Efeitos do Material Particulado na Saúde

Estudos mostram que os atuais níveis de poluição atmosférica nas cidades de muitos países desenvolvidos e em desenvolvimento, estão associados com o aumento das taxas de mortalidade e morbidade. Isto tem aumentado a preocupação de que a poluição atmosférica continua a representar uma ameaça para a saúde pública.

Segundo a EPA, o tamanho das partículas atmosféricas está diretamente ligado ao seu potencial em causar problemas de saúde. As partículas finas apresentam os maiores problemas, pois estas podem chegar a regiões mais distais das vias aéreas e algumas podem até mesmo entrar na corrente sanguínea.

DOCKERY et al (1993), realizou um importante estudo em seis cidades americanas, com dados coletados de 1974 até meados dos anos 80, no qual ele relacionou a taxa de mortalidade com o valor médio do nível de $MP_{2,5}$. De acordo com o coeficiente de correlação obtido ($r=0.986$), o índice $MP_{2,5}$ explica 97% da variação das taxas de mortalidade encontradas nas seis cidades para indivíduos do sexo masculino e feminino combinados.

Os efeitos adversos da poluição na saúde são mais notados em crianças, idosos e em pessoas que sofrem de doenças respiratórias e cardiovasculares. Nestas pessoas, os

poluentes levam a um agravamento nas doenças de base, promovendo infecções mais graves como bronquites, pneumonia, asma, câncer, chegando até a morte (SEINFELD, 1986; CASTANHO, 1999; BRAGA et al., 2002; SALDIVA et al., 1994;).

Ainda, segundo a OMS, há evidências que relacionam os poluentes a gravidezes más sucedidas e a mortes de bebês prematuros, porém a existência destas não permite uma identificação precisa dos específicos poluentes e do tempo de exposição dos mesmos. No entanto, as evidências são suficientes para expor a poluição do ar como causa aos efeitos adversos no desenvolvimento dos pulmões. Estudos indicam que a exposição, tanto no período intra-uterino ou de pós-nascimento podem prejudicar o crescimento do pulmão e na idade adulta causar dificuldades no cumprimento das funções deste. O aumento das crises de asma, tosse e bronquite está intimamente ligado a poluição, podendo-se observar que indivíduos que vivem próximos a local de trânsito intenso, manifestam com frequências os sintomas da asma.

Além dos efeitos deletérios causados a saúde humana por particulados atmosféricos, vale ressaltar também a interferência destes na visibilidade e no clima.

2.5 Efeitos do Material Particulado no Clima

A degradação da visibilidade resulta da dispersão e da absorção de luz por partículas e gases atmosféricos. Os principais aerossóis que contribuem para reduzir a visibilidade são os que envolvem compostos de sulfatos, nitratos, compostos orgânicos, carbono elementar e poeira do solo. Partículas com diâmetros entre 0,1 e 1 μm são as que mais contribuem para a redução da visibilidade (MIRANDA, 2001).

Por espalharem e absorverem a radiação solar incidente na atmosfera, as partículas podem ocasionar uma diminuição na radiação que chega a superfície. Caso a partícula tenha propriedades absorvedoras, pode causar o aquecimento da atmosfera como, por exemplo, o Black Carbon que é um forte absorvedor da luz visível, ou partículas derivadas dos minerais, os quais absorvem energia no comprimento de onda longa (infravermelho). Entretanto, se houver espalhamento, parte da radiação é refletida de volta para o espaço, provocando assim resfriamento na superfície da Terra. Partículas finas são efetivas no espalhamento da radiação solar. A composição química do aerossol e seu tamanho determinam o tipo de interação característica entre o material particulado e a radiação (ALBUQUERQUE, 2003).

Os aerossóis podem também influenciar no crescimento de nuvens e na formação de chuva. Muitos são eficientes como núcleos de condensação de nuvens (NCN), mas também podem ser afetados pelas nuvens, ocorrendo condensação de vapor d' água em partículas,

ou incorporação de partículas por gotas. Se houver precipitação, o aerossol é removido; se a água evapora, o aerossol é regenerado, entretanto seu tamanho e composição terão sido modificados. Ainda alguns gases podem reagir na atmosfera e formar partículas, as quais são incorporadas em nuvens, onde servem também como NCN. Um exemplo clássico é a incorporação das partículas de sulfato numa nuvem de chuva e sua deposição na água de chuva (MIRANDA, 2001).

Segundo (CCOYLLO e ANDRADE, 2002), cerca de 80% dos núcleos de condensação de nuvens gerados globalmente provêm de aerossóis marinhos, o que os torna muito importantes no balanço de radiação. Os núcleos de condensação de nuvens podem estar alterando o regime de chuvas na região de São Paulo (ANDRADE e DIAS, 1999).

2.6 A Influência de Fatores Meteorológicos nos Níveis de Poluição

A meteorologia é um fator decisivo na determinação da qualidade do ar, através de diversos processos atmosféricos que controlam ou influenciam fortemente a evolução das emissões, das espécies químicas, dos aerossóis e do material particulado. As condições meteorológicas que afetam uma determinada localidade em um determinado instante é resultado de numerosos processos que agem em várias escalas (macroescala, mesoescala e microescala) (SALDANHA, 2005).

Os processos atmosféricos e a circulação associada aos grandes centros de pressão determinam e afetam o estado do tempo sobre os continentes e grandes oceanos do globo. Os centros de altas pressões, denominados de anticiclones, estão associados a condições de tempo caracterizadas por grande estabilidade com pouca mistura vertical e, portanto fraca dispersão dos poluentes. Enquanto que condições de instabilidade e de grande turbulência estão ligadas a sistemas de baixa pressão, ou ciclones, o que favorece a dispersão de poluentes. Quando estas situações perduram por um tempo mais longo, em condições desfavoráveis à dispersão, podem levar a episódios de altas concentrações de poluentes.

A estabilidade atmosférica é quem determina a capacidade do poluente de se expandir verticalmente. Como mencionado acima, situações de estabilidade dificultam a dispersão de poluentes, enquanto que, condições instáveis geram movimentos ascendentes que facilitam a dispersão destes poluentes para níveis mais altos da atmosfera. É na condição estável que acontece o fenômeno conhecido como inversão térmica, que associada à poluição atmosférica pode gerar grandes concentrações de poluentes.

Normalmente, a temperatura do ar tende a diminuir com a altura, assim o ar mais próximo a superfície é mais quente. Por ser mais leve, este ar quente pode facilmente ascender a camadas mais altas. Quando há um rápido resfriamento do solo ou um rápido aquecimento das camadas atmosféricas superiores, o ar quente se sobrepõe a camada de ar frio, passando a funcionar como uma “tampa” e impedindo os movimentos verticais de convecção. Assim, o ar frio próximo ao solo não sobe porque é mais denso e o ar quente não desce por ser menos denso, fazendo com que os poluentes se mantenham próximos da superfície. Situações de inversões térmicas ocorrem durante o ano todo, porém no inverno elas são observadas em camadas mais baixas, principalmente no período noturno (DAMILANO, 2006; TORRES e MARTINS, 2005; CETESB, 2008).

Levando em conta que as condições meteorológicas estão diretamente ligadas ao transporte e dispersão de poluentes, vários trabalhos têm sido realizados com a intenção de analisarem as relações entre sistemas sinótico-meteorológicos e índices de poluição do ar. No Brasil, estudos clássicos tais como, SETZER et al. (1980), ABREU (1984), MANFREDINI (1988), realizados na Região Metropolitana de São Paulo, mostraram que episódios de altas concentrações de poluentes atmosféricos, ocorrem principalmente na presença de um sistema de alta pressão (anticiclone) semi-estacionário sobre a região. Esta situação provoca condição meteorológica desfavorável à dispersão dos poluentes, com a atuação de ventos fracos e a formação de inversões térmicas próximas à superfície, entre outros fenômenos observados. A mudança desta situação de estagnação ocorre normalmente quando um sistema frontal atinge a região, causando instabilidade da atmosfera e aumentando a ventilação, o que favorece a dispersão dos poluentes.

3 Caracterização das Regiões de Estudo

3.1 Região Metropolitana de Porto Alegre - RMPA

A Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA) é composta por 31 municípios, onde vive aproximadamente quatro milhões de habitantes, o correspondente a 61% da população total do Estado do Rio Grande do Sul (IBGE, 2007). Ao sul, a RMPA é banhada pela Lagoa dos Patos (Figura 3.1); a leste, encontra-se a planície costeira e o Oceano Atlântico (de 80 a 100 km de distância); ao norte, a Serra Geral e uma região de planalto, que declina moderadamente em direção ao sul e abruptamente em direção a leste; a oeste há a Depressão Central. Dessa forma, destacam-se altitudes inferiores a 20m, ao sul da RMPA, e, ao norte, superiores a 300m.

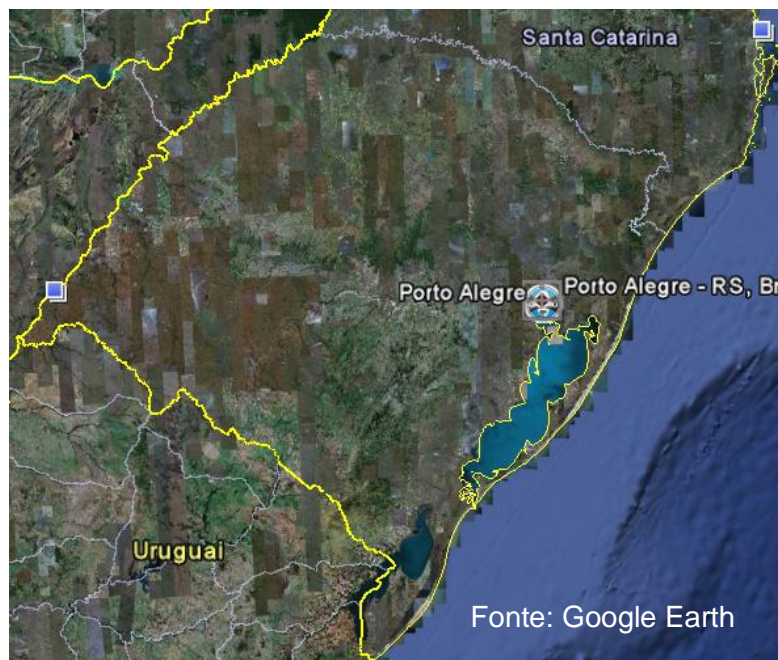


Figura 3.1: Localização do Município de Porto Alegre - Rio Grande do Sul, Brasil.

O Rio Grande do Sul conta com elevado número de indústrias de tipologias bem distintas cujo licenciamento é outorgado pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM). Dentre estas, cerca de 6600 indústrias são de alto e médio potencial poluidor. Alguns ramos em particular têm maior potencial de poluição atmosférica como às indústrias metalúrgicas, mecânicas, químicas, petroquímicas, petrolíferas e de papel e celulose.

Em relação à emissão de poluentes atmosféricos, pode-se destacar, dentro da RMPA, a região industrial que se estende desde o Município de Guaíba, localizado na direção sudeste do Município de Porto Alegre, em direção ao norte, passando pela capital e atingindo os municípios de Canoas, Esteio, Sapucaia do Sul, até o vale coureiro calçadista do Rio dos Sinos. É na direção norte, seguindo pelo importante eixo rodoviário representado pela BR-116, que se encontra a periferia da Região Metropolitana (FEPAM, 2002).

A área industrial da região metropolitana possui vários empreendimentos de grande porte, com alto potencial poluidor (observar Figura 3.2). Dentre estes, destaca-se a refinaria de petróleo Alberto Pasqualini, a indústria de celulose (Grupo Aracruz celulose), duas fábricas de aço (Siderúrgica Riograndense e Gerdau S.A Aços Finos Piratini), um complexo industrial petroquímico (III Complexo Industrial Petroquímico), o Complexo Automotivo de Gravataí, duas usinas termelétricas a carvão (Termelétrica de Charqueadas-TERMOCHAR, Usina Termelétrica de São Jerônimo – UTSJ) e uma usina termelétrica a óleo, em Alegrete (BRAGA et al., 2005).

No que se refere aos veículos em uso na RMPA, segundo a FEPAM, 20% do total dos 3,1 milhões de veículos do estado circulam na cidade de Porto Alegre, sendo uma das principais fontes de emissão de poluentes atmosféricos na região.

A distribuição dos veículos da frota quanto aos combustíveis utilizados era de 79 % movidos a gasolina, 9 % a diesel e 8% a álcool, no ano de 2001. O emprego de outros combustíveis ou de formas alternativas de energia representa 4% do total. Destaca-se, particularmente, uma tendência de crescimento mais acentuada nos veículos que utilizam gasolina/gás natural (FEPAM, 2002).

Atualmente, existem cadastradas no Detran (RS) 24, 30 e 27 empresas conversoras de motores para o uso de gás natural veicular no interior do estado, na RMPA e em Porto Alegre, respectivamente. Entre os anos de 1997 e 2002, a frota de veículos apresentou um crescimento médio de 5% ao ano. Com base nesta taxa de crescimento, em 2010, a frota deverá estar em torno de cinco milhões de veículos.

De forma geral, quanto à concentração industrial e veicular, merecem destaque Gravataí, Cachoeirinha, Canoas, Porto Alegre, Novo Hamburgo e São Leopoldo, todos integrantes da RMPA.

Porto Alegre, capital do Estado (localizada em 30°01'59" S 51°13'48" W) e uma das cidades onde foi realizado o monitoramento das concentrações material particulado fino analisado por este estudo, abrange uma área de 495,53 km² (IBGE, 2007), onde 44,45 km² destes estão distribuídos nas 16 ilhas do Guaíba sob jurisdição do município. Concentra uma população de 1,42 milhões de pessoas (IBGE, 2007) e uma frota de 705.951 veículos. Possui um relevo montanhoso na região mais ao sul no qual está localizado o Morro de Santana, 310 m acima do nível do mar. Os pontos mais baixos situam-se, na área continental, no Aeroporto Salgado Filho, com 1,1 m e, no Arquipélago, na Ilha das Flores, aonde chega a apenas 0,1 m. O município é limitado ao sul e oeste pelo Lago Guaíba, a leste, pelos municípios de Alvorada e Viamão e ao norte pelo rio Gravataí.

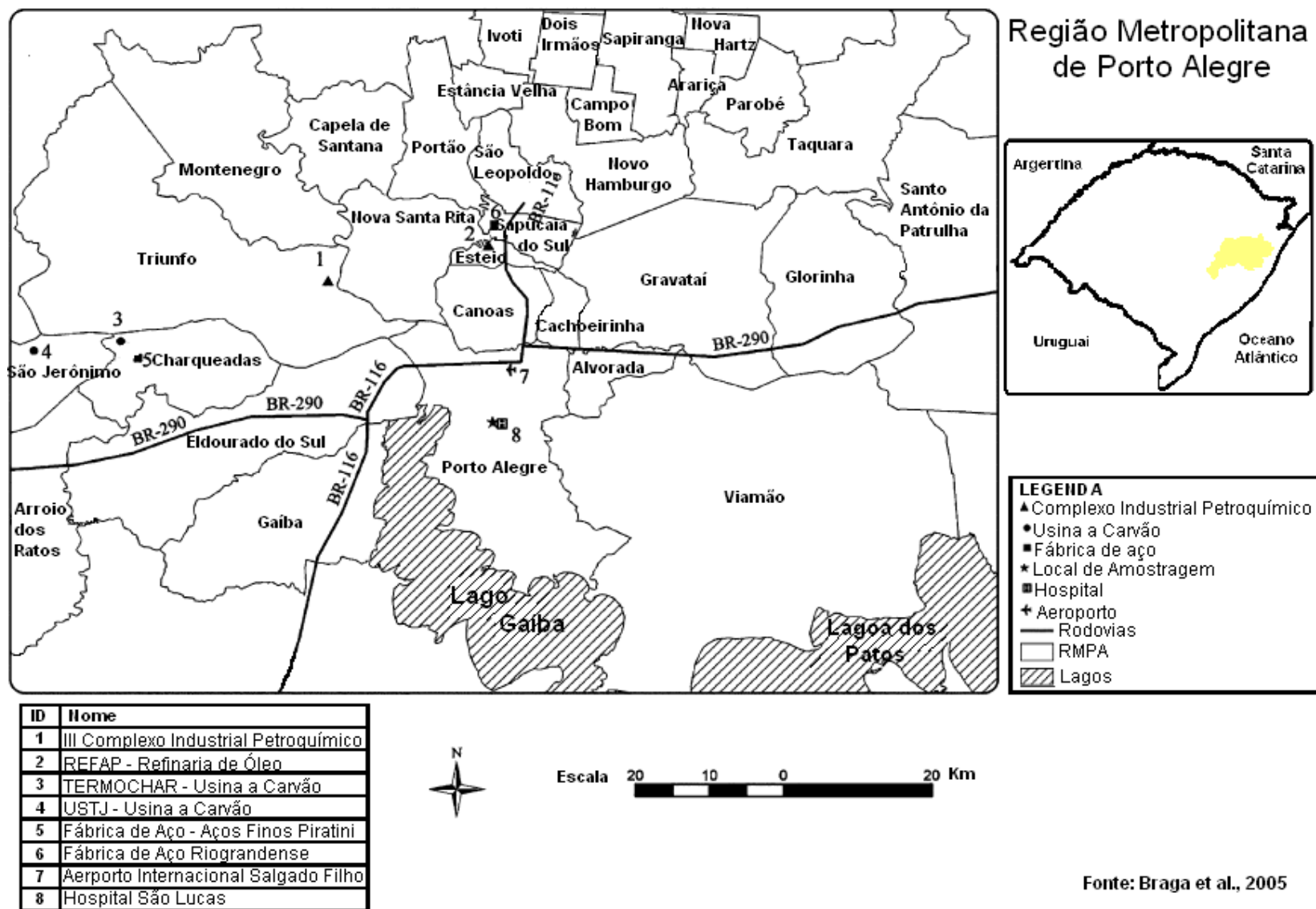


Figura 3.2: Mapa da Região Metropolitana de Porto Alegre composta por 31 municípios e a localização das principais atividades industriais desenvolvida na região. O local de amostragem está localizado ao centro-norte de Porto Alegre (estrela, ao lado do Hospital São Lucas - 8).

3.1.1 Características Climatológicas da RMPA – Rio Grande do Sul

Em relação às características climáticas da região, alguns fenômenos atmosféricos de grande e mesoescala são determinantes nos índices de precipitação e na temperatura do ar. Dentre os mais importantes, destacam-se a passagem de sistemas frontais, responsáveis por grande parte da pluviometria, os cavados invertidos, El Niño-Oscilação Sul (ENOS), sistemas convectivos de mesoescala, vórtices ciclônicos, ciclogêneses e frontogêneses. Em média, ocorrem cerca de 60 ciclogêneses sobre a Região Sul a cada ano (BARBIERI, 2007).

No Rio Grande do Sul, a localização latitudinal e as características geográficas favorecem a atuação sucessiva de sistemas meteorológicos característicos das latitudes médias, principalmente das massas de ar Tropical Atlântica e Polar Marítima. A atuação destas massas de ar, principalmente durante o verão, é associada à ocorrência de temperaturas mais altas, ventos predominantes do quadrante leste e chuvas decorrentes do aquecimento da superfície.

Entre o outono e a primavera, o estado é atingido com mais frequência pelas massas de ar frias polares, com maior influência durante o inverno, quando ocorrem os máximos de precipitação, geada e até mesmo neve é registrada em algumas localidades. Esta variabilidade na precipitação se deve às frentes estacionárias e ao fato de o Rio Grande do Sul fazer parte de uma região denominada de frontogenética (BRITTO et. al., 2006). Estas massas de ar frio são bastante estáveis, com uma camada de inversão térmica bem definida, e ventos fracos. Estas características geram estagnação atmosférica, o que é uma condição desfavorável para a dispersão de poluentes, levando a ocorrência de picos de concentração de poluentes.

Na RMPA, o clima é temperado, subtropical úmido, com verões quentes e invernos frios e chuvosos. Segundo as Normais Climatológicas do INMET, como pode ser observado na Figura 3.3, há uma queda de temperatura bastante acentuada no mês de junho e, a partir deste mês um aumento significativo na precipitação, o que caracteriza o período de chuva na região (de junho a outubro). A umidade relativa, pelo contrário, não sofre variação muito acentuada ao longo do ano e quanto à temperatura, apresentando um sutil aumento nos meses de maio a julho.

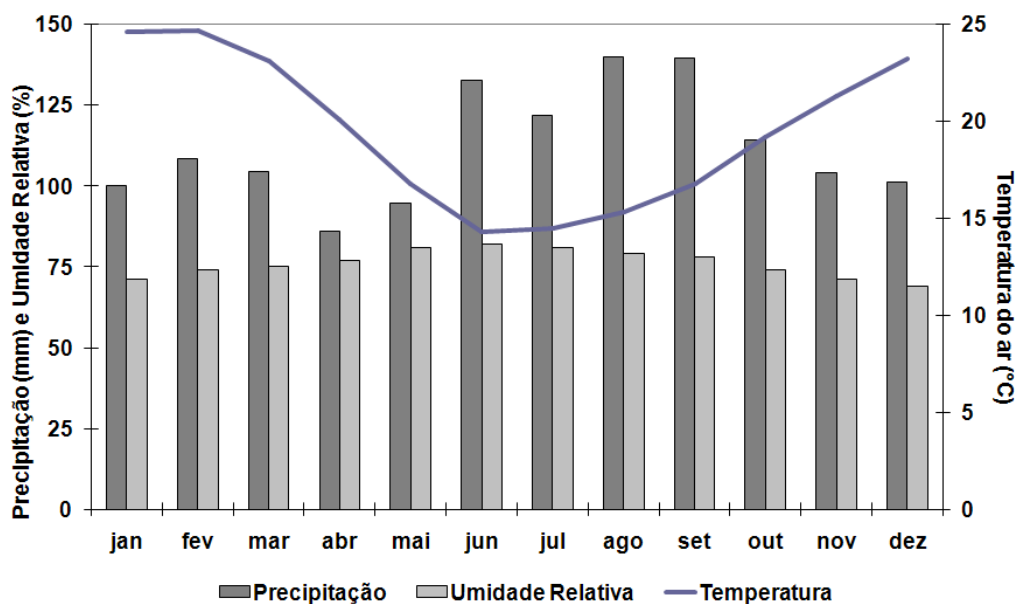


Figura 3.3: Perfil mensal de temperatura, precipitação e umidade relativa de Porto Alegre, segundo as Normais Climatológicas (1961-1990). Fonte: INMET, 1992.

