

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ**  
**PROGRAMA DE MESTRADO EM MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**RELAÇÃO DE VARIÁVEIS ATMOSFÉRICAS COM A QUALIDADE DO AR NO**  
**ESTADO DE SÃO PAULO**

**TAILINE CORRÊA DOS SANTOS**

**Itajubá (MG)**

**2016**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ**  
**PROGRAMA DE MESTRADO EM MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**TAILINE CORRÊA DOS SANTOS**

**RELAÇÃO DE VARIÁVEIS ATMOSFÉRICAS COM A QUALIDADE DO AR NO  
ESTADO DE SÃO PAULO**

Dissertação submetida ao Programa de Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências em Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

**Área de Concentração:**

Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

**Orientadora:**

Profa. Dra. Michelle Simões Reboita

**Co-orientadora:**

Profa. Dra. Vanessa Silveira Barreto Carvalho

Itajubá (MG)

2016

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ**  
**PROGRAMA DE MESTRADO EM MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**TAILINE CORRÊA DOS SANTOS**

**RELAÇÃO DE VARIÁVEIS ATMOSFÉRICAS COM A QUALIDADE DO AR NO**  
**ESTADO DE SÃO PAULO**

Dissertação aprovada por banca em 16 de dezembro de 2016, conferindo ao autor o título de Mestre em Ciências em Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

**Banca Examinadora:**

Prof.<sup>a</sup> Dra. Michelle Simões Reboita (Orientadora)

---

Universidade Federal de Itajubá – Unifei

Prof.<sup>a</sup> Dra. Vanessa Silveira Barreto Carvalho (Co-orientadora)

---

Universidade Federal de Itajubá – Unifei

Prof.<sup>a</sup> Dra. Adalgiza Fornaro

---

Universidade de São Paulo – USP

Prof.<sup>a</sup> Dr. Flávio Soares Silva

---

Universidade Federal de Itajubá – Unifei

*Dedico este trabalho a minha maior  
incentivadora, minha mãe, Eliana Maria.*

## AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Michelle e co-orientadora Vanessa, pelo tempo dedicado a este trabalho, pelo conhecimento que me passaram e o profundo aprendizado absorvido.

À minha família por toda a base emocional e apoio incondicional, em especial a minha mãe, Eliana e ao meu noivo, Guilherme.

Aos meus colegas de curso e do mestrado, pelas amizades desenvolvidas e por opiniões, incentivos e apoio ao longo do curso, em especial a Carolina, Vanessa, Tatiana, Cássia, Josielle e Ana Carolina.

A todos que me ajudaram e diretamente ou indiretamente foram importante para a conclusão desta etapa, amigos, família, colegas e professores do MEMARH.

À Capes pelo auxílio financeiro e a Universidade Federal de Itajubá pelo suporte acadêmico.

E por fim, agradeço a Deus por ter me conduzido até aqui, me proporcionado esta oportunidade e me capacitado a cumpri-la.

*“Tenho a impressão de ter sido uma criança brincando a beira-mar, divertindo-me em descobrir uma pedrinha mais lisa ou uma concha mais bonita que as outras, enquanto o imenso oceano da verdade continua misterioso diante de meus olhos.”*  
*(Isaac Newton)*

## RESUMO

A qualidade do ar é motivo de preocupação, principalmente, em grandes centros urbanos onde os altos níveis de poluição causam diversos impactos negativos à saúde da população e ao meio ambiente. Para a qualidade do ar, as condições atmosféricas são elementos de extrema importância, uma vez que influenciam diretamente na dispersão e no transporte de poluentes. Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo identificar a relação de concentrações de material particulado inalável ( $MP_{10}$ ) e ozônio ( $O_3$ ) com variáveis atmosféricas no estado de São Paulo. Para isso, foram utilizados dados de cinco estações de monitoramento de qualidade do ar referentes aos anos de 2005 a 2014. A fim de se obter uma análise mais robusta das relações entre poluentes e variáveis atmosféricas, empregou-se a técnica de Análise de Componentes Principais (ACP). Por fim, foram computadas as composições das variáveis citadas considerando a data de ocorrência de violações de  $MP_{10}$  e  $O_3$  (acima de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para  $O_3$  e de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para  $MP_{10}$ ) e os dias abaixo desses limiares, a fim de identificar diferenças nas configurações espaciais das variáveis atmosféricas em casos de altas concentrações. Ao longo do ano, as maiores concentrações de  $O_3$ , em geral, ocorreram na primavera e para o  $MP_{10}$ , no inverno. Nas estações de monitoramento, as maiores concentrações de  $O_3$  foram registradas no Ibirapuera, Pinheiros e Paulínia. Já para o  $MP_{10}$ , Cubatão se destaca em relação às demais. Os padrões atmosféricos nas estações de monitoramento diferem pouco, com verões apresentando as maiores temperaturas e percentuais de umidade relativa, e o inverno os menores valores de temperatura e de umidade, e com pouca variação do vento ao longo do ano. Na ACP, para o  $O_3$  foram encontradas correlações positivas para temperatura e velocidade do vento, entre 0,4 e 0,6, e correlações negativas, entorno de 0,25, com a umidade. Já para o  $MP_{10}$ , menores correlações, negativa com a umidade e velocidade do vento, e praticamente nula com a temperatura. Por fim, pelas composições das variáveis atmosféricas obteve-se uma maior área de atuação do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) sobre a região Sudeste do Brasil quando da ocorrência de altas concentrações de  $MP_{10}$  e  $O_3$ . Com relação à temperatura do ar, essa mostra maiores valores para dias com violações de  $O_3$ , e pouca diferença para os campos com e sem violação de  $MP_{10}$ . Por fim, a velocidade do vento e umidade são menores em dias com altas concentrações de  $MP_{10}$  e  $O_3$ .

Palavras-chave: Análise de Componentes Principais, Material Particulado, Ozônio, Qualidade do ar, Estado de São Paulo.

## ABSTRAT

The air quality is a cause for concern, especially in large urban centers where high levels of pollution causes a large amount of negative impacts on population health and environment. For air quality, atmospheric conditions are extremely important since they directly influence the dispersion and transport of pollutants. In this context, this dissertation aims to study the relationship of concentrations of inhalable particulate matter (PM<sub>10</sub>) and ozone (O<sub>3</sub>) with meteorological variables in the state of São Paulo. Therefore, data from five air quality monitoring stations were used from 2005 to 2014. In order to obtain a more robust analysis of the relationship between pollutant and meteorological variable, the technique of Principal Component Analysis (PCA) was used. Finally, the composition of the variables mentioned were considered as the occurrence date of O<sub>3</sub> and PM<sub>10</sub> violation (above 50 µg/m<sup>3</sup> for O<sub>3</sub> and 100 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>10</sub>) and days below these thresholds in order to identify differences in the spatial configurations of the atmospheric variables in high concentration cases. Throughout the year, the highest values of O<sub>3</sub> concentrations were found in spring and PM<sub>10</sub> in winter. In the monitoring stations the highest concentrations of O<sub>3</sub> were in Ibirapuera, Pinheiros and Paulínia, for PM<sub>10</sub>, Cubatão stands out in relation to the others. Atmospheric patterns differ little among the monitoring stations, with summers showed the highest temperatures and humidity percentages, and winter the lowest values of temperature and humidity, with low wind variation throughout the year. In the PCA correlations were for the O<sub>3</sub> positive with temperature and wind speed, between 0,4 and 0,6, and negative correlated, around 0,25, with humidity. For PM<sub>10</sub> was found, lower correlations, negative with humidity and wind speed, and with temperature indicates almost zero correlation. Finally, due to the atmospheric variable compositions, it is possible to observe a larger influence of South Atlantic Anticyclone (SAA) over the Southeast region of Brazil relative to the high concentrations of O<sub>3</sub> and PM<sub>10</sub>. For the air temperature, this shows higher values for O<sub>3</sub> violation days and little difference for PM<sub>10</sub> violation days. Finally, wind speed and humidity are lower for O<sub>3</sub> and PM<sub>10</sub> high concentration days.

**Key words:** Principal Component Analysis, Parculate matter; Ozone; Air quality; State of São Paulo.

## Lista de Figuras

Figura 2.1 Espectro eletromagnético na região do ultravioleta (UV) e visível e perfil vertical de ozônio com altitude de penetração das faixas UV-A, UV-B e UV-C. Fonte: Manfro et al. (2004), adaptado. ....	14
Figura 2.2 Balanço Global do Ozônio Troposférico .....	15
Figura 2.3 Perfil de temperatura e mistura de poluentes para a) inversão de radiação noturna e b) inversão de subsidência. Fonte: SEINFELD e PANDIS (1998), adaptado.....	20
Figura 2.4 Número de ocorrências de inversão térmica registradas na Força Aérea Brasileira - Campo de Marte em São Paulo nos anos de 2006 a 2015 (maio a setembro). ....	21
Figura 2.5 Camada de poluição vista do Terraço Itália, em São Paulo.....	21
Figura 2.6 Sondagem referente para 04/06/2015 às 1200 UTC no Campo de Marte na cidade de São Paulo referente a um dia de inversão térmica. Fonte: Universidade do Wyoming .....	22
Figura 2.7 Posicionamento do ASAS no a) verão (DJF) e b) inverno (JJA) através da pressão ao nível médio do mar (hPa) de 1980 a 2015. ....	24
Figura 2.8 Evolução temporal da quantidade de CO integrado na vertical e do campo do vento (m/s) ao nível de 33,4 m acima da superfície. A barra de cores à direita de cada figura indica a massa em g[CO]/m <sup>2</sup> . Fonte: Freitas (2003).....	27
Figura 3.1 Localização das estações de qualidade do ar da CETESB utilizadas no presente estudo. Fonte: Google Map. ....	28
Figura 3.2 Ambiente em que estão localizadas as estações de monitoramento da qualidade do ar utilizadas no presente estudo. Fonte: Google Map.....	29
Figura 4.1 Médias mensais em cinco estações de monitoramento de qualidade do ar: Bauru, Cubatão, Ibirapuera, Paulínia e Pinheiros, no estado de São Paulo, entre 2005 e 2014, das variáveis: a) MP <sub>10</sub> média diária; b) O <sub>3</sub> máximo diário da média de 8 horas; c) temperatura máxima; d) temperatura mínima; e) temperatura média; f) umidade relativa; g) velocidade do vento..	40
Figura 4.2 Campos médios referentes aos dias com e sem violação de MP <sub>10</sub> , entre abril a setembro de 2005 a 2014, para: a) pressão ao nível médio do mar (hPa); b) temperatura média em 2 metros (K); c) umidade relativa em 1000 hPa (%); d) umidade específica em 1000 hPa (kg/kg); e) velocidade do vento a 10 metros (m/s).....	54
Figura 4.3 Campos médios referentes aos dias com e sem violação de O <sub>3</sub> , entre outubro a maio de 2005 a 2014, para: a) pressão ao nível médio do mar (hPa); b) temperatura em 2 metros (K); c) umidade relativa em 1000 hPa (%); d) umidade específica em 1000 hPa (kg/kg); e) velocidade do vento em 10 metros (m/s). ....	56

## Lista de Tabelas

Tabela 2.1 Exemplos de episódios graves de poluição atmosférica.....	6
Tabela 4.1 Resultados estatísticos das estações de monitoriamento de: Bauru, Cubatão, Ibirapuera, Paulínia e Pinheiros, no estado de São Paulo, entre 2005 e 2014, das variáveis: MP <sub>10</sub> ; O <sub>3</sub> ; temperatura máxima, mínima e média; umidade relativa; velocidade do vento. ....	38
Tabela 4.2 Matriz de correlação entre o MP <sub>10</sub> e as variáveis meteorológicas, onde T é temperatura, UR é umidade relativa e VV refere-se à velocidade do vento: a) Bauru; b) Cubatão; c) Ibirapuera; d) Paulínia; e) Pinheiros.....	42
Tabela 4.3 Autovalores e a variância explicada para as variáveis atmosféricas e MP <sub>10</sub> .....	44
Tabela 4.4 Autovetores que compõem as componentes principais.....	45
Tabela 4.5 Matriz de correlação entre o O <sub>3</sub> e as variáveis meteorológicas, onde T é temperatura, UR é umidade relativa e VV refere-se à velocidade do vento: a) Bauru; b) Cubatão; c) Ibirapuera; d) Paulínia; e) Pinheiros. ....	48
Tabela 4.6 Autovalores e a variância explicada para as variáveis atmosféricas e O <sub>3</sub> .....	49
Tabela 4.7 Autovetores que compõem as componentes principais.....	50

## Lista de Siglas e Abreviaturas

A. C.	Antes de Cristo
ACP	Análise de Componentes Principais
ASAS	Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul
CESTESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cu	Cobre
CO	Monóxido de Carbono
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
Cr	Crômio
D. C.	Depois de Cristo
Cd	Cádmio
DENATRAN	Departamento Nacional de Trânsito
EUA	Estados Unidos da América
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente
Fe	Ferro
Hg	Mercúrio
H <sub>2</sub> S	Gás Sulfídrico
Mn	Manganês
MP <sub>10</sub>	Material Particulado com diâmetro menor que 10 µm
MP <sub>2,5</sub>	Material Particulado com diâmetro menor que 2,5 µm
<i>NaN</i>	<i>Not a Number</i>
<i>NCEP/NCAR</i>	<i>National Centers for Environmental Prediction/National Center for Atmospheric Research</i>
NO <sub>2</sub>	Dióxido de Nitrogênio
NO <sub>x</sub>	Óxido de Nitrogênio
O <sub>3</sub>	Ozônio
OMS	Organização Mundial de Saúde
Pb	Chumbo
PNQA	Padrão Nacional de Qualidade do Ar
PROCONVE	Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores

PROMOT	Programa de Controle da Poluição do Ar por Motocicletas
PRONAR	Programa Nacional da Qualidade do Ar
PTS	Partículas Totais em Suspensão
RMRJ	Região Metropolitana do Rio de Janeiro
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
SEMA	Secretaria Especial do Meio Ambiente
SO <sub>2</sub>	Dióxido de Enxofre
UR	Umidade Relativa
Zn	Zinco

**SUMÁRIO**

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>1.1 Objetivos.....</b>	<b>2</b>
<b>1.2 Justificativa .....</b>	<b>3</b>
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>4</b>
<b>2.1 – Histórico da Poluição do Ar.....</b>	<b>4</b>
<b>2.2 – Poluição do Ar no Brasil .....</b>	<b>8</b>
<b>2.3 - Poluentes Atmosféricos .....</b>	<b>10</b>
2.3.1 - Material Particulado (MP).....	11
2.3.2 – Ozônio (O <sub>3</sub> ) .....	13
<b>2.4 Poluição do Ar e Efeitos na Saúde .....</b>	<b>17</b>
<b>2.5 - A Meteorologia da Poluição .....</b>	<b>19</b>
<b>3. METODOLOGIA.....</b>	<b>28</b>
<b>3.1 – Área de Estudo.....</b>	<b>28</b>
<b>3.2 – Dados .....</b>	<b>31</b>
3.2.1 - Etapa 1 – Estatística descritiva.....	31
3.2.2 - Etapa 2 – Estatística Multivariada: Análise de Componentes Principais (ACP) .....	32
3.2.3 - Etapa 3 – Composição das variáveis atmosféricas.....	34
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>35</b>
<b>4.1 Comportamento Médio Anual das Variáveis Atmosféricas e de O<sub>3</sub> e MP<sub>10</sub> .....</b>	<b>35</b>
<b>4.2 Análise de Componentes Principais (ACP) .....</b>	<b>41</b>
<b>4.3 Composição das variáveis atmosféricas.....</b>	<b>52</b>
<b>5 CONCLUSÕES.....</b>	<b>57</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>60</b>
<b>ANEXO 1.....</b>	<b>75</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A qualidade do ar tem sido motivação para pesquisas e preocupação de muitos estudiosos e tomadores de decisão, uma vez que afeta diretamente a vida do ser humano e o meio ambiente. Nos grandes centros urbanos (também conhecidos por metrópoles), com o aglomerado de pessoas, veículos e indústrias, a qualidade do ar é afetada diariamente e impacta negativamente na saúde da população em geral. Um exemplo é a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), localizada na região Sudeste do Brasil, que convive diariamente com essa problemática.

Entre os diversos gases e partículas presentes na atmosfera, pode-se destacar o material particulado inalável ( $MP_{10}$ ) e o ozônio ( $O_3$ ) troposférico, poluentes que têm apresentado violações nos padrões de qualidade do ar, principalmente em regiões metropolitanas como a de São Paulo (CARVALHO, 2006). O material particulado (MP) se refere a partículas líquidas e sólidas encontradas em suspensão na atmosfera que podem ser classificadas de acordo com seu tamanho aerodinâmico (DOCKERY E POPE, 1994; MINGUILLÓN et al., 2008). No caso do  $MP_{10}$ , são partículas grossas e finas com diâmetro menor que  $10\ \mu m$ .

Com relação ao  $O_3$ , é importante mencionar que este gás encontra-se presente na atmosfera, tanto na estratosfera quanto na troposfera, com isso, tem-se o  $O_3$  estratosférico e  $O_3$  troposférico. Além da altitude, esses dois se diferenciam pelos mecanismos de formação. O  $O_3$  estratosférico é importante para filtrar a radiação ultravioleta emitida pelo Sol, enquanto o troposférico, em altas concentrações, é nocivo à saúde.

As condições atmosféricas estão intimamente relacionadas com a qualidade do ar, pois são responsáveis pela concentração ou transporte, transformação, dispersão e deposição dos poluentes emitidos. Além disso, a meteorologia e a topografia afetam simultaneamente a dispersão de poluentes atmosféricos, aumentando ou reduzindo seus níveis, já que o poluente emitido na atmosfera sofre influência da velocidade e direção dos ventos, totais de precipitação, temperatura, instabilidade do ar, entre outras (LYRA et al., 2006; WALDHEIM et al., 2006; CARVALHO, 2006; GUERRA et al., 2011).

No caso da região Sudeste do Brasil, no inverno, há maior ocorrência de violações ao padrão de qualidade do ar de  $MP_{10}$  (WALDHEIM et al., 2006; SANTOS et al., 2016). Nesse período, estão presentes as condições mais desfavoráveis à dispersão de poluentes, como baixa umidade do ar e estabilidade atmosférica, que dificultam a remoção de poluentes

por via úmida. Além disso, há a presença do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), fenômeno caracterizado por ventos fracos e subsidência de ar, condições totalmente desfavoráveis à dispersão dos poluentes (WALDHEIM et al., 2006; SANTOS et al., 2016). Já a formação de  $O_3$  no Sudeste do Brasil é devido à incidência de radiação solar durante todo o ano junto com o grande número de fontes emissoras, tanto industrial como da frota veicular (CARVALHO, 2006).

Estudos como os de Carvalho (2006) e Corrêa et al. (2015) têm empregado a técnica de Análise de Componentes Principais (ACP) para explicar a relação das variáveis atmosféricas com o  $MP_{10}$  e  $O_3$ . Carvalho (2006) utilizando a técnica de ACP, para a RMRJ, identificou relações entre as concentrações de  $O_3$  e  $NO_2$  com as variáveis meteorológicas. Foi destacada a correlação negativa entre as concentrações de  $O_3$  e a umidade relativa (UR), assim como, as correlações positivas com a radiação solar total, ultravioleta, e a temperatura do ar. A relação entre as concentrações de  $O_3$  e a UR também foi identificada pela ACP bem como a ligação das concentrações de  $NO_2$  e a temperatura do ar. Corrêa et al. (2015), também com ACP, verificaram que na cidade de Bauru no estado de São Paulo, a concentração de  $MP_{10}$  está diretamente relacionada com a radiação e temperatura do ar, e inversamente com a umidade relativa e intensidade do vento. Já, o  $O_3$  foi relacionado diretamente com a radiação e temperatura máxima, e inversamente com a intensidade do vento.

## 1.1 Objetivos

Diante do exposto, o objetivo geral deste trabalho é identificar a relação entre as variáveis atmosféricas e concentrações de  $MP_{10}$  e  $O_3$  no estado de São Paulo.

Como objetivos específicos têm-se:

- ✓ Descrever o ciclo anual típico do  $MP_{10}$  e  $O_3$  no estado de São Paulo, entre os anos de 2005 a 2014.
- ✓ Identificar relações nos ciclos anuais das concentrações de  $O_3$  e de  $MP_{10}$  com os de variáveis atmosféricas no estado de São Paulo, no período de 2005 a 2014;
- ✓ Relacionar, através da técnica de ACP, as variáveis atmosféricas com  $O_3$  e  $MP_{10}$  e
- ✓ Realizar a análise espacial das variáveis atmosféricas, a fim de identificar o padrão associado com os casos de altas concentrações de  $MP_{10}$  e  $O_3$ .

## **1.2 Justificativa**

O presente estudo é de grande importância para a caracterização da atmosfera quando da ocorrência de episódios de alta concentração de  $O_3$  e  $MP_{10}$ . Conhecendo as características da atmosfera quando da ocorrência dessas, os previsores de tempo podem verificar nos prognósticos situações similares e alertar a população, o que colabora para planejamentos que evitem prejuízos à saúde por conta da concentração dos poluentes.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

Esse capítulo, com o objetivo de fornecer informações relevantes sobre a qualidade do ar é dividido em tópicos: um breve histórico sobre a poluição do ar no mundo e no Brasil, poluentes atmosféricos  $MP_{10}$  e  $O_3$ , efeitos dos poluentes na saúde e a meteorologia da poluição.