3.1.2 Rede de Monitoramento da Qualidade do Ar

O estado possui uma rede manual de monitoramento, a qual compreende doze estações localizadas na RMPA. São realizadas coletas de 24 horas, de seis em seis dias, cujas amostras são analisadas nos laboratórios da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM). Os métodos de medição utilizados estão de acordo com as normas recomendadas (ABNT, EPA); e os poluentes monitorados são: material particulado (PM₁₀), partículas totais em suspensão (PTS) e dióxido de enxofre (SO₂). Estas estações manuais fornecem médias diárias dos poluentes atmosféricos.

Com base nos dados obtidos pela rede manual de monitoramento, em relação ao material particulado, o padrão secundário médio anual de partículas totais em suspensão foi ultrapassado tanto em 2001 como em 2002 em diferentes locais de monitoramento, com episódios de qualidade Regular, possivelmente associado a passagens de frentes frias, ventos fracos e inversão térmica, que provocaram acúmulo de MP. De acordo com o Relatório de Qualidade do Ar de 2001-2002 (FEPAM, 2002), o material particulado pode ter sido proveniente de atividades industriais e veiculares, devido à localização das estações de monitoramento.

A região também possui uma rede de Monitoramento Automático da Qualidade do Ar, instalada em locais estratégicos, como na RMPA, formada por oito estações de monitoramento, sete fixas e uma móvel, interligadas a uma central de recebimento e

gerenciamento de dados. São gerados os dados de concentração de PM₁₀, SO₂, óxidos de nitrogênio (NO_x), monóxido de carbono (CO) e ozônio (O₃), os quais são enviados periodicamente à central, permitindo o acompanhamento da qualidade do ar nos locais monitorados.

A partir do levantamento dos dados da rede automática de monitoramento da qualidade do ar para 2001 e 2002, pode ser observada uma tendência sazonal para alguns poluentes. Para o PM₁₀, principalmente no inverno, além de episódios de qualidade Regular, foram verificados dois episódios com qualidade do ar inadequada (ultrapassagem do padrão de qualidade de curto período - média de 24 horas- que é de 150 µg m⁻³).

3.2 Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH

A Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) está localizada a 450 km de distância do Oceano Atlântico. Com 34 municípios, possui população aproximada de cinco milhões de habitantes. A RMBH constitui atualmente um dos maiores aglomerados urbanos do país. O forte desenvolvimento industrial da região deve-se, em primeira linha, à presença de consideráveis jazidas de minerais metálicos, particularmente o ferro, e à sua privilegiada localização, próxima a grandes centros consumidores e aos principais corredores de exportação do país

A RMBH localiza-se na região Metalúrgica do Estado de Minas Gerais (Figura 3.4) e é responsável por 66% da atividade mineradora do Estado. Também estão instaladas na região, indústrias de grande porte ligadas ao setor siderúrgico, de minerais não metálicos (cimento e cal), de petróleo e a indústria automobilística. Somente 4% da população economicamente ativa se dedica à agropecuária, em geral, com produtos hortifrutigranjeiros (FEAM, 2006).



Figura 3.4: Localização do Município de Belo Horizonte em Minas Gerais.

Segundo relatório técnico da Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM, 2001), até o presente momento havia sido realizado apenas um inventário no estado, com o objetivo de coletar dados sobre todas as indústrias localizadas na RMBH, para identificar aquelas de maior potencial poluidor do ar e das águas.

De acordo com o inventário que utilizou dados obtidos em três anos de monitoramento (1980 a 1983), as indústrias com maior percentual poluidor eram as indústrias metalúrgica e de minerais não metálicos que correspondiam a mais de 90% das emissões de material particulado, CO e NO_x e cerca de 65% das emissões de SO_x, enquanto as indústrias química e têxtil complementavam as emissões de NO_x e SO_x.

Em julho de 2003 um novo inventário de fontes emissoras foi publicado, onde ao todo foram identificadas e inventariadas 834 fontes emissoras significativas na RMBH, sendo 618 fontes fixas e 216 fontes móveis. Conforme a Figura 3.5 (Fonte: Fundação João Pinheiro), pode-se observar a distribuição de atividades industriais na RMBH, onde a região noroeste é caracterizada, principalmente, pela mineração de calcário, dado pela localização de fábricas de cal e cimento, como também alguns distritos industriais. Na região sudeste, há o predomínio da mineração de ferro, inclusive algumas indústrias siderúrgicas. Ao S/SO de Belo Horizonte estão localizadas duas termelétricas, como também indústrias siderúrgicas e, ainda ao Sul uma refinaria de petróleo.

Segundo a FEAM (2001), Minas Gerais apresenta o segundo lugar em número de veículos no país, na qual a maior concentração em número de veículos corresponde à área

que vai do Triângulo Mineiro em direção a região sul, coincidindo com áreas de maior desenvolvimento sócio econômico.

Na RMBH, encontram-se registrada cerca de 30% da frota do Estado sendo determinante, para esse total, a contribuição de Belo Horizonte, Contagem e Betim. De acordo com a FEAM (2001), em 2001, a Figura 3.4 apresenta a evolução anual das frotas de veículos, de 1985 a 2000, da região conurbada e do restante da RMBH. Verificou-se para a primeira um crescimento bem mais acentuado, de quase quatro vezes no período, enquanto que na região restante da RMBH apenas duplicou.

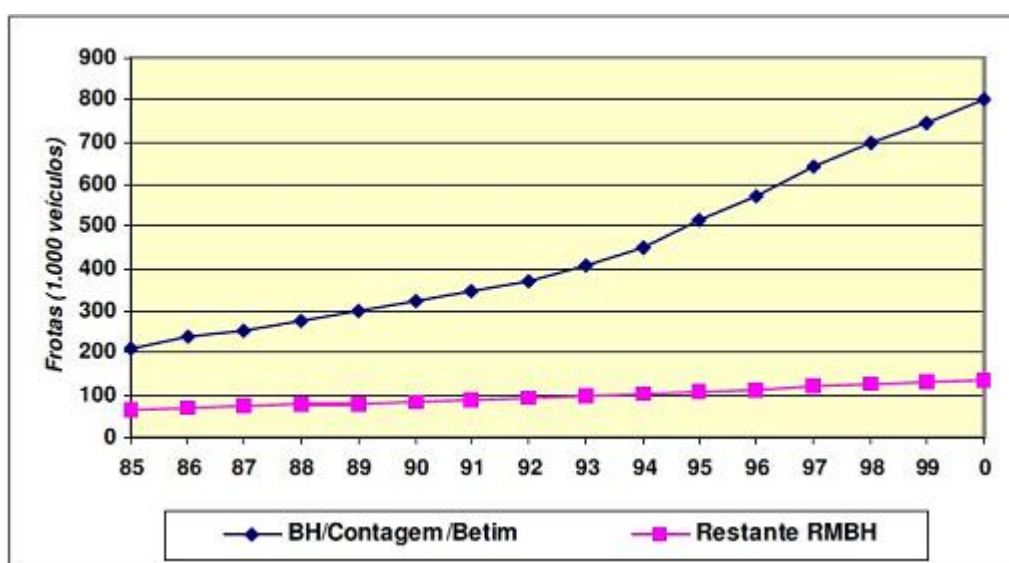


Figura 3.4: Evolução das frotas da Região Conurbada e do Restante da RMBH. Fonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM.

Outra característica distinta foi verificada entre as duas regiões, em relação à idade da frota, onde a região conurbada apresentou uma frota bem mais nova em relação àquela correspondente a do restante da RMBH, pois apenas 27% dos veículos em circulação em Belo Horizonte/Contagem/Betim são anteriores a 1985 e cerca de 50% anteriores a 1993. No caso da frota correspondente ao restante da RMBH, estas porcentagens atingem 48% e 72%, respectivamente. Este fato é justificado pelas taxas de crescimento das duas frotas, embora do período anterior a 1985 até 1992, ambas tenham registrado praticamente o mesmo crescimento, em torno de 17%, a partir de 1992 até 2000, a frota de Belo Horizonte/Contagem/Betim cresceu 54%, enquanto a do restante da RMBH cresceu 31% no período.

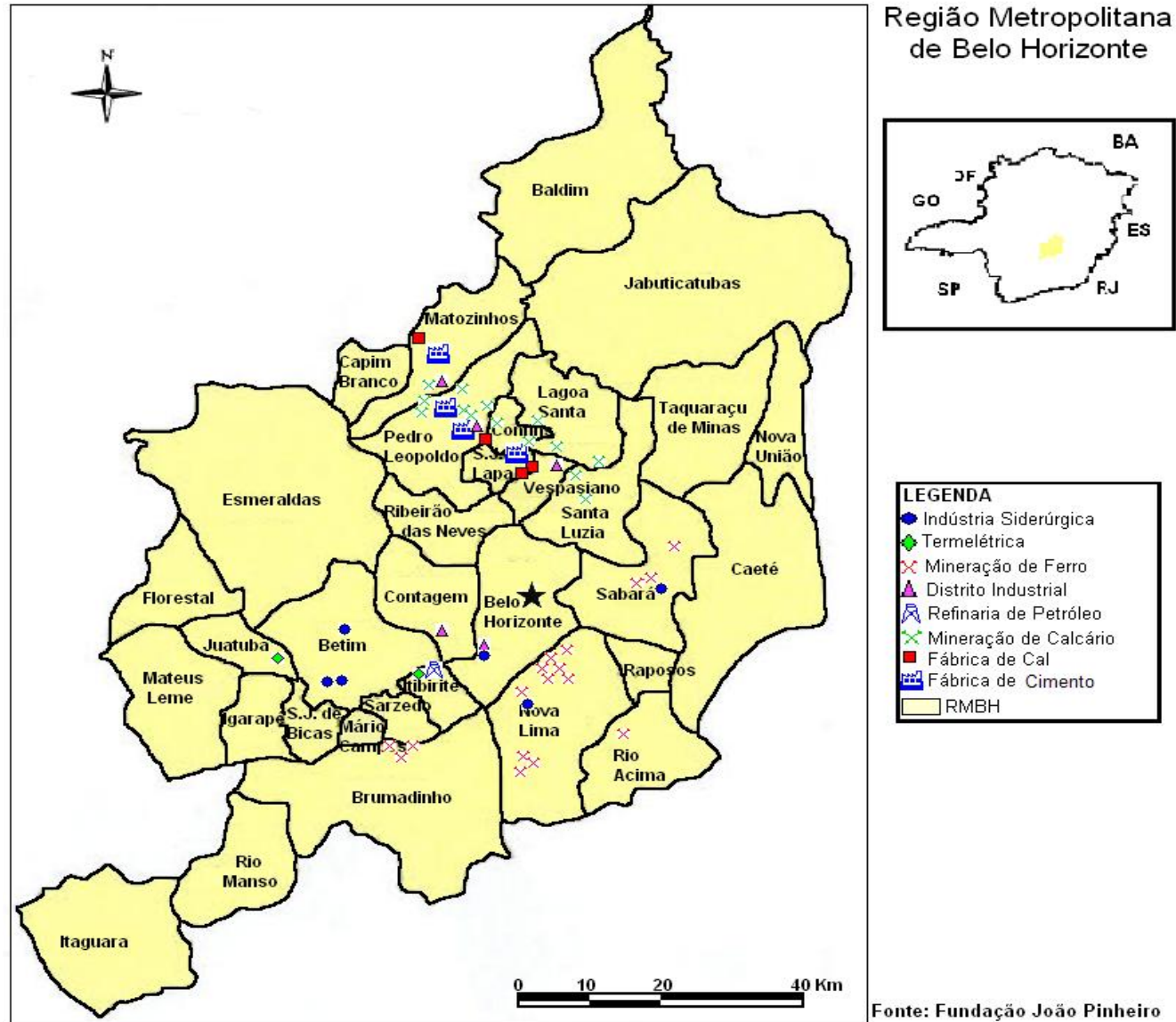


Figura 3.5: Mapa da Região Metropolitana de Belo Horizonte composta por 34 municípios, com a localização das principais atividades industriais desenvolvida na região. O local de amostragem está localizado na região central de Belo Horizonte (estrela).

Em relação à composição das frotas dos três municípios por tipo de veículo e combustível utilizado, a frota de Belo Horizonte distingue-se das de Contagem e Betim devido à maior participação de veículos a álcool, cerca de 20% do total de veículos em circulação na capital. Em compensação a participação dos veículos a diesel em Belo Horizonte é menor do que em Contagem e Betim que apresentaram 11 e 8%, respectivamente. Quanto aos automóveis movidos a gasolina, Betim apresentou a maior quantidade de veículos que utilizam este combustível, cerca de 80%.

Os resultados finais do inventário de fontes móveis mostraram que, no ano 2000, a frota de veículos de Belo Horizonte/Contagem/Betim emitiu uma quantidade aproximada de 264.000 toneladas de poluentes para a atmosfera. O gráfico da Figura 3.6 apresenta, em porcentagem do total emitido, as contribuições relativas dos tipos de combustíveis para esta poluição. Conforme se pode constatar, à exceção do CO cuja maior parcela é originária dos veículos à gasolina, a frota a diesel é responsável pela grande maioria das emissões de material particulado e de óxidos de nitrogênio e enxofre para a atmosfera da Região Conurbada. Com relação à porcentagem do total emitido, pode-se constatar que as contribuições relativas dos tipos de combustíveis para esta poluição, a frota à diesel é responsável pela grande maioria das emissões de material particulado e de óxidos de nitrogênio e enxofre para a atmosfera da região Conurbada.

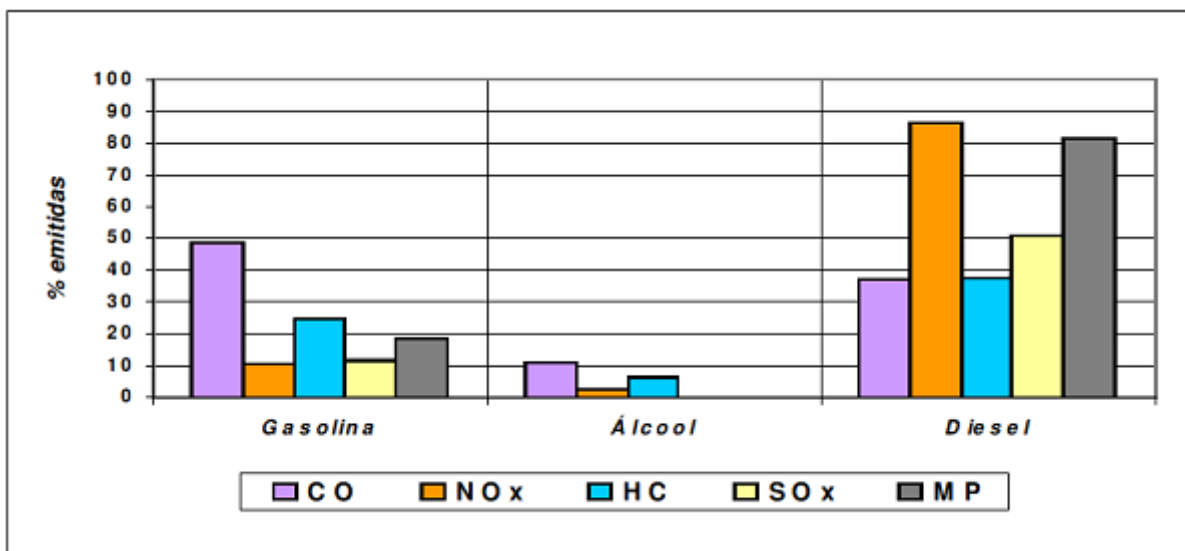


Figura 3.6: Contribuição da frota de Belo Horizonte/Contagem/Betim, para a poluição atmosférica por tipo de combustível. Fonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM

Capital do estado de Minas Gerais, Belo Horizonte está localizada em 19°55'57" S e 46°56'32" W, a 850 metros acima do nível do mar. Sua população, estimada pelo IBGE em 2007, foi de 2.424.295 habitantes e sua frota veicular era em torno de 979.580 veículos (COMAQ). Segundo a FEAM, houve um crescimento de 8,2% em 2006 em relação a 2005 e de 4,2% no 1º semestre de 2007 em relação ao ano de 2006.

Atualmente, é considerado o quinto município mais populoso do Brasil, com aproximadamente 2,4 milhões habitantes. Belo Horizonte é circundada pelas montanhas da Serra do Curral e é o principal centro de distribuição e processamento de uma região com importantes atividades de agricultura e mineração, bem como um importante pólo industrial.

3.2.1 Características Climatológicas da RMBH – Minas Gerais

Com relação às características climáticas da RMBH, de acordo com NIMER (1979), a região central de Minas Gerais encontra-se em uma área classificada como zona de transição entre os climas quentes das latitudes baixas e os climas mesotérmicos de tipo temperado das latitudes médias. O traço mais marcante do clima nas latitudes baixas (zona tropical) é definido por duas estações: a chuvosa e a seca. Segundo NIMER (1979), o caráter de transição climática da Região Sudeste inclina-se mais para o clima tropical do que o temperado.

O estado de Minas Gerais encontra-se, durante todo o ano sob o domínio da circulação do anticiclone subtropical do Atlântico Sul, e se caracteriza por ventos predominantes do quadrante nordeste/este, próximo a superfície. A umidade da região é proveniente do Oceano Atlântico e transportada pelos ventos de Nordeste. As serras do Espinhaço e da Mantiqueira representam um anteparo físico e dinâmico ao transporte de umidade disponível na atmosfera, a sotavento. Durante os meses de maior atividade convectiva, a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) é um dos principais fenômenos que influenciam no regime de chuvas dessas Regiões (QUADRO E ABREU, 1994).

Belo Horizonte possui um clima característico de regiões tropicais de altitude, tendo verões amenos e invernos relativamente frios. Suas quatro estações do ano não apresentam grandes diferenças entre si, exibindo características apenas de verão ou inverno. O inverno é seco e os fenômenos que atuam são a Frente Polar Atlântica (FPA) e o Anticiclone Subtropical do Atlântico. Devido à atuação predominante do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul, onde a subsidência traz altas pressões para a região, as taxas de umidade e, conseqüentemente, as chuvas, são baixas. Observando-se as Normais Climatológicas do INMET (Figura 3.7), a temperatura não apresenta uma variação muito

brusca ao longo do ano. Os menores valores de temperatura são observados durante o inverno ficando em torno de 20°C. Em relação a precipitação, pode-se observar uma diferença significativa entre a estação seca (inverno) e a estação chuvosa (demais meses do ano).

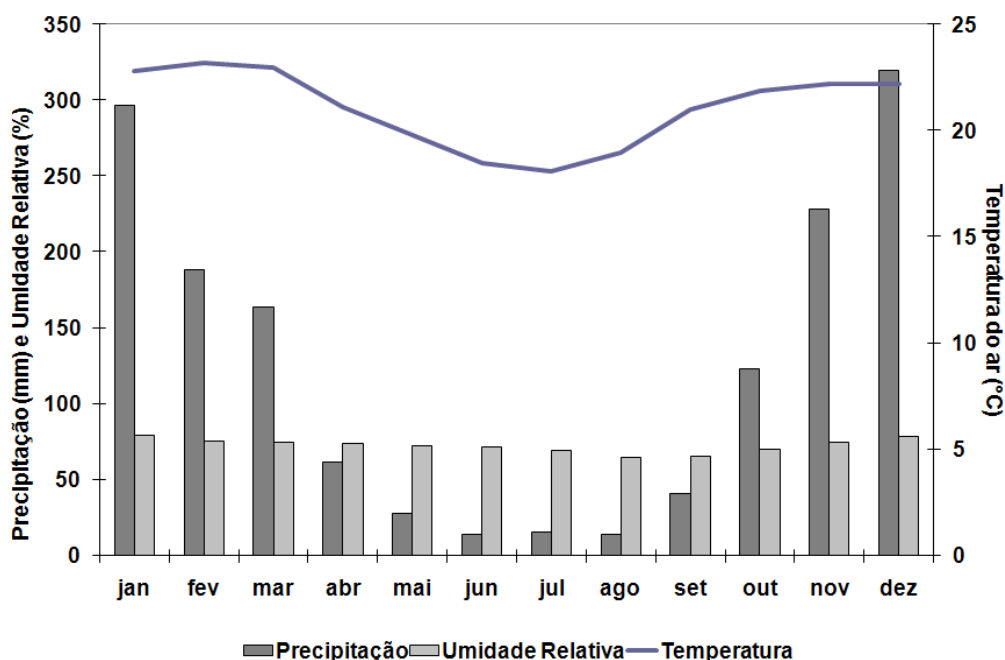


Figura 3.7: Perfil mensal de temperatura, precipitação e umidade relativa de Belo Horizonte, segundo as Normais Climatológicas (1961-1990). Fonte INMET, 1992.

3.2.2 Rede de Monitoramento da Qualidade do Ar

A RMBH possui uma Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar constituída de nove estações automáticas. Todos os equipamentos que compõem a rede são de origem francesa, fornecidos pela ENVIRONNEMENT S.A. Os poluentes monitorados são: as partículas inaláveis (MP_{10}), o dióxido de enxofre (SO_2), monóxido de carbono (CO), ozônio (O_3) e o NO_x , além dos parâmetros meteorológicos (FEAM, 2006).

Com base no monitoramento da qualidade do ar realizado pela FEAM, em 2005, na Região Metropolitana de Belo Horizonte, deve-se destacar a frequência cada vez mais alta do poluente O_3 na determinação da qualidade do ar como Regular em todos os municípios em que esse poluente é monitorado. As concentrações de MP_{10} apresentam uma tendência de queda nos últimos anos. Os níveis de SO_2 e CO são, em geral, muito baixos, não sendo determinantes para a classificação da qualidade do ar.

4. Metodologia

Os dados utilizados neste trabalho resultam de uma colaboração com a Faculdade de Medicina da USP, na execução do projeto: “Avaliação Ambiental, Saúde e Sócio-Econômica, do PROCONVE (Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores) em Seis Regiões Metropolitanas”, com recursos da Fundação Hewllet e que tem como coordenador geral o prof. Dr. Paulo Saldiva. Foram coletados dados diários de material particulado, aproximadamente todo ciclo diário coberto, com diâmetro aerodinâmico menor que $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{MP}_{2,5}$) em seis diferentes capitais (Rio de Janeiro, São Paulo, Belo Horizonte, Recife, Curitiba e Porto Alegre). As amostras utilizadas neste trabalho referem-se as cidades de Porto Alegre e Belo Horizonte. Detalhes dos locais de amostragens e técnica utilizada serão descritos no item 4.1.

4.1 Locais de Amostragem

Em Porto Alegre, as amostragens de $\text{MP}_{2,5}$ foram realizadas no prédio da Fundação Faculdade Federal de Ciências Médicas de Porto Alegre, localizada na região central de Porto Alegre. O ponto de amostragem localiza-se a cerca de 100 metros de distância de vias de tráfego veicular intenso. Na Figura 4.1 podem ser observadas características locais em torno da área do edifício onde estava o amostrador, região sob forte influência urbana como também uma área verde nas proximidades, assim como o Rio Guaíba.



Figura 4.1: Edifício da Faculdade de Ciências Médicas de Porto Alegre, local de amostragem.

Na RMBH, as amostragens de $MP_{2,5}$ foram realizadas no prédio do Hospital da Universidade Federal de Minas Gerais, localizado na região central de Belo Horizonte e próximo a vias de tráfego intenso (cerca de 20 metros). Conforme pode ser observado na Figura 4.2, a região em torno do local de amostragem caracteriza-se por ser área urbana central, com presença de áreas vegetadas nas proximidades.



Figura 4.2: Edifício do Hospital da Universidade Federal de Minas Gerais, localizado em região central de Belo Horizonte, onde as amostragem de $MP_{2,5}$ foram realizadas.

As concentrações de $MP_{2,5}$ foram amostradas diariamente, em Belo Horizonte no período entre 15 de maio de 2007 e 06 de agosto de 2008 e, em Porto Alegre a amostragem foi entre 02 de junho de 2007 a 04 de setembro de 2008. Ao todo, foram realizadas 374 e 332 amostras, respectivamente. O período de coleta para cada amostra foi de 24 horas, sendo que as trocas dos filtros foram realizadas no período da manhã.

O material particulado foi amostrado em membranas de policarbonato (Millipore) com poro de $0,8\mu\text{m}$. O Impactador tipo Harvard foi utilizado para amostragem nas duas regiões, sendo o corte de entrada para partículas menores que $2,5\mu\text{m}$ ($MP_{2,5}$) e fluxo de ar de 10 litros por minuto. É importante destacar que o monitoramento através do Harvard tem sido amplamente realizado em diversas partes do mundo para a realização de diagnósticos da qualidade do ar (Chile e Colômbia), coleta de informações para estudos na área da saúde (México) (O'NEILL et al., 2002) e caracterização de partículas (Grécia) (THOMAIDIS et al., 2003). O equipamento tem sido aferido com outros obtendo como resultado uma boa correlação em equipamentos do tipo Hi-Vol (amostradores de grandes volumes tipicamente utilizados nas redes de monitoramento manual).

4.3 Métodos Analíticos

4.3.1 Gravimetria - Massa

Os filtros de policarbonato foram submetidos à análise gravimétrica, a qual consiste na pesagem por diferença, ou seja, pesam-se os filtros antes e depois de amostrados. Neste procedimento os filtros são acondicionados em sala apropriada com temperatura aproximada de 22°C e umidade relativa de 45%. Para esta pesagem foi utilizada balança analítica Mettler Toledo com precisão de seis casas decimais (μg), em que foram feitas três pesagens. Uma vez determinadas as massas e conhecido o volume total amostrado, foram calculadas as concentrações em massa depositadas subtraindo-se os valores dos filtros “brancos de controle”, isto é, não amostrados. Estes filtros não amostrados são utilizados para determinar uma possível contaminação, durante o processo de transporte, manuseio e realização dos experimentos.

Como pode ser observado na Figura 4.3, após a amostragem os filtros adquirem diferentes tipos de tonalidades, devido à deposição do material particulado. Filtros com maiores concentrações de material particulado tendem a apresentarem tonalidade preta escura, enquanto que menores concentrações apresentam-se em tons mais claros. Essa diferença pode ser rapidamente percebida quando comparado ao filtro branco.



Figura 4.3: Comparação entre filtros brancos e amostrados (diferentes tons de preto), com diferentes concentrações de $\text{MP}_{2.5}$.

4.3.2 Refletância - Black Carbon

Para medir a concentração de carbono elementar presente em cada amostra, o método empregado consistiu na determinação da refletância. Para isso, foi utilizado o Refletômetro, marca "Diffusion Systems Ltd." modelo "Smoke Stain Reflectometer-Model 43" (YAMASOE, 1994; LONGO, 1999; CCYOLLO, 2002), pertencente ao LFA do Instituto de Física da USP.

Por ser um produto resultante da queima de combustíveis fósseis, o carbono elementar pode funcionar como traçador de emissão veicular, particularmente de veículos a diesel. Por esta razão, em vários trabalhos, são realizadas medidas de BC em regiões urbanas para identificação da contribuição das fontes veiculares (WATSON et al., 2002).

A técnica de refletância consiste na incidência de luz de uma lâmpada de Tungstênio no filtro amostrado, o qual reflete uma intensidade inversamente proporcional à quantidade de BC presente (YAMASOE, 1994). Como as partículas de BC são boas absorvedoras de luz, quanto maior a concentração no filtro (meio), menor a intensidade de luz refletida pelo filtro e, conseqüentemente, menor a detectada pelo fotosensor. A curva de calibração da luz refletida pela quantidade de carbono elementar adsorvida empiricamente para o equipamento utilizado segue a definida por LOUREIRO et al. (1994) e, posteriormente, utilizada por CASTANHO (1999), CCYOLLO (2002) e ALBUQUERQUE (2005). A equação 4.1, indica como, a partir da refletância medida, é possível determinar a concentração de BC presente na atmosfera (CASTANHO, 1999).

$$BC = 81,953 - 1,832 \log R + 15,43 \log^2 R \quad \text{Equação 4.1}$$

Onde:

R: refletância (%);

A: área do filtro (cm²);

V: volume de ar amostrado (m³)

Após a análise de refletância, os filtros foram cortados sendo ¼ do recorte utilizado na análise do EDX e ¾ submetidos à cromatografia.

4.3.3 Florescência de Raios- X por Dispersão de Energia – Análise Elementar

Para a determinação da análise elementar dos compostos foi utilizada a técnica de fluorescência de raios-X, que vem sendo utilizada principalmente para amostras sólidas, permitindo a determinação simultânea da concentração de vários elementos, sem a destruição da amostra, ou seja, não necessitando de nenhum tratamento químico prévio.

Entre as vantagens da fluorescência de raios-X para a análise química de elementos pode-se citar: (a) adaptabilidade para automação, (b) análise rápida multielementar, muito importante devido a interdependência entre os micronutrientes nos sistemas biológicos, (c) preparação simplificada da amostra e (d) limite de detectabilidade dentro do exigido por muitas amostras biológicas (FILHO,1999).

O princípio básico desta técnica pode ser descrito da seguinte forma: os raios-X emitidos excitam os elétrons dos elementos que emitem linhas espectrais com energias características de cada elemento e cujas intensidades estão relacionadas com a concentração dos mesmos na amostra. De forma resumida, a análise por fluorescência de raios-X consiste de três fases: excitação dos elétrons dos elementos que constituem a amostra, dispersão dos raios-X característicos emitidos pela amostra e detecção destes.

A determinação da composição elementar do material particulado coletado em filtros requer a análise de um filtro não exposto (filtro branco), cujo resultado é utilizado para se obter os valores dos elementos constituintes do filtro. Os valores dos brancos são descontados dos valores encontrados nas amostras. Os resultados da análise de fluorescência de raios-X são representados através da média do percentual de cada elemento em relação à área total varrida para todos os filtros analisados (FILHO, 1999).

Neste trabalho foi utilizado o modelo ED-X 700 HS “Energy Dispersive X-Ray Spectrometer” da Shimadzu que permite a análise dos seguintes elementos: Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br e Pb. Os resultados obtidos dessa análise foram convertidos às concentrações de cada elemento identificado pelo programa WinQXAS (*Windows Quantitative X-ray Analysis System*), por meio de ajuste de linhas espectrais. Na Figura 4.4 pode ser observado o exemplo de espectro de uma amostra de MP_{2,5} de Belo Horizonte.

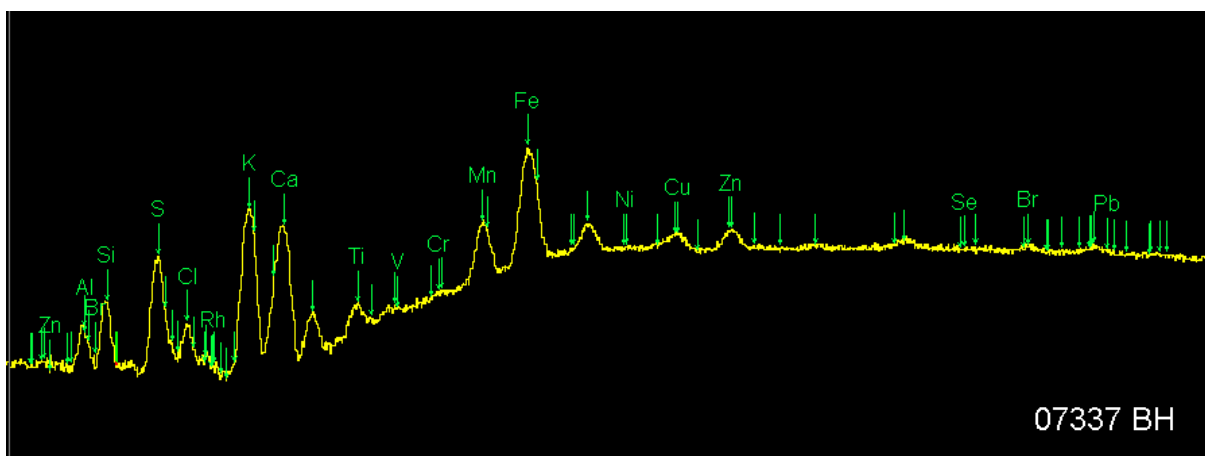


Figura 4.4: Exemplo de espectro de pulsos de raios X de uma amostra de MP_{2,5} de Belo Horizonte, obtido por dispersão de energia.

4.3.4 Cromatografia de Íons - Cátions e Ânions Solúveis

Antes da análise por cromatografia iônica foi realizada a extração aquosa dos íons presentes nas amostras coletadas. Após o corte realizado nos filtros, $\frac{3}{4}$ do recorte foram colocados em recipiente apropriado, sendo as espécies solúveis do material particulado extraídas por processo de agitação mecânica em água ultrapura (Sistema Gehaka – Master System). A solução resultante foi agitada durante uma hora sendo logo após filtrada em filtro Millex com 0,22 μm de diâmetro de poro da marca Millipore. Uma vez concluída esta etapa, a solução encontra-se em condições de ser analisada por cromatografia.

A técnica de cromatográfica líquida baseia-se em mecanismos de troca e supressão de íons, com detecção condutométrica para separação e determinação de cátions e ânions. Em geral, são utilizadas duas colunas, uma separadora e outra supressora, sendo a última instalada entre a coluna separadora e o detector condutométrico. A coluna supressora tem como função: (a) diminuir quimicamente a condutividade dos íons do eluente (supressão do sinal 35 de fundo) que saem da coluna separadora e (b) converter, simultaneamente, as espécies de interesse numa forma mais condutora, como ácidos ou bases, que são então monitorados pela célula condutométrica.

Esta técnica apresenta-se como um método versátil, seletivo e sensível sendo aplicado em diversas áreas envolvendo análises iônicas para amostras clínicas, industriais, farmacêuticas, alimentares e do meio ambiente. No presente estudo, para as análises dos cátions (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e NH_4^+) e dos ânions (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , F^-), foi utilizado o cromatógrafo Metrohm modelo 761, com detecção condutométrica. Na Figura 4.5 pode ser

observado o exemplo de cromatograma de ânions de uma amostra de MP_{2,5} de Belo Horizonte.

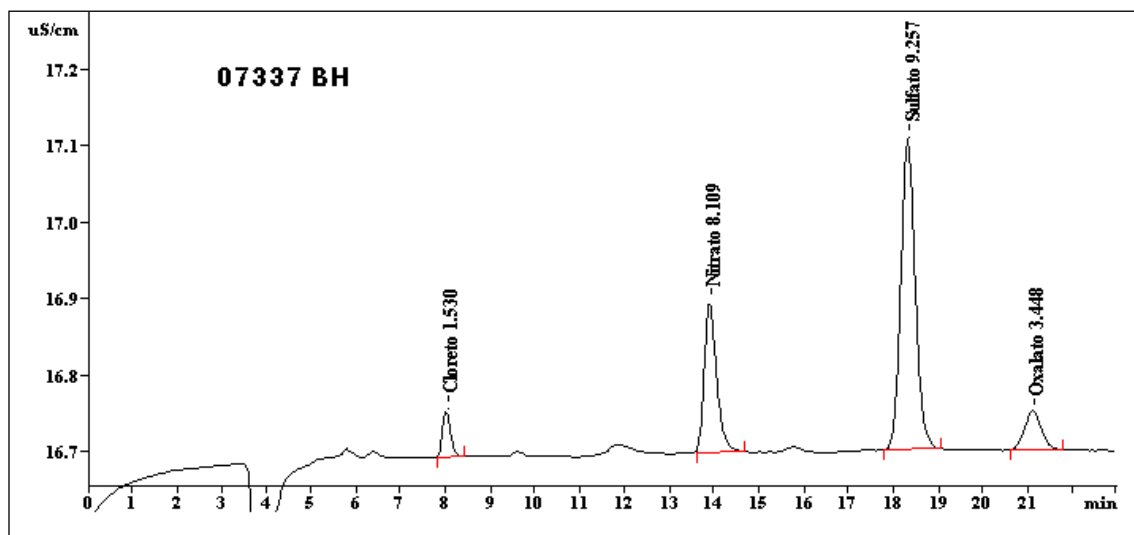


Figura 4.5: Exemplo de cromatograma de ânions de uma amostra de MP_{2,5} de Belo Horizonte, obtido por cromatografia de íons.

Para estas análises as condições analíticas utilizadas foram, para a coluna aniônica Metrosep A-Supp5, solução eluente de Na₂CO₃ 4,0 mmol L⁻¹ / NaHCO₃ 1,0 mmol L⁻¹; vazão de 0,7 mL min⁻¹; coluna supressora Metrohm e regenerante solução de H₂SO₄ 50 mmol L⁻¹ - água desionizada sob vazão de 0,8 mL min⁻¹. Para determinação dos cátions (Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺), as condições analíticas foram: coluna catiônica Metrosep modelo C2 150 da Metrohm, solução eluente de ácido tartárico 4 mmol L⁻¹ / ácido dipicolínico 0,75 mmol L⁻¹, volume de amostra de 100 µL, fluxo 1,0 mL min⁻¹ e sistema de supressão eletrônico Metrohm. As determinações analíticas foram feitas utilizando-se a curva analítica de calibração na faixa de concentração de 5 a 50 µmol L⁻¹.

4.4 Índice de Fisher

Para a avaliação das concentrações médias de MP_{2,5} de acordo com o dia da semana, foi utilizado o Índice de Fisher (WILKS, 2006). O índice de Fisher é uma combinação linear de características originais que produz a separação máxima entre duas populações. Neste caso, foi utilizado como variáveis as concentrações médias de MP_{2,5} nos finais de semana e as concentrações médias de MP_{2,5} para os dias da semana. Quanto

maior o Índice de Fisher, mais discrepante são os valores encontrados para finais de semana dos valores encontrados para os demais dias da semana.

$$J = \frac{|\mathbf{m}_1 - \mathbf{m}_2|^2}{\mathbf{s}_1^2 + \mathbf{s}_2^2}, \quad \text{Equação 4.2}$$

m_1 = concentração média nos dias da semana

m_2 = concentração média nos finais de semana

S^2_1 = variância das concentrações nos dias de semana

S^2_2 = variância das concentrações nos finais de semana

4.5 Dados Meteorológicos

As variáveis meteorológicas analisadas neste trabalho foram obtidas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), as quais incluem: temperatura do ar (°C), umidade relativa (%), pressão (hPa), velocidade. Os dados diários de vento utilizados, direção e velocidade ($m.s^{-1}$ - graus), obtidos por meio do METAR do Aeroporto de Belo Horizonte/Pampulha e do Aeroporto Salgado Filho em Porto Alegre. Para a construção das rosas de vento, foi utilizado o processador meteorológico WRPLOT View versão 6.5.1, desenvolvido pela empresa canadense *Lakes Environment Consultants*.

As posições dos anticiclones e das frentes foram determinadas através das cartas sinóticas de superfície, elaboradas pela Diretoria de Hidrografia e Navegação do Ministério da Marinha – DNM (<http://www.mar.mil.br/dhn/chm/meteo/prev/cartas/cartas.htm>), e com imagens de satélite obtidas através do CPTEC - INPE (<http://satelite.cptec.inpe.br/home/>).

5. Resultados e Discussões

Analisando as concentrações médias anuais de $MP_{2,5}$ (Tabela 5.1) nota-se que não houve uma diferença muito significativa entre as concentrações médias de massa de Porto Alegre em relação as de Belo Horizonte, sendo 14,6 e 14,9 $\mu g.m^{-3}$, respectivamente. Isso acontece também nas concentrações de *Black Carbon*, onde a diferença entre as médias das duas cidades foi de apenas 0,62 $\mu g.m^{-3}$. O fato de o desvio padrão de $MP_{2,5}$ (13,2 $\mu g.m^{-3}$) e BC (4,6 $\mu g.m^{-3}$) ter sido mais acentuado em Porto Alegre, inclusive supera a média de

BC ($4,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), se deve a existência de grande variabilidade tanto destas concentrações como de massa de $\text{MP}_{2,5}$ nas amostras obtidas nesta localidade.

Tabela 5.1: Concentrações médias e desvio padrão de $\text{MP}_{2,5}$ e BC, em $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, em Porto Alegre e Belo Horizonte.

Cidade	N° de amostras	Massa		BC	
		\bar{X}	S	\bar{X}	S
Belo Horizonte	374	14,9	7,74	4,68	3,41
Porto Alegre	332	14,6	13,2	4,07	4,55

\bar{X} : Média aritmética simples da população amostral.
S: Desvio padrão amostral

Avaliando o perfil de variação diária das concentrações de material particulado pode-se observar que as duas capitais apresentaram comportamento bastante próximo. Embora Belo Horizonte (Figura 5.7) tenha indicado uma concentração média de massa de $\text{MP}_{2,5}$ sutilmente superior a Porto Alegre (Figura 5.1), esta apresentou uma amplitude de oscilação bem mais acentuada do que o observado em Belo Horizonte. Conforme o valor de referência utilizado neste trabalho para concentração média diária de $35 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para 24 horas, Porto Alegre apresentou 25 picos de concentração superior a este valor, 6 destas ultrapassagens ocorreram no mês de setembro. Em Belo Horizonte foram registradas 8 ultrapassagens ao valor de $35 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Em Porto Alegre, em 2007, os máximos de concentração de $\text{PM}_{2,5}$ foram registradas no período de junho a começo de outubro. Após este período, verifica-se a diminuição nas concentrações deste poluente até o começo de março de 2008, voltando a ocorrer novos picos de concentração no início do outono de 2008. De junho a agosto do novamente observa-se uma diminuição nas concentrações deste poluente. O perfil diário de BC também apresentou o mesmo comportamento do $\text{MP}_{2,5}$, as maiores concentrações ocorreram de junho a outubro de 2007 e de março a início de junho de 2008, enquanto que as menores corresponderam no período de outubro de 2007 a março de 2008 e de junho a agosto de 2008.

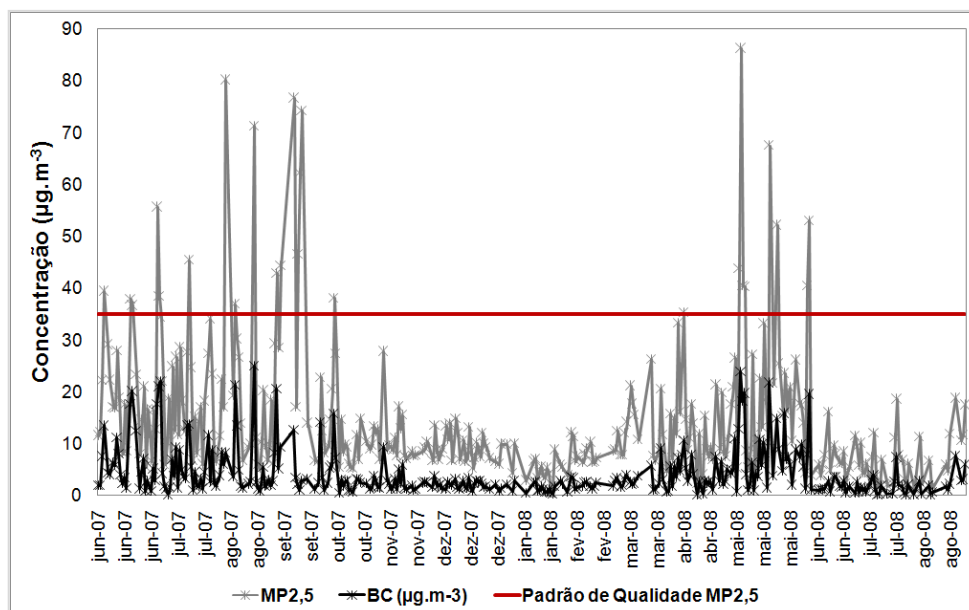


Figura 5.1: Variação diária da concentração de $MP_{2,5}$ e *Black Carbon* em Porto Alegre, no período de maio de 2007 a agosto de 2008.