### 2.1 Histórico da Poluição do Ar

Desde os primórdios da história terrestre, poluentes já eram lançados em considerável quantidade na atmosfera, tendo como responsáveis por esse lançamento natural os vulcões. O lançamento de poluentes também era um dos motivos das tribos serem nômades, pois era necessário se mudar devido ao mau cheiro dos resíduos gerados de animais, vegetais e humanos. Com o aprendizado do manuseio do fogo, as tribos humanas utilizavam de forma que alteravam a qualidade do ar no interior do local onde viviam, respirando os produtos da combustão incompleta. Essa técnica foi útil durante milênios, sendo possível ser observada ainda hoje em muitos lugares, como por exemplo em churrasarias e pizzarias que utilizam forno a lenha (CAVALCANTI, 2010).

Outra problemática, nada recente, são os incêndios florestais, naturais ou causados pelo homem, assim como processos primitivos de aquecimento doméstico e cozimento de alimentos causando incômodos à população local. Durante séculos, a queima livre nos fogões causou emissões no interior das moradias. Este problema foi resolvido com a invenção da chaminé, com os produtos da combustão removidos e o cheiro do cozimento que deixou de fazer parte das moradias (CAVALCANTI, 2010).

Theophrastos, em 361 a.C., já se referia a “*substâncias fósseis que queimam por um longo tempo, mas cujo cheiro é incômodo e desagradável*” (STERN et al, 1984). As primeiras reclamações a respeito da poluição do ar surgiram com o poeta Horácio que, em 65 a.C., lamentava que os templos de Roma estivessem enegrecidos pela fumaça.

As primeiras medidas relacionadas à qualidade do ar foram realizadas no século XIII (1273). O Rei Eduardo, da Inglaterra, estabeleceu medidas proibindo o uso de carvão com alto teor de enxofre. Posteriormente, Elizabeth I (1558-1603) proibiu a queima do carvão, em Londres, durante as sessões do Parlamento. Entretanto, apesar de tantas restrições, o carvão continuou a ser utilizado (CAVALCANTI, 2010).

Já nos séculos que antecedem a Revolução Industrial, surgem as principais indústrias causando a poluição do ar, sendo estas a metalúrgica e a produção de cerâmica. Com as primeiras máquinas a vapor, a Revolução Industrial teve início nos primeiros anos do século XVIII, e em 1784 culminou, com o motor de combustão interna a vapor. Até o século XX, o motor a vapor reinou quando passou a ser substituído pelas turbinas a vapor, ambas movidas a queima de biomassa ou combustíveis fósseis. No século XIX, o principal combustível era o carvão, embora já fosse utilizado algum óleo no final do século (CAVALCANTI, 2010).

No século XIX, a fumaça e cinzas nas caldeiras, movidas a óleo e carvão, com o objetivo de produzir energia elétrica, como também mover locomotivas e navios, além do aquecimento em ambientes domésticos, era motivo dos principais problemas referentes à poluição do ar nesse século (SALDIVA et al., 2002).

Em 1775 o médico Percival Pott relatou alta incidência de câncer de bolsa escrotal em pessoas que trabalhavam limpando chaminés na cidade de Londres, foram os primeiros casos de câncer em trabalhadores expostos a produtos de combustão orgânica (MEIRE et al., 2007).

Na Inglaterra, as cinzas e fumaça foram consideradas um problema de saúde pública e teve-se a primeira lei “*Public Health Act*” em 1848, seguido de outras em 1866 e 1887. Já nos EUA, sem leis federais ou estaduais ou qualquer outro regulamento, essa problemática da fumaça foi considerada como de responsabilidade municipal. Então em 1880, surge a primeira regulamentação que limitava as emissões, direcionada para indústrias, locomotivas e navios, excluindo as fontes domésticas (SALDIVA et al., 2002).

Grandes mudanças para o controle da poluição começam entre os anos de 1900 e 1925. Estas envolvem mudanças na tecnologia, na produção e também na engenharia, mas sem alterações na legislação ou entendimento da dimensão do problema. Com o crescimento das cidades e indústrias, o potencial poluidor também aumentava. A mudança mais significativa foi o rápido crescimento do número de veículos no planeta: quase nenhum no início do século (4.192), para milhões (4.425.830) em 1925, e atualmente segundo estimativa do Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN) em outubro de 2016, somente no Brasil o número de veículos em circulação é de 93.305.422 milhões (STERN, 1994; BRASIL, 2016).

O período compreendido entre 1925 e 1955 foi marcado pelo surgimento de grandes problemas de poluição do ar, alguns episódios são apresentados na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 Exemplos de episódios graves de poluição atmosférica

<b>Ano</b>	<b>Localidade</b>	<b>Episódio</b>
<b>1930</b>	Meuse Valley, na Bélgica	No começo do mês de dezembro, uma forte inversão térmica, que perdurou por quase uma semana, impediu a dispersão dos poluentes, causando um aumento nos casos de doenças respiratórias e a morte de 60 pessoas, em geral idosos (SALDIVA et al., 2002; CAVALCANTI, 2010);
<b>1948</b>	Donora, Pensilvânia	Forte inversão térmica, que teve como consequência a morte de 18 pessoas e o adoecimento de cerca de 5.000, representando mais de 40% da população (SALDIVA et al., 2002; CAVALCANTI, 2010);
<b>1950</b>	Poza Rica, México	Lançamento de gás sulfídrico (H <sub>2</sub> S), de uma refinaria de petróleo, durante cerca de 25 minutos, mediante condições meteorológicas adversas, ocasionou a morte de 22 pessoas e a internação de outras 320 (SALDIVA et al., 2002).
<b>1952</b>	Londres	O mais grave dos episódios de poluição que se tem conhecimento ocorreu durante cinco dias do inverno daquele ano, quando uma inversão térmica, aliada a calmaria e a uma forte neblina associada a altas concentrações de dióxido de enxofre, dificultou a dispersão dos poluentes, que, basicamente, eram gerados por indústrias e por aquecedores domiciliares, que utilizavam carvão como combustível. Como resultado da presença de altas concentrações de material particulado e dióxido de enxofre na atmosfera foram registradas 4.000 mortes (SALDIVA et al., 2002; CAVALCANTI, 2010).

Fonte: Compilação dos artigos citados no texto.

Mesmo com melhorias tecnológicas, em grandes centros urbanos, como por exemplo, a construção de gasodutos e a locomotiva movida a diesel que foi substituída pelo vapor ou por trens elétricos, além dos ônibus movidos a diesel que deram lugar aos elétricos, os problemas de poluição ainda continuaram crescendo, devido ao contínuo aumento do número de veículos automotores. Nos EUA, em 1949, em Pasadena, Califórnia, ocorreu o

primeiro “*National Air Pollution Symposium*”; e, em 1950, em Washington, a primeira “*United States Technical Conference on Air Pollution*” (SALDIVA et al., 2002).

As décadas de 1960 e 1970 foram marcadas por sérios episódios de poluição do ar em quase todos os países da Europa, além do Japão, Austrália e Nova Zelândia. Com isso, surgiram as primeiras legislações de controle de poluição do ar por esses países, sendo, portanto, esses os pioneiros nessas legislações (SALDIVA et al., 2002; CAVALCANTI, 2010).

As próximas décadas foram marcadas pela expansão das pesquisas em poluição do ar, tanto nos EUA, quanto na Europa. Com isso, começa a emergir a consciência ambiental na sociedade, ocasionando articulações à causa ambiental (CAVALCANTI, 2010). Em 1992 durante o evento da Cúpula da Terra (Rio-92), realizada no Rio de Janeiro, houve a proposta de uma Carta da Terra, que o representante da América Latina na comissão da carta, Leonardo Boff, descreve como:

A Carta da Terra parte de uma visão integradora e holística. Considera a pobreza, a degradação ambiental, a injustiça social, os conflitos étnicos, a paz, a democracia, a ética e a crise espiritual como problemas interdependentes que demandam soluções incluídas. Ela representa um grito de urgência face as ameaças que pesam, sobre a biosfera e o projeto planetário humano. Significa também um libelo em favor da esperança de um futuro comum da Terra e Humanidade.

Após oito anos com o envolvimento de milhares de pessoas de todos os continentes, de diferentes raças, credos, idades e profissões, foi lançada e assumida pela Unesco a versão final em 29/06/2000 (BRASIL, 2016).

A partir da década de 1990, a preocupação a respeito da poluição do ar, em escala global, culmina em grandes acordos internacionais, nem sempre bem-sucedidos. Um destes foi o Protocolo de Quioto em 1997, documento que defini compromissos mais rígidos para redução da emissão de gases de efeito estufa. Esse protocolo entrou em vigor em fevereiro de 2005, mesmo sem adesão dos Estados Unidos, um dos principais países emissores de gás estufa. Outro acordo, já em 2009, foi o de Copenhague, que buscava soluções para o aquecimento global com um acordo a ser seguido pelos países mais ricos em prol dos mais pobres, este não possuiu a representatividade ou até mesmo legalidade necessária (SALDIVA et al., 2002; CAVALCANTI, 2010, BRASIL, 2012).

Atualmente, grandes centros urbanos encontram problemas frequentes relativos à poluição atmosférica, sendo preocupante o ocorrido na China. A rápida urbanização e industrialização neste país, tem causado vários problemas ambientais, dentre estes, problemas recorrentes de poluição do ar. A China tem as cidades mais poluídas, na qual os níveis de concentrações de poluente geralmente ultrapassam em até 40 vezes os níveis considerados

não prejudicial à saúde pela OMS (THE ECONOMIST, 2014; SHOSTYA, 2016). Com isso, Shostya (2016) conclui que atualmente a China enfrenta os maiores problemas de poluição atmosféricas no planeta. Dados mostram que em muitas cidades os dias poluídos, com presença de *smog* fotoquímico (fenômeno caracterizado pela presença de oxidantes fotoquímicos na atmosfera e o O<sub>3</sub>), chegam a ocorrer em mais da metade do ano.

A situação na China chega a níveis alarmantes afetando diretamente e drasticamente o meio ambiente e a saúde da população. Em experimentos de sensibilidade a poluição realizados neste país, foram relatados sérios problemas respiratórios e também vascular, entre outros (CHAI JING, 2015; SHOSTYA, 2016). O preocupante é que não somente na China mas em outros grandes centros urbanos essa situação tem sido frequente.

## **2.2 Poluição do Ar no Brasil**

Baseado em um modelo de desenvolvimento econômico, fundamentado no crescimento a qualquer preço, as autoridades governamentais brasileiras convidaram indústrias a se implantarem no país, porém sem os necessários sistemas de controle de poluentes e/ou a restrição em áreas inadequadas à dispersão de poluentes. Os resultados foram o aumento da industrialização e urbanização com regiões saturadas de poluição do ar, desde a década de 70, levando o governo brasileiro a implementar medidas de controle da qualidade do ar (CAVALCANTI, 2010).

Somente após a Conferência de Estocolmo (1972) é que o Brasil mostrou interesse em adotar uma política ambiental. Em 1973, foi criada a Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA), vinculada ao Ministério do Interior; ocorreram também o surgimento das agências ambientais do Rio de Janeiro (FEEMA) e São Paulo (CETESB), que são os estados mais industrializados do país (SALDIVA et al., 2002).

Com o objetivo de permitir o desenvolvimento econômico e social do Brasil de forma ambientalmente segura, em 1989, foi criado pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 05/89 o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR), que limita os níveis de emissões de poluentes por fontes em nível nacional, assim como os poluentes prioritários e estabelece um referencial de limites máximos. Tendo como instrumentos os Padrões de Qualidade do Ar e Limites de Emissão na Fonte, Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade do Ar e Inventário de Fontes e Poluentes Atmosféricos (BRASIL, 1989; CAVALCANTI, 2010).

O PRONAR estabeleceu novos padrões de qualidade do ar, em substituição aos fixados em 1976, pelo Ministério do Interior, e a aplicação do licenciamento ambiental para o controle das emissões fixas, de responsabilidade dos órgãos ambientais estaduais. Quanto ao monitoramento, somente algumas cidades e regiões metropolitanas já o realizam, e estes estão principalmente no Sul e Sudeste do país, nas demais regiões somente no Mato Grosso, Distrito Federal e Goiás no Centro-Oeste, e a Bahia no Nordeste, realiza o monitoramento da qualidade do ar (IEMA, 2014).

Em relação aos padrões de qualidade do ar, a Resolução Conama 03/1990 dispõe sobre os previstos no PRONAR, portanto, define valores para os padrões primários e secundários para alguns poluentes, sendo os primários aqueles cuja concentração de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população, no caso os níveis máximos toleráveis, que constituem metas sem um prazo estabelecido. Já os secundários, são os níveis desejados e prevê o mínimo efeito adverso sobre a população e sobre o meio ambiente (BRASIL, 1989; BRASIL, 1990).

Estes limites máximos são diferenciados em função da classificação de usos pretendidos para diversas áreas. Sendo assim, as áreas do território nacional foram enquadradas de acordo com a seguinte classificação de usos pretendidos:

- Classe I: refere-se a áreas de proteção, a Unidades de Conservação, áreas de lazer e turismo, nestas deverá ser mantida a qualidade do ar o mais próximo possível do verificado sem a intervenção antropogênica;
- Classe II: está relacionada a áreas onde o nível de deterioração da qualidade do ar seja limitado pelo padrão secundário de qualidade; e
- Classe III: refere-se a áreas de desenvolvimento onde o nível de deterioração da qualidade do ar seja limitado pelo padrão primário de qualidade (BRASIL, 1989).

Atualmente, o Decreto Estadual nº 59113/2013, estabelece o padrão de qualidade do ar para o estado de São Paulo de  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para  $\text{MP}_{10}$ , referente à média móvel de 24 horas. Entretanto, a CETESB, propõe como meta final para o padrão em questão o valor médio de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em 24 horas, contudo, este não tem um prazo para ser atingido. Este é o valor recomendado pela OMS (2005) para o  $\text{MP}_{10}$ .

Atualmente, a CETESB considera como padrão para  $\text{O}_3$  o valor de  $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , referentes a média móvel de 8 horas (CETESB, 2013). Contudo, de acordo com a CETESB (2013), a meta é que o padrão final passe a ser de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , para média de 8 horas, porém, essa meta também não possui uma data para ser atingida. Esse valor é o recomendado pela

OMS (2005) como referência para a proteção da saúde humana no que tange a exposição por O<sub>3</sub>.

Já com o objetivo de reduzir os níveis de poluentes originados pelo parque automotivo foram criados o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) instituído em 1986 pela resolução CONAMA n° 18, de 6 de maio e, posteriormente, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motocicletas (PROMOT) surgiu em 2002 sendo introduzido pela resolução n° 297/2002 do CONAMA, sendo que os primeiros limites propostos vigoraram a partir de 2003. Impondo a obrigatoriedade à indústria automobilística de atendimento aos padrões de emissão estabelecidos em lei para novos modelos e promovendo inovações tecnológicas. Segundo Teixeira et al. (2008), os ganhos do PROCONVE podem ser avaliados a partir da redução das emissões de monóxido de carbono e de outros poluentes pelos veículos, em relação aos valores constatados na década de 1980. Porém, deve ser ressaltado que mesmo tendo sido estabelecido limites de emissão para determinadas fontes de emissão, há que ser observado, dentre outros, os padrões de qualidade do ar, as condições meteorológicas e a topografia, pois é esse conjunto de fatores que irá assegurar a qualidade ambiental de uma determinada região (TEIXEIRA et al., 2008).

Na RMSP, os problemas referentes à qualidade do ar estão principalmente relacionados aos poluentes provenientes dos veículos. Devido a isto, a importância da ênfase nas medidas de redução das emissões veiculares. Neste sentido, a RMSP conta com programas federais de controle da poluição do ar por veículos e por motocicletas, PROCONVE e PROMOT, respectivamente. Entretanto, segundo a CETESB (2014), mesmo com a aplicação de novos limites de emissão e renovação natural da frota, a redução da carga de poluentes devido ao avanço tecnológico tende a ser compensada pelo expressivo aumento da frota e do uso intensivo do veículo para transporte individual nos últimos anos.

### **2.3 Poluentes Atmosféricos**

A atmosfera é composta por diversos gases e partículas. Contudo, uma variação considerável na concentração de alguns destes ou a presença de substâncias nocivas caracteriza um problema de poluição do ar. Vale ressaltar que poluentes atmosféricos exercem forte influência sobre a sociedade e sobre as condições de saúde da população, sendo responsável por algumas doenças, principalmente respiratórias (BARCELLOS et al., 2009).

Em consequência do desenvolvimento econômico, o processo de urbanização vem ocorrendo rapidamente em todo mundo, baseado principalmente na industrialização, também caracterizado pela relação entre a população de áreas urbanas e a população total do país. Em algumas das cidades mais populosas do mundo localizadas em países em desenvolvimento, tais como China, Índia e Indonésia, ocorrem diversos problemas ambientais, como o excesso de poluentes atmosféricos (BEG - BEYOND ECONOMIC GROWTH, 2004).

Podem-se citar, dentre os poluentes atmosféricos mais comuns, as Material Particulado (MP) oriundas principalmente de emissões antropogênicas, tais como queimas de resíduos, fuligem, indústrias, combustão de veículos automotores e produção de energia. Os metais-traço como o Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Pb, Cr e Hg que podem estar na forma sólida nas MP. Outros gases, como SO<sub>2</sub>, CO, O<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub>, e compostos orgânicos voláteis (COV) também são avaliados como poluentes em potencial e são produzidos pela queima de combustíveis fósseis e uso de solventes (BRASIL, 1992).

Nesse estudo serão abordados dois poluentes atmosféricos, característicos de ambientes urbanos, o MP<sub>10</sub> e o O<sub>3</sub>. Por isso, os próximos sub tópicos abordam detalhadamente cada um desses poluentes.

### **2.3.1 Material Particulado (MP)**

O MP ou aerossol atmosférico é constituído de partículas sólidas e líquidas em suspensão na atmosfera, com composição e tamanho dependente das fontes de emissão e de processos físico-químicos que ocorrem na atmosfera (SEINFELD E PANDIS, 1998). O tamanho das partículas é expresso em relação ao seu tamanho aerodinâmico, definido como o diâmetro de uma esfera densa que tem a mesma velocidade de sedimentação que a partícula em questão (SALDIVA et al., 2002).

Dependendo da origem e formação do MP estes podem ser classificados como primários ou secundários (PANDIS et al., 1995; ENGLERT, 2004; RAMA KRISHNA et al., 2004; SANTIAGO, 2015). Os primários são lançados diretamente na atmosfera e as partículas secundárias são formadas indiretamente por processos de conversão gás-partícula, nucleação, reações químicas e/ou fotoquímicas de substâncias precursoras gasosas (PANDIS et al., 1995; ENGLERT, 2004; ARTAXO et al., 2006). Vários estudos reportam a presença dos íons sulfato, nitrato e cloreto, entre outras espécies solúveis em água, mostrando a presença dos compostos secundários no MP atmosférico (SALDIVA et al., 2002).

Existem várias propriedades das partículas que são importantes para os processos atmosféricos, mas dentre todas o tamanho é a mais importante, pois está relacionado não apenas com as fontes das partículas, mas também com seus efeitos na saúde e no clima (SEINFELD E PANDIS, 1998; FINLAYSON-PITTS E PITTS, 1999; ALBUQUERQUE, 2010). Com isso, como apresentado por Seinfeld e Pandis (1998), esse poluente é classificado em: partículas inaláveis ( $MP_{10}$ ), que são as que possuem o diâmetro aerodinâmico médio inferior a  $10\ \mu\text{m}$ ; e partículas finas ( $MP_{2,5}$ ), que são as inferiores a  $2,5\ \mu\text{m}$ .

As partículas são em geral classificadas e medidas em função do tamanho, e essa distribuição foi desenvolvida inicialmente com Whitby na década de 70, que encontrou uma clara distinção entre  $MP_{2,5}$  e  $MP_{10}$  não apenas pelo tamanho, distribuição volume/massa, mas também por sua composição química (WHITBY, 1978). Essas distribuições apresentam mais de uma moda: nucleação ou Aitken (diâmetro menor que  $0,1\ \mu\text{m}$ ), acumulação (diâmetro entre  $0,1$  e  $2,0\ \mu\text{m}$ ), finas (diâmetro menor que  $2,5\ \mu\text{m}$ ) e grossa (diâmetro maior que  $2,5\ \mu\text{m}$ ) (BRASSEUR et al., 1999; WHITBY, 1978).

O MP tem origem nos processos mecânicos, como ressuspensão de poeira de solo, do sal marinho, das cinzas de combustão e das emissões biogênicas naturais com relação às partículas grossas ( $MP_{2,5-10}$ ) (QUEIROZ et al., 2007). Já as partículas finas ( $< MP_{2,5}$ ) podem ser geradas por processos de combustão empregados no setor industrial, da frota veicular, além dos processos de formação secundários provenientes de reações atmosféricas, isto é, da formação de partículas na atmosfera a partir de gases como, por exemplo, a formação de sulfatos a partir de  $SO_2$  (FREITAS E SOLCI, 2009).