A diferença de variabilidade de concentração de massa do $MP_{2,5}$ entre o inverno de 2007 e 2008 pode estar relacionada com a direção e a velocidade do vento em Porto Alegre. Através de rosas dos ventos, gerada com dados de direção e velocidade do vento obtidos através do METAR do aeroporto Salgado Filho, pode-se observar esta diferença na Figura 5.2. Embora nos dois períodos seja observada maior influência de vento da direção ESE, em 2007 há uma contribuição significativa de ventos de E e W, enquanto que em 2008 nota-se apenas uma ligeira contribuição de ventos de E. Em relação à velocidade do vento, em 2008 pode-se observar menor ocorrência de ventos calmos (7,6%) em relação a 2007 (11%), como também maior contribuição de ventos mais intensos entre 2,1 e 3,6 (10%) e 3,6 – 5,7 $m.s^{-1}$ (4%). Nota-se que ventos desta magnitude não são observados de junho a agosto de 2007, isto juntamente com o fato de ocorrerem mais situações de calmaria e a contribuição de ventos do quadrante W pode ter contribuído dificultando a dispersão de poluentes como também advectando poluição desta direção, visto que nesta região estão localizados indústrias como, complexo petroquímico, usina a carvão e fábrica de aço.

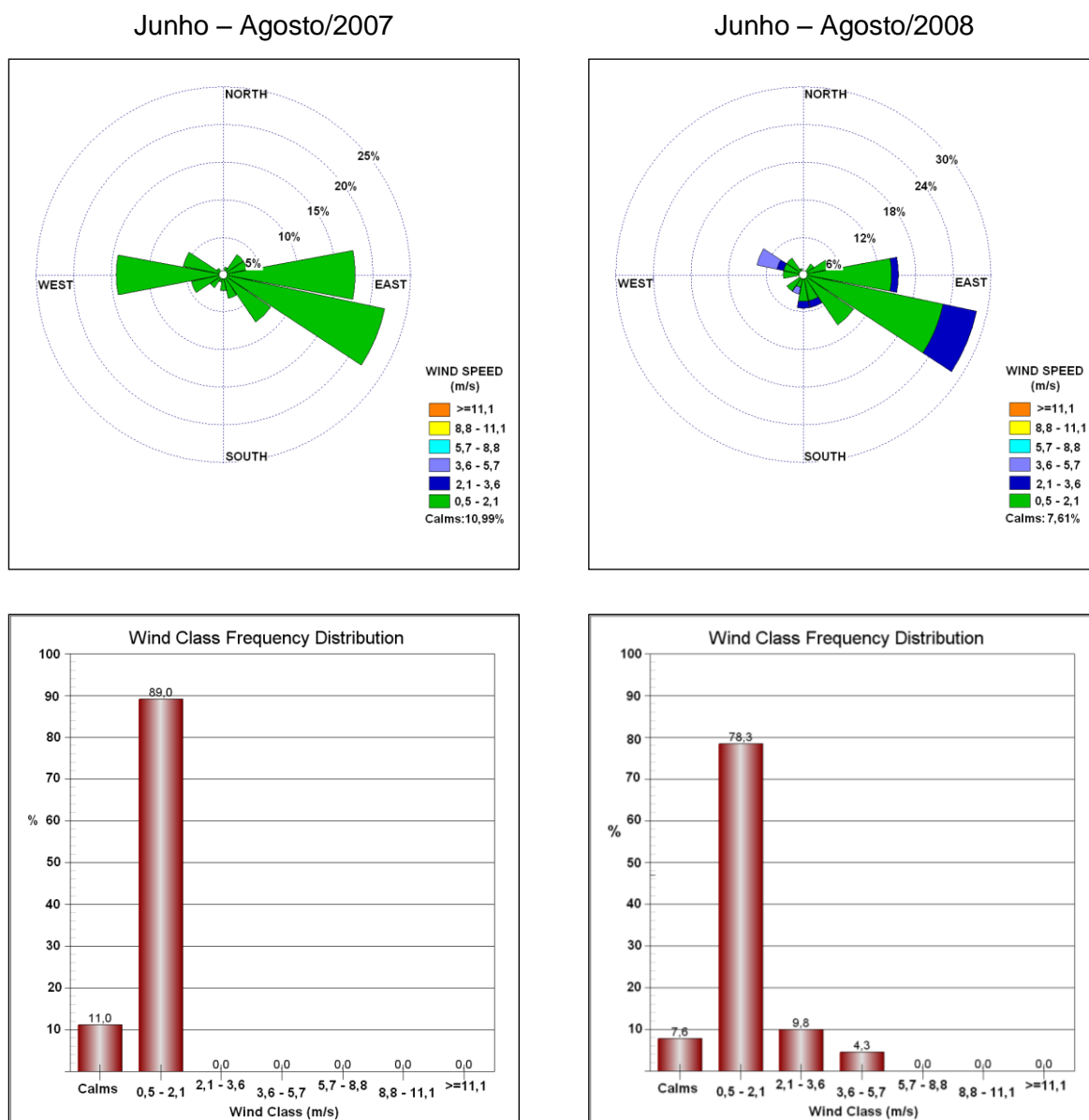


Figura 5.2: Rosa dos Ventos de 2007 e 2008 de Porto Alegre.

Na Figura 5.3 são apresentadas as rosas de vento do período de outubro a dezembro de 2007 e de janeiro e fevereiro de 2008, período em que foi observado diminuição nas concentrações de massa de $MP_{2,5}$. Através desta, torna-se claro que, a diminuição das concentrações de $MP_{2,5}$ coincide com a menor ocorrência de vento calmos e maior predominância de vento ESE. No último trimestre de 2007 a ocorrência de condições de calmaria e a contribuição de ventos de E e SE assim como a predominância de ventos de ESE (45%) ainda pode ser observada. Em janeiro e fevereiro de 2008 a contribuição de ventos da direção E e SE diminuem significativamente, enquanto que a de ESE chega a 70%. Neste período, aproximadamente 24% dos ventos têm velocidade entre 3,6 e 5,7 $m.s^{-1}$ e nenhuma condição de calmaria é observada.

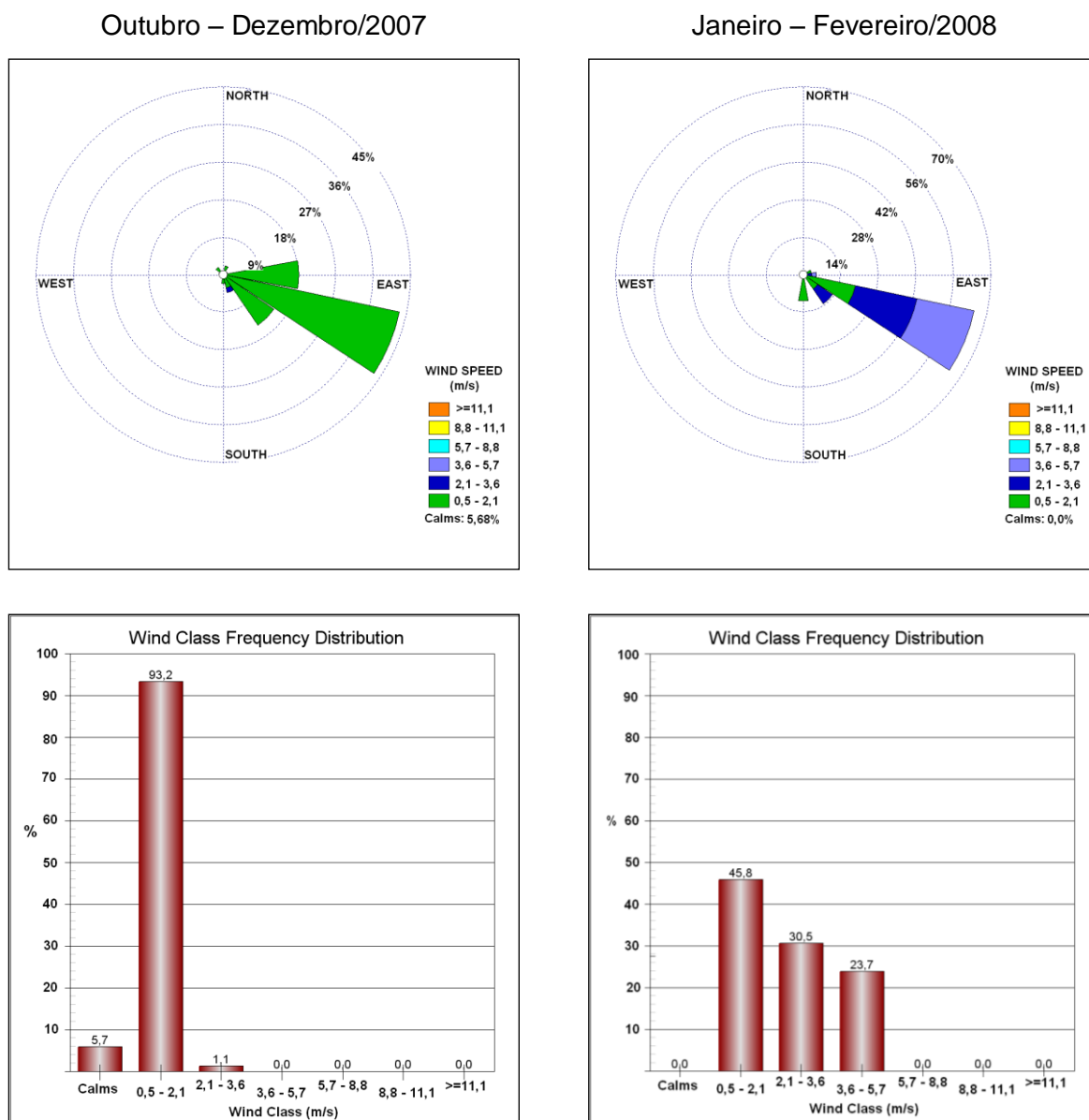


Figura 5.3: Rosa dos Ventos de Porto Alegre.

Conforme citado anteriormente, Porto Alegre apresentou 25 ultrapassagens do limite considerado por este estudo como referência para o padrão do material particulado fino. Embora o registro de picos de máxima concentração de $MP_{2,5}$, seja mais freqüente na estação chuvosa em Porto Alegre, em aproximadamente 50% dos casos de ultrapassagem, foi identificada a ausência de precipitação por um período superior a seis dias. Por exemplo, não houve ocorrência de precipitação entre os dias 04 e 17 de setembro, sendo que neste período foram registrados seis picos de máximas concentrações chegando a $74,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ no dia 17. Depois deste período foi verificado uma diminuição nas concentrações de $MP_{2,5}$ devido há um frente fria que permaneceu estacionária entre os dias 19 e 23, a qual foi responsável por volumes significativos de chuva. De acordo com informações divulgadas

pelo site da Metsul^(5.1), foi registrado no centro de Porto Alegre 154 milímetros de precipitação em cinco dias.

Foi verificada a ocorrência de inversões térmicas abaixo de 500 m em 80% das ultrapassagens, condição esta que contribui para a deterioração da qualidade do ar. A temperatura passa a aumentar com a altura, inversamente ao que ocorre em condições normais, com temperatura mais baixa próxima da superfície do que em níveis imediatamente acima na atmosfera. A camada de ar quente sobreposta à camada menos quente impede a mistura da atmosfera em ascensão vertical e os poluentes se acumulam junto à superfície. A inversão térmica pode dar origem ao nevoeiro que ocorre justamente no começo da manhã, um dos momentos de maior presença de automóveis nas ruas. Foram identificados pelo menos quatro episódios de ultrapassagens em que houve a ocorrência de nevoeiro ou neblina no início da manhã. Na grande maioria dos casos analisados, também foi identificada a atuação de sistemas de alta pressão e em cerca de 70 % dos casos de ultrapassagens foram identificadas condições pré-frontais.

Como exemplo, será apresentada a análise sinótica do dia 08 de agosto de 2007 no qual foi registrado em Porto Alegre, o pico de concentração de $MP_{2,5}$ de aproximadamente $80 \mu\text{g.m}^{-3}$. Neste dia o Estado estava sob a influência de uma massa de ar frio, acompanhada de uma camada de inversão e ventos de calmos a fracos, que ocasionou estagnação atmosférica, o que pode justificar o alto valor de concentração registrado neste dia.

Através das cartas sinóticas da 00 e 12Z (Figura 5.4), pode-se observar a perda de intensidade de um sistema de alta pressão que as 00Z se encontrava sobre a região Sul do país e as 12 Z nota-se o deslocamento desta para o oceano. O sistema de alta pressão atua gerando movimento de subsidência de ar seco e frio, resultando em céu claro, sem nuvens e fortes inversões térmicas, principalmente à noite.

^{5.1} Metsul: Empresa de consultoria e previsão do tempo e clima com atuação no Brasil e Conesul.

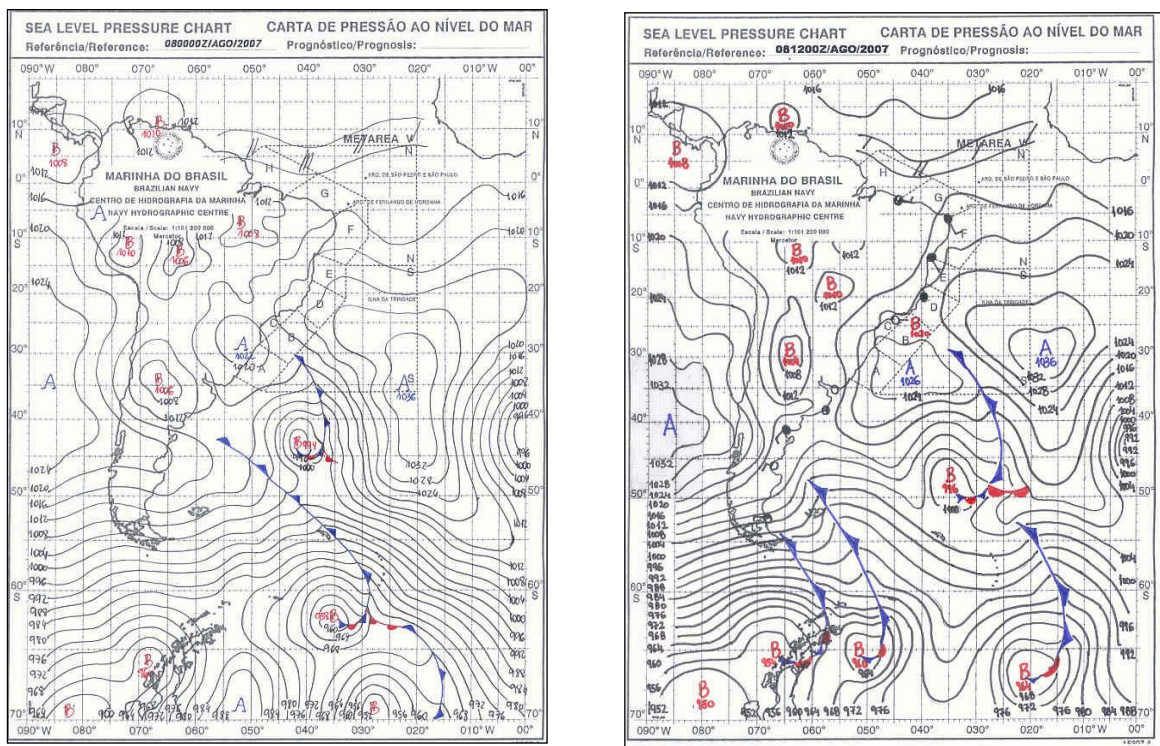


Figura 5.4: Cartas sinóticas referente a 00 e 12Z de Porto Alegre do dia 08 de agosto de 2008.

De acordo com a imagem de satélite das 09:15Z (Figura 5.5a), nota-se a ausência de nebulosidade sobre a maior parte do país. Esta situação favoreceu a ocorrência de inversão térmica, o que pode ser observado na radiossondagem (Figura 5.5b) das 12Z. Em relação às variáveis atmosféricas atuantes neste dia em Porto Alegre, a temperatura média foi relativamente baixa (7,5 °C), pressão atmosférica de 1021 hPa com predomínio de ventos fracos (velocidade menor que 2 m.s⁻¹). Como pode ser visto na Figura 5.6, a direção do vento neste dia é de W, ou seja, vento proveniente da região de Charqueadas e São Jerônimo onde estão localizadas as usinas termelétricas a carvão, TERMOCHAR (Charqueadas) e Usina Termelétrica de São Jerônimo – UTSJ.

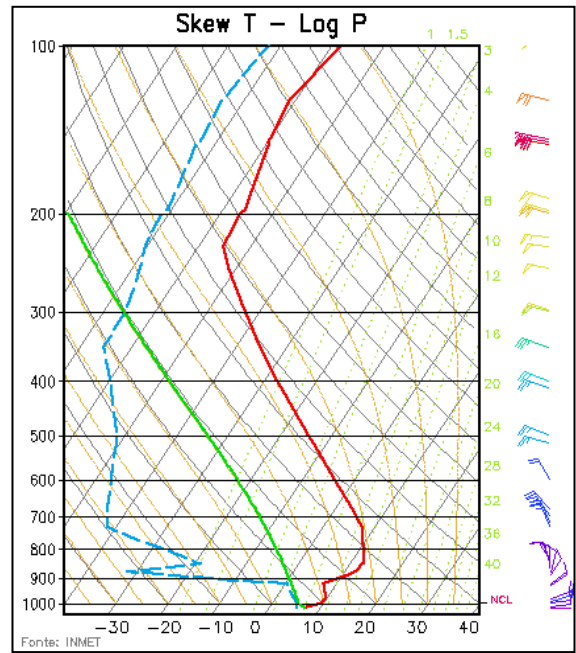
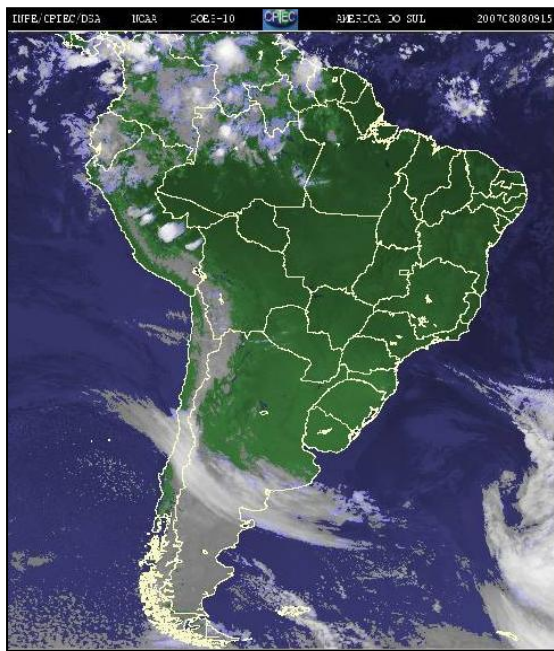


Figura 5.5: a) Imagens do satélite GOES-10, no canal Infravermelho colorido às 09:15Z; b) Radiossondagem atmosférica às 12Z, do dia 08 de agosto de 2008 de Porto Alegre.

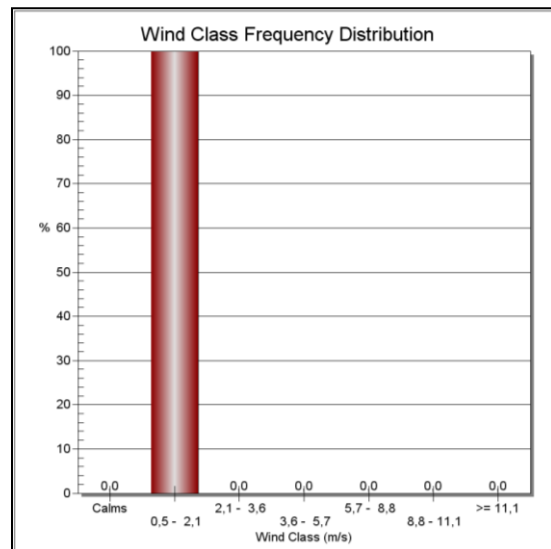
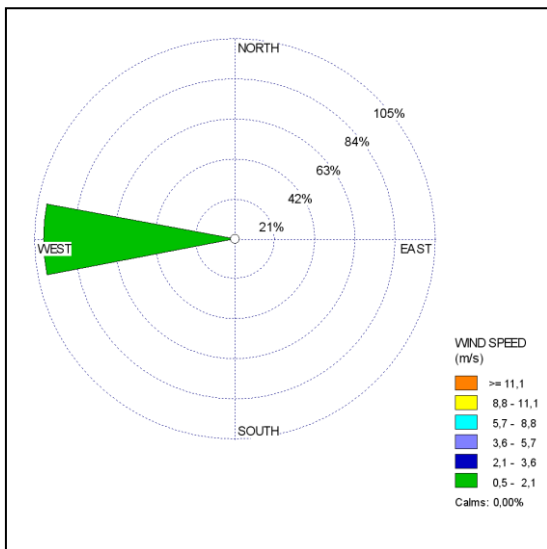


Figura 5.6: Rosa dos Ventos referente ao dia 08 de agosto de 2008 de Porto Alegre.

Em relação ao perfil diário de concentração de massa de $MP_{2,5}$ e *Black Carbon* em Belo Horizonte (Figura 5.7), observa-se picos mais elevados de concentrações de $MP_{2,5}$ ocorrerem de maio a começo de novembro de 2007, sendo 5 das 6 ultrapassagens ao valor de $35 \mu\text{g.m}^{-3}$, registradas em 2007 ocorreram entre final de agosto e começo de novembro. A partir da segunda metade do mês de agosto, pode-se notar uma diminuição significativa nas concentrações de material particulado na atmosfera de Belo Horizonte. De acordo com o gráfico, no final de março e começo de abril de 2008 as concentrações voltam a aumentar novamente. Mesmo com a diminuição das concentrações de $MP_{2,5}$ o teor de BC nas amostras de Belo Horizonte não demonstra variação significativa, o que não é observado nas amostras de Porto Alegre.

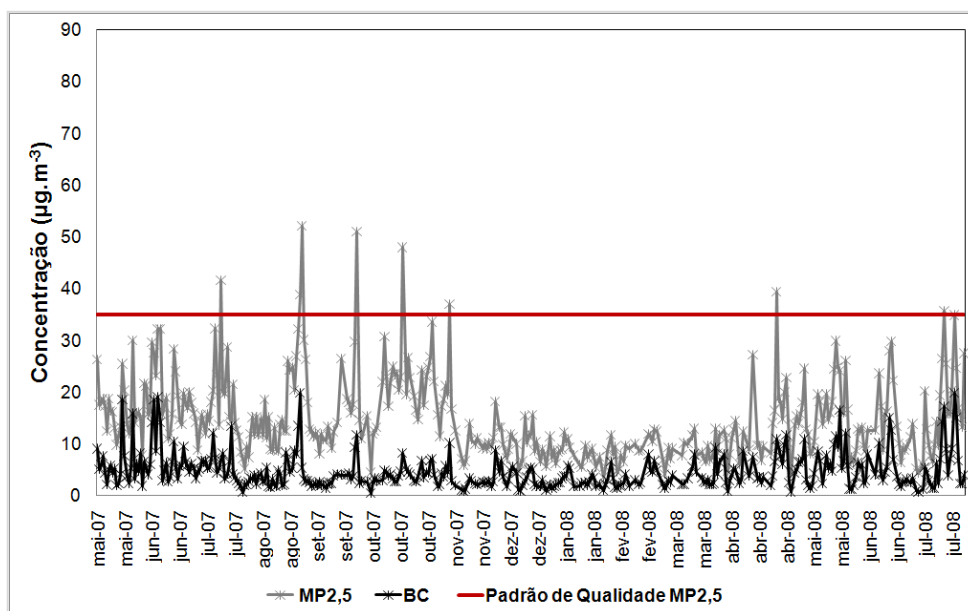


Figura 5.7: Variação diária da concentração de $MP_{2,5}$ e *Black Carbon* em Belo Horizonte, no período de maio de 2007 a agosto de 2008.

Em Belo Horizonte, os meses mais quentes (outubro-março) coincidem com a estação chuvosa, correspondendo a 88% da precipitação total anual, sendo que novembro, dezembro e janeiro são os meses mais chuvosos. De todos os eventos de precipitação, 43% ocorrem em janeiro, isto somado a dezembro e novembro totaliza 80% das ocorrências de toda estação chuvosa. Os meses mais frios (abril-setembro) correspondem ao período de seca. Comparando a Figura 5.8 com a Figura 5.7 pode-se observar claramente a relação inversa entre a precipitação e a concentração de massa do $MP_{2,5}$. Mesmo com o registro de ocorrência de precipitação, no mês de outubro, ainda pode-se observar episódios de altas concentrações de $MP_{2,5}$. Nota-se que o volume de chuva acumulado em 24 horas não foi suficiente para que houvesse a remoção de poluentes da atmosfera. Vale ressaltar também,

o número de dias com chuva, que em outubro e novembro foram registrados apenas 14 dias com chuva, enquanto que em janeiro e fevereiro foram registrados 29 dias. Novamente, a partir de abril a precipitação volta a diminuir, o que pode ter contribuído para novos registros de máximos de concentração de $MP_{2,5}$.

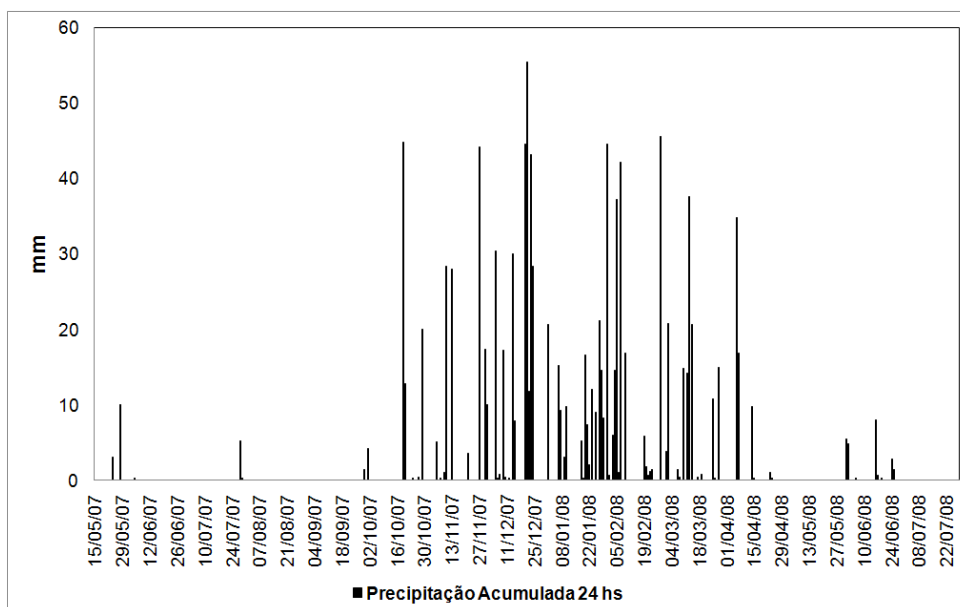


Figura 5.8: Variação diária da precipitação acumulada em 24 horas, no período de maio de 2007 a julho de 2008 em Belo Horizonte.

O comportamento do vento nos períodos de ocorrência de máximas e mínimas concentrações de $MP_{2,5}$ também apresentaram alguma variação. Nota-se, a partir da Figura 5.9, que os máximos de concentração de material particulado coincidiram com períodos em que a direção do vento predominante foi de ESE e E, com 53% em condições de calmaria e apenas 1,3% de ocorrência de ventos com velocidade entre 2,1 e 3,6 $m.s^{-1}$. No entanto, períodos em que foram registrado diminuição nas concentrações de $MP_{2,5}$, o vento predominante foi de direção E, com ligeira contribuição de ventos da direção ESE. Em relação a velocidade do vento, condições de calmaria são observadas em apenas 10% de freqüência, enquanto que 82% foram ventos fracos de 0,5 a 2,1 $m.s^{-1}$, 7% de 2,1 a 3,6 e cerca de 2% foram ventos de 3,6 a 5,7 $m.s^{-1}$.

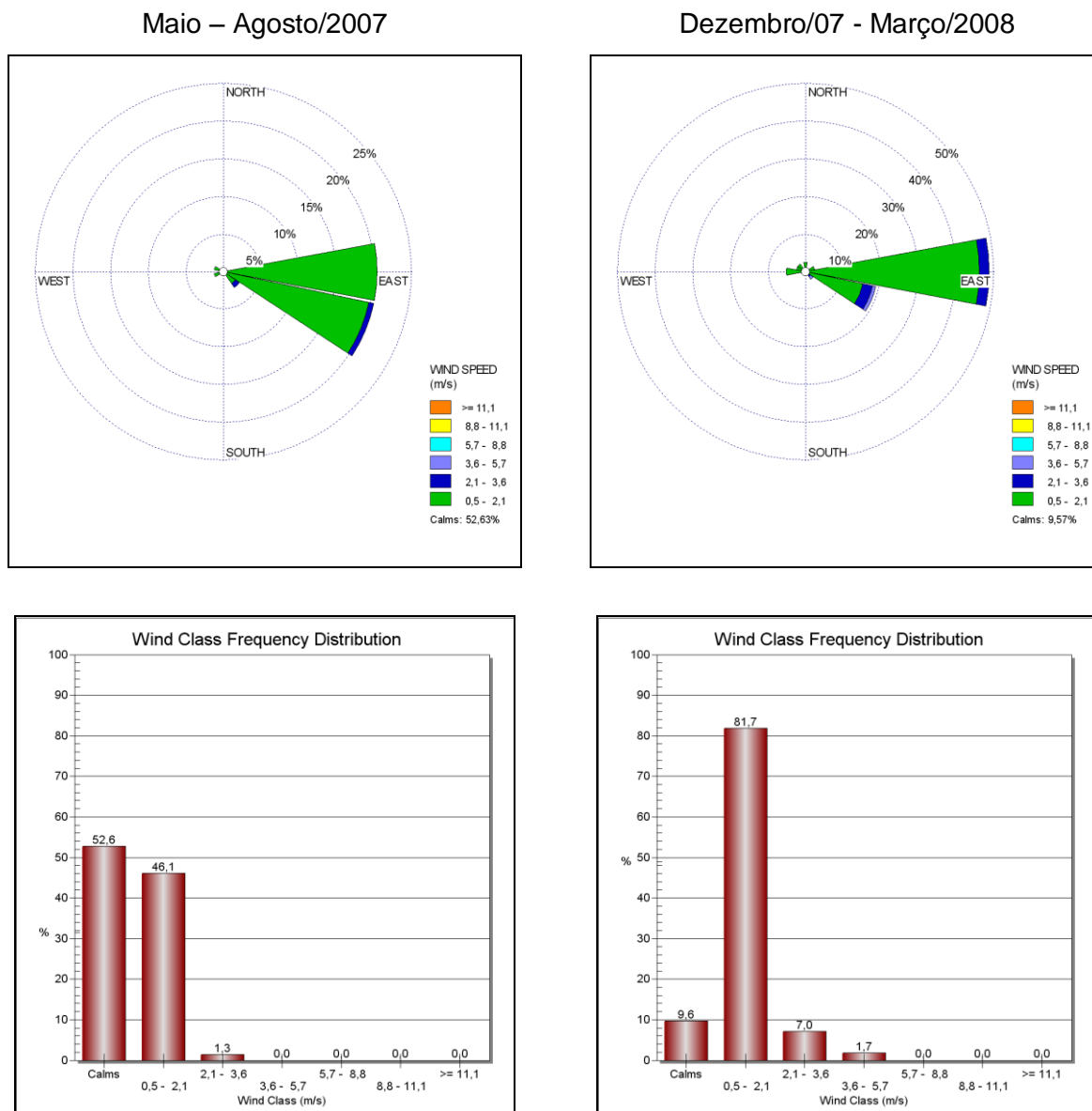


Figura 5.9: Rosa dos Ventos de Belo Horizonte.

Em relação aos dias em que houve ultrapassagem ao valor de referência utilizado neste trabalho, das oito ultrapassagens, metade delas apresentou condições de calmaria, enquanto que a outra metade apresentou ventos fracos (de 0,5 a 2,1 m.s⁻¹) com direção de E. Devido à ausência de radiossondagens atmosféricas em Belo Horizonte, para os dias em que ocorreram os picos máximos de concentração de material particulado fino, não pode ser verificado se houve ocorrência de inversões térmicas nestes casos. Porém, os dias em que estas ultrapassagens foram registradas, apresentaram condições atmosféricas pré-frontais (CLIMANÁLISE, 2007), o que também pode ter contribuído para a ocorrência destes picos máximos. Foi observada a ausência de precipitação por um período maior que 15 dias em quatro das cinco ultrapassagens ocorridas em Belo Horizonte, em casos extremos como a

ultrapassagem do dia 17 de julho de 2007, foram 57 dias sem registros de precipitação antes da entrada de uma frente fria no dia 19 do referido mês.

De acordo com a literatura, resultados similares a estes foram observados tanto em Belo Horizonte como em Porto Alegre. ORSINI et al. (1986) coletou amostras de $MP_{2,5}$ em algumas cidades brasileiras de 1982 a 1985, inclusive Porto Alegre e Belo Horizonte. A concentração média de $MP_{2,5}$ obtida em 33 amostras de Porto Alegre foi de $15,9 \mu\text{g.m}^{-3}$, enquanto que para as 8 amostras coletadas em Belo Horizonte a concentração média de massa de $MP_{2,5}$ foi de $15,8 \mu\text{g.m}^{-3}$. Também em BRAGA et al. (2005) e DALLAROSA et al. (2008) foi verificada para a Região Metropolitana de Porto Alegre, concentrações médias de $MP_{2,5}$ de aproximadamente $15 \mu\text{g.m}^{-3}$ na zona urbana e de $7 \mu\text{g.m}^{-3}$ na zona rural. Segundo BRAGA et al. (2005), foi verificada a concentração média de $MP_{2,5}$ para um período de amostragem de abril a dezembro de 2002, em um total de 176 amostras foi obtida $15 \mu\text{g.m}^{-3}$ de concentração média deste poluente, sendo que a concentração máxima foi de $44 \mu\text{g.m}^{-3}$ e a mínima de $1 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Em estudos realizados na Europa, concentrações de $MP_{2,5}$ em zonas rurais em geral aparecem bastante uniforme, entre $11 \mu\text{g.m}^{-3}$ e $13 \mu\text{g.m}^{-3}$, consideravelmente mais baixos do que as concentrações urbanas (cerca de $15-20 \mu\text{g.m}^{-3}$), que por sua vez são mais baixas do que as médias anuais de $MP_{2,5}$ em regiões de maior tráfego ($20-30 \mu\text{g.m}^{-3}$). Na Ásia partículas finas são responsáveis pela maior parte dos problemas de visibilidade, recentes medições no centro de Pequim mostram as concentrações médias de $MP_{2,5}$ foram superiores a $100 \mu\text{g.m}^{-3}$. As concentrações médias mensais variaram entre $61 \mu\text{g.m}^{-3}$ e $139 \mu\text{g.m}^{-3}$, enquanto que durante episódios de poluição atmosférica a média diária pode chegar a $300 \mu\text{g.m}^{-3}$ (WHO, 2005).

Considerando apenas a porcentagem de *Black Carbon* presente nas amostras de $MP_{2,5}$, pode-se verificar que este ficou em torno de 26 e 31% em Porto Alegre e Belo Horizonte, respectivamente. Estes valores estão bem acima dos valores tipicamente esperados para áreas urbanas pela EPA (10% da massa do $MP_{2,5}$). De acordo com o perfil de variação da porcentagem de carbono elementar em Porto Alegre (Figura 5.10), nota-se que a fração de BC se manteve em torno de 10 a 40% do material particulado fino. Enquanto que em Belo Horizonte, apenas duas das amostras revelaram porcentagens abaixo de 10%, como pode ser observado na Figura 5.11. Com exceção dos valores extremos, a presença de BC em Belo Horizonte oscilou entre o intervalo 15 a 60% do material particulado.

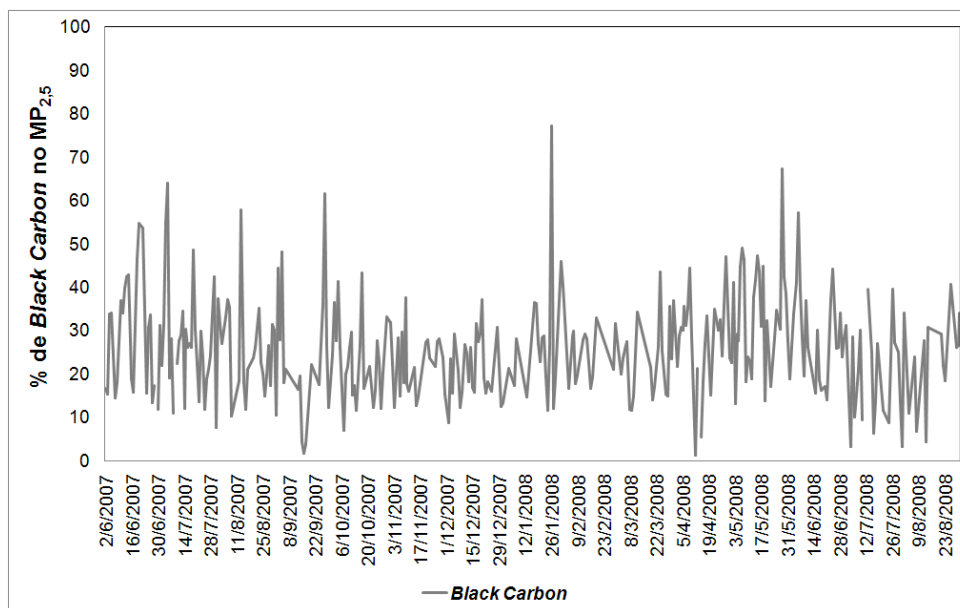


Figura 5.10: Variação diária da porcentagem de *Black Carbon* presente nas amostras de $MP_{2.5}$ em Porto Alegre.

Em relação ao gráfico que corresponde a variação da porcentagem de carbono elementar presente no $MP_{2.5}$ em Belo Horizonte (Figura 5.11), vale a pena ressaltar a significativa diminuição nas concentrações no período entre o final de agosto ao começo de dezembro de 2007. Isto pode estar relacionado ao início do período de chuvas na região.

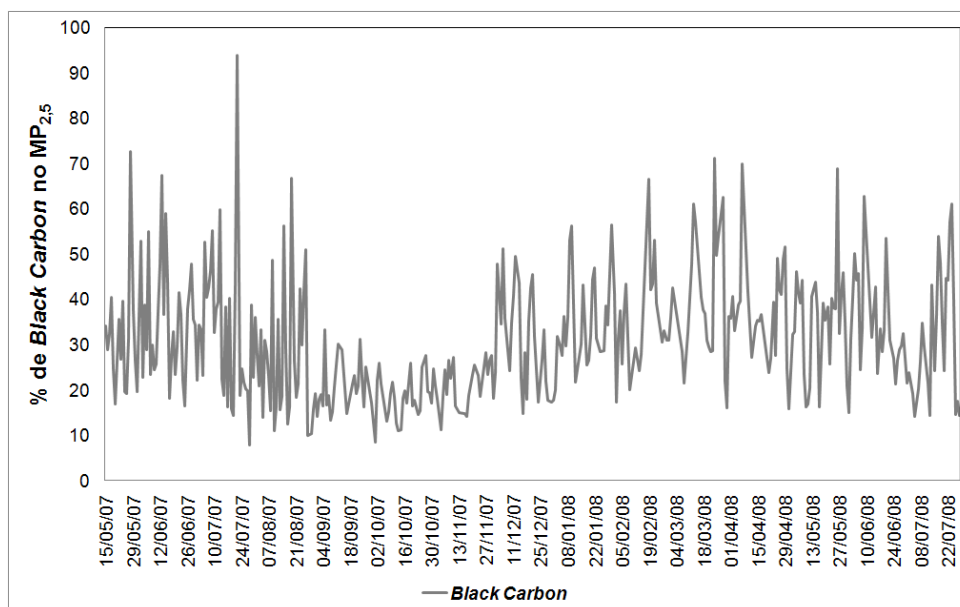


Figura 5.11: Variação diária da porcentagem de *Black Carbon* presente nas amostras de $MP_{2.5}$ em Belo Horizonte.

Por ser produzido principalmente pela queima de biomassa e de combustíveis fósseis usado em indústrias e veículos, o *Black Carbon* é bastante utilizado como elemento traçador em estudos de transporte de poluentes atmosféricos devido a sua origem estritamente antropogênica. Isto pode vir a explicar a maior porcentagem de carbono elementar nas amostras de $MP_{2,5}$ obtidas em Belo Horizonte, visto que é uma região fortemente industrializada e com um frota veicular de quase um milhão de veículos.

Segundo MAHMOUD et al. (2008), foi verificado para a cidade do Cairo no outono de 2004 e a primavera de 2005, que as concentrações médias horárias de *Black Carbon* são significativamente maiores no outono em relação à primavera ($9,9 \pm 6,6$ e $6,9 \pm 4,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, respectivamente) e bastante variável em curta escala de tempo (diurno). Utilizando um modelo simples, foi constatado que o tráfego é de longe a principal fonte do BC no Cairo, durante o dia e no outono, quando além da influência do tráfego ainda há a queima de biomassa na região do delta do Nilo.

5.1 Comportamento Médio de Acordo com o Dia da semana

Considerando a concentração média de $MP_{2,5}$ e BC para cada dia da semana, pode ser observado que as concentrações mais baixas, em Porto Alegre (Figura 5.12), foram encontradas nos finais de semana, o que pode ser explicado pela diminuição das atividades industriais como também menor circulação de veículos. Nos demais dias da semana é verificado um aumento nas concentrações, ficando em torno de $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, exceto na terça-feira quando é identificado um pico nas concentrações de $17,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Na sexta-feira as concentrações voltam a diminuir ficando na média de $13 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ de sexta a domingo. Em relação ao comportamento do *Black Carbon* ao longo da semana, este apresentou perfil similar ao $MP_{2,5}$, diminuindo as concentrações deste poluente a partir da sexta-feira e voltando a aumentar na segunda-feira. Assim como o $MP_{2,5}$ o pico nas concentrações no decorrer da semana ocorre na terça-feira.

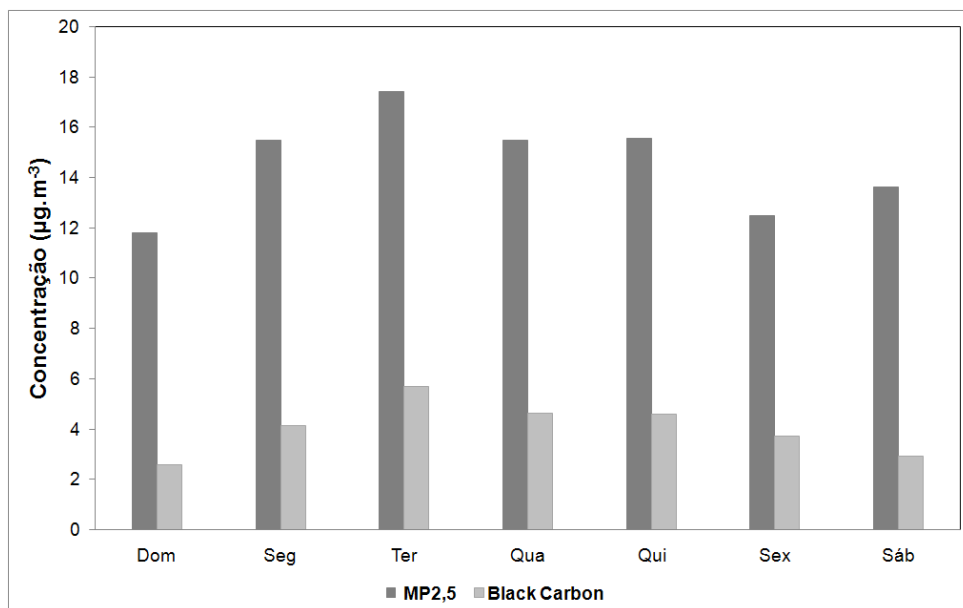


Figura 5.12: Concentração média por dia da semana de MP_{2,5} e *Black Carbon* (µg m⁻³), para o período amostrado em Porto Alegre.