A concentração do MP em uma determinada região depende das condições meteorológicas observadas nessa área. Variáveis meteorológicas como vento, chuva e instabilidade do ar atuam de forma efetiva na qualidade do ar. A direção e a velocidade dos ventos, propiciam o transporte e a dispersão dos poluentes atmosféricos. Em situações de calmaria, ocorre a estagnação do ar, gerando aumento nas concentrações de material particulado. A precipitação é outro fator que atua com muita eficiência na remoção das partículas presentes na atmosfera promovendo a remoção dos poluentes, pois uma parcela significativa desses é incorporada à água da chuva (CARVALHO, 2006)

Segundo Seinfeld (1986), o MP pode formar partículas cada vez maiores através de colisões com outras partículas e pode reagir quimicamente, o crescimento das partículas facilita a sedimentação destas. Na atmosfera, o MP também afeta diretamente o clima do planeta através da dispersão e absorção da radiação solar e, indiretamente, atuando como núcleo de condensação nos processos de formação de nuvens (SALDIVA et al., 2002).

Alguns estudos com relação ao  $MP_{10}$  na RMRJ, revelaram que, principalmente, no período de inverno, de junho a agosto são registrados elevados valores de concentração. Nesse período, estão presentes as condições mais desfavoráveis à dispersão de poluentes, como umidade e temperatura baixas, que dificultam a remoção de poluentes por via úmida, também como a presença de inversão térmica e atuação do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), fenômeno caracterizado por ventos fracos e subsidência de ar no seu centro que são condições totalmente desfavoráveis à dispersão dos poluentes (CARVALHO et al., 2004; CORRÊA et al., 2012; WALDHEIM et al., 2006).

No estado de São Paulo os poluentes atmosféricos são monitorados por estações da CETESB que estão distribuídas na Região Metropolitana de São Paulo e no interior e litoral do estado (Anexo 1). Na rede automática, as estações de monitoramento são ligadas a uma central de computadores, que registra de forma contínua as concentrações dos poluentes na atmosfera e disponibiliza na internet dados de hora em hora. O MP é medido por radiação beta em estações automáticas. No caso da rede manual é medido pelo método gravimétrico por um amostrador de grandes volumes acoplado a um separador inercial, em que obtém uma amostra de 24 horas a cada 6 dias (CETESB, 2001).

### **2.3.2 Ozônio ( $O_3$ )**

A descoberta do  $O_3$  se deu quando o químico Christian Schönbein (1839) reparou um odor peculiar devido à formação de certo tipo de gás durante descargas elétricas na atmosfera. A esse gás Schönbein deu a denominação de “ozônio” ( $O_3$ ) (do grego “ozein” que significa cheiro).

O  $O_3$  é encontrado tanto na estratosfera quanto na troposfera e seu perfil médio de concentração pode ser observado na Figura 2.1. Na estratosfera, o  $O_3$  é importante para filtrar a radiação ultravioleta proveniente do Sol, onde filtra melhor nas faixas do UVB e UVC, mas na troposfera, quando em altas concentrações, seu efeito à saúde é nocivo. Segundo Silva (2008), o  $O_3$  constitui um gás minoritário na atmosfera terrestre. Como pode ser observado na Figura 2.1, na troposfera a concentração de  $O_3$  é relativamente baixa, enquanto que na estratosfera é de aproximadamente 85 a 90% do conteúdo total dessa camada. Ainda na estratosfera, a região entre 25 e 35 km de altitude é denominada de “Camada de Ozônio” (KIRCHHOFF et al., 1995). O conteúdo total de  $O_3$  integrado numa coluna atmosférica é expresso em Unidades Dobson (UD), que considerando toda coluna de o ozônio em condições

padrões de temperatura (0 °C) e pressão (1 atm), 100 unidades Dobson correspondem a 1mm de espessura, onde 1 UD equivale a  $2,69 \times 10^{19}$  moléculas/cm<sup>2</sup>.

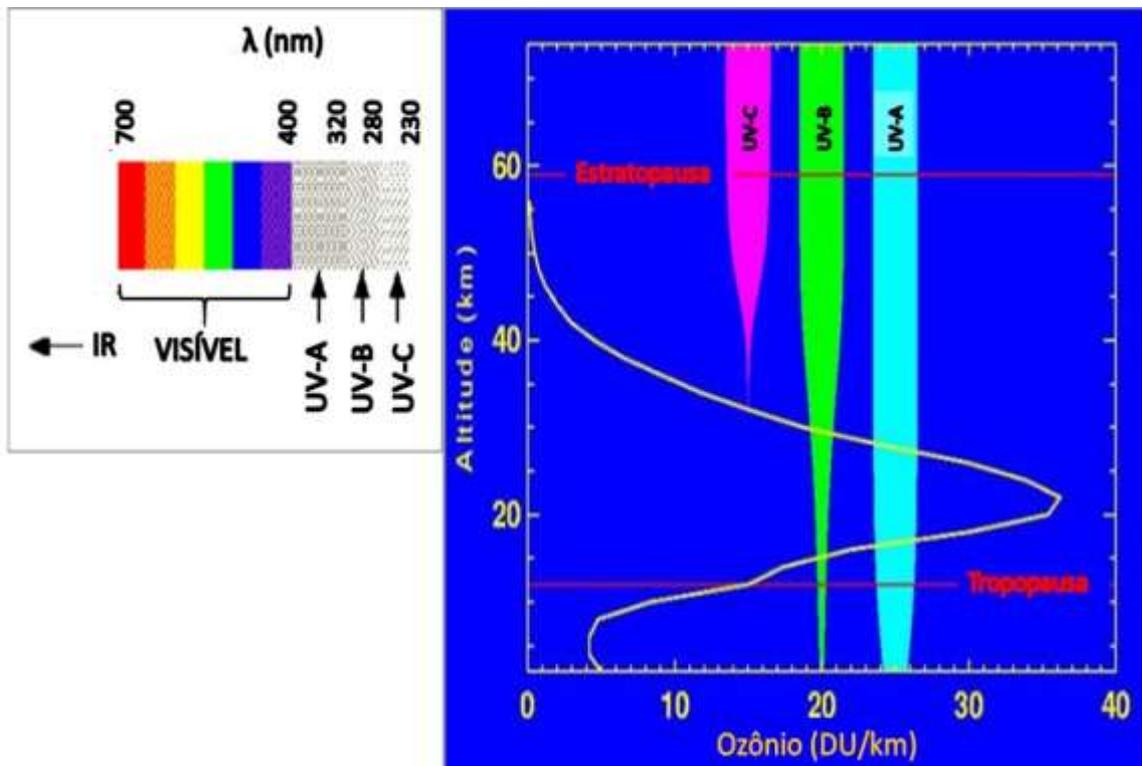


Figura 2.1 Espectro eletromagnético na região do ultravioleta (UV) e visível e perfil vertical de ozônio com altitude de penetração das faixas UV-A, UV-B e UV-C. Fonte: Manfro et al. (2004), adaptado.

Carvalho (2006) mostra um esquema que explica o balanço global de O<sub>3</sub> na troposfera, baseado na literatura. O balanço (Figura 2.2) ocorre da seguinte forma: o O<sub>3</sub> apresenta ganho através do transporte de O<sub>3</sub> estratosférico e da produção química, ou seja, de reações químicas com seus precursores (NO, NO<sub>2</sub> e COVs). Enquanto a perda se dá através do processo de deposição na superfície da Terra e de remoção química através de mecanismos de reações fotoquímicas.

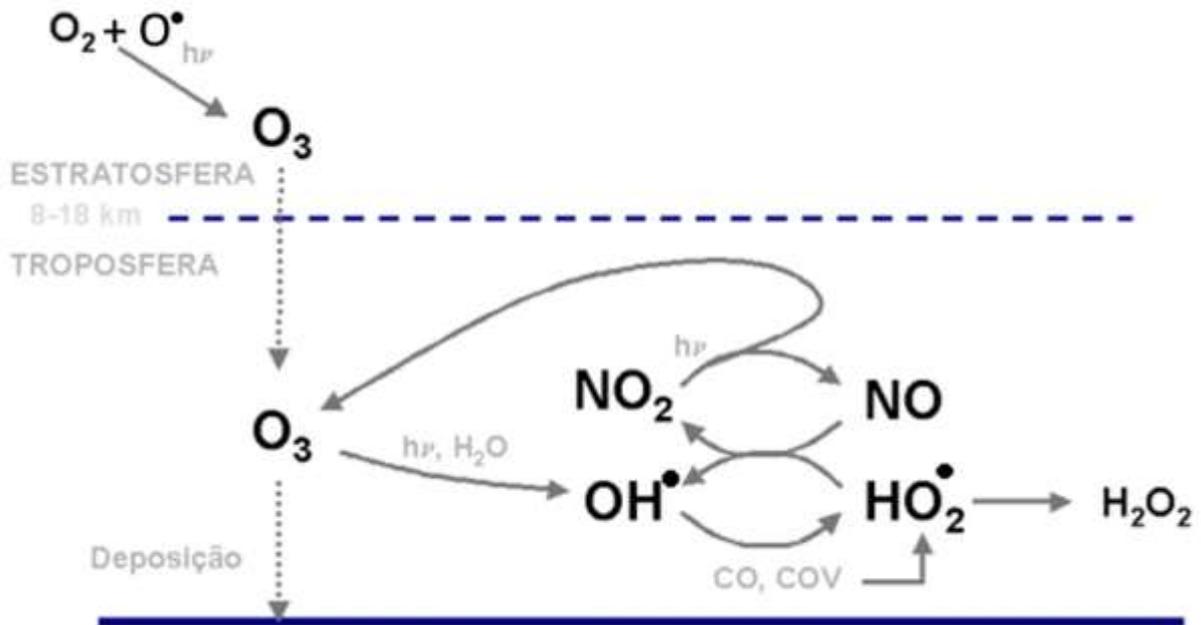


Figura 2.2 Balanço Global do Ozônio Troposférico

Fonte: Carvalho (2006), adaptado a partir de SEINFELD, 1986.

Segundo Carvalho (2006), o  $O_3$  na troposfera, dependendo da concentração, caracteriza um poluente secundário que é produzido a partir de reações químicas que depende da ação da luz solar e de oxidações fotoquímicas. A formação do ozônio na atmosfera ocorre pela reação entre o oxigênio atômico (O) e o molecular ( $O_2$ ) (FINLAYSON-PITTS E PITTS, 1997):



sendo M, um elemento que remove a energia da reação e estabiliza o  $O_3$ , tal como nitrogênio molecular ( $N_2$ ) ou oxigênio molecular ( $O_2$ ). A produção dos átomos de oxigênio (O) podem ocorrer pela fotodissociação do oxigênio molecular por absorção de radiação ultravioleta em altas altitudes, ou pela fotodissociação do dióxido de nitrogênio ( $NO_2$ ) em altitudes mais baixas (Equação 2.2) (DALLAROSA, 2015):



sendo  $h\nu$ , a energia radiativa. E um processo de remoção do  $O_3$  ocorre pela reação com óxido nítrico:



As reações apresentadas nas equações 2.1, 2.2 e 2.3 mostram as principais etapas da formação e destruição do ozônio na troposfera, estas reações estabelecem um ciclo e uma concentração estável do  $O_3$ . Porém, somente estas não justificam os níveis de  $O_3$  encontrado

em atmosferas poluídas (SEINFELD, 1986; BRONNIMANN E NEU, 1997; CETESB, 2002; DALLAROSA, 2015).

Nas reações apresentadas é possível observar a importância do óxido de nitrogênio (NO) na formação do O<sub>3</sub> troposférico. O NO é formado nos processos de combustão, quando em altas temperaturas são utilizados oxigênio ou o ar, um exemplo, são emissões de óxido de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) proveniente do tráfego de veículos (BRONNIMANN E NEU, 1997; CARVALHO, 2006). Sabendo disto, é possível observar que a velocidade da fotólise do NO<sub>2</sub> (Equação 2.1) assim como a razão entre as concentrações de NO<sub>2</sub> e de NO (NO<sub>2</sub>/NO), são fundamentais no processo de formação do O<sub>3</sub> (CETESB, 2002). Vale ressaltar que os radicais livres provenientes dos compostos orgânicos voláteis (COVs) são responsáveis por uma grande parcela da oxidação do NO a NO<sub>2</sub> e, por conseguinte, pelo aumento da eficiência do processo de formação do O<sub>3</sub>, e aqueles são emitidos por fontes biogênicas continentais e antropogênicas, sendo estas principalmente provenientes de veículos automotivos (CARVALHO, 2006).

O *smog* fotoquímico é um fenômeno caracterizado pela presença de oxidantes fotoquímicos na atmosfera como o O<sub>3</sub>. Há uma mistura de poluentes atmosféricos primários e secundários formados a partir da reação de foto-dissociação (quebra da ligação química induzida pela radiação) do dióxido de nitrogênio, na presença de compostos de carbono. No *smog* fotoquímico pode ser observado em algumas situações intensas, uma mancha castanha, devido a presença de grandes concentrações de NO<sub>2</sub> na atmosfera principalmente em grandes centros urbanos, onde a ocorrência deste é mais frequente. As consequências diretas da exposição da população a altas concentrações deste poluente, próximo à superfície, são irritação nos olhos e nas vias respiratórias, entre outros danos à vida em geral (CETESB, 2003).

Na troposfera é o aumento progressivo das concentrações de O<sub>3</sub>, principalmente, em grandes centros urbanos, o alvo de pesquisas em todo o mundo (CETESB, 2003). No Brasil, o primeiro registro de *smog* fotoquímico que se tem notícia foi o ocorrido em 1972 na cidade de São Paulo, provocado principalmente por emissões atmosféricas proveniente de veículos automotores associadas a condições meteorológicas de inversão térmica e ausência de ventos e de chuvas. Atualmente, o estado de São Paulo enfrenta diversos problemas relacionados a altas concentrações de O<sub>3</sub> que passaram a ser detectados rotineiramente (CARVALHO, 2006).

Alvim et al. (2011) constataram que apesar de consideráveis reduções nas emissões veiculares com programas de melhoria da tecnologia dos motores (PROCONVE), ainda são frequentes os dias em que a concentração de  $O_3$  na RMSP ultrapassa os padrões nacionais de qualidade do ar. Assim, a redução do  $O_3$  não foi tão significativa, sendo este um grande problema de poluição atualmente na RMSP.

Segundo Carvalho (2006), o comportamento médio mensal das concentrações de  $O_3$  mostra maiores valores entre os meses de agosto e fevereiro, enquanto os menores valores são registrados de março a julho, devido a maior e menor incidência de radiação, respectivamente. Em relação, ao comportamento médio horário, a ocorrência de valores elevados de  $O_3$  é registrada entre 13:00 e 15:00 h, ou seja, poucas horas após o máximo de incidência de radiação solar diária. No período noturno, como não há incidência de radiação solar, não há formação de novas moléculas de  $O_3$  e a concentração do poluente tende a decrescer de forma brusca devido a remoção química de  $O_3$  por NO presente na atmosfera, emitidos pelos veículos a noite (CARVALHO, 2006; GALICHIO E FORNARO, 2007).

Alguns estudos confirmam que o aumento dos valores de  $O_3$  na primavera na região Sudeste do Brasil é consequência de uma grande quantidade de radiação recebida nessa época do ano e devido ao céu estar ligeiramente menos nebuloso na primavera em comparação com o verão, o que facilita a entrada de radiação em baixos níveis da atmosfera (ARAUJO, 2014; CARVALHO et al., 2015; MOURA, 2015).

O  $O_3$  é medido pela CETESB por estações automáticas que estão distribuídas na Região Metropolitana de São Paulo e no interior e litoral do estado (Anexo 1), com o método de medição por ultravioleta (CETESB, 2001).

## **2.4 Poluição do Ar e Efeitos na Saúde**

A relação entre danos à saúde e a poluição atmosférica foi estabelecida a partir de episódios de poluição do ar. No início do século XX ocorreram três episódios de elevações abruptas da concentração de poluentes do ar ocasionando aumentos da mortalidade. São bastante conhecidos na literatura o excesso de mortes ocorrido em Londres nos anos de 1948 e 1952 (LOGAN, 1949; LOGAN, 1953) onde foram descritos 300 e 4.000 mortes, respectivamente. Outros desastres decorrentes da poluição do ar ocorreram anteriormente em 1930 no Vale de Meuse, Bélgica (FIRKET et al., 1931) e Donora nos Estados Unidos em 1948 (BASCON et al., 1996). Esses episódios estimularam a realização de diversos estudos epidemiológicos e experimentais, que identificaram os principais poluentes e seus efeitos

sobre a saúde. Tendo como objetivo a redução significativa dos níveis de poluentes atmosféricos, baseados nesses estudos, vários países estabeleceram padrões de qualidade, ou seja, os limites máximos tolerados, a partir dos quais, a população exposta sofreria danos à saúde (CANÇADO et al., 2006).

A disseminação do uso do computador, particularmente a partir da década de 1980, permitindo a aplicação de técnicas estatísticas mais sofisticadas, contribuiu para a realização de estudos epidemiológicos da relação entre poluição do ar e saúde em diversos centros urbanos do mundo. Esses estudos vêm mostrando que mesmo em baixas concentrações, os poluentes atmosféricos estão associados com efeitos na saúde (SCHWARTZ et al., 1992; SCHWARTZ et al., 2004).

De acordo com Carvalho (2006), foram estipulados limites máximos de concentrações para cada poluente, com a finalidade de preservar a população, com respeito a saúde e o seu bem estar. Essas concentrações são determinadas pelos padrões da qualidade do ar, que é descrito pela OMS (2000) como “o nível de um poluente atmosférico, como a concentração ou índice de deposição, que é adotado pelas autoridades regulatórias como leis”.

Durante um longo período de monitoramento da qualidade do ar, desde os anos 60, aproximadamente quatro décadas, na RMRJ, foi possível observar que os principais problemas referentes à qualidade do ar estão relacionados com altas concentrações de MP (WALDHEIM et al., 2006). Estudos revelam que gases e partículas ultrafinas provenientes da queima parcial de combustíveis fósseis em veículos automotivos, principalmente o diesel, são os fatores responsáveis pela maior prevalência de asma brônquica e outras doenças alérgicas em populações residentes em áreas mais poluídas (PANDYA et al., 2002).

Diversos estudos epidemiológicos comprovaram que as altas concentrações de MP provocam efeitos prejudiciais na saúde humana no Brasil (PENNA E DUCHIADE, 1991; SALDIVA et al., 1994; SALDIVA et al., 2002; GOUVEIA et al., 2003). De acordo com Saldiva et al. (2002), o MP<sub>10</sub> apresenta 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. Esse particulado grosso pode acumular-se nas vias respiratórias superiores, agravando problemas respiratórios como a asma. O perigo causado pela inalação de partículas depende não só da forma e tamanho das mesmas como também da composição química e do lugar no qual elas foram depositadas no sistema respiratório (POPE E DOCKERY, 2006; HARRISON et al., 2008). Silva et al. (2010) também encontraram dados preocupantes com relação ao risco de câncer em cidades próximas a queima de cana de açúcar devido a altas taxas de compostos cancerígenos em MP<sub>2,5</sub> e MP<sub>10</sub>.

Os efeitos do O<sub>3</sub> troposférico na saúde humana têm sido estudados há mais de três décadas (SALDIVA et al., 2002). As consequências diretas da exposição da população a altas concentrações deste poluente, próximo à superfície, são irritação nos olhos e nas vias respiratórias, entre outros danos à vida em geral (CETESB, 2003). Estudos epidemiológicos de séries temporais mostram pequenas associações positivas entre os níveis de mortalidade e de concentrações diárias de O<sub>3</sub> acima de 120 mg/m<sup>3</sup>. Consequentemente, uma queda na concentração de O<sub>3</sub> deve diretamente e positivamente impactar a saúde da população (SALDIVA et al., 2002).

O O<sub>3</sub> além de danos à saúde humana também pode causar danos em muitos tipos diferentes de materiais, além de efeitos nas plantas. Nas plantas este pode entrar através dos estômatos e os efeitos mais evidentes são visíveis nas superfícies das folhas (clorose, manchas, manchas e necrose), e também afeta a produtividade em longo prazo (PRÉNDEZ et al., 2013).

Convém destacar que vários estudos epidemiológicos (SALDIVA et al., 2002; PANDYA et al., 2002; GOUVEIA et al., 2003; MARTINS et al., 2004; CANÇADO et al., 2006) concluem que, mesmo em concentrações abaixo do padrão de qualidade do ar, os poluentes atmosféricos acarretam danos no tracto respiratório como asma e bronquite, principalmente, no que se refere às populações mais vulneráveis como crianças e idosos.