O mesmo comportamento não foi verificado para Belo Horizonte (Figura 5.13), pois apenas aos domingos (14,34 µg.m⁻³) é observada menor concentração média de massa de MP_{2,5} que o restante dos dias da semana. Dois picos de altas concentrações ocorrem no decorrer da semana, na segunda-feira e no sábado, sendo os dois superiores a 15 µg.m⁻³. Nos demais dias da semana, de terça a sexta-feira, as concentrações ficam em torno de 14,70 µg.m⁻³. Como o observado em Porto Alegre, o perfil de variação nas concentrações de carbono elementar em Belo Horizonte é bem próximo ao do MP_{2,5}, ou seja, aos domingos foram registradas, embora sutilmente, menores quantidades de *Black Carbon* no material particulado amostrado.

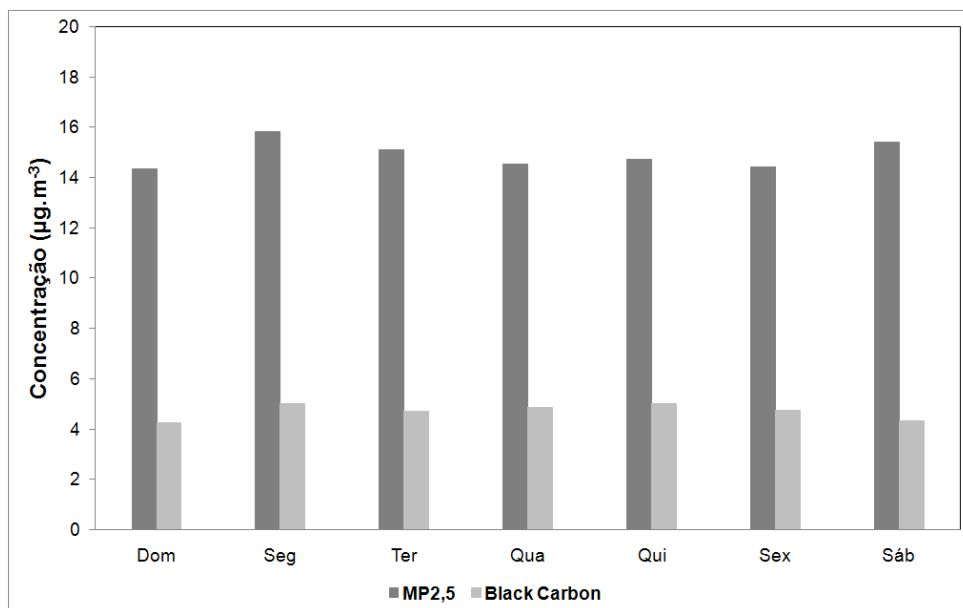


Figura 5.13: Concentração média por dia da semana de MP_{2,5} e Black Carbon ($\mu\text{g m}^{-3}$), para o período amostrado em Belo Horizonte.

Para melhor interpretação destas concentrações médias de MP_{2,5} para cada dia da semana, foi utilizado o Índice de Fisher (WILKS, 2006). Neste caso foi utilizado como variáveis as as concentrações médias de MP_{2,5} nos finais de semana e as concentrações médias de MP_{2,5} para os dias da semana. Quanto maior o Índice de Fisher mais discrepante são os valores encontrados para finais de semana dos valores encontrados para os demais dias da semana. De acordo com a Equação 4.2 foi encontrado para Belo Horizonte índice igual a 0,05, enquanto que para Porto Alegre 0,53, o que vem a confirmar que as concentrações médias correspondente aos finais de semana em Porto Alegre se distingue das concentrações médias de MP_{2,5} encontradas nos demais dias da semana.

5.2 Variabilidade sazonal

Em relação ao comportamento sazonal do MP_{2,5}, o perfil de variação foi bastante próxima nas duas capitais, embora cada uma delas apresente características climáticas distintas. Nos gráficos das Figuras 5.14 e 5.15 pode-se observar a sazonalidade bem definida tanto em Porto Alegre como em Belo Horizonte, onde a concentração média de MP_{2,5}, apresenta-se mais elevada nos meses de inverno (jun/jul/ago) em relação aos meses de verão (dez/jan/fev).

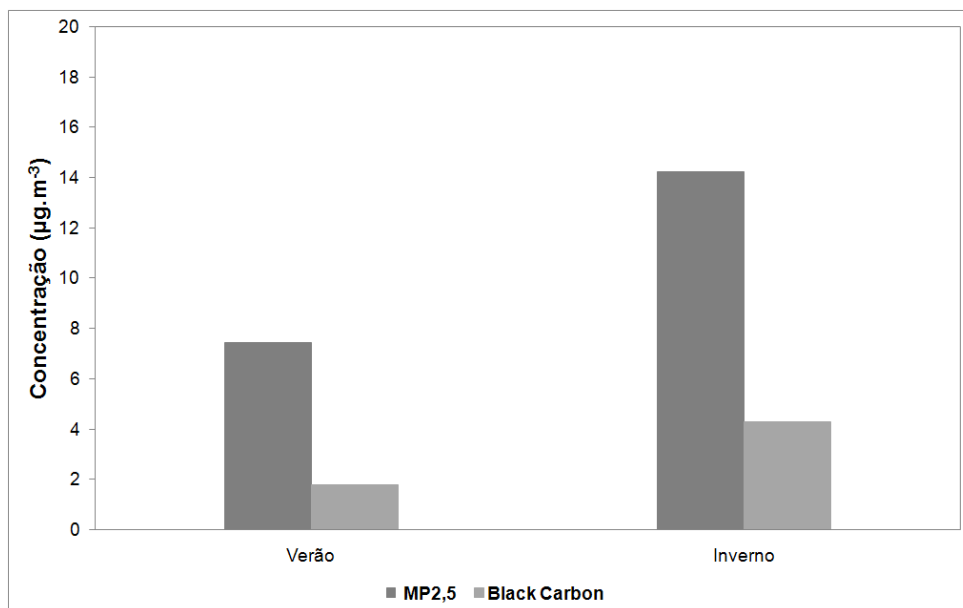


Figura 5.14: Variação média sazonal de MP_{2,5} e de *Black Carbon* em Porto Alegre.

De acordo com a Figura 5.15, observa-se que Belo Horizonte apresenta maior concentração média de massa de MP_{2,5} tanto no inverno (16,7 µg.m⁻³) como no verão (9,0 µg.m⁻³), quando comparada as médias obtidas em Porto Alegre (Figura 5.14) que foi de 14,2 µg.m⁻³ no inverno e 7,4 µg.m⁻³ no verão.

Dentre os resultados obtidos, verifica-se que o *Black Carbon* apresenta perfil de variação sazonal similar a concentração média de massa de MP_{2,5}, onde Belo Horizonte registrou concentração média de 5,6 µg.m⁻³ no inverno e 3,1 µg.m⁻³ no verão, enquanto que para Porto Alegre foi de 4,3 µg.m⁻³ no trimestre de junho-julho-agosto e de 1,8 µg.m⁻³ no verão.

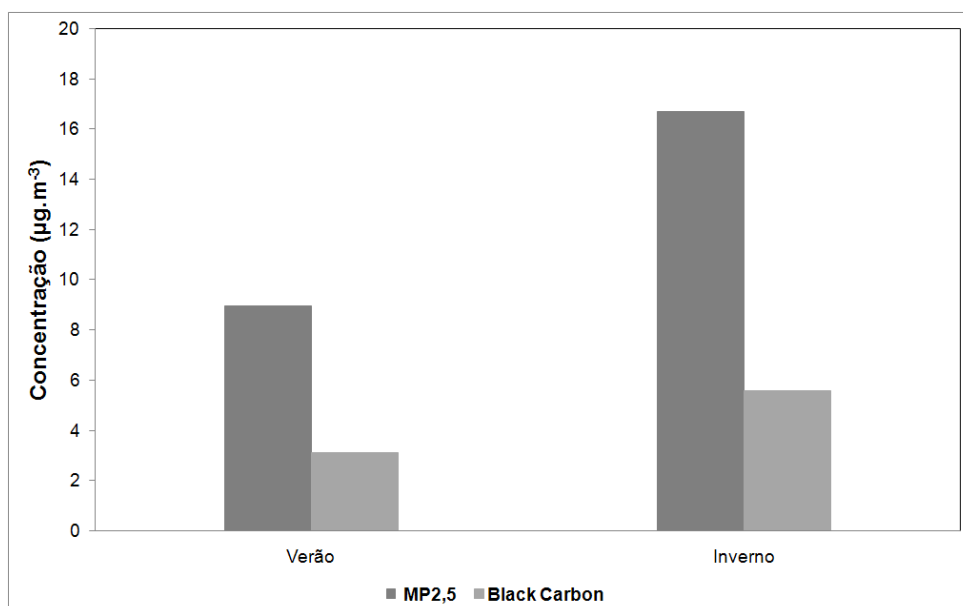


Figura 5.15: Variação média sazonal de MP_{2,5} e de *Black Carbon* em Belo Horizonte.

Resultados semelhantes a estes podem ser encontrados na literatura (CASTANHO E ARTAXO, 2001; MIRANDA et al, 2002; FENG, Y. et al, 2009), onde são verificadas maiores concentrações de MP na atmosfera nos meses de inverno em relação ao verão. Isto pode ser explicado pelo fato de que o inverno que são observadas as condições meteorológicas adversas à dispersão de poluentes no ar, tais como: ausência de precipitação, aumento da ocorrência de inversões térmicas mais próximas a superfície e condições de calmarias.

5.3 Análise dos Resultados da Composição Elementar

As partículas da atmosfera compreendem uma complexa mistura de diversos elementos e compostos, sendo constituídos basicamente de sulfatos, nitratos, amônia, compostos orgânicos, sais marinhos, elementos do solo (Al, Si, Ti, Ca, Fe), metais pesados (Pb, Zn, Ni, Cu, V, Cr, Cd, e outros). A partir da composição química destas partículas atmosféricas pode-se inferir sobre as principais fontes de emissão de poluentes em uma determinada localidade. Com isto, através da Figura 5.16 é possível verificar a influência de atividade locais ao comparar a composição elementar das amostras de MP_{2,5} obtidas em Belo Horizonte e em Porto Alegre.

Como mencionado anteriormente, a Região Metropolitana de Belo Horizonte é responsável por 66% da atividade mineradora do estado de Minas Gerais além do que está localizada na região metalúrgica do estado com indústrias de grande porte ligadas ao setor siderúrgico, de minerais não metálicos (cimento e cal), de petróleo e a indústria automobilística. O desenvolvimento de tais atividades pode ser responsável pelas maiores concentrações de Mg, Al, Si, Ca, Mn e Fe no MP_{2,5} do que as encontradas em Porto Alegre.

Elementos metálicos provenientes de diferentes fontes antropogênicas estão associados com partículas de diferentes frações. Aquelas emitidas durante a queima de combustíveis fósseis (V, Co, Pb, Ni and Cr) estão associadas em sua maioria à partículas menores que 2,5 µm de diâmetro. Indústrias metalúrgicas liberam na atmosfera As, Cr, Cu, Mn e Zn, a poluição devido ao tráfego veicular incluem as emissões de elementos como o Fe, Pb, Cu, Zn e Cd, que podem estar associado a partículas finas e grossas (QUEROL et al., 2002; ALASTUEY et al., 2006, BIRMILI et al., 2006).

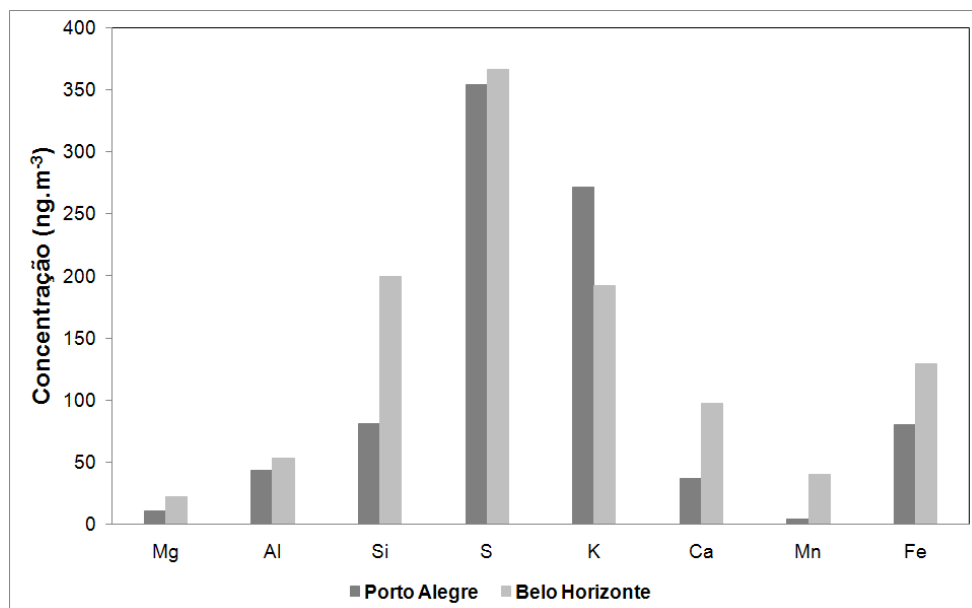


Figura 5.16: Concentração média dos elementos presentes nas amostras de MP_{2,5} de Belo Horizonte e Porto Alegre.

BRAGA (2005), verificou para três regiões distintas da Região Metropolitana de Porto Alegre, a presença de Si, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Zn e Cu no MP₁₀ e MP_{2,5} e através de análises estatísticas obteve a caracterização de diferentes fontes: usinas siderúrgicas, queima de resíduos hospitalares, carvão em centrais elétricas, fontes veiculares, industriais e naturais, bem como sal marinho de massas de ar oceânicas. De acordo com este estudo, o elemento Vanádio estaria associado a tráfego de veículos pesados a diesel, enquanto que o Ni e o Zn estariam associados a emissões industriais e veículos movidos a gasolina.

De acordo com a análise estatística o V, Cr, Zn, Ni, Mn e Fe demonstram a significativa influência de atividades industriais como as emissões da usina termelétrica a carvão TERMOCHAR e usinas siderúrgicas localizadas em Charqueadas, um dos pontos de amostragem. Em outro ponto de amostragem, caracterizado pela contribuição de partículas devido à queima de resíduos hospitalares, o Zn esteve relacionado a esta fonte assim como o Cl e o S, no entanto não se pode excluir a contribuição marinha para o Cl. Foi observado também, que os elementos S, Cr, Ni, Cu e Zn apresentaram concentrações mais elevadas nas partículas finas o que pode ser devido a queima de carvão.

A caracterização química de elementos presente no material particulado tem tornado possível a identificação de possíveis fontes de emissões de poluentes em localidades bastante distintas. Na Tabela 5.2, pode-se observar os resultados de análises químicas elementares obtidas neste trabalho em comparação a resultados obtidos por outros autores

em regiões urbanas (São Paulo e Bern) como também em área rural (Chaumont). Os resultados evidenciam as concentrações de elementos traços emitidos principalmente por processos antropogênicos, como o K, Ca, V, Mn, Fe, Cu e o Pb, os quais se apresentam em maiores concentrações em regiões urbanas (Porto Alegre, Belo Horizonte, São Paulo e Bern) em relação ao meio rural (Chaumont) (ALBUQUERQUE, 2005; HUEGLIN et al., 2005).

De acordo com estudos realizados anteriormente em Belo Horizonte em Porto Alegre, é possível verificar uma variação nas concentrações média de alguns elementos presente no $MP_{2,5}$ de algumas décadas para cá. Conforme os resultados obtidos por ORSINI et al. (1986), em comparação com os resultados aqui encontrados (Tabela 5.3), para Porto Alegre nota-se que houve uma diminuição nas concentrações de Mg, Si, S, Ti, V, Cr, Ni, Zn do anos 80 em relação aos últimos anos. Enquanto que, pode-se observar também aumento sutil nas concentrações de Ca e Mn, e aumento significativo (mais de 50%) nas concentrações de Cl, K e Fe. Em Belo Horizonte, vale ressaltar que, ao contrário de Porto Alegre o Fe apresentou diminuição nas concentrações, enquanto que o S, o Cr e o Zn demonstraram um aumento nas concentrações nas últimas décadas. HUEGLIN (2005), também verificou que as concentrações de V, Mn, Cd e Pb tem sido decrescente em comparação a dados disponíveis em meados dos anos 80 na Suíça.

Tabela 5.2: Composição química elementar do MP_{2,5} (concentração média) obtida no presente estudo em comparação com outros autores em diferentes locais de amostragem (valores em ng.m⁻³).

Variáveis	Porto Alegre ^a	Belo Horizonte ^a	São Paulo ^b	Suíça ^{c*}
	2007-2008	2007-2008	2003	1998-1999
Na	122,9	51,3		84 - 68
Mg	10,7	22,4		13 - 10
Al	43,2	52,7		26 - 34
Si	80,9	199,8	169,4	
P	10,1	6,60		
S	354,2	366,7	1116,3	
Cl	97,5	10,3		
K	271,6	192,5	275,6	186 - 68
Ca	37,1	97,1	58,8	106 - 46
Ti	4,15	5,03	12,0	0,05 - 0,01
V	0,88	1,58	2,9	1,4 - 0,8
Cr	1,01	0,65		
Mn	4,5	39,9	8,7	4,4 - 0,8
Fe	80,2	129,3	247,8	204 - 26
Ni	1,91	0,83	3,0	1,3 - 1,3
Cu	3,57	3,14	22,1	8,7 - 6,0
Zn	16,7	14,7	121,8	
Se	1,02	0,38	5,1	0,21 - 0,22
Br	2,91	2,43		
Pb	7,34	5,39	51,0	30 - 4,7

* Região urbana (Bern) e rural (Chaumont) Suíça, respectivamente

^a Presente estudo.

^b ALBUQUERQUE, 2005.

^c HUEGLIN et al., 2005.

Tabela 5.3: Comparação entre resultados de composição química elementar obtidos no presente trabalho, para Belo Horizonte e Porto Alegre e resultados obtidos por ORSINI (1986), concentração média em $\mu\text{g m}^{-3}$.

Variáveis	Porto Alegre ^a	Porto Alegre ^b	Belo Horizonte ^a	Belo Horizonte ^b
	1983	2008	1984	2008
Na		122,9		51,3
Mg	57,28	10,7*	25,41	22,4
Al		43,2		52,7
Si	146,76	80,9	234,42	199,8
P		10,1		6,60
S	458,04	354,2	297,17	366,7
Cl	18,25	97,5	10,30	10,3
K	93,71	271,6	103,28	192,5
Ca	31,31	37,1	31,41	97,1
Ti	5,10	4,15	5,26	5,03
V	6,07	0,88	3,66	1,58
Cr	2,59	1,01	0,24	0,65
Mn	3,08	4,5	4,14	39,9
Fe	39,13	80,2	188,36	129,3
Ni	2,30	1,91	2,69	0,83
Cu	3,30	3,57	5,51	3,14
Zn	26,76	16,7	9,89	14,7
Se		1,02	20,09	0,38
Br		2,91		2,43
Pb		7,34		5,39

* Valores hachurados apresentaram diminuição nas concentrações.

^aORSINI et al., 1986.

^bPresente estudo.

5.4 Variabilidade Temporal das Concentrações Elementares

De acordo com a Figura 5.17 pode-se avaliar o comportamento das concentrações (ng.m^{-3}) dos elementos Mg, Al, Si, S, K, Ca, Mn, Fe nas amostras de $\text{MP}_{2,5}$ de Porto Alegre de acordo com as seguintes situações: a) dias com e sem precipitação, b) com o dia da semana e c) variação sazonal.

A Figura 5.17a mostra as médias das concentrações elementares para dias com e sem precipitação. Pode-se notar que os dias sem precipitação apresentaram maiores concentrações de quase todos os elementos, com exceção do potássio e o ferro que apresentou uma concentração ligeiramente maior mesmo com a ocorrência de precipitação. O fato do processo de remoção úmida ser eficiente para a remoção de partículas finas em suspensas na atmosfera pode explicar esta diminuição nas concentrações.

De acordo com o perfil de variação das concentrações médias elementares de acordo com o dia da semana (Figura 5.17b), torna-se claro a contribuição de emissões de origem veicular e industrial, visto que todos os elementos, com exceção do Mn, apresentaram maiores concentrações durante a semana quando comparadas as concentrações médias dos finais de semana. Vale ressaltar a diferença significativa entre as concentrações médias de enxofre, que durante a semana foi de 388 ng.m^{-3} e no final de semana foi de 224 ng.m^{-3} . O Si e o Fe, tiveram suas concentrações reduzidas quase 50% nos finais de semana, cerca de 50 e 48 ng. m^{-3} , respectivamente. Isto pode estar relacionado à diminuição das atividades industriais nos finais de semana, visto que estes elementos são provenientes de fontes desta tipologia.

É apresentada na Figura 5.17c, a variação das concentrações médias elementares para diferentes estações do ano. Nota-se que, quase todos os elementos apresentaram maiores concentrações no inverno de 2008, com exceção do K, que apresentou maior concentração média no inverno de 2007 e do S que apresentou máximo de concentração no verão. Vale ressaltar o comportamento do elemento Mg, que não esteve presente nas amostras de $\text{MP}_{2,5}$ obtidas tanto no inverno de 2007 como no outono de 2008.

Em relação a Belo Horizonte, é apresentado na Figura 5.18 o perfil de variação das concentrações médias (ng. m^{-3}) dos elementos Mg, Al, Si, S, K, Ca, Mn, Fe nas amostras de $\text{MP}_{2,5}$ de acordo com as seguintes situações: a) dias com e sem precipitação, b) com o dia da semana e c) variação sazonal.

Avaliando o perfil de variação das concentrações elementares médias para dias com e sem precipitação, foi observado (Figura 5.18a) que, com exceção do Ca, todos os demais elementos apresentaram maiores concentrações em dias sem precipitação. Isto demonstra

a eficiência da precipitação na remoção de partículas atmosféricas em Belo Horizonte, ainda mais que nesta capital o período seco é bem definido.