## **2.5 A Meteorologia da Poluição**

As condições atmosféricas atuam como fatores determinantes da qualidade do ar. Essas são responsáveis pelo transporte, transformação e dispersão dos poluentes emitidos, podendo contribuir com ocorrências de situações críticas de poluição do ar. Na dispersão dos poluentes a meteorologia e a topografia atuam em conjunto aumentando ou reduzindo os níveis de poluentes atmosféricos, através de variáveis como a velocidade e direção dos ventos, taxa de precipitação, temperatura e instabilidade do ar (LYRA et al., 2006; GUERRA E MIRANDA, 2011).

As características locais, como topografia, existência ou não de edifícios, o tipo de solo e espécie de vegetação, possuem capacidade de mudar o microclima de determinada região tornando está mais ou menos favorável a dispersão dos poluentes (GUERRA E MIRANDA, 2011).

Com relação à região Sudeste do Brasil, episódios de inversão de temperatura do ar são comuns no inverno. A inversão térmica é um fenômeno meteorológico caracterizado

pela presença de uma camada de ar frio na superfície seguida por uma camada sobrejacente de ar mais quente. Uma vez que as parcelas de ar que estão mais próximas da superfície são mais densas que as da camada mais quente, ocorre o impedimento dos movimentos verticais ascendentes e, conseqüentemente, a movimentação e dispersão dos poluentes. Então, a camada mais fria age como se fosse uma barreira concentrando o ar abaixo da camada de inversão (Figura 2.3a) (SALDIVA et al., 2002; AHRENS E HENSON, 2015).

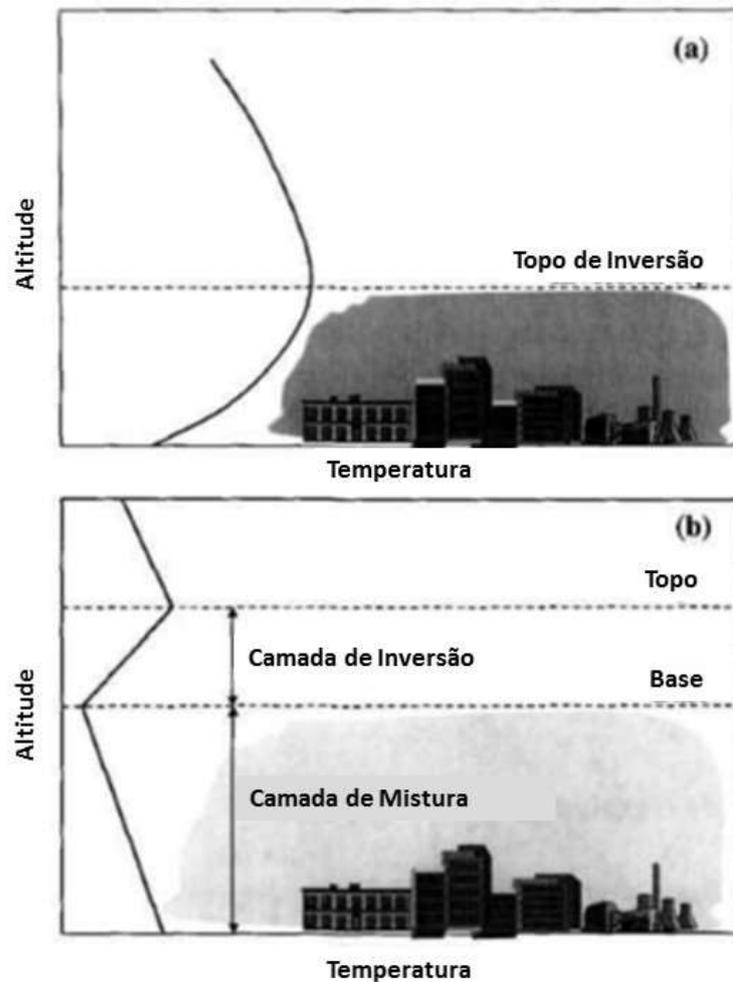


Figura 2.3 Perfil de temperatura e mistura de poluentes para a) inversão de radiação noturna e b) inversão de subsidência. Fonte: Seinfeld e Pandis (1998), adaptado.

Esse fenômeno de inversão térmica é comum no inverno em São Paulo, pois o ASAS também contribui para condições de calmaria. Além disso, esse sistema causa subsidência do ar e também pode contribuir para a inversão de subsidência mostrada na Figura 2.3 b. Na cidade de São Paulo, segundo a CETESB (2015), a ocorrência de inversão térmica, principalmente, entre os meses de maio a setembro é entorno de 30 dias (Figura 2.4),

e é comum no amanhecer observar o céu com uma camada mais escura, em função da concentração de poluentes (Figura 2.5).

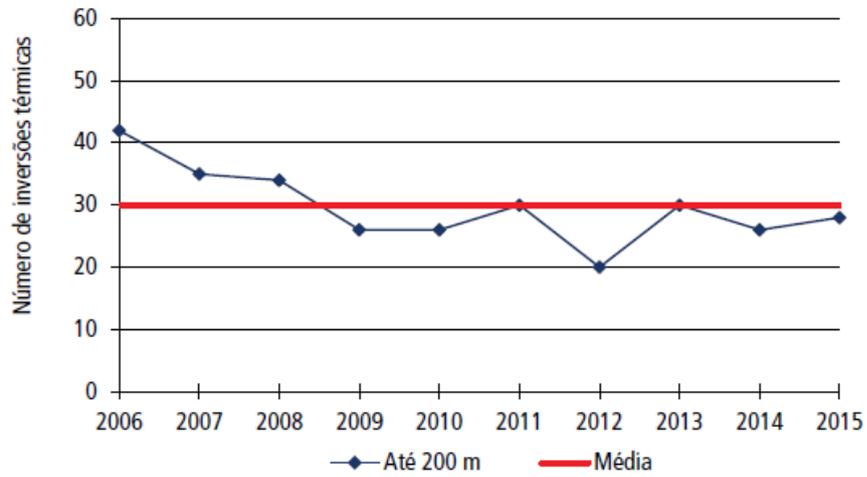


Figura 2.4 Número de ocorrências de inversão térmica registradas na Força Aérea Brasileira - Campo de Marte em São Paulo nos anos de 2006 a 2015 (maio a setembro).

Fonte: CETESB (2015)



Figura 2.5 Camada de poluição vista do Terraço Itália, em São Paulo

Foto: Dario Oliveira/ Código 19/ Estadão Conteúdo (07/08/2014)

A inversão térmica é um fenômeno natural e pode ser identificada através do lançamento de radiossondagens na atmosfera. Na Figura 2.6 é mostrado um exemplo de radiossondagem correspondente à estação meteorológica 83779 SBMT Campo de Marte, localizada na cidade de São Paulo (<http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html>) para o dia 04/06/2015. A linha preta da esquerda mostra a temperatura de ponto de orvalho (temperatura na qual o vapor de água presente no ar passa para o estado líquido na forma de pequenas gotas - Td), a da direita a temperatura do ar (T). Em uma condição normal, a temperatura do ar diminui com a altitude. Já na inversão térmica, a temperatura da camada mais acima do solo é maior do que a mais próxima desse. Esse padrão é destacado no zoom da Figura 2.6. Além disso, no início da camada de inversão (parte mais próxima do solo), a temperatura de ponto de orvalho e a temperatura do ar possuem valores muito próximos.

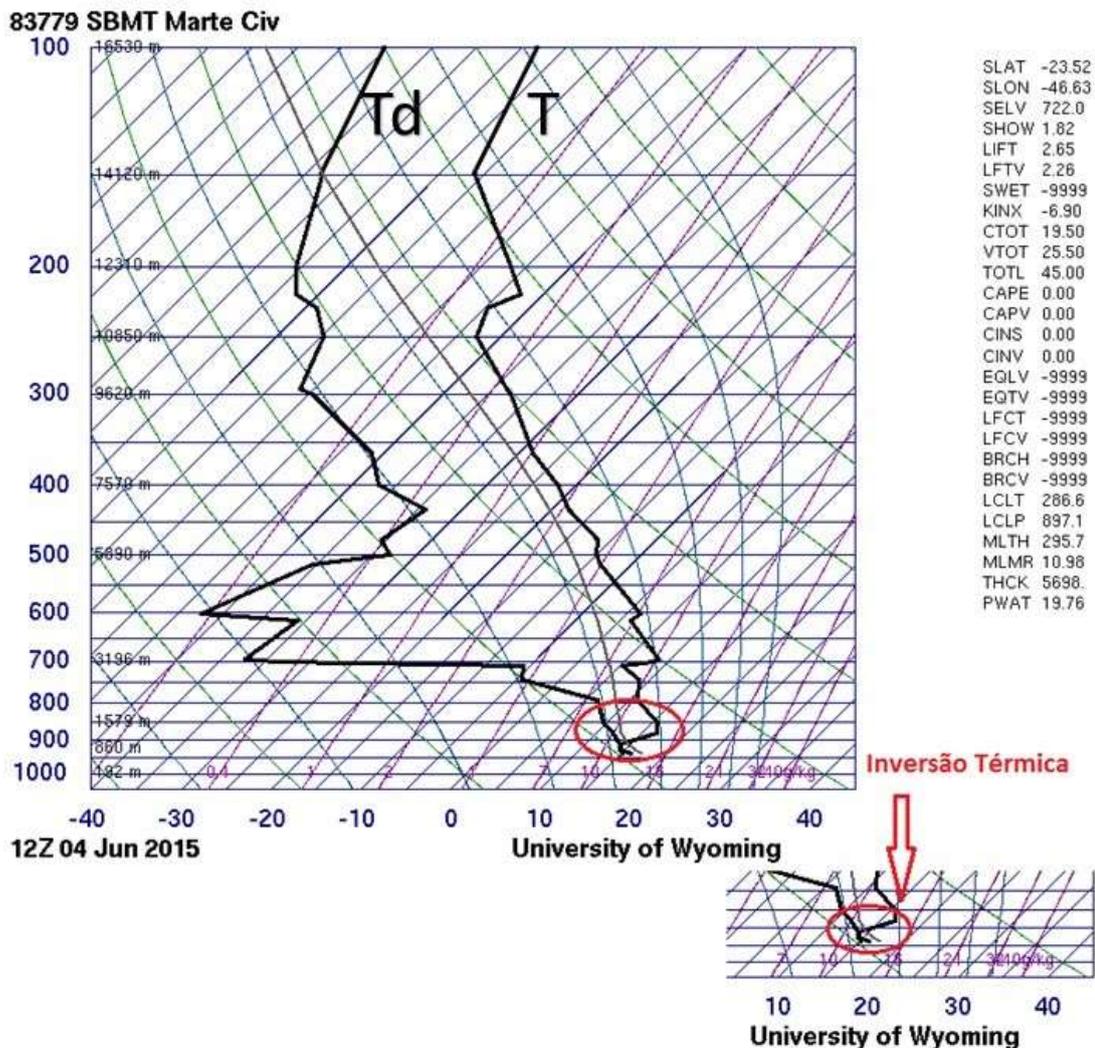


Figura 2.6 Sondagem referente para 04/06/2015 às 1200 UTC no Campo de Marte na cidade de São Paulo referente a um dia de inversão térmica. Fonte: Universidade do Wyoming

Outro fato que contribui para a concentração de poluentes no inverno na região Sudeste do Brasil é a posição do ASAS. Os anticiclones subtropicais são sistemas de alta pressão localizados em torno de 30 graus de latitude em ambos os hemisférios e associados ao ramo subsidente da célula de Hadley (BASTOS et al., 2000). O sistema de alta pressão é caracterizado por movimentos subsidentes, céu claro e ventos fracos, portanto contribui para a concentração de poluentes, pois dificulta a dispersão destes. No verão, o centro desse sistema localiza-se a cerca de 31-32° S e 4°W; já no inverno o sistema se expande zonalmente e seu centro fica a cerca de 27° e 28°S e 14° W (HASTENRATH, 1985). Com isso, no inverno, o setor oeste do ASAS atua sobre o Sudeste do Brasil (REBOITA et al., 2010) que desfavorece a formação de nuvens (e conseqüentemente, chuva), causa inversão térmica e influência na concentração de poluentes nos principais centros urbanos das regiões Sudeste e Sul, onde geralmente a borda do sistema se encontra (BASTOS et al., 2000). Na região Sudeste, a maior parte da chuva no inverno só ocorre quando as frentes frias são intensas o suficiente para atingir a região ou quando cavados invertidos em superfície se formam entre a região Sudeste do Brasil e o Atlântico Sul (SILVA et al., 2014).

A Figura 2.7 mostra a climatologia da pressão ao nível médio do mar no verão e inverno elaborada com dados de 1980 à 2015 da reanálise do NCEP/NCAR com resolução horizontal de 2.5 (KALNAY et al., 1996). Nota-se, portanto, as características descritas anteriormente, na média dos meses de dezembro, janeiro e fevereiro (DJF), estação de verão, o ASAS se encontra totalmente no oceano Atlântico. Já na média referentes aos meses de inverno, julho, junho e agosto (JJA), o mesmo se expande e o setor oeste do ASAS atua sobre o Sudeste do Brasil.

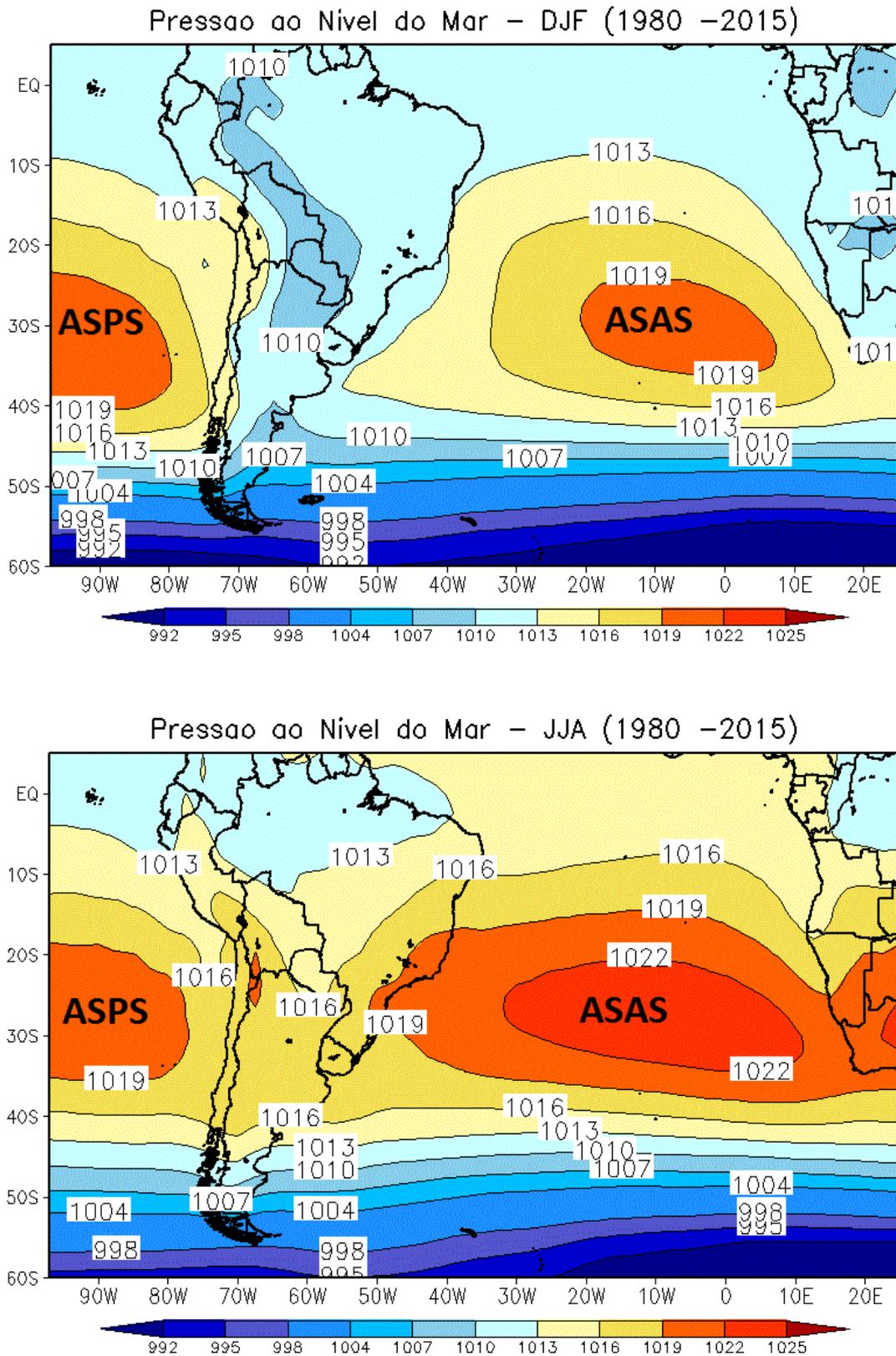


Figura 2.7 Posicionamento do ASAS no a) verão (DJF) e b) inverno (JJA) através da pressão ao nível médio do mar (hPa) de 1980 a 2015.

Na literatura há estudos que relacionam a meteorologia com os níveis de concentrações de poluentes presentes na atmosfera, dos quais podem se citar alguns. Toyoshima et al. (2005) encontrou um padrão sazonal para as internações por asma e pneumonia, sendo maior nos meses relacionados ao outono ou inverno em São Paulo. Também correlacionando as variáveis meteorológicas, Carvalho et al. (2004) verificou que maiores concentrações de ozônio na RMRJ são observadas, geralmente, em dias com temperaturas altas e com baixa umidade relativa do ar. Lyra e Tomaz (2006) confirmaram que a elevação da temperatura, o aumento da velocidade do vento, a diminuição da classe de estabilidade e a elevação da altura da camada de mistura influenciaram na diminuição da concentração dos poluentes tanto de dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) como monóxido de carbono (CO) na Região Metropolitana de Salvador.

Guerra e Miranda (2011), analisando o MP<sub>2,5</sub>, concluiu que as variáveis meteorológicas que tem efeito direto na concentração dos poluentes são a velocidade do vento e a precipitação. Eles também indicaram que outras variáveis devem ser estudadas para aprofundar o entendimento da relação poluente-climatologia, sendo a temperatura e a temperatura do ponto de orvalho, a pressão, a umidade relativa, entre outros.

Na RMRJ, a topografia acidentada, a ocupação do solo, a presença de corpos hídricos e a capacidade de dispersão atmosférica atuam como complicadores no que se refere aos problemas associados à qualidade do ar. Também é importante destacar que, principalmente, no período entre os meses de maio e setembro, em função da atuação de sistemas de alta pressão, verificam-se frequentes condições de estagnação atmosférica e são registrados elevados índices de poluição (CARVALHO et. al., 2004).

Corrêa et al. (2012) em estudos para avaliar a influência das condições meteorológicas na RMRJ no que tange à ocorrência de altas concentrações de MP<sub>10</sub>, bem como identificar a associação da capacidade de dispersão com diversas condições meteorológicas que podem estar associadas a este tipo de episódio, constataram relações diretas das condições meteorológicas com dias com altas concentrações de MP<sub>10</sub>. Foram encontrados que esses episódios de altas concentrações estão relacionados com as condições de umidade e temperaturas baixas, que desfavorecem a remoção de poluentes por via úmida, também com a presença de inversão térmica e atuação do ASAS (CORRÊA et al., 2012).

De acordo com Waldheim et al. (2006), episódios de máximas concentrações de MP<sub>10</sub> registrados na RMRJ, geralmente, foram influenciados por fatores meteorológicos. Sendo assim, o conhecimento desses fatores, pode auxiliar no estabelecimento de medidas de controle da poluição do ar.

Estudos na RMSP mostram que a ocorrência de ventos fracos, principalmente durante o período noturno e durante as manhãs, favorece a formação de altas concentrações de ozônio sobre a região. O horário de entrada e a atuação da brisa marítima são fundamentais para o transporte do  $O_3$  e de seus precursores. Isto é, há uma forte influência das condições meteorológicas no processo de formação e dispersão das concentrações de ozônio na RMSP, durante episódios com altas concentrações de ozônio (CARVALHO et al., 2012).

Freitas, 2003 realizou simulações que mostram o papel que a circulação de brisa marítima/terrestre desempenha sobre a dispersão de poluentes na RMSP. A Figura 2.8 mostra a evolução no tempo da quantidade de CO sob influência do regime dos ventos (m/s). Durante o período noturno, por ocasião das circulações de brisa terrestre e dos ventos de montanha, verificam-se altas concentrações sobre grande parte do litoral paulista, já durante o dia, em decorrência da penetração da brisa marítima, regiões localizadas à noroeste da RMSP são altamente afetadas, chegando a ter concentrações maiores que aquelas próximas das fontes.