No que se refere à variação das concentrações médias elementares de acordo com o dia da semana (Figura 5.18b), pode-se observar que, com exceção do Mg, as concentrações médias não apresentaram uma diferença significativa entre os dias de semana e os finais de semana. O Al, S, Ca e Fe, apresentaram concentração média nos dias de semana sutilmente maior que nos finais de semana, enquanto que o Si e o K apresentaram concentração média levemente menor no dias de semana e o Mn não apresentou diferença entre as concentrações médias de final de semana e dia de semana.

É apresentada na Figura 5.18c, a variação das concentrações médias elementares para diferentes estações do ano. Nota-se que, quase todos os elementos apresentaram maiores concentrações na primavera de 07, com exceção do Si e do Mn que apresentaram maiores concentrações médias no inverno de 2007 e outono de 08, respectivamente. Vale ressaltar o comportamento do elemento Mg, que esteve presente, mesmo em concentrações médias baixas, apenas no inverno de 08 e no verão.

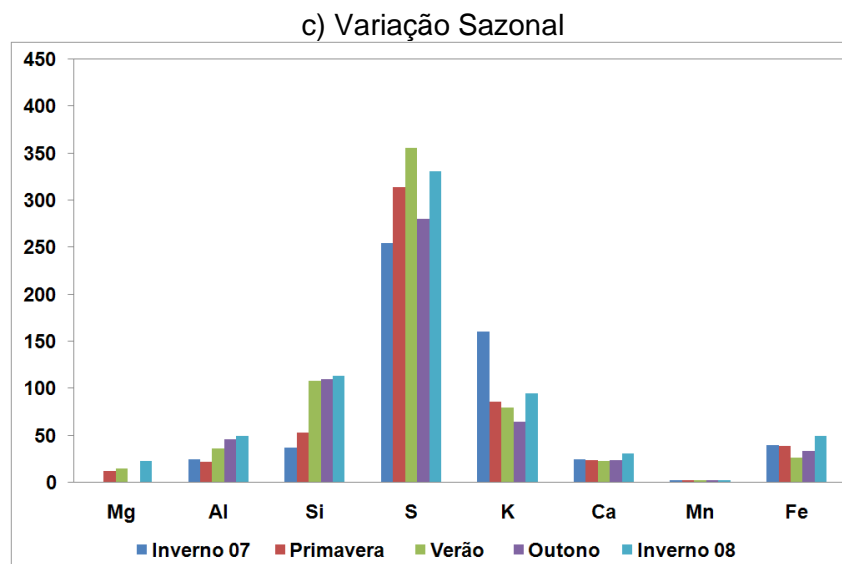
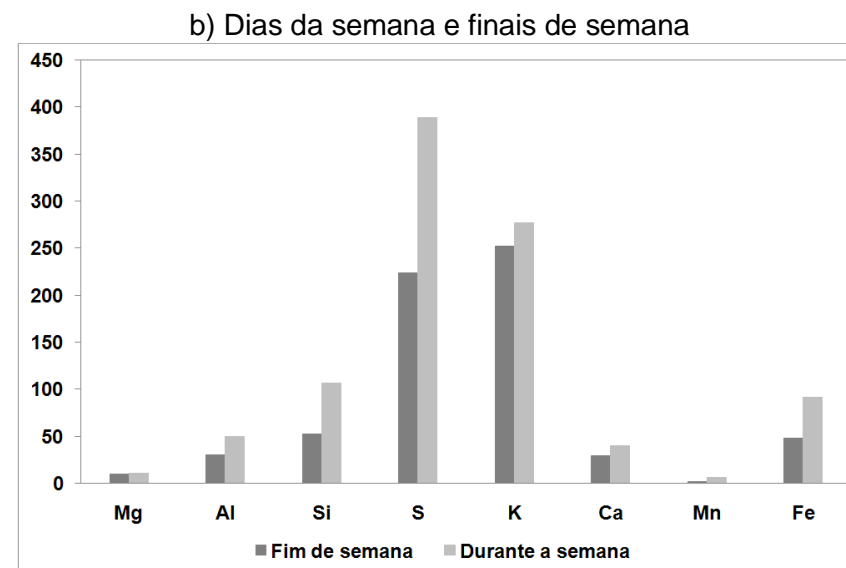
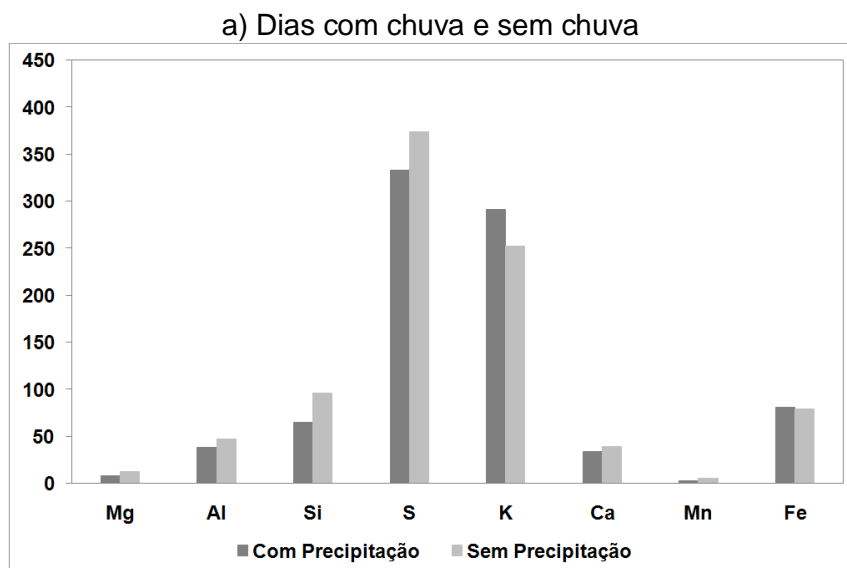


Figura 5.17: Variação das concentrações médias (em ng. m⁻³) dos elementos Mg, Al, Si, S, K, Ca, Mn, Fe em Porto Alegre (a) para dias com e sem precipitação, (b) durante a semana e os finais de semana e (c) por estações do ano.

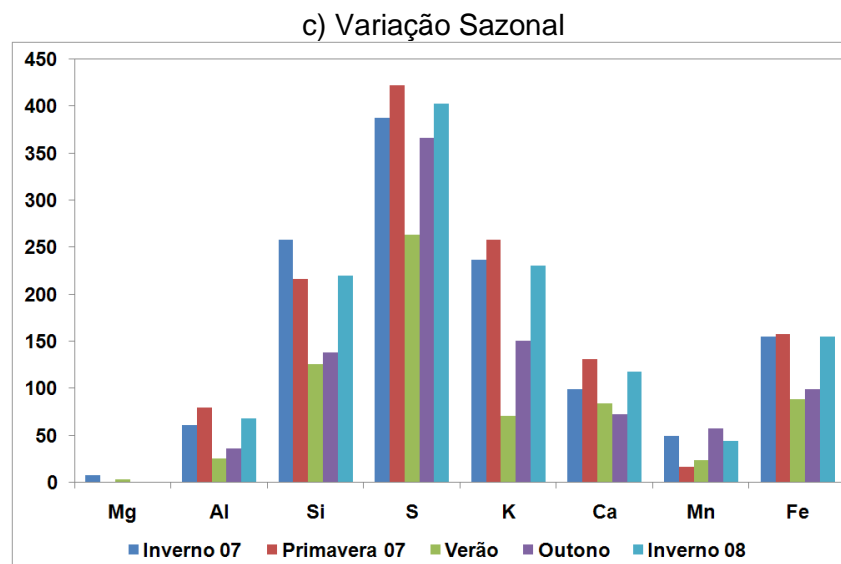
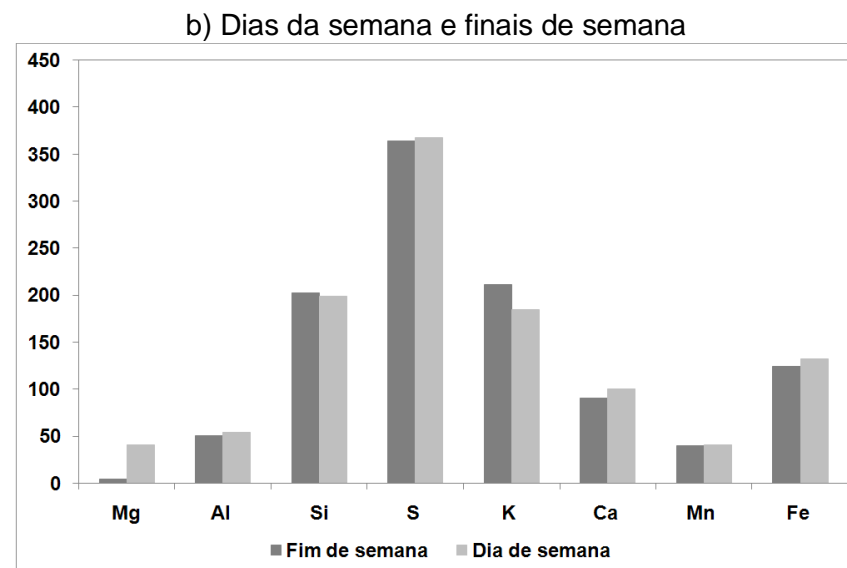
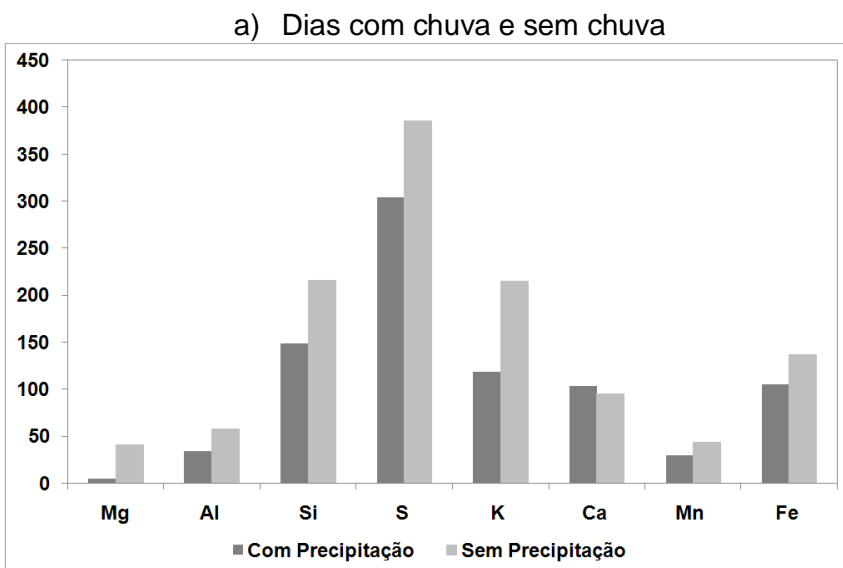


Figura 5.18: Variação das concentrações médias (em ng. m⁻³) dos elementos Mg, Al, Si, S, K, Ca, Mn, Fe em Belo Horizonte (a) para dias com e sem precipitação, (b) durante a semana e os finais de semana e (c) por estações do ano.

5.5 Análise dos Resultados da Composição Iônica

O perfil de variação das concentrações médias dos íons Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} (ng.m^{-3}) obtidos por cromatografia iônica para Porto Alegre e Belo Horizonte são apresentados na Figura 5.19. Torna-se claro que algumas espécies iônicas solúveis em água estiveram em maior quantidade nas amostras obtidas nas duas capitais, como os ânions SO_4^{2-} e NO_3^- , e os cátions NH_4^+ e K^+ . É importante ressaltar, a contribuição significativa do sulfato no material particulado das duas capitais, que chega a ser três vezes maior que os demais íons.

Também é possível identificar a contribuição mais significativa dos íons Cl^- e o Na^+ estavam nas amostras de Porto Alegre, o que pode ser justificado pela proximidade desta cidade ao mar. Em Belo Horizonte, o cátion Ca^{2+} apresentou maior concentração média do que em Porto Alegre, o que pode ser decorrente das atividades mineradoras desenvolvidas na região. Com exceção deste elemento, todos os demais íons estiveram em maiores quantidades no $\text{MP}_{2,5}$ de Porto Alegre, em relação as amostras de Belo Horizonte. Vale ressaltar a diferença entre as concentrações médias de nitrato presente no $\text{MP}_{2,5}$ das duas capitais, a qual foi cerca de 60% maior em Porto Alegre em relação a Belo Horizonte.

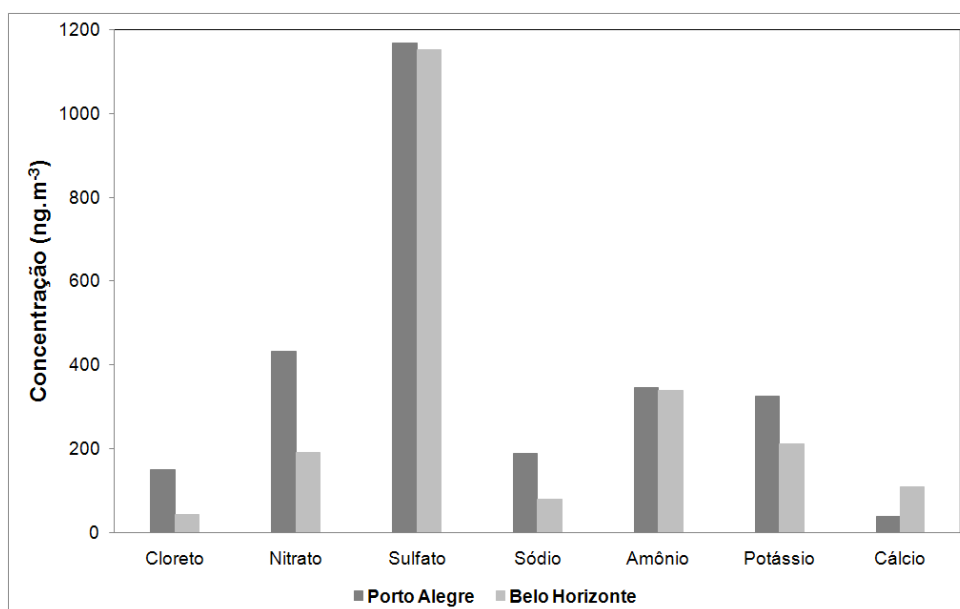


Figura 5.19: Variação da concentração média dos íons Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} presentes no $\text{MP}_{2,5}$ de Belo Horizonte e Porto Alegre.

Estudos realizados em outras cidades, também apresentaram o mesmo perfil de variação no que diz respeito à composição iônica do $\text{MP}_{2,5}$. De acordo com a Tabela 5.4, em

diferentes estudos, os íons NO_3^- , SO_4^{2-} e o NH_4^+ estiveram presentes em maiores quantidades no material particulado fino em relação aos demais. Isto se deve ao fato de que estes compostos são característicos de fontes antropogênicas. ALMEIDA et al. (2002), em estudo realizado em Portugal, comenta que características de zonas urbana/industriais fazem com que estas espécies sejam majoritárias no material particulado. No entanto, os teores destes componentes observados em Lisboa são inferiores aos verificados em outras áreas urbanas europeias, o que se deve possivelmente à proximidade de Portugal em relação ao oceano, que promove uma maior dispersão de poluentes. Vale ressaltar as altas concentrações médias de todos os íons em Shanghai em relação a Porto Alegre, Belo Horizonte, Rio de Janeiro e Lisboa, o que pode evidenciar o alto nível de poluição nas megacidades (SOLURI et al., 2007; ALMEIDA et al., 2002; WANG et al., 2006).

Tabela 5.4: Composição química iônica do $\text{MP}_{2,5}$ (concentração média) obtida no presente estudo em comparação com outros autores em diferentes locais de amostragem.

Íons	Porto Alegre ^a	Belo Horizonte ^a	Rio de Janeiro ^b	Lisboa ^c	Shanghai ^d
			ng m ⁻³		
Cl^-	148,7	42,2	290	250	3000
NO_3^-	431,6	190,5	2400	1300	6230
SO_4^{2-}	1167,8	1152,8	2700	3900	10390
Na^+	187,4	78,5	450	400	570
NH_4^+	346,0	338,4	900	1300	3780
K^+	323,8	210,9	450	130	630
Ca^{2+}	37,1	107,3	-	380	1250

^aPresente estudo.

^bSOLURI et al., 2007.

^cALMEIDA et al., 2002.

^dWANG et al., 2006.

Investigações detalhadas das características químicas de partículas na atmosfera são importantes tanto para elucidar a toxicidade das partículas como o seu papel nas mudanças climáticas. TAO (2007), correlacionou a visibilidade com a composição química de 28 amostras de $\text{MP}_{2,5}$ em Guangzhou, na China em abril de 2007. Os resultados obtidos mostraram que o sulfato foi a espécie dominante, que afetou tanto a dispersão de luz quanto a visibilidade. A contribuição percentual média de espécie degradante da visibilidade e

coeficiente de dispersão da luz foi de 40% para o sulfato, 16% para o nitrato, 22% para produtos orgânicos, e 22% de carbono elementar.

A significativa correlação observada (Figuras 5.20 e 5.21) entre as concentrações de enxofre (analisado por Fluorescência de Raios-X) e o sulfato (analisado por cromatografia de íons), indica que o enxofre encontra-se, predominantemente na forma de sulfato no material particulado fino das duas regiões estudadas.

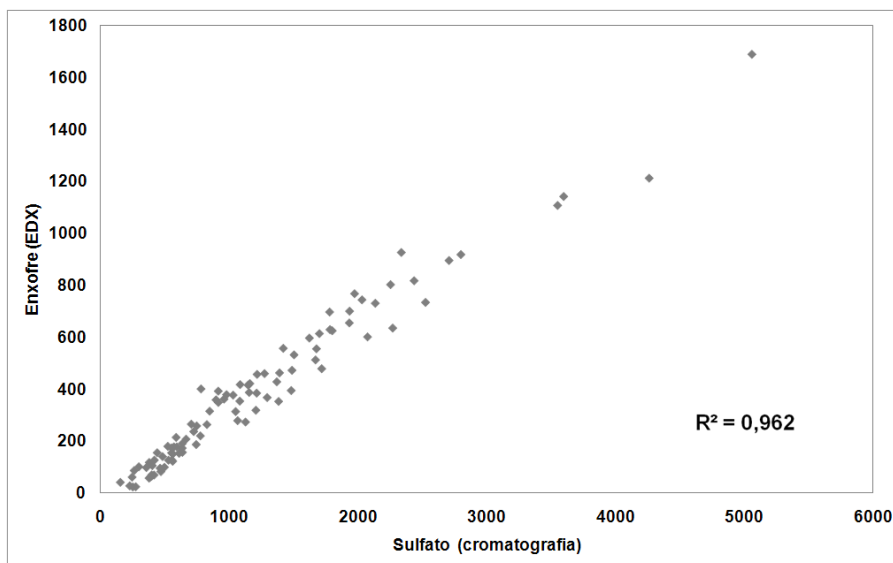


Figura 5.20: Variação da concentração do enxofre do sulfato de amostras analisadas de Porto Alegre e respectivo coeficiente de linearidade.

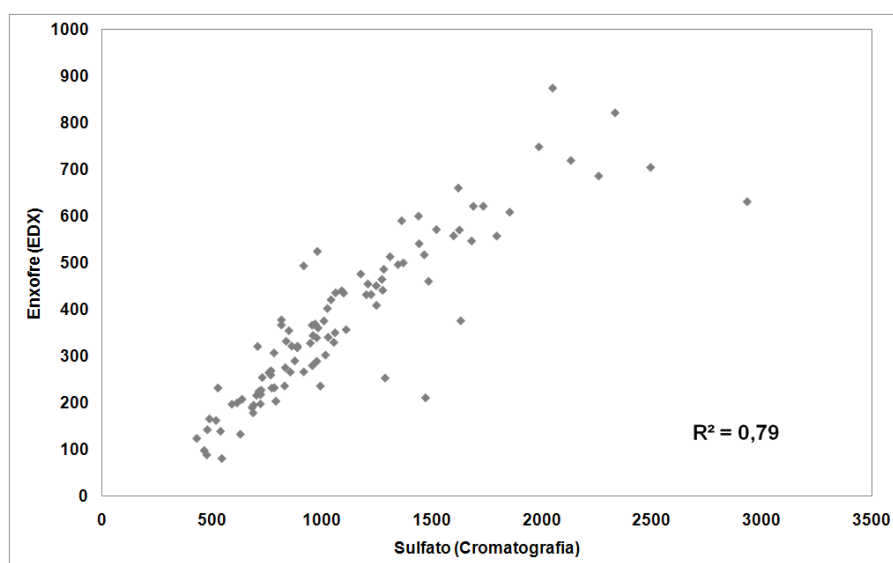


Figura 5.21: Variação da concentração do enxofre do sulfato de amostras analisadas de Belo Horizonte e respectivo coeficiente de linearidade.

6. Considerações Finais

Este trabalho teve como objetivo estudar a composição química do material particulado fino ($MP_{2,5}$) de duas capitais brasileiras: Belo Horizonte e Porto Alegre. Além disto, foi estudada a influência das condições meteorológicas na variação diária das concentrações de massa do $MP_{2,5}$.

Em relação à análise das concentrações diárias de $MP_{2,5}$ e *BC* pode-se afirmar que as maiores concentrações ocorreram no período de inverno, tanto em Belo Horizonte quanto em Porto Alegre, porém ocasionadas por condições meteorológicas distintas em cada capital. Em Belo Horizonte, por exemplo, a principal causa da ocorrência de altas concentrações está diretamente ligada à ausência de precipitação no período de inverno, visto que a precipitação é um importante processo de remoção de poluentes da atmosfera. Enquanto que em Porto Alegre, vários fatores meteorológicos influenciaram as altas concentrações no inverno, como as inversões térmicas em camadas próximas a superfície como também a predominância de ventos de direção E e W, transportando poluentes de regiões onde são desenvolvidas diversas atividades industriais.