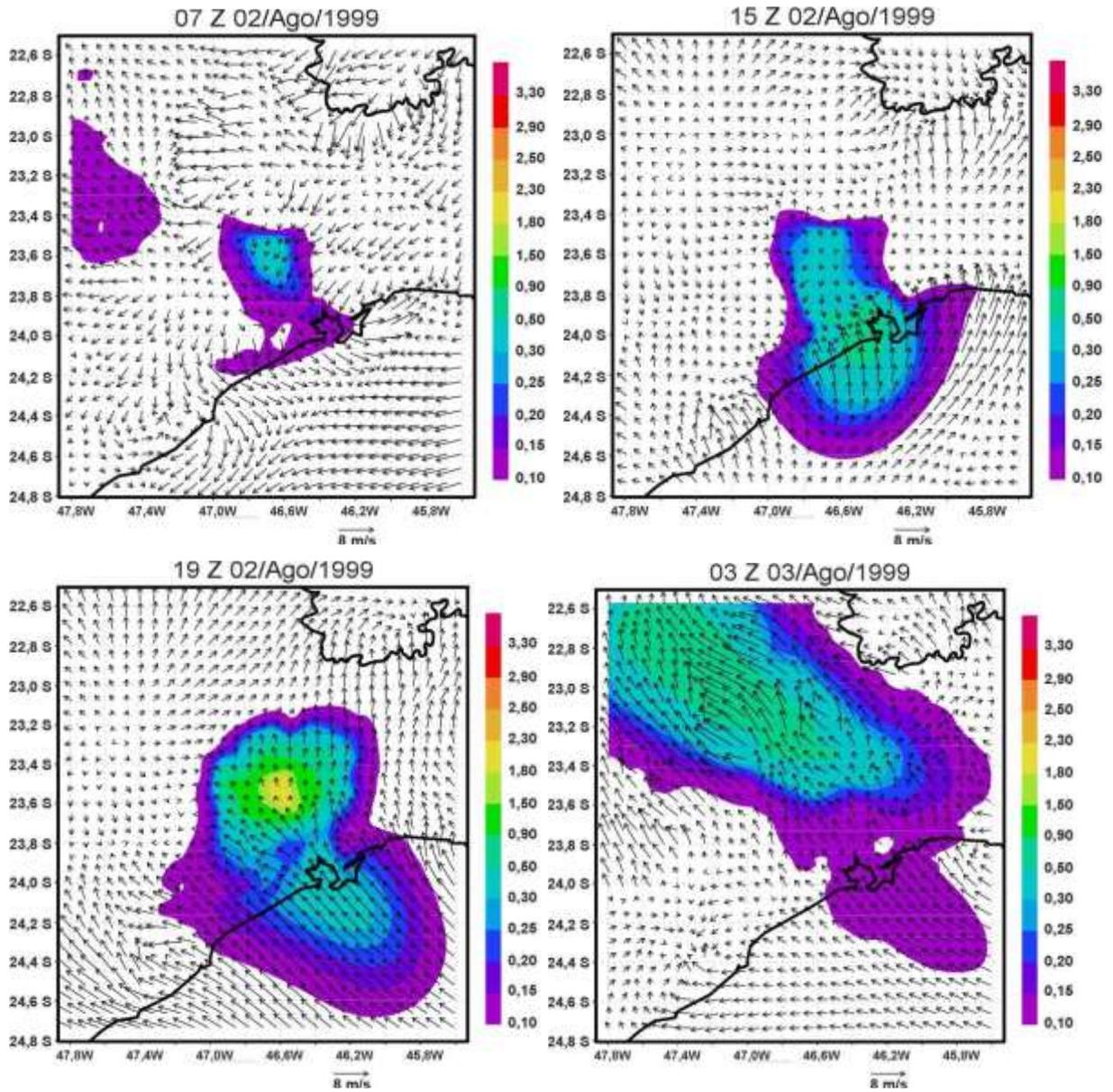


Figura 2.8 Evolução temporal da quantidade de CO integrado na vertical e do campo do vento (m/s) ao nível de 33,4 m acima da superfície. A barra de cores à direita de cada figura indica a massa em  $\text{g}[\text{CO}]/\text{m}^2$ . Fonte: Freitas (2003)

### 3. METODOLOGIA

Neste capítulo será apresentada a área de estudo seguida de uma descrição sobre os dados e os procedimentos estatísticos utilizados.

#### 3.1 Área de Estudo

Segundo as estimativas de população divulgadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), com data de referência em 1º de julho de 2014, consta que os três estados mais populosos do país localizam-se na região Sudeste, sendo o estado de São Paulo o mais populoso com 44,0 milhões de habitantes e representando 21,7% da população total do Brasil.

O estado de São Paulo conta com 45 estações de qualidade do ar da CETESB, mas para este estudo foram selecionadas as cinco que possuíam os dados de todas as variáveis empregadas neste estudo (temperatura, umidade relativa, velocidade do vento, MP<sub>10</sub> e O<sub>3</sub>). O Anexo 1 mostra as estações de monitoramento e as variáveis monitoradas em cada uma das 45 estações. Dentre as estações de monitoramento da qualidade do ar, no estado de São Paulo, selecionadas para este estudo, três estão localizadas em municípios fora da RMSP: a estação de Bauru, Cubatão e Paulínia, e duas destas localizadas na capital: Pinheiros e Ibirapuera (Figura 3.1).



Figura 3.1 Localização das estações de qualidade do ar da CETESB utilizadas no presente estudo. Fonte: Google Map.

Considerando a composição das regiões metropolitanas em 2010, a RMSP é a mais populosa, com 20,9 milhões de habitantes, seguida da RMRJ (11,9 milhões de habitantes). Mais de 19 milhões de pessoas residem em trinta e nove municípios que compõem a RMSP (IBGE,2014).

Na área urbana (2000 km<sup>2</sup> no total) da RMSP, com aproximadamente 8000 km<sup>2</sup>, onde residem 21,1 milhões de habitantes (IBGE 2015), concentra-se 48% da frota veicular do estado em apenas 3,2% do território. A frota veicular seja responsável por 97% das emissões de CO e 79% de HC, 68% de NO<sub>x</sub>, 22% de SO<sub>x</sub> e 40% de MP (CETESB, 2015). As concentrações de ozônio (O<sub>3</sub>) monitoradas na RMSP, frequentemente, apresentam violações ao padrão nacional de qualidade do ar (PNQA) (MARTINS et al., 2004; FREITAS et al., 2004; SÁNCHEZ-CCOYLLO et al., 2006).

A estação Ibirapuera, na RMSP, localiza-se numa região de área verde circundada por áreas urbanizadas onde o uso do solo é predominantemente residencial. As fontes de poluição no entorno da estação Ibirapuera mostra que esta não é influenciada por emissões industriais, com emissões sobretudo, do uso da região para atividades predominantemente comerciais, residenciais e de lazer, com suas implicações sobre a circulação de pedestres e de veículos no local (CETESB, 2004). Já a estação de Pinheiros é localizada na Avenida Professor Frederico Herman Júnior no Alto de Pinheiros em São Paulo, e sofre impacto direto do tráfego de veículos (CETESB, 2014). Na Figura 3.2 é possível observar a imagem destas estações de monitoramento.



Figura 3.2 Ambiente em que estão localizadas as estações de monitoramento da qualidade do ar utilizadas no presente estudo. Fonte: Google Map.

A CETESB (2014) menciona que outro problema referente à poluição atmosférica ocorre em Cubatão, mas neste a poluição é principalmente por fontes industriais, caracterizando um problema totalmente diferente dos grandes centros urbanos. É importante ressaltar que as altas concentrações de poluentes em Cubatão são observadas, quase que exclusivamente, na área industrial, sendo a principal preocupação nesta área as altas concentrações de material particulado. Em 1984, o Plano de Prevenção de Episódios Agudos de Poluição do Ar foi implementado na área, observando-se em muitas ocasiões a declaração de estados de Alerta e Emergência. Os níveis caíram significativamente nos anos 80 e 90, mas ainda se mantêm acima dos padrões de qualidade do ar (CETESB, 2014).

Localizado na Região Metropolitana da Baixada Santista no estado de São Paulo o município de Cubatão constitui uma região litorânea, com o clima predominante tropical, quente e úmido. Nota-se na região microclimas que correspondem as características geográficas do relevo, como o clima da serra, o clima das áreas industrializadas, do sopé da serra e dos manguezais. Com isso, tem-se que em terrenos baixos e planos, cobertos de mangue, forte calor que produz grande evaporação, já na encosta da Serra do Mar, sob forte influência de brisas, cheio de umidade, tem-se fortes precipitações constantes, e em áreas industrializadas a presença de névoas úmidas e secas e as temperaturas sempre mais elevadas (BORGES et al.; 2002; PINTON E CUNHA, 2010)

Em uma situação mais amena que em Cubatão, o município de Bauru, no interior do estado de São Paulo, localiza a 330 km noroeste da RMSB. Este ocupa uma área de 673,488 quilômetros quadrados. O município encontra-se no meio de um importante entroncamento aéreo, rodoviário e ferroviário (GALVÃO, 2015). O município configura o principal centro econômico e maior município do Oeste Paulista, fomenta o crescimento regional e possui um forte setor de serviços, porém, o setor industrial, que ainda se mostra importante na composição do produto do polo, possui algumas empresas líderes nacionais em atividades como alimentos e bebidas e atividades gráficas, apresentando ligação com o comércio internacional (DEDECCA et al., 2009).

No município de Paulínia que se situa na região nordeste do estado de São Paulo, distante 118 km a oeste da capital, possui área de 145 km<sup>2</sup>, a situação também difere de Cubatão mesmo com um parque industrial expressivo. As fontes móveis mais importantes nas proximidades da estação de monitoramento são os veículos que trafegam na Rua Salvador L. Neto, Av. Getúlio Vargas e Praça 28 de Fevereiro. As indústrias encontram-se distantes da estação, mas algumas podem apresentar determinado impacto em função da direção dos ventos (CETESB, 2006).

A estação da CETESB na região de Paulínia, possui boa ventilação e em função das características topográficas da região, homogênea com relevo plano, o comportamento do vento nesta estação pode ser considerado representativo para todo o município de Paulínia. A estação em relação ao uso do solo e população exposta pode ser classificada como “comercial” por localizar-se na região central da cidade (CETESB, 2006).

### **3.2 Dados**

Neste estudo foram considerados dados de concentração dos poluentes  $MP_{10}$  e  $O_3$  registrados nas estações de monitoramento de qualidade do ar da CETESB alocadas nas seguintes localidades no estado de São Paulo: Bauru, Cubatão Centro, Ibirapuera, Paulínia Centro e Pinheiros (Figura 3.1), referente ao período de 2005 a 2014.

Os poluentes  $MP_{10}$  e  $O_3$ , foram escolhidos pois segundo a literatura, na RMSP, estes poluentes apresentam valores acima dos PNQA estabelecidos (MARTINS et al., 2004; FREITAS et al., 2004; SÁNCHEZ-CCOYLLO et al., 2006).

Dados meteorológicos também foram utilizados, como: temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento das mesmas estações de monitoramento do ar da CETESB. Estas foram escolhidas por serem mencionados em estudos (LYRA et al., 2006; WALDHEIM et al., 2006; CARVALHO, 2006; GUERRA et al., 2011; CORRÊA et al., 2015) com variáveis atmosféricas que indicam relação com altas concentrações dos poluentes estudados.

#### **3.2.1 Etapa 1: Estatística descritiva**

Para uma análise visual e descritiva do comportamento das variáveis atmosféricas e poluentes ao longo do ano, bem como para a identificação de possíveis relações entre poluentes e variáveis atmosféricas, computaram-se estatísticas básicas dos dados observados nas cinco estações de medida da qualidade do ar. Os dados utilizados foram temperatura do ar, velocidade do vento, umidade relativa,  $MP_{10}$  e  $O_3$ .

Após a aquisição dos dados no sítio <http://ar.CETESB.sp.gov.br/qualar/>, estes foram tratados (organizados). Para isso, os dados, inicialmente horários, foram convertidos para:

- em médias móveis de 8 horas e selecionado o valor máximo da média móvel em cada dia do período de estudo no caso do ozônio;

- média diária no caso do material particulado e velocidade do vento;
- valor médio, mínimo e máximo diário para a temperatura do ar; e
- valor mínimo diário para a umidade relativa.

Nesta etapa os dados faltantes foram preenchidos com *not a number (NaN)* com a finalidade de não serem considerados nos cálculos.

Calcularam-se as médias mensais, sazonais e de todo o período, variâncias e desvio-padrão, bem como os valores máximos e mínimos. As séries de médias mensais foram utilizadas para elaboração de gráficos com ciclo anual, de 2005 até 2014, período estudado.

Com isso, foram gerados gráficos com o ciclo anual das estações meteorológicas para cada variável: média diária do poluente  $MP_{10}$ ; maiores valores obtido na média móvel de oito horas diária do poluente  $O_3$ ; média diária de temperaturas, de temperaturas máximas; de temperaturas mínimas; de velocidade do vento; e também dos mínimos diários de umidade relativa.

### **3.2.2 Etapa 2: Estatística Multivariada - Análise de Componentes Principais (ACP)**

A Estatística Multivariada consiste em métodos estatísticos utilizados em um conjunto de dados oriundos de diversas medidas, levando em conta não somente características individuais de cada uma das medidas obtidas, mas também, as relações porventura existentes entre as diversas variáveis utilizadas. Portanto, pressupõe a existência de diversas observações em diversas variáveis (ANDRIOTTI, 2003; MINGOTI, 2005).

Neste contexto, vale ressaltar que as diversas variáveis de um ambiente interagem entre si para formar o quadro resultante de uma determinada situação sob investigação, sendo assim, não há razão para que o estudo se processe somente com cada variável individualmente. Sabendo disso, o enfoque multivariado se trata de uma boa estratégia para se ter um quadro geral do que se está investigando.

Segundo Kendall (1980), em um estudo multivariado há vários enfoques que podem ser utilizados, dentre os quais tem-se: a simplificação da estrutura dos dados com a busca de uma representação simplificada; colocação de diversas observações em agrupamentos por similaridade; análise de interdependência; como também análise de dependência; e podendo dar embasamento também para formação de hipóteses.

Dentro das técnicas multivariadas, Hotteling, em 1933, desenvolveu um trabalho embasado no de Karl Pearson, em 1901, sobre técnicas multivariadas, incluindo neste a definição da técnica de Análise de Componentes Principais (ACP), que será aqui utilizada.

Hotteling se refere a técnica como a que permite que se encontre uma forma de classificar os pontos e/ou de detectar relações entre eles. Assim, a ACP deve ser usada para se conhecer a relação entre os elementos e a possível influência de um conjunto de variáveis (ANDRIOTTI, 2003). Em síntese, a ACP permite reduzir o número de variáveis originais empregadas no estudo e facilita a compreensão da relação entre elas. Portanto, a ACP pode ser utilizada nas mais diversas áreas e análises quando se tem um conjunto de dados multivariados. Dessa forma, tal técnica se encaixa perfeitamente no presente estudo uma vez que este engloba um conjunto de dados de variáveis distintas.

A ACP consiste em reescrever coordenadas das amostras em outro sistema de eixos mais convenientes para a análise dos dados, ou seja, através das combinações lineares das  $n$ -variáveis originais é possível obter  $n$ -componentes principais. A principal característica destas componentes, além da ortogonalidade, é que são obtidos em ordem decrescente de máxima variância. Com isso, o método permite a redução dos pontos representativos pois, é comum obter em apenas 2 ou 3 das primeiras componentes principais mais do que 90% desta informação (NETO, 1997). Na ACP, basicamente se computa a matriz de correlação (ou de covariância), os autovalores e autovetores (HAIR et al., 2009). O número de autovetores (ou componentes principais) é igual ao número original de variáveis incluída no estudo, mas como o objetivo é só manter as mais importantes, se utilizam testes para redução do número de componentes. No presente estudo, empregou-se o teste das raízes latentes, em que são retidas para análise as componentes principais que tiverem autovalor maior ao algarismo um (REBOITA E KRUSCHE, 2000). A descrição matemática detalhada da ACP pode ser encontrada em Hair et al. (2009) e Mingoti (2005).

Como a ACP é sensível às magnitudes das medidas das variáveis tratadas, antes da ACP, as séries temporais devem ser padronizadas, a fim de deixar todas as variáveis na mesma unidade de medida. A padronização dos dados consiste em subtrair de cada valor da série temporal, a média da mesma e depois dividir o resultado pelo desvio-padrão da série (VARELLA, 2008).

A fim de identificar a relação da concentração de  $MP_{10}$  e do  $O_3$  com as variáveis meteorológicas previamente citadas foi utilizada a ACP, considerando a matriz de correlação, separadamente para cada poluente nas cinco estações de monitoramento de qualidade do ar.

Segundo a metodologia de Carvalho (2006), a aplicação da técnica de ACP foi feita em dados horários, para obtenção das correlações. É importante destacar que somente os dados horários que tinham todas as variáveis do estudo foram considerados nesta etapa, ou

seja, horários em que havia pelo menos uma falha em alguma das variáveis foram descartados, pois não pode haver lacunas nos cálculos da ACP.

E por fim, vale ressaltar que a técnica ACP foi realizada utilizando scripts no software Matlab.

### **3.2.3 Etapa 3: Composição das variáveis atmosféricas**

Tendo como base os valores referenciados como metas finais para os padrões de qualidade do ar pela CETESB (2013), foram considerados nesta etapa do estudo, apenas dias nos quais os valores de  $MP_{10}$  estiveram acima de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e os de  $O_3$  acima de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e no mínimo em três estações de monitoramento concomitantemente.

Em seguida foi realizada a separação destas datas em dois períodos: o seco, que foi considerado os meses de abril a setembro entre 2005 a 2014; e o período chuvoso, entre outubro a maio, referente ao anos de 2005 a 2014. Pois, segundo a literatura as altas concentrações de  $MP_{10}$  são comuns no inverno por estar presentes condições desfavoráveis a estes poluente (WALDHEIM et al., 2006; SANTOS et al., 2016). Já o  $O_3$  as maiores concentrações são na primavera e verão devido a maior incidência de radiação solar (CARVALHO, 2006). Com isso, as análises se basearam em períodos diferentes para cada poluente, entre abril a setembro para  $MP_{10}$  e outubro a maio para  $O_3$ , períodos relacionados a altas concentrações destes poluentes, respectivamente.

Em seguida, computou-se as médias de variáveis atmosféricas (que se chama de composição) dos episódios com violações e sem violações, para cada poluente respectivo ao período estipulado.

A partir das médias dessas duas condições, episódios com e sem violações, foram gerados campos espaciais das variáveis atmosféricas a fim de identificar visualmente diferenças no comportamento de cada uma destas considerando dias com e sem ocorrência de violações.

Nesta última etapa do estudo foram utilizados dados de pressão ao nível médio do mar, temperatura em 2 metros, umidade relativa e umidade específica em 1000 hPa e componentes zonal e meridional (u e v) do vento a 10 metros, em pontos de grade. Esses dados foram provenientes da reanálise Era-Interim (DEE et al., 2011), com resolução horizontal de  $1,5^\circ$  de latitude e longitude e do horário das 12 UTC.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados serão divididos em três seções: (1) comportamento médio anual das variáveis atmosféricas e de poluentes, (2) ACP aplicada aos dados das estações meteorológicas e (3) análise de composição dos dados de reanálise para detecção de padrões espaciais da atmosfera quando da ocorrência de altas concentrações de O<sub>3</sub> e de MP<sub>10</sub>, separadamente.

### 4.1 Comportamento Médio Anual das Variáveis Atmosféricas e de O<sub>3</sub> e MP<sub>10</sub>

A partir dos gráficos apresentados nas Figuras 4.1a a 4.1g foi possível observar o comportamento ao longo do ano para cada poluente e variável atmosférica, bem como, confirmou os resultados de estudos já realizados e identificou relações nos comportamentos padrões dessas variáveis individualmente e entre elas.

Nas séries temporais de MP<sub>10</sub> (série construída com os valores médios diários), entre 2005 e 2014, os valores médios anuais encontrados nas estações de qualidade do ar (Tabela 4.1), em geral, foram bem próximos variando de 30,36 a 35,75 µg/m<sup>3</sup>, assim como o desvio-padrão das séries com valores 19,15 e 21,19 µg/m<sup>3</sup>. A exceção ocorreu em Cubatão em que apresentou valores mais elevados e maior desvio-padrão nos dados, com média de 92,3 µg/m<sup>3</sup> e desvio padrão de 45,3 µg/m<sup>3</sup>. Já os máximos absolutos variaram de 120 a 200 µg/m<sup>3</sup>, com valor mais alto em Cubatão, onde o máximo atingiu 350 µg/m<sup>3</sup>. Vale ressaltar que as concentrações deste poluente, em Cubatão, foram altas e acima do considerável não prejudicial à saúde pela OMS de 50 µg/m<sup>3</sup>, mesmo nos meses de menores concentrações. Essa região é conhecida por problemas referentes a altas concentrações de poluentes industriais (CETESB, 2014).

Referente à sazonalidade (Figura 4.1a) do MP<sub>10</sub>, as menores concentrações do MP<sub>10</sub> ocorreram no verão, com médias variando de 19,9 a 27 µg/m<sup>3</sup>, e as maiores no inverno, com valores médios entre 41,7 a 49 µg/m<sup>3</sup>. Em relação ao mês, janeiro apresentou os menores valores, e os picos máximos, geralmente, ocorreram em julho para Ibirapuera e Pinheiros, e em agosto para Bauru e Paulínia. Embora em Cubatão os valores mais baixos do MP<sub>10</sub> ainda estavam no verão, com média de 80,9 µg/m<sup>3</sup>, e os altos no inverno, valor médio de 107,9 µg/m<sup>3</sup>, a diferença entre verão e inverno foi menor, com valores relativamente altos o ano todo. Nessa região, o menor valor de MP<sub>10</sub> estava no mês de dezembro, com as altas

concentrações bem distribuídas durante o inverno. O comportamento do  $MP_{10}$  com altas concentrações no inverno também foram observados em outros estudos (SANTOS et al., 2016; CARVALHO et al., 2015). É importante lembrar que o inverno é a época do ano com baixos valores de precipitação na região Sudeste do Brasil e grande estabilidade atmosférica, o que dificulta a dispersão e a remoção dos poluentes da atmosfera.

Em relação ao  $O_3$ , a série temporal construída com o maior valor diário da média móvel de 8 horas, mostra que as médias destas séries estão entre 22 a 43  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , com desvio-padrão, de 21 a 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Tabela 4.1). Ao contrário do  $MP_{10}$ , em Cubatão estão presentes os menores valores médios e o menor desvio-padrão para o  $O_3$ , porém estes, não se distanciam das demais. No período de estudo, Ibirapuera e Paulínia, com valores médios próximos, apresentaram as médias mensais mais altas de  $O_3$ , dentre as cinco estações de qualidade do ar aqui estudadas. Nestas localidades há registros de valores máximos absolutos acima de 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  referente a média de oito horas.

As menores concentrações de  $O_3$  ocorreram em julho, com exceção de Bauru em que ocorreram em junho; e os maiores valores entre outubro a dezembro (Figura 4.1b). Em termos sazonais, a primavera apresentou as maiores concentrações de  $O_3$  em todas as estações de qualidade do ar com exceção de Cubatão, em que as maiores concentrações estavam no verão. Já com relação às concentrações baixas, outono e inverno, apresentam valores bem próximos, mas em geral o inverno foi a estação do ano que apresentou as menores concentrações. O aumento dos valores de  $O_3$  na primavera na região Sudeste do Brasil é consequência de uma grande quantidade de radiação recebida nessa época do ano, que ocorre devido ao céu estar ligeiramente menos nebuloso na primavera em comparação com o verão, o que facilita a entrada de radiação em baixos níveis da atmosfera (ARAUJO, 2014; MENDES, 2014; MOURA, 2015).

Com relação à temperatura, foram analisadas as temperaturas médias, máximas e as mínimas diárias nas estações de monitoramento. Os valores médios anuais, nos 10 anos considerados, variaram de 24,9 a 29,4°C na temperatura máxima, 21 a 24,27°C na temperatura média e entre 16,5 e 20,8°C na temperatura mínima, com desvios-padrões, de aproximadamente entre 2 e 5°C, em ambas as séries. Na temperatura máxima, o maior valor absoluto registrado foi de 40,5°C em Bauru, onde também foi a região com a maior média mensal de temperatura máxima (Figura 4.1c.). Já os menores valores médios mensais de temperatura máxima estavam presentes no Ibirapuera. Porém, o menor valor de temperatura máxima absoluta registrado foi em Pinheiros, em um dia mais frio com temperatura máxima diária de 9°C.

Na temperatura mínima (Figura 4.1d), os valores em Cubatão se distanciaram um pouco das demais estações de monitoramento da qualidade do ar. A região se destacou com os maiores valores de média, apresentando o valor máximo registrado dessa variável, 27,4°C. As demais estações de monitoramento da qualidade do ar apresentaram valores médios mensais de temperatura mínima bem próximos, mesmo assim, foi possível destacar Paulínia, com as menores temperaturas mínimas, onde foi registrado o menor valor absoluto de temperatura mínima de 2,85°C.

Nas médias sazonais, as temperaturas máximas e mínimas, apresentaram valores próximos entre verão e a primavera e entre as estações de monitoramento, com médias ligeiramente maiores no verão. As menores temperaturas ocorreram no inverno. As estações de qualidade do ar Ibirapuera, Paulínia e Pinheiros apresentaram os invernos mais frios em relação as demais, tanto na temperatura mínima quanto na máxima.

Com relação à umidade relativa (série construída com os valores mínimos diários), as médias anuais das séries temporais estavam entre 44,45% em Bauru e 63,12% em Cubatão, com desvios-padrões entre 15,2% e 19%. O valor máximo absoluto registrado no período é de 100% em Paulínia e mínimo de 0,04% em Ibirapuera (Tabela 4.1f). No comportamento sazonal de umidade relativa as maiores porcentagens foram registradas no verão e outono. Já os menores valores, em geral, ocorreram no inverno e primavera (Figura 4.1f). A exceção ficou em Cubatão, localizado próxima ao litoral, com valores altos o ano inteiro, e máximo presente na primavera.

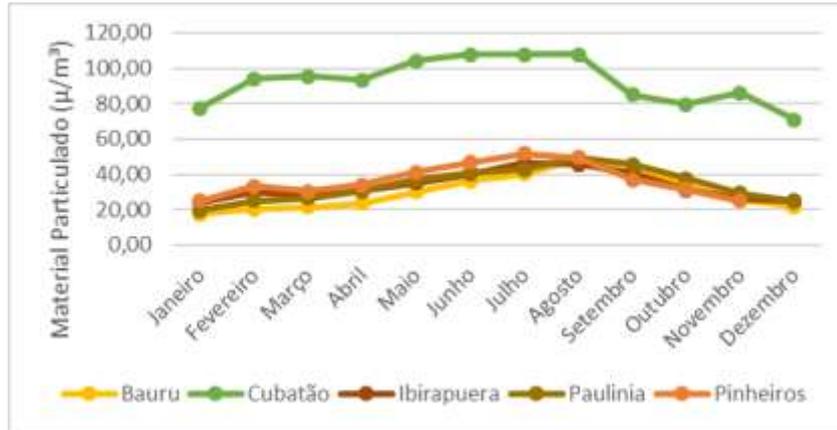
A intensidade do vento, na média anual apresentou valores baixos, média de cerca de 1m/s em todas as estações de monitoramento e pouca variação durante o ano, isto é, com desvio-padrão de cerca de 0,8 m/s. Em Bauru, os valores foram ligeiramente mais altos na média, com média de 2,34m/s (Figura 4.1g, Tabela 4.1), o que concordou com o atlas eólico do estado de São Paulo, que mostrou que esta região os ventos são mais fortes (SÃO PAULO, 2012). O valor máximo absoluto registrado no período foi de 6,59m/s em Cubatão e mínimo de 0,04m/s em Ibirapuera.

No comportamento sazonal da velocidade do vento, as médias foram relativamente próximas, com pouca diferença entre as estações do ano, mesmo assim, foi possível observar valores ligeiramente maiores na primavera e verão, o que pode ser decorrente da influência do ASAS, pois nesta estação do ano ele está deslocado para leste em relação ao inverno influenciando a região com ventos mais intensos. E valores ligeiramente menores no inverno e outono, sendo o comportamento o mesmo em todas as estações de qualidade do ar (Figura 4.1g).

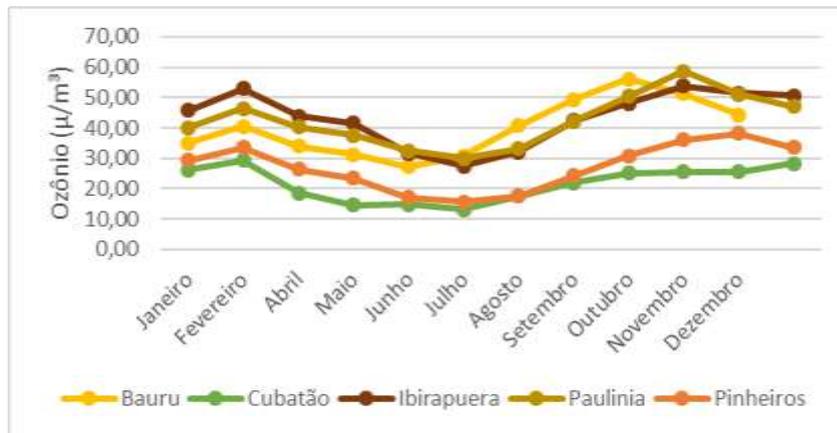
Tabela 4.1 Resultados estatísticos das estações de monitoramento de: Bauru, Cubatão, Ibirapuera, Paulínia e Pinheiros, no estado de São Paulo, entre 2005 e 2014, das variáveis: MP<sub>10</sub>; O<sub>3</sub>; temperatura máxima, mínima e média; umidade relativa; velocidade do vento.

	BAURU	CUBATÃO	IBIRAPUERA	PAULÍNIA	PINHEIROS
	Material Particulado ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) – média diária				
<b>MÉDIA</b>	30,36	92,27	33,63	34,32	35,75
<b>DESVIO PADRÃO</b>	19,15	45,29	19,35	19,09	21,19
<b>VARIÂNCIA</b>	366,99	2052,37	374,45	364,65	449,03
<b>VALOR MÁXIMO</b>	121,56	350,09	180,98	200,00	144,06
<b>VALOR MÍNIMO</b>	1,00	9,27	2,46	6,06	1,00
	Ozônio ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) - máximo diário das médias de 8 horas				
<b>MÉDIA</b>	39,75	22,34	43,25	42,54	27,09
<b>DESVIO PADRÃO</b>	22,29	21,50	30,17	28,26	23,95
<b>VARIÂNCIA</b>	496,88	462,36	910,42	798,54	573,44
<b>VALOR MÁXIMO</b>	155,75	165,63	211,88	217,17	178,13
<b>VALOR MÍNIMO</b>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Temperatura Máxima ( $^{\circ}\text{C}$ )				
<b>MÉDIA</b>	29,42	27,76	24,89	26,88	26,19
<b>DESVIO PADRÃO</b>	4,21	3,56	3,68	4,88	5,06
<b>VARIÂNCIA</b>	17,73	12,68	13,55	23,83	25,56
<b>VALOR MÁXIMO</b>	40,50	38,11	32,87	39,19	70,00
<b>VALOR MÍNIMO</b>	13,40	17,95	13,69	11,66	0,00
	Temperatura Mínima ( $^{\circ}\text{C}$ )				
<b>MÉDIA</b>	18,17	20,78	17,23	16,45	16,61
<b>DESVIO PADRÃO</b>	3,43	2,49	2,51	4,15	3,17
<b>VARIÂNCIA</b>	11,80	6,22	6,28	17,27	10,07
<b>VALOR MÁXIMO</b>	26,36	27,36	22,38	25,54	26,30
<b>VALOR MÍNIMO</b>	4,28	12,21	8,60	2,85	5,11
	Temperatura Média ( $^{\circ}\text{C}$ )				
<b>MÉDIA</b>	23,79	24,27	21,06	21,67	21,48
<b>DESVIO PADRÃO</b>	3,47	2,71	2,75	4,16	3,47
<b>VARIÂNCIA</b>	12,03	7,37	7,55	17,30	12,04
<b>VALOR MÁXIMO</b>	32,25	32,35	27,06	31,79	42,70
<b>VALOR MÍNIMO</b>	9,50	15,82	11,77	8,67	7,50
	Umidade Relativa (%)				
<b>MÉDIA</b>	44,45	63,12	53,11	48,52	45,63
<b>DESVIO PADRÃO</b>	15,18	15,90	17,58	19,12	15,47
<b>VARIÂNCIA</b>	230,41	253,05	309,30	365,88	239,28
<b>VALOR MÁXIMO</b>	95,00	98,68	98,37	100,00	99,58
<b>VALOR MÍNIMO</b>	11,74	12,42	0,04	9,47	13,15
	Velocidade do Vento (m/s)				
<b>MÉDIA</b>	2,34	1,15	1,12	1,34	1,44
<b>DESVIO PADRÃO</b>	0,77	0,57	0,55	0,87	0,53
<b>VARIÂNCIA</b>	0,59	0,33	0,30	0,76	0,28
<b>VALOR MÁXIMO</b>	5,98	6,59	2,99	6,12	3,93
<b>VALOR MÍNIMO</b>	1,05	0,13	0,03	0,07	0,10

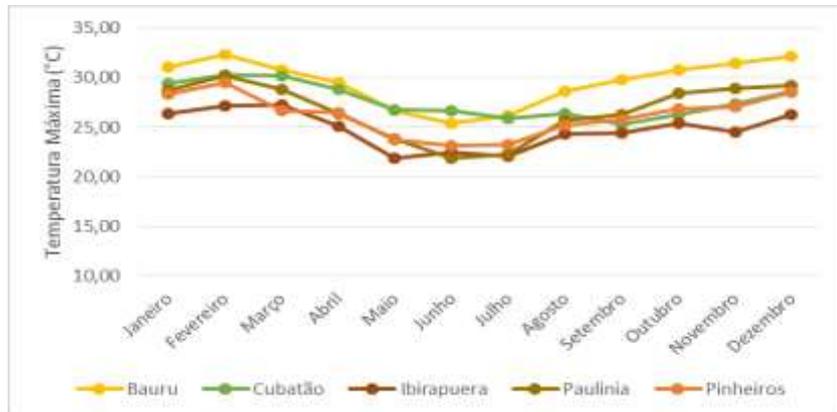
a)



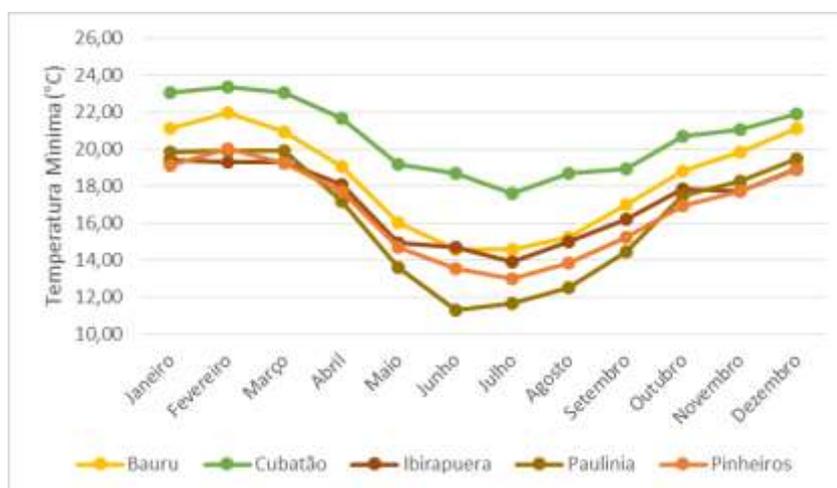
b)



c)



d)



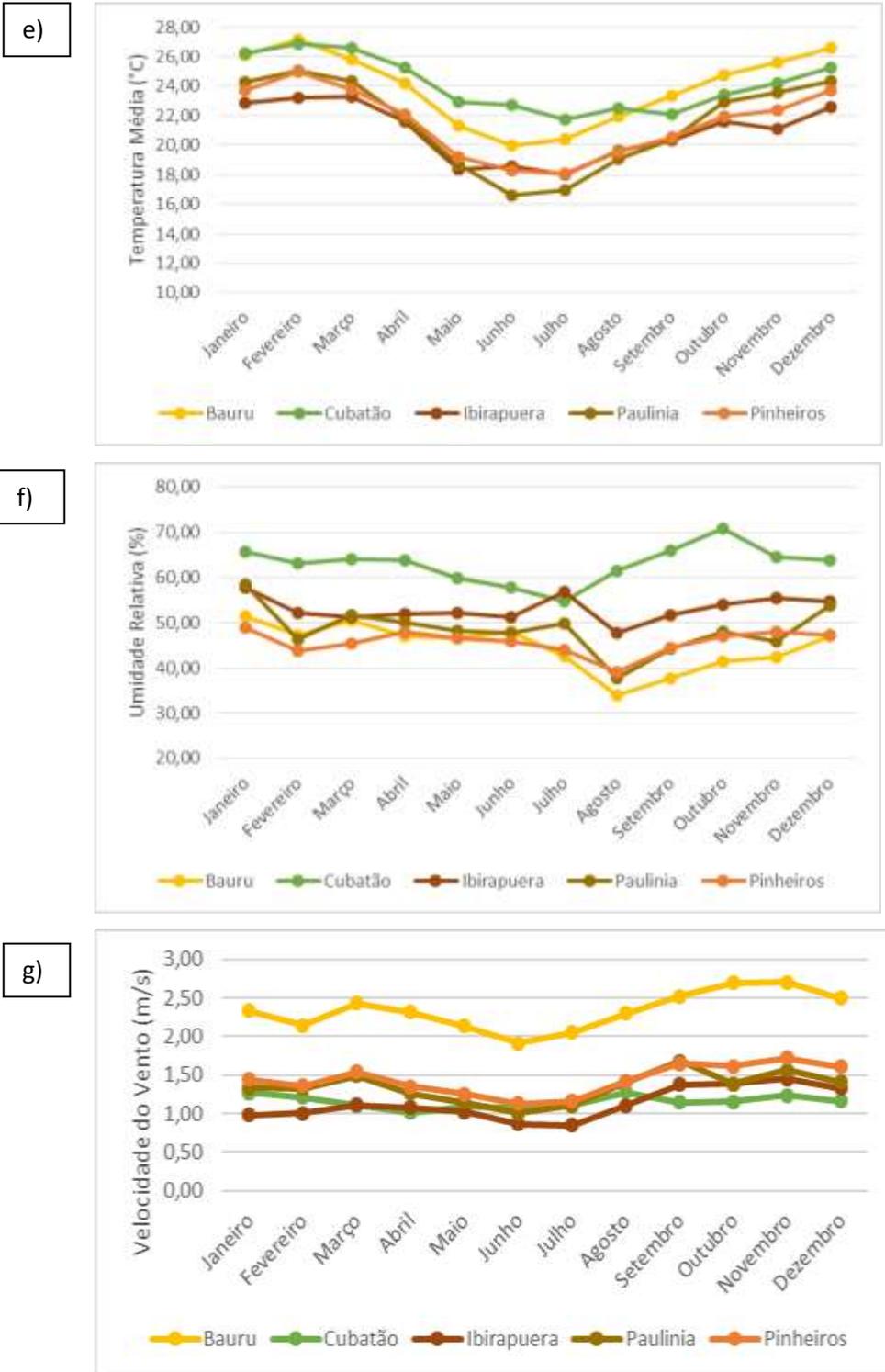


Figura 4.1 Médias mensais em cinco estações de monitoramento de qualidade do ar: Bauru, Cubatão, Ibirapuera, Paulínia e Pinheiros, no estado de São Paulo, entre 2005 e 2014, das variáveis: a)  $MP_{10}$  média diária; b)  $O_3$  máximo diário da média de 8 horas; c) temperatura máxima; d) temperatura mínima; e) temperatura média; f) umidade relativa; g) velocidade do vento.

## 4.2 Análise de Componentes Principais (ACP)

Uma vez apresentado o comportamento médio mensal das variáveis atmosféricas temperatura média, máxima e mínima, umidade relativa mínima e velocidade do vento, e dos poluentes  $MP_{10}$  e  $O_3$ , objetiva-se saber quais são as variáveis atmosféricas que mais se relacionam, ou explicam, os episódios de concentração desses. Para cumprir esse objetivo, é realizada a ACP incluindo o  $MP_{10}$  e as variáveis atmosféricas e o  $O_3$  e as variáveis atmosféricas em cada estação de monitoramento da qualidade do ar. Entretanto, antes de aplicar a ACP selecionaram-se os valores horários da temperatura, umidade relativa e velocidade do vento,  $MP_{10}$  e  $O_3$ .

A ACP pode ser tanto calculada com a matriz de covariância quanto com a de correlação. Nesse estudo foi empregada a matriz de correlação.

### Material Particulado

Na matriz de correlação (Tabela 4.2) o maior valor de correlação do  $MP_{10}$  foi obtido quanto a umidade relativa, seguido de velocidade do vento, com exceção de Pinheiros e Ibirapuera em que a velocidade do vento apresentou a maior correlação. Os valores, no caso da correlação com umidade relativa, foram negativos indicando que o aumento das concentrações de  $MP_{10}$  estava associado a menores valores da umidade relativa do ar, sendo também o caso entre  $MP_{10}$  e velocidade do vento.

Com relação às temperaturas, as correlações foram, em geral, baixas, que indicou pouca relação com  $MP_{10}$ . Também se observa (Tabela 4.2) que a temperatura e a umidade relativa foram variáveis bem correlacionadas, com valores negativos, indicando que quanto maior a temperatura menor a umidade relativa.

Vale destacar que os valores baixos de correlações encontrados para  $MP_{10}$  podem ter sido devido à alta complexibilidade da relação desse poluente com as variáveis atmosféricas, que é diferente do  $O_3$ , que apresenta uma forte dependência com a radiação. Já para o  $MP_{10}$  essas relações são ainda pouco conhecidas e complexas, por exemplo, o MP pode atuar diminuindo ou aumentando a temperatura, uma vez que dependendo do tamanho e composição, está relacionado a mecanismos de absorção ou espalhamento (SILVA, 2012). Outro fator é o vento, conforme a velocidade do vento, pode haver ressuspensão, com isso, o aumento, ou a dispersão deste poluente.