Em relação ao *Black Carbon*, foi observado perfil similar as concentrações de massa de $MP_{2,5}$, o qual apresentou uma diminuição nas concentrações no período de inverno e maiores concentrações no verão. Além disso, vale ressaltar a porcentagem de *BC* presente nas amostras de $MP_{2,5}$, que ficou em torno de 26 e 31% em Porto Alegre e Belo Horizonte, respectivamente, bem acima dos valores tipicamente observados para áreas urbanas pela EPA (10% da massa do $MP_{2,5}$). Em Porto Alegre a fração de *BC* se manteve em torno de 10 a 40% do material particulado fino, enquanto que em Belo Horizonte, apenas duas das amostras revelaram porcentagens abaixo de 10%, com exceção dos valores extremos, a presença de *BC* em Belo Horizonte oscilou entre o intervalo 15 a 60% do total da massa do material particulado.

A avaliação do perfil médio das concentrações $MP_{2,5}$ e *BC* de acordo com o dia da semana, revelou que as concentrações mais baixas, em Porto Alegre foram encontradas nos finais de semana, o que pode ser explicado pela diminuição das atividades industriais como também menor circulação de veículos. O mesmo comportamento não foi verificado para Belo Horizonte, pois apenas aos domingos foi observada menor concentração média de massa de $MP_{2,5}$ que o restante dos dias da semana. Dois picos de altas concentrações ocorreram no decorrer da semana, na segunda-feira e no sábado. Como o observado em Porto Alegre, o perfil de variação nas concentrações de *Black Carbon* em Belo Horizonte é bem próximo ao do $MP_{2,5}$, ou seja, menores quantidades foram registradas aos domingos.

Em relação ao comportamento sazonal do $MP_{2,5}$, o perfil de variação foi bastante próxima nas duas capitais, embora cada uma delas apresente características climáticas distintas. Pode ser observada a sazonalidade bem definida tanto em Porto Alegre como em Belo Horizonte, onde a concentração média de $MP_{2,5}$, apresenta-se mais elevada nos meses de inverno (jun/jul/ago) em relação aos meses de verão (dez/jan/fev).

Em relação à análise elementar, o Si, S, K e o Fe, foram os elementos que apresentaram maiores concentrações no $MP_{2,5}$ tanto em Belo Horizonte como em Porto Alegre. As concentrações de Mg, Al, Si, Ca, Mn e Fe no $MP_{2,5}$ de Belo Horizonte, foram maiores que em Porto Alegre, isto pode ser devido ao desenvolvimento de atividades industriais indústrias de grande porte ligadas ao setor siderúrgico, de minerais não metálicos (cimento e cal), de petróleo e a indústria automobilística em Belo Horizonte.

De acordo com o comportamento das concentrações elementares em relação aos dias com e sem precipitação, foi observado, em Porto Alegre, que os dias sem precipitação apresentaram maiores concentrações de quase todos os elementos, com exceção do potássio e o ferro que apresentou uma concentração ligeiramente maior mesmo com a ocorrência de precipitação. Enquanto que em Belo Horizonte, com exceção do Ca, todos os demais elementos apresentaram maiores concentrações em dias sem precipitação. O fato do processo de remoção úmida ser eficiente para a remoção de partículas em suspensão na atmosfera pode explicar esta diminuição nas concentrações.

Da análise do perfil de variação das concentrações médias elementares de acordo com o dia da semana, em Porto Alegre, ficou bem caracterizada a contribuição de emissões de origem veicular e industrial, visto que todos os elementos, com exceção do Mn, apresentaram maiores concentrações durante a semana quando comparadas as concentrações médias dos finais de semana. Entretanto, em Belo Horizonte, as concentrações médias não apresentaram uma diferença significativa entre os dias de semana e os finais de semana, com exceção do Mg. Vale ressaltar que o Si e o K apresentaram concentração média levemente menor no dias de semana e o Mn não apresentou diferença entre as concentrações médias de final de semana e dia de semana.

Com relação à variabilidade sazonal das concentrações elementares, foi notado que em Porto Alegre quase todos os elementos apresentaram maiores concentrações no inverno de 2008, com exceção do K, que apresentou maior concentração média no inverno de 2007 e do S que apresentou máximo de concentração no verão. Em Belo Horizonte, quase todos os elementos apresentaram maiores concentrações na primavera de 07, com exceção do Si e do Mn que apresentaram maiores concentrações médias no inverno de 2007 e outono de 08, respectivamente.

Em relação à composição iônica das amostras de $MP_{2,5}$ torna-se claro que algumas espécies solúveis em água estiveram em maior quantidade nas amostras obtidas nas duas capitais, como os ânions SO_4^{2-} e NO_3^- , e os cátions NH_4^+ e K^+ . É importante ressaltar, a contribuição significativa do sulfato no material particulado das duas capitais, que chega a ser três vezes maior que os demais íons. Também foi possível identificar a contribuição mais significativa dos íons Cl^- e o Na^+ nas amostras de Porto Alegre, o que pode ser justificado pela proximidade desta cidade ao mar. Em Belo Horizonte, o cátion Ca^{2+} apresentou maior concentração média do que em Porto Alegre, o que pode ser decorrente de atividades mineradoras desenvolvidas na região. Com exceção deste elemento, todos os demais íons estiveram em maiores quantidades no $MP_{2,5}$ de Porto Alegre. Vale ressaltar a diferença entre as concentrações médias de nitrato presente no $MP_{2,5}$ das duas capitais, a qual foi cerca de 60% maior em Porto Alegre.

Os resultados de amostragem simultânea de $MP_{2,5}$ em duas importantes regiões metropolitanas do Brasil possibilitaram a avaliação da variabilidade de massa e composição química do material particulado fino, melhorando o conhecimento sobre o aerossol atmosférico nestas regiões. Além disto, foi observada a importância das condições meteorológicas atuantes, contribuindo para o aumento dos níveis de poluição.

Finalmente, é importante destacar que no Brasil não há padrão de qualidade do ar para $MP_{2,5}$ e considerando as diretrizes da OMS para este poluente ($10 \mu g m^{-3}$ média anual e $25 \mu g m^{-3}$ média 24h) as duas regiões estudadas apresentaram problemas de qualidade do ar com riscos à saúde da população.

7. Sugestões Para Trabalhos Futuros

Entre as possíveis sugestões de trabalhos futuros pode-se destacar a própria continuidade das amostragens e análises. Porém também com atenção para campanhas periódicas com mais pontos de amostragem em uma mesma região metropolitana, principalmente nos períodos em que se observaram concentrações mais altas. Assim se poderia conhecer com mais detalhes a distribuição do $MP_{2,5}$ em diferentes áreas das capitais estudadas.

8. Referências Bibliográficas

- ABREU, M.L. (1984). *Previsores sinótico-meteorológicos para a dispersão de poluentes na região da grande São Paulo*. Dissertação de Mestrado. INPE.
- AHRENS, C.D. (2000). *Essentials of Meteorology: An Invitation to the Atmosphere*. Brooks/Cole Pub Co. 3nd ed.
- ALASTUEY, A., QUEROL, X., PLANA, F., VIANA, M., RUIZ, C.R., DE LA CAMPA, A.S., DE LA ROSA, J., MANTILLA, E., DOS SANTOS, S.G. (2006). *Identification and chemical characterization of industrial PM sources in SW Spain*. *Journal Air Waste Management Association*, 56(7), 993-1006.
- ALBUQUERQUE, T.T.A.; (2005). *Distribuições de Tamanho, Composição Química e Identificação das Fontes do Aerossol Atmosférico de São Paulo: Um Estudo de Caso Para o Inverno de 2003*. Dissertação de Mestrado, IAG-USP.
- ALMEIDA, S.M., PIO, C.A., FREITAS, M.C., REIS, M.A., TRANCOSO, S.A. (2004). *Contribuição da circulação automóvel para o aerossol atmosférico na zona Norte de Lisboa*. Trabalho apresentado em 8^a Conf. Nacional do Ambiente, In Actas da 8^a Conf. Nacional do Ambiente, Lisboa.
- ANDRADE, M.F., DIAS, M.A.F.S. (1999). *Precipitation Trends and the Effects of Aerosol: Urban Climate Change in São Paulo*. IN: International Conference on Environmental Physics. Brasília, Brasil.
- BARBIERI, P.R.B. (2005). *Caracterização da estação chuvosa nas regiões sul e sudeste do Brasil associado com a circulação atmosférica*. Dissertação de Mestrado, São José dos Campos: INPE.
- BIRMILI, W., ALLEN, A.G., BARY, F., HARRISON, R.M. (2006). *Trace metal concentrations and water solubility in size-fractionated atmospheric particles and influence of road traffic*. *Environmental Science Technology*, 40 (4), 1144–1153.
- BRAGA, A. et al. (2002). *Poluição atmosférica e seus efeitos na saúde humana*. Trabalho apresentado no evento de sustentabilidade na geração e uso de energia, UNICAMP.
- BRAGA C.F. TEIXEIRA, E.C., MEIRA, L., WIEGAND, F., YONEAMA, M.L., DIAS, J.F. (2005). *Elemental Composition of PM₁₀ and PM_{2.5} in Urban Environment in South Brazil*. *Atmospheric Environment*, 39, 1801-1815.

- BRITTO, F.P. et al. (2006). *Regionalização sazonal e mensal da precipitação pluvial máxima no estado do Rio Grande do Sul*. Revista Brasileira de Climatologia, 2, 35-52.
- CARVALHO, V.S.B. (2006). *Meteorologia da Qualidade do Ar no que tange as Concentrações de Ozônio e dos Óxidos de Nitrogênio na Região Metropolitana do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, 134p. Dissertação de Mestrado da COPPE/UFRJ - Engenharia Mecânica, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- CASTANHO, A. D. A. (1999). *A Determinação Quantitativa de Fontes de Material Particulado na Atmosfera da Cidade de São Paulo*. Dissertação de Mestrado, IF-USP.
- CASTANHO, A. D. A., ARTAXO, P. (2001). *Wintertime and summertime São Paulo aerosol source apportionment study*. Atmospheric Environment, 35: 4889-4902.
- CCOYLLO, O. R. (2002). *Identificação da contribuição das fontes locais e remotas de poluentes na Região Metropolitana de São Paulo*. Tese de Doutorado, IAG-USP.
- CCOYLLO, O.R.S., ANDRADE, M. F. (2002). *The influence of meteorological conditions on the behavior of pollutants concentrations in São Paulo, Brazil*. Environmental Pollution, 116, p. 257-263.
- CETESB, 2007 – *Companhia Ambiental do Estado de São Paulo*. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, (www.cetesb.br).
- CETESB, 2008 – *Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo – 2007*, Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo,(INSS - 0103 - 4103).
- CLIMANÁLISE. *Boletim de monitoramento e análise climática*. MTC/INPE, n.8, v.22.
- CONAMA (1990) – *Conselho Nacional de Meio Ambiente*. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. Resolução CONAMA n. 08, de 6 de dezembro de 1990. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>.
- DALLAROSA, J., TEIXEIRA, E.C., MEIRA, L., WIEGAND, F. (2008). *Study of the chemical elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particles of PM10 and PM2.5 in the urban and rural areas of South Brazil*. Atmospheric Research, 89, 76–92.
- DAMILANO, D.C. (2006). *Estudo da Influência da Poluição Atmosférica e das Condições Meteorológicas na Saúde em São José dos Campos*. Relatório Final de Projeto de Iniciação Científica, CPTEC/INPE.
- DOCKERY, D.W., POPE, C.A., XU, X.P., 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 US cities*. The New England Journal of Medicine 329 (24), 1753–1759.

- FEAM; Fundação Estadual do Meio Ambiente (2001) – *Plano de Controle da Poluição por Veículos em Usos em Minas Gerais – PCPV-MG/ Fundação Estadual do Meio Ambiente*. - Belo Horizonte.
- FEAM; Fundação Estadual do Meio Ambiente, (2005) – *Relatório de Monitoramento da Qualidade do ar na Região Metropolitana de Belo Horizonte*. Belo Horizonte - Minas Gerais.
- FEAM; Fundação Estadual do Meio Ambiente, (2006) – *Relatório de Qualidade do Ar na Região Metropolitana de Belo Horizonte em 2005*. Fundação Estadual do Meio Ambiente. - Belo Horizonte.
- FENG, Y., CHEN, Y.J., GUO, H., ZHI, G.R., XIONG, S.C, LI, J., SHENG, G.Y., FU, J.M. (2009). *Characteristics of organic and elemental carbon in PM_{2.5} samples in Shanghai, China*. Atmospheric Research, 92, 434-442.
- FEPAM; Fundação Estadual de Proteção Ambiental, (2002) – *Relatório da Qualidade do Ar 2001-2002*. Porto Alegre.
- FILHO, V.F.N.; (1999). *Técnicas analíticas nucleares de fluorescência de raio x por dispersão de energia (ED-XRF) e por refletância total (TXRF)*. Departamento de Ciências Exatas/ESALQ, Departamento de Instrumentação Nuclear.
- FINLAYSON-PITTS, B.J., PITTS, J.N., Jr. (2000). *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere: Theory, Experiments and Application*. Academic Press: San Diego, CA.
- GODISH, T. (2004). *Air quality*. Chelsea, Michigan. Lewis Publishers. 4nd ed.
- GOOGLE EARTH, 2008. *Modelo Tridimensional do Globo Terrestre*.
- HUEGLIN, C., GEHRIG, R., BALTENSPERGER, U., GYSEL, M., MONN, C., VONMONT, H. (2005). *Chemical characterisation of PM_{2.5}, PM₁₀ and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland*. Atmospheric Environment, 39, 637–651.
- HUSAR, R.B., LIU, B.Y.H., WHITBY, K.T. (1972). *Physical mechanisms governing the dynamics of Los Angeles smog aerosol*. Journal of Colloid and Interface Science, 39, 211-224.
- IBGE, 2007. *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*. <http://www.ibge.gov.br/home/>.
- INMET, 1992. *Departamento Nacional de Meteorologia. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária*. Normais Climatológicas. Brasília, 84 p.
- KELSALL, J.E., SAMET, J.M., ZEGER, S.L., XU, J. (1997). *Air pollution and mortality in Philadelphia, 1974–1988*. American Journal of Epidemiology, 146 (9), 750–762.

- LANDMANN, M. C. (2004). *Estimativa das emissões de poluentes dos automóveis na RMSP considerando as rotas de tráfego*. In: Encontro da Associação Nacional de Pós-graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade. São Paulo, ANPPAS, p. 1-11.
- LONGO, K.M., THOMPSON, A.M., KIRCHHOFF, V.W.J.H., REMER, L.A., FREITAS, S.R., DIAS, M.A.F.S.; ARTAXO, P., HART, W., SPINHIRNE, J.D., YAMASOE, M.A. (1999). *Correlation between smoke and tropospheric ozone concentration in Cuiabá during Smoke, Clouds, and Radiation-Brazil (SCAR-B)*. Journal of Geophysical Research, 104 (D10), 12113-12130.
- LOREIRO, A.L., RIBEIRO, A.C., ARTAXO, P., YAMASOE, M.A. (1994). *Calibration of reflectometer system to measure black carbon and field intercomparison in the Amazon Basin*. 5th International Conference on Carbonaceous Particles in the Atmosphere, Berkley, Califórnia, USA.
- MANFREDINI, L. M. (1988). *Condições meteorológicas para a previsão de situações críticas de poluição na grande São Paulo*. Dissertação de Mestrado, DCA-IAG/USP.
- MAHMOUD, K.F., ALFARO, S.C., FAVEZ, O., WAHAB, M.M.A., SCIARE, J. (2008). *Origin of black carbon concentration peaks in Cairo (Egypt)*. Atmospheric Research, 89, 161–169.
- MARTINS, J.V. (1999). *O Efeito de Partículas de Aerossol de queimadas da Amazônia no balanço Radiativo da Atmosfera*. Dissertação de Doutorado. IF-USP, São Paulo.
- MIRANDA, R. M. (2001). *Caracterização físico-química e propriedades ópticas do aerossol urbano na Região Metropolitana de São Paulo*. Tese de doutorado, IAG-USP.
- MIRANDA, R.M., ANDRADE, M.F., WOROBIEC, A., VAN GRIEKEN, R. (2002). *Characterization of Aerosol Particles in São Paulo Metropolitan Area*. Atmospheric Environment, 36, 345-352.
- NIMER, E. (1979). *Climatologia do Brasil*. Recursos naturais e meio ambiente, Rio de Janeiro: IBGE, 422 p.
- O'NEILL, M.S., LOOMIS, D., MEZA, V.T., RETAMA, A., GOLD, D. (2002). *Estimating particle exposure in the Mexico City Metropolitan Area*. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology, 12 (2), 145-156.
- ORSINI, C.Q., TABACNIKS, M.H., ARTAXO, P., ANDRADE, M.F., KERR, A.S. (1986). *Characteristics of fine and coarse particles of natural and urban aerosols of Brazil*. Atmospheric Environment 20, 2259-2269.

- PAGANO, P., DEZAIACOMO, T., SCARCELLA, E., BRUNI, S., CALAMOSCA, M. (1998). *Mutagenic activity of total and particle-sized fraction of urban particulate matter*. Environmental Science and Technology 30, 3512–3516.
- QUADRO, M.F.L., ABREU, M.L. (1994). *Estudos de episódios de Zonas de Convergência do Atlântico Sul sobre a América do Sul*. Congresso Brasileiro de Meteorologia, 8, p. 620-623. Belo Horizonte-MG. Anais II.
- QUEROL, X., ALASTUEY, A., DE LA ROSA, J., SANCHEZ-DE-LA-CAMPA, A., PLANA, F., RUIZ, C.R. (2002). *Source apportionment analysis of atmospheric particulates in an industrialised urban site in southwestern Spain*. Atmospheric Environment, 36, 3113–3125.
- RAES, F., VAN DINGENEN, R., VIGNATI, E., WILSON, J., PUTAUD, J.P., SEINFELD, J.H., ADAMS, P. (2000). *Formation and cycling of aerosols in the global troposphere*. Atmospheric Environment, 34, 4215 – 4240.
- SALDANHA, C.B. (2005). *Utilização de imagens de satélite e modelagem numérica para o estudo de dispersão de poluentes nas usinas termoelétricas de Charqueadas e São Jerônimo*. Dissertação de Mestrado, CPRSM – UFRGS.
- SALDIVA, P.H.N., LICHTENFELS, A.J.F.C., PAIVA, P.S.O., BARONE, I.A., MARTINS, M.A., MASSAD, E., PEREIRA, J.C.R., XAVIER, V.P., SINGER, J.M., BOHM, G.M. (1994). *Association between air pollution and mortality due to respiratory diseases in children in São Paulo, Brazil: a preliminar report*. Environmental Research, 65, 218-225.
- SEINFELD, J.H. (1986). *Atmospheric chemistry and physics of air pollution*. John Wiley & Sons, NY.
- SEINFELD, J.H., PANDIS, S.N. (1998). *Atmospheric chemistry and physics from air pollution to climate change*. Wiley, New York, U.S.A.
- SETZER, A., CAVALCANTI, I.F.A., MARCELINO, B.C. (1980). *Influências meteorológicas na poluição atmosférica em São Paulo*. INPE-1969-rpe/107. São José dos Campos, SP.
- SOLURI, D.S., GODOY, M.L.D.P., GODOY, J.M., ROLDAO, L.A. (2007). *Multi-site PM_{2.5} and PM_{2.5-10} Aerosol Source Apportionment in Rio de Janeiro, Brazil*. Journal of the Brazilian Chemical Society, 18 (4), 838-845.
- STERN, A.C., BOUBEL, R.W., TURNER, B. (1984). *Fundamentals of Air Pollution*. Orlando: Academic Press, Inc., 530 p.

- TAO, J., HO, K.F., CHEN, L.G., ZHU, L.H., HAN, J.L., XU, Z.C. (2009). *Effect of chemical composition of PM_{2.5} on visibility in Guangzhou, China, 2007 spring*. Particuology, 7 (1), 68-75.
- TORRES, F.T.P., MARTINS, L.B. (2005). *Fatores que influenciam na concentração de material particulado inalável na cidade de Juiz de Fora (MG)*. Caminhos da Geografia - Revista on line, ISSN 1678-6343.
- THOMAIDIS, N.S., BAKEAS, E.B., SISKOS, P.A. (2003). *Characterization of lead, cadmium, arsenic and nickel in PM_{2.5} particles in the Athens atmosphere, Greece*. Chemosphere; 52(6), 959-66.
- VIEIRA, N.R. (2009). *Poluição do Ar: Indicadores Ambientais – Rio de Janeiro: E-papers*.
- WANG, Y., ZHUANG, G.S., ZHANG, X.Y., HUANG, K., XU, C., TANG, A.H., CHEN, J.M., AN, Z.S. (2006). *The ion chemistry, seasonal cycle, and sources of PM_{2.5} and TSP aerosol in Shanghai*. Atmospheric Environment, 40, 2935–2952.
- WATSON, J.G., ZHU, T., CHOW, J.C., ENGELBRECHT, J., FUJITA, E.M., WILSON, W.E. (2002). *Receptor modeling application framework for particle source apportionment*. Chemosphere 49, 1093-1136.
- WHITBY, K.T., LIU, B.Y.H., HUSAR, R.B., BARSIC, N.J. (1972a). *The Minnesota aerosol analyzing system used in the Los Angeles smog project*. Journal of Colloid and Interface Science, 39, 136-164.
- WHITBY, K.T., LIU, B.Y.H., HUSAR, R.B. (1972b). *The aerosol size distribution of Los Angeles smog*. Journal of Colloid and Interface Science, 39, 177-204.
- WHO, 2005. *Air quality guidelines for Europe*, 2nd ed. Copenhagen, Regional Office for Europe.
- WILKS, D.S. (2006). *Statistical Methods In The Atmospheric Sciences*. 2th ed. Department of Earth and Atmospheric Sciences, Cornell University.
- YAMASOE, M. A. (1994). *Estudo da composição elementar e iônica de aerossóis emitidos em queimadas na Amazônia*. Dissertação de Mestrado, IF - USP.
- YNOUE, R. Y. (2004). *Modelagem numérica da formação, crescimento, e transporte das partículas inorgânicas secundárias constituintes do aerossol urbano na Região Metropolitana de São Paulo*. Tese de doutorado, IAG – USP.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)