Tabela 4.2 Matriz de correlação entre o MP<sub>10</sub> e as variáveis meteorológicas, onde T é temperatura, UR é umidade relativa e VV refere-se à velocidade do vento: a) Bauru; b)

Cubatão; c) Ibirapuera; d) Paulínia; e) Pinheiros.

$$\text{a)} \begin{bmatrix} & \text{MP}_{10} & \text{T} & \text{UR} & \text{VV} \\ \text{MP}_{10} & 1 & & & \\ \text{T} & -0,021 & 1 & & \\ \text{UR} & -0,297 & -0,685 & 1 & \\ \text{VV} & -0,306 & 0,026 & -0,102 & 1 \end{bmatrix}$$

$$\text{b)} \begin{bmatrix} & \text{MP}_{10} & \text{T} & \text{UR} & \text{VV} \\ \text{MP}_{10} & 1 & & & \\ \text{T} & 0,026 & 1 & & \\ \text{UR} & -0,145 & -0,682 & 1 & \\ \text{VV} & -0,061 & 0,502 & -0,598 & 1 \end{bmatrix}$$

$$\text{c)} \begin{bmatrix} & \text{MP}_{10} & \text{T} & \text{UR} & \text{VV} \\ \text{MP}_{10} & 1 & & & \\ \text{T} & 0,042 & 1 & & \\ \text{UR} & -0,161 & -0,526 & 1 & \\ \text{VV} & -0,225 & 0,187 & -0,250 & 1 \end{bmatrix}$$

$$\text{d)} \begin{bmatrix} & \text{MP}_{10} & \text{T} & \text{UR} & \text{VV} \\ \text{MP}_{10} & 1 & & & \\ \text{T} & 0,046 & 1 & & \\ \text{UR} & -0,149 & -0,131 & 1 & \\ \text{VV} & 0,005 & 0,041 & -0,072 & 1 \end{bmatrix}$$

$$\text{e)} \begin{bmatrix} & \text{MP}_{10} & \text{T} & \text{UR} & \text{VV} \\ \text{MP}_{10} & 1 & & & \\ \text{T} & -0,064 & 1 & & \\ \text{UR} & -0,097 & -0,667 & 1 & \\ \text{VV} & -0,394 & 0,301 & -0,343 & 1 \end{bmatrix}$$

Na ACP, a partir da matriz de correlação obteve-se os autovalores e autovetores para a formação das componentes principais. Na Tabela 4.3 são apresentados os autovalores. Lembra-se aqui que o número de componentes principais (autovetores) obtidas é igual ao número de variáveis em análise e que as componentes mais importantes foram selecionadas com base no teste das raízes latentes, onde são mantidas as componentes em que o autovalor seja maior do que 1.

Na Tabela 4.3 estão dispostos os autovalores e a variância explicada pelo autovalor, total e acumulada, em ordem decrescente, como por exemplo, em Bauru o primeiro autovalor explicou aproximadamente 43% da variância e, assim, sucessivamente. Usando o teste das raízes latentes, foram analisadas apenas as componentes principais que apresentaram autovalores iguais ou maiores do que um. Portanto, aqui foram mantidas as duas primeiras componentes principais para todas as estações de qualidade do ar, que juntas explicaram aproximadamente entre 56% a 80% da variância total dos dados, dependendo da estação.

Tabela 4.3 Autovalores e a variância explicada para as variáveis atmosféricas e MP<sub>10</sub>

<b>Bauru</b>			
<b>Componentes Principais</b>	<b>Autovalores</b>	<b>Variância Explicada Total (%)</b>	<b>Variância Explicada Total Acumulada (%)</b>
<b>1</b>	1,74	43,48	43,48
<b>2</b>	1,31	32,66	76,14
<b>3</b>	0,74	18,49	94,63
<b>4</b>	0,21	5,37	100,00
<b>Cubatão</b>			
<b>1</b>	2,20	54,89	54,89
<b>2</b>	1,03	25,72	80,61
<b>3</b>	0,49	12,36	92,97
<b>4</b>	0,28	7,03	100,00
<b>Ibirapuera</b>			
<b>1</b>	1,67	41,78	41,78
<b>2</b>	1,20	30,08	71,86
<b>3</b>	0,69	17,15	89,01
<b>4</b>	0,44	10,99	100,00
<b>Paulínia</b>			
<b>1</b>	1,24	31,08	31,08
<b>2</b>	1,01	24,97	56,05
<b>3</b>	0,93	23,54	79,59
<b>4</b>	0,82	20,41	100,00
<b>Pinheiros</b>			
<b>1</b>	1,93	48,22	48,22
<b>2</b>	1,25	31,17	79,39
<b>3</b>	0,54	13,40	92,79
<b>4</b>	0,29	7,20	99,99

Na Tabela 4.4 são apresentadas os autovetores que compõem as cinco componentes principais obtidas.

Tabela 4.4 Autovetores que compõem as componentes principais

<b>Componentes Principais</b>				
<b>Bauru</b>				
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
-0,262	0,675	0,591	0,356	-0,262
-0,652	-0,207	-0,414	0,600	-0,652
0,711	0,045	-0,150	0,685	0,711
-0,013	-0,706	0,676	0,208	-0,013
<b>Cubatão</b>				
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
0,059	-0,973	0,154	0,163	0,059
0,576	0,025	-0,622	0,529	0,576
-0,608	0,111	0,105	0,779	-0,608
0,543	0,202	0,760	0,293	0,543
<b>Ibirapuera</b>				
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
0,063	-0,795	0,544	0,260	0,063
0,632	-0,097	-0,496	0,587	0,632
-0,660	0,178	-0,012	0,730	-0,660
0,401	0,572	0,676	0,234	0,401
<b>Paulínia</b>				
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
0,498	-0,538	0,446	0,513	0,498
0,493	0,159	-0,775	0,362	0,493
-0,654	0,070	-0,051	0,752	-0,654
0,286	0,825	0,445	0,202	0,286
<b>Pinheiros</b>				
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
-0,190	-0,782	-0,517	-0,292	-0,190
0,602	-0,248	0,483	-0,585	0,602
-0,596	0,365	0,068	-0,712	-0,596
0,496	0,440	-0,703	-0,257	0,496

Os dois autovetores compõem duas equações de combinação linear, para cada localidade:

<b>Bauru</b>	
$Y_1 = -0,262 (MP_{10}) - 0,652 (T) + 0,711 (UR) - 0,013 (VV)$	(4.1)
$Y_2 = 0,675 (MP_{10}) - 0,207 (T) + 0,045 (UR) - 0,706 (VV)$	(4.2)
<b>Cubatão</b>	
$Y_1 = 0,059 (MP_{10}) + 0,576 (T) - 0,608 (UR) + 0,543 (VV)$	(4.3)
$Y_2 = -0,973 (MP_{10}) + 0,025 (T) + 0,111 (UR) + 0,202 (VV)$	(4.4)
<b>Ibirapuera</b>	
$Y_1 = 0,063 (MP_{10}) + 0,632 (T) - 0,660 (UR) + 0,401 (VV)$	(4.5)
$Y_2 = -0,795 (MP_{10}) - 0,097 (T) + 0,178 (UR) + 0,572 (VV)$	(4.6)
<b>Paulínia</b>	
$Y_1 = 0,498 (MP_{10}) + 0,493 (T) - 0,654 (UR) + 0,286 (VV)$	(4.7)
$Y_2 = -0,538 (MP_{10}) - 0,159 (T) + 0,070 (UR) + 0,825 (VV)$	(4.8)
<b>Pinheiros</b>	
$Y_1 = -0,190 (MP_{10}) + 0,602 (T) - 0,596 (UR) + 0,496 (VV)$	(4.9)
$Y_2 = -0,782 (MP_{10}) - 0,248 (T) + 0,365 (UR) + 0,440 (VV)$	(4.10)

onde: T é temperatura, UR é a umidade relativa e VV refere-se a velocidade do vento.

A primeira componente principal ( $Y_1$ ), em geral, explicou em torno 41 a 54% da variância dos dados, dependendo da estação de monitoramento (Tabela 4.3), apenas em Paulínia a porcentagem é menor onde e a primeira componente, explica somente 31%. Considerando esta componente em todas as estações de monitoramento de qualidade do ar, teve-se que, a temperatura foi diretamente proporcional à velocidade do vento e inversamente à umidade relativa. Apenas em Bauru que indicou que a concentração de  $MP_{10}$  respondeu inversamente a umidade relativa. De fato, com maior radiação solar, as temperaturas aumentam e também a agitação das partículas, de forma que a umidade relativa (que inversa a temperatura) tende a reduzir. As concentração  $MP_{10}$ , em geral, não foram explicadas por essa componente, pois apresenta o menor coeficiente.

Na segunda componente principal, o percentual que esta explicou na variância das séries, varia entre aproximadamente 25 a 32,66%. Nesta segunda componente principal ( $Y_2$ ) o

MP<sub>10</sub> foi explicado indicando, com sinais opostos, que ele respondeu inversamente à velocidade do vento e à umidade relativa. Com exceção de Bauru, equação 4.2, que a relação com umidade relativa já foi explicada na primeira e nesta segunda componente o coeficiente foi baixo indicando que esta variável foi pouco explicada por esta componente. O mesmo ocorreu para temperatura, com menores coeficientes nesta componente para ambas as estações de monitoramento. Portanto, todas estas componentes, confirmaram o comportamento esperado, pois quanto maior a velocidade do vento maior a dispersão dos poluentes, ou seja, menor o MP<sub>10</sub>. Também menor umidade relativa, dificulta a deposição úmida do MP<sub>10</sub>. Em outras palavras, com situações de vento intenso e baixa umidade, há menores concentrações de MP<sub>10</sub>.

### **Ozônio**

A matriz de correlação (Tabela 4.5) mostra que os maiores valores de correlação ocorreram entre as variáveis temperatura e umidade relativa, sendo que o sinal foi negativo, ou seja, quanto maior a temperatura menor a umidade relativa. Em relação ao O<sub>3</sub>, este tem correlação positiva com a temperatura e velocidade do vento, e negativa com a umidade relativa mínima em todas as estações de monitoramento.

Vale destacar que as correlações obtidas para O<sub>3</sub> foram coerentes em sinal e magnitude com as encontradas por Carvalho (2006), em análise de dados para a RMRJ. Os valores altos de correlação para O<sub>3</sub>, em comparação aos obtidos para MP<sub>10</sub>, pode ter sido devido à forte relação que o O<sub>3</sub> tem com a radiação solar, que consequentemente influencia a forte relação com as demais variáveis.

Tabela 4.5 Matriz de correlação entre o O<sub>3</sub> e as variáveis meteorológicas, onde T é temperatura, UR é umidade relativa e VV refere-se à velocidade do vento: a) Bauru; b) Cubatão; c) Ibirapuera; d) Paulínia; e) Pinheiros.

$$\text{a) } \begin{bmatrix} & \text{O}_3 & \text{T} & \text{UR} & \text{VV} \\ \text{O}_3 & 1 & & & \\ \text{T} & 0,682 & 1 & & \\ \text{UR} & -0,614 & -0,510 & 1 & \\ \text{VV} & 0,292 & 0,017 & -0,090 & 1 \end{bmatrix}$$

$$\text{b) } \begin{bmatrix} & \text{O}_3 & \text{T} & \text{UR} & \text{VV} \\ \text{O}_3 & 1 & & & \\ \text{T} & 0,537 & 1 & & \\ \text{UR} & -0,437 & -0,822 & 1 & \\ \text{VV} & 0,381 & 0,501 & -0,586 & 1 \end{bmatrix}$$

$$\text{c) } \begin{bmatrix} & \text{O}_3 & \text{T} & \text{UR} & \text{VV} \\ \text{O}_3 & 1 & & & \\ \text{T} & 0,644 & 1 & & \\ \text{UR} & -0,546 & -0,520 & 1 & \\ \text{VV} & 0,375 & 0,185 & -0,239 & 1 \end{bmatrix}$$

$$\text{d) } \begin{bmatrix} & \text{O}_3 & \text{T} & \text{UR} & \text{VV} \\ \text{O}_3 & 1 & & & \\ \text{T} & 0,638 & 1 & & \\ \text{UR} & -0,618 & -0,661 & 1 & \\ \text{VV} & 0,285 & 0,091 & -0,166 & 1 \end{bmatrix}$$

$$\text{e) } \begin{bmatrix} & \text{O}_3 & \text{T} & \text{UR} & \text{VV} \\ \text{O}_3 & 1 & & & \\ \text{T} & 0,642 & 1 & & \\ \text{UR} & -0,619 & -0,677 & 1 & \\ \text{VV} & 0,453 & 0,315 & -0,349 & 1 \end{bmatrix}$$

Na Tabela 4.6 são apresentadas os autovalores obtidos pela matriz de correlação e a variância total e acumulada explicada por eles. Pelo teste das raízes latentes, foram retidas para análise apenas a primeira componente em ambas as estações de monitoramento, já que foi a única que apresentou autovalor maior que 1 em todas as estações de monitoramento. Essas primeiras componentes já explicaram mais da metade da variância total dos dados, entre 56% e 66%.

Tabela 4.6 Autovalores e a variância explicada para as variáveis atmosféricas e O<sub>3</sub>

<b>Bauru</b>			
<b>Componentes Principais</b>	Autovalores	Variância Explicada Total (%)	Variância Explicada Total Acumulada (%)
<b>1</b>	2,25	56,30	56,30
<b>2</b>	1,00	25,18	81,48
<b>3</b>	0,50	12,41	93,89
<b>4</b>	0,23	6,11	100,00
<b>Cubatão</b>			
<b>1</b>	2,66	66,40	66,40
<b>2</b>	0,65	16,22	82,62
<b>3</b>	0,54	13,39	96,01
<b>4</b>	0,16	3,99	100,00
<b>Ibirapuera</b>			
<b>1</b>	2,31	57,67	57,67
<b>2</b>	0,87	21,66	79,33
<b>3</b>	0,50	12,60	91,93
<b>4</b>	0,32	8,07	100,00
<b>Paulínia</b>			
<b>1</b>	2,35	58,77	58,77
<b>2</b>	0,96	24,00	82,77
<b>3</b>	0,37	9,24	92,01
<b>4</b>	0,32	7,99	100,00
<b>Pinheiros</b>			
<b>1</b>	2,56	63,97	63,97
<b>2</b>	0,76	19,03	83,00
<b>3</b>	0,37	9,18	92,18
<b>4</b>	0,31	7,82	100,00

Na Tabela 4.7 são apresentadas os autovetores que compõem as cinco componentes principais obtidas.

Tabela 4.7 Autovetores que compõem as componentes principais

<b>Componentes Principais</b>				
<b>Bauru</b>				
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
0,609	0,085	0,163	0,772	0,609
0,553	-0,271	0,584	-0,529	0,553
-0,537	0,149	0,795	0,240	-0,537
0,188	0,947	0,028	-0,258	0,188
<b>Cubatão</b>				
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
0,429	-0,846	0,284	0,140	0,429
0,551	0,007	-0,472	-0,689	0,551
-0,549	-0,269	0,373	-0,698	-0,549
0,459	0,461	0,746	-0,140	0,459
<b>Ibirapuera</b>				
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
0,577	-0,017	0,308	0,757	0,577
0,537	-0,346	0,471	-0,609	0,537
-0,516	0,215	0,827	0,062	-0,516
0,336	0,913	-0,011	-0,230	0,336
<b>Paulínia</b>				
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
0,568	0,046	0,683	0,456	0,568
0,558	-0,273	0,075	-0,780	0,558
-0,561	0,159	0,714	-0,387	-0,561
0,227	0,948	-0,131	-0,182	0,227
<b>Pinheiros</b>				
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
0,540	-0,006	-0,772	0,336	0,540
0,530	-0,353	0,038	-0,770	0,530
-0,530	0,284	-0,602	-0,525	-0,530
0,383	0,891	0,202	-0,136	0,383

Com base nos primeiros autovetores obtidos construiu as equações que representaram a combinação das variáveis atmosféricas com o O<sub>3</sub>:

<b>Bauru</b>	
$Y_1 = 0,609 (O_3) + 0,553 (T) - 0,537 (UR) + 0,188 (VV)$	(4.11)
<b>Cubatão</b>	
$Y_1 = 0,429 (O_3) + 0,551 (T) - 0,537 (UR) + 0,459 (VV)$	(4.13)
<b>Ibirapuera</b>	
$Y_1 = 0,577 (O_3) + 0,537 (T) - 0,516 (UR) + 0,336 (VV)$	(4.14)
<b>Paulínia</b>	
$Y_1 = 0,568 (O_3) + 0,558 (T) - 0,561 (UR) + 0,227 (VV)$	(4.15)
<b>Pinheiros</b>	
$Y_1 = 0,540 (O_3) + 0,530 (T) - 0,530 (UR) + 0,383 (VV)$	(4.16)

onde: T é temperatura, UR é a umidade relativa e VV refere-se a velocidade do vento.

A primeira componente, Y<sub>1</sub>, explicou entre 56% e 66% da variância da série de dados. Nessa componente, o O<sub>3</sub> mostrou relação direta com a temperatura e velocidade do vento, e inversa com a umidade relativa em todas as localidades. Com maior radiação (menor cobertura de nuvens no céu) há maior aquecimento da superfície e do ar adjacente. Como mencionado no Capítulo 2.3, em geral, maiores concentrações de O<sub>3</sub> são registradas no período da tarde após o horário de máxima incidência de radiação solar, quando, em média, são registradas as maiores temperaturas do dia e os maiores valores de velocidade do vento. A relação positiva com a velocidade do vento, foi devido ao comportamento durante o dia do O<sub>3</sub> e da velocidade do vento serem bem parecidos, ou seja, menores valores de vento e de O<sub>3</sub> durante a manhã e maiores durante a tarde (CARVALHO, 2006). A umidade relativa atua de forma inversa sendo um fator que contribuiu para a redução da concentração de O<sub>3</sub>, este fator também está relacionado a quantidade de radiação que atinge a superfície, pois quanto maior a umidade, maior nebulosidade, e com isso, menor radiação em superfície.

Para finalizar essa seção de resultados, ressalta-se que o MP<sub>10</sub> teve maior associação com umidade relativa e velocidade do vento, sendo inversamente proporcional a estas, ou seja, quanto maior a umidade e a velocidade do vento, menor a concentração deste poluente na atmosfera. E o O<sub>3</sub> teve maior associação com temperatura e umidade relativa, tendo relação positiva com temperatura, ou seja, quanto maior esta variável maior a

concentração de  $O_3$ ; e inversa com umidade, tendo portando menores concentrações quando estavam presentes os maiores percentuais de umidade na atmosfera.

### 4.3 Composição das variáveis atmosféricas

Nesta fase do estudo objetivou-se saber quais as diferenças no padrão espacial das variáveis atmosféricas entre os dias com violação e os sem violação dos poluentes  $MP_{10}$  e  $O_3$ . Para cumprir esse objetivo, foram calculadas médias das variáveis atmosféricas referente aos dias com e sem violação de  $MP_{10}$ , no período entre abril a setembro, em que estão presentes a maioria dos casos de violação deste. O mesmo foi feito para o  $O_3$ , mas entre os meses de outubro a maio, onde foram encontrados mais casos de violação deste. Para as datas de violações referentes a cada poluente, foram selecionados apenas dias em que no mínimo três estações de monitoramento apresentaram concomitantemente eventos em que as concentrações de  $MP_{10}$  excedeu a de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e a de  $O_3$  a  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

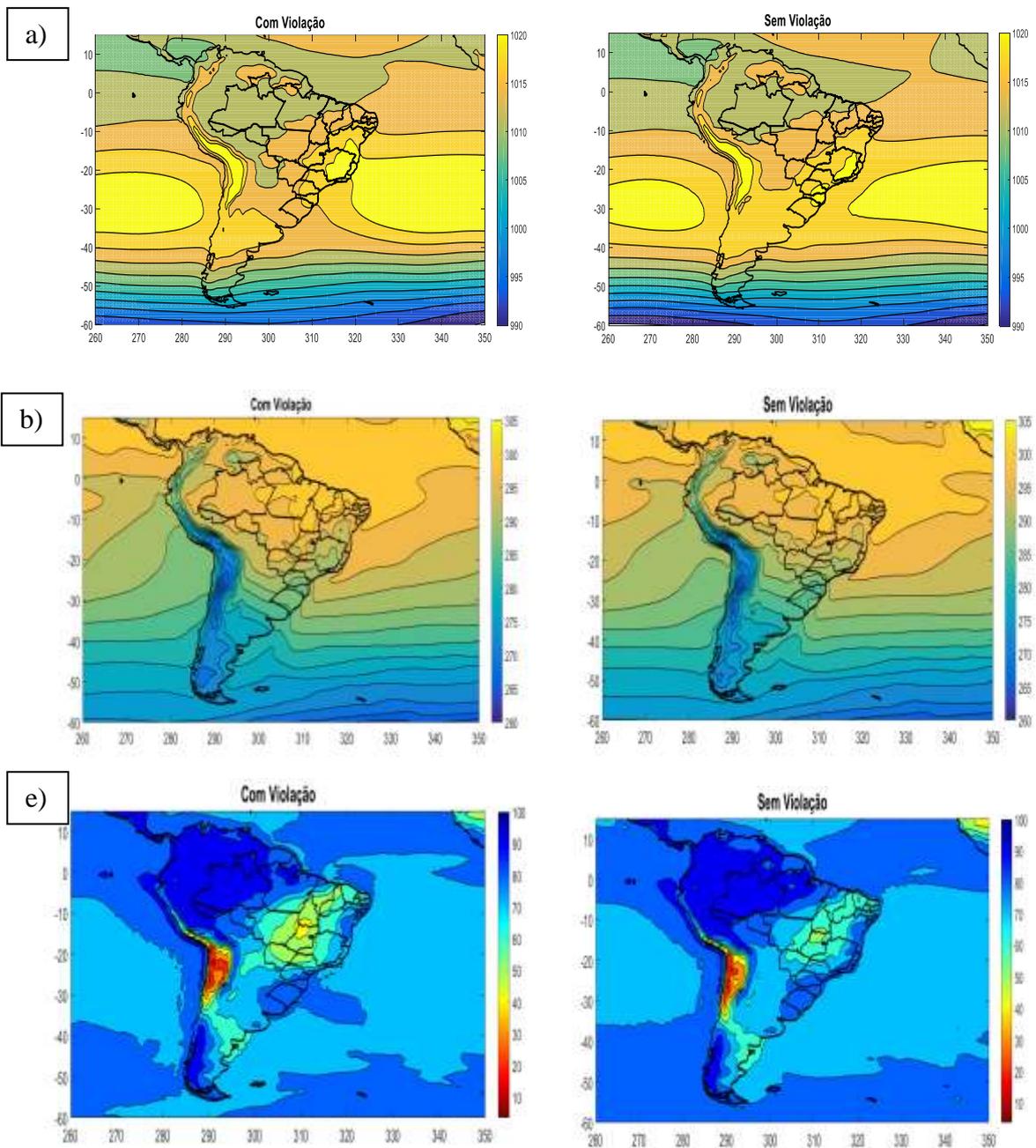
A partir da comparação visual dos campos médios das variáveis atmosféricas foi possível observar diferenças nos padrões espaciais destas quando da ocorrência e não ocorrência de violações de  $MP_{10}$  e que condiz com a literatura. Isto é, no campo da pressão ao nível médio do mar (Figura 4.2a) notou-se que nos dias com violação, a borda oeste do ASAS estava melhor configurada sobre o Sudeste do Brasil do que nos dias sem violação dentro do mesmo período. Portanto, foi possível concluir que entre os meses de abril a setembro, os dias que apresentaram valores de  $MP_{10}$  acima de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , foram dias em que a região está mais influenciada pelo ASAS como já mencionado na literatura (CORRÊA et al., 2012; SANTOS et al., 2016).

Para a temperatura do ar (Figura 4.2b) próximo a superfície, pela comparação visual notou-se que praticamente não houve diferença para esta variável nos dias com e sem violação de  $MP_{10}$ . As umidades relativa (Figura 4.2c) e específica (Figura 4.2d) mostraram diferenças entre os dias com e sem violação, com menor umidade nos dias com violação em comparação aos sem violação. Este comportamento está coerente pois com baixa umidade dificulta a remoção por via úmida (CORRÊA et al., 2012; SANTOS et al., 2016; CARVALHO et al., 2015).

E por fim, a Figura 4.2e mostra a intensidade do vento e os vetores da direção do vento (que além de indicarem a direção, o seu tamanho também indica a velocidade). Observou-se que mesmo a diferença sendo pequena, em dias com violação, os ventos foram

mais fracos sobre a região estudada, do que em dias sem violação, com isso há menor dispersão dos poluentes.

Vale destacar que os valores mais baixos de umidade e da velocidade do vento, dos dias com violação em comparação com os sem, podem estar relacionado com o ASAS que está com sua borda melhor configurada sobre a região Sudeste, como já dito anteriormente no Capítulo 2.5, este sistema é caracterizado por ventos fracos e subsidência do ar o que dificulta a chuva e a dispersão dos poluentes.



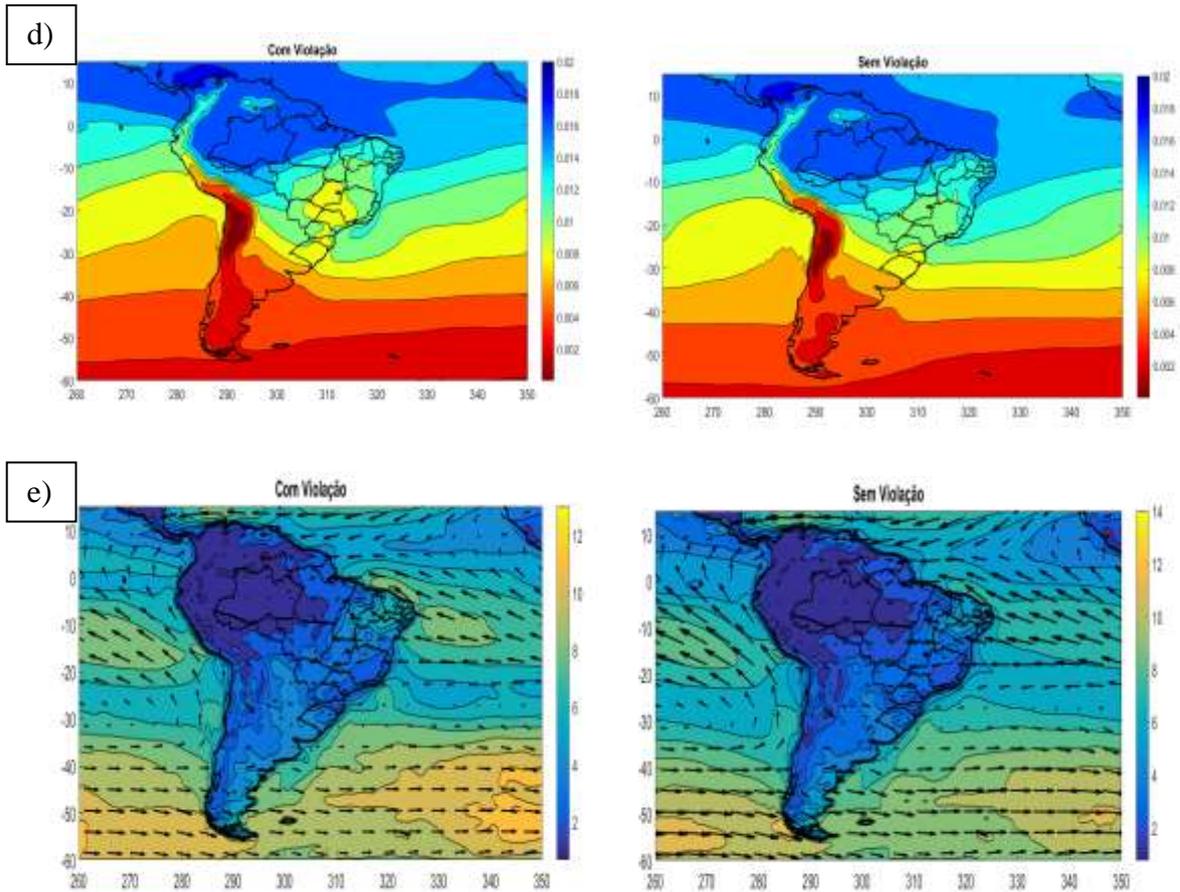


Figura 4.2 Campos médios referentes aos dias com e sem violação de  $MP_{10}$ , entre abril a setembro de 2005 a 2014, para: a) pressão ao nível médio do mar (hPa); b) temperatura média em 2 metros (K); c) umidade relativa em 1000 hPa (%); d) umidade específica em 1000 hPa (kg/kg); e) velocidade do vento a 10 metros (m/s).

Pela comparação visual dos campos médios das variáveis, no período entre os meses de outubro a maio, que abrange principalmente os dois últimos meses da primavera e o verão, foi possível observar diferenças entre os dias com violações de  $O_3$  e sem violação.

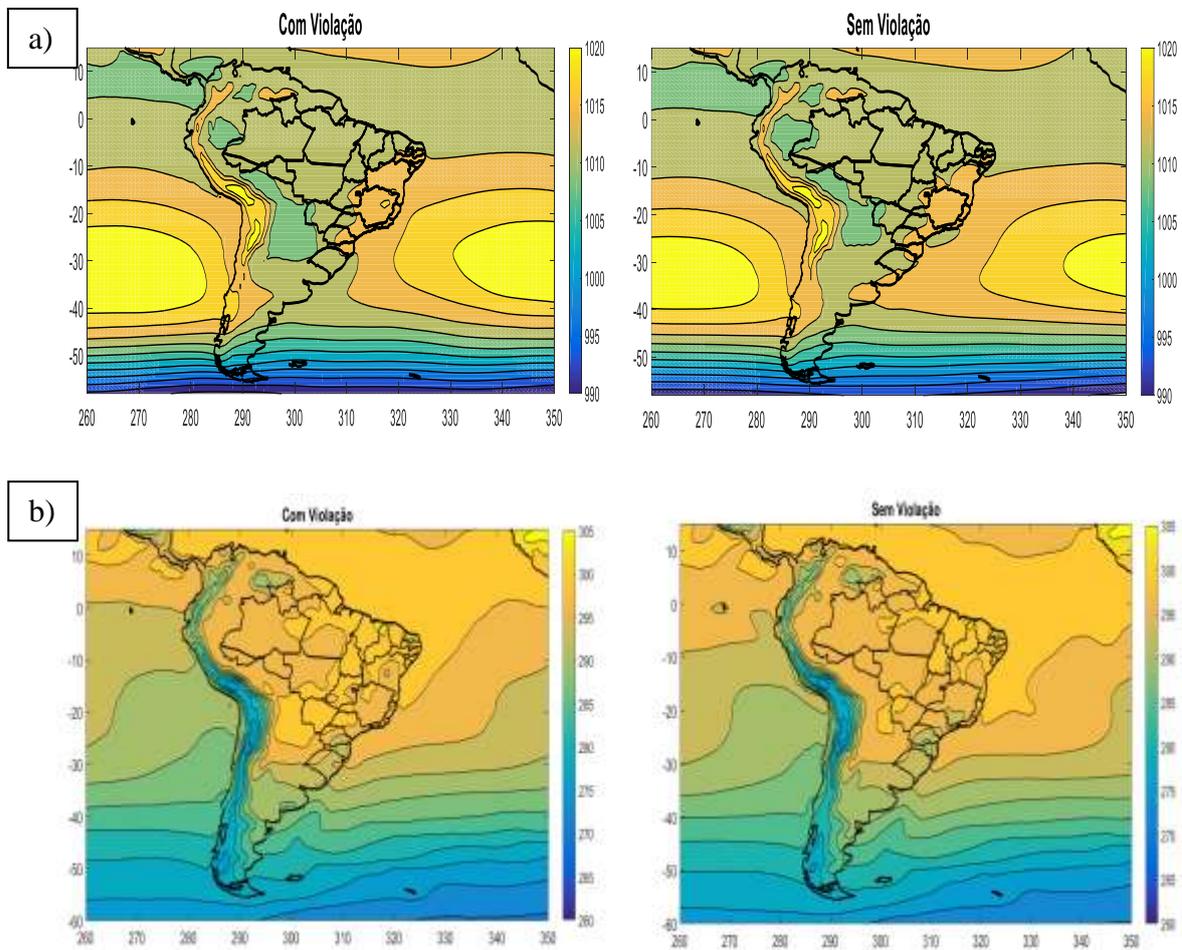
Nos campos de pressão ao nível médio do mar (Figura 4.3a) notou-se que nos dias com violação, o ASAS estava mais expandido no oceano e o sistema estava com a borda mais próxima do continente do que em relação aos dias sem violação. Assim, foi possível concluir que entre os meses de outubro a maio, os dias que apresentaram valores de  $O_3$  acima de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , foram dias em que a região estava sob influência do ASAS. Como mencionado no Capítulo 2.5, esse sistema é característico por dificultar a dispersão de poluentes.

Na Figura 4.3b estão mostrados os campos de temperatura do ar próximo à superfície. Dias com violação apresentaram temperaturas mais altas do que em dias sem

violação de  $O_3$ . Como já citado no Capítulo 2.3.2, a formação do  $O_3$  é dependente da radiação ultravioleta o que pode estar relacionado com as temperaturas mais altas nos campos médios com violação.

As umidades relativa (Figura 4.3c) e específica (Figura 4.3d) mostraram menores valores nos dias que apresentaram violação em comparação aos dias sem. Este comportamento está coerente, pois com baixa umidade dificulta a remoção dos poluentes por via úmida.

Com relação à intensidade do vento (Figura 4.3e), assim como nos de  $MP_{10}$ , para o  $O_3$  os ventos também foram mais fracos, sobre a região estudada, nos dias com violação de  $O_3$ .



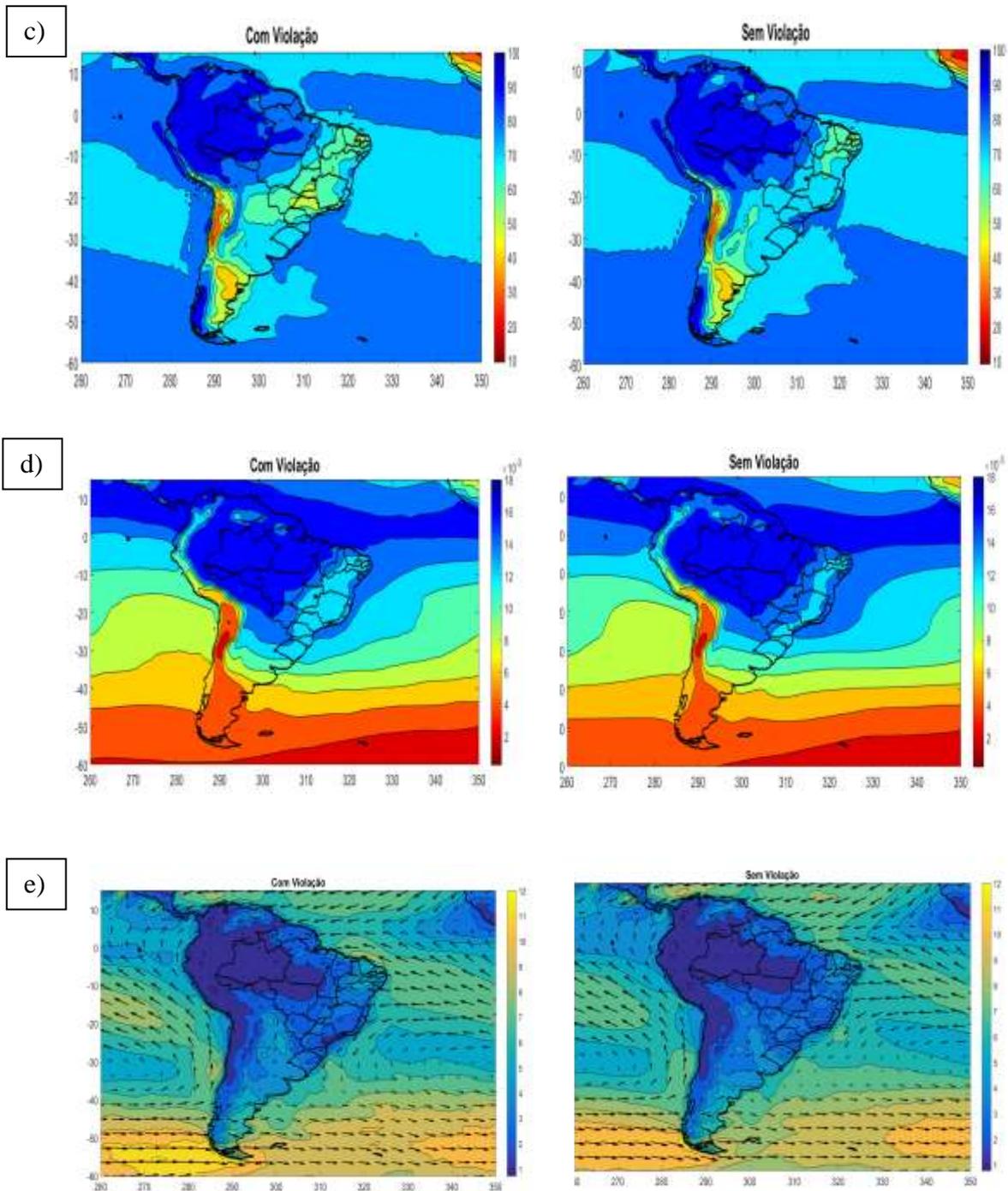


Figura 4.3 Campos médios referentes aos dias com e sem violação de  $O_3$ , entre outubro a maio de 2005 a 2014, para: a) pressão ao nível médio do mar (hPa); b) temperatura em 2 metros (K); c) umidade relativa em 1000 hPa (%); d) umidade específica em 1000 hPa (kg/kg); e) velocidade do vento em 10 metros (m/s).

## 5 CONCLUSÕES

Esse estudo investigou a relação da concentração de  $MP_{10}$  e  $O_3$  com algumas variáveis atmosféricas medidas em estações de monitoramento da qualidade do ar da CETESB em: Bauru, Cubatão, Ibirapuera, Paulínia e Pinheiros, entre 2005 e 2014.

**Estatística descritiva:** A partir da análise das médias, desvios-padrões, valores máximos e mínimos, em geral, foi possível verificar o comportamento sazonal similar das variáveis atmosféricas e de  $MP_{10}$  e  $O_3$  ao longo do ano entre as estações de monitoramento. Entretanto, a estação de monitoramento de qualidade do ar de Cubatão foi a que apresenta as maiores diferenças, em comparação as demais estações de monitoramento, em relação às concentrações de  $MP_{10}$ , que são mais altas, e ligeiramente valores mais elevados no percentual de umidade relativa e na velocidade do vento.

Em Cubatão, foram encontrados concentrações de  $MP_{10}$  consideravelmente acima das demais estações de monitoramento de qualidade do ar em estudo, e com padrão sazonal não tão bem definido como nas demais, apresentando valores altos bem distribuídos durante o ano todo. Isso pode ser devido principalmente pela fonte de grande emissão neste local (CESTEB, 2014), como também ao comportamento sazonal, que não teve grande variação ao longo do ano, com ventos fracos, percentual de umidade relativa mais alta que as demais estações de monitoramento e temperaturas sem grandes variações.

Com relação às concentrações de  $MP_{10}$ , no geral, os poluentes apresentaram padrões sazonais bem definidos, com menores concentrações de  $MP_{10}$  no verão. Como esta estação do ano é geralmente mais úmida, e os ventos são ligeiramente mais intensos na primavera e verão, como mostrou as análises das médias, há maior facilidade de remoção, que ocorre tanto por deposição por via úmida, quanto pela dispersão dos poluentes causada pelo vento. Já as maiores concentrações de  $MP_{10}$ , ocorreram no inverno, com baixos totais de precipitação, baixos percentuais de umidade, e também grande estabilidade atmosférica, bem como ventos ligeiramente menos intensos do que nos demais períodos do ano, o que dificulta a dispersão e a remoção dos poluentes da atmosfera.

O  $O_3$  apresentou as maiores concentrações na primavera, juntamente com umidade relativa mais baixa que no verão e valores altos de temperatura. Esses valores mais altos na primavera são consequência de grande quantidade de radiação que atingiu a superfície devido ao céu não estar tão nebuloso quanto no verão, o que facilita a entrada de

radiação. Em Cubatão as concentrações  $O_3$  foram menores, em comparação as demais estações de monitoramento, o que pode ter sido referente a temperaturas mais amenas e umidade relativa alta, o que indica presença de nebulosidade, ou seja, o grande decréscimo no inverno mostrado no gráfico é devido a um inverno na média úmido e com temperaturas amenas, o que indica menor disponibilidade de radiação. Vale ressaltar que os picos de máxima nesta região estavam no verão e não na primavera, isso pode estar diretamente relacionado ao pico de umidade que se encontrou também na primavera, juntamente com temperaturas amenas para esta estação.

**ACP:** Para apresentar os resultados de forma mais robusta foi realizada a ACP. A ACP indicou que a concentração de  $MP_{10}$  tiveram baixas correlações principalmente com temperatura do ar. As ACPs indicaram que  $MP_{10}$  respondem inversamente com a umidade relativa e velocidade do vento. Portanto, na análise quanto maior a intensidade do vento e umidade relativa, maior é a dispersão ou deposição por via úmida, e portanto, menor a concentração deste poluente.

Com relação ao  $O_3$ , os valores de correlação foram mais altos, que pode ser devido à forte relação deste com a radiação solar, o que indicou também forte relação com as variáveis que foram analisadas no presente estudo. Para o  $O_3$  foi analisada apenas uma componente principal, para todas as estações de monitoramento. Essas, geralmente, indicaram que o  $O_3$  estava relacionado diretamente com temperatura e velocidade do vento, e inversamente com umidade relativa. A correlação positiva estava relacionada com o comportamento diário do  $O_3$ , com maiores concentrações no período da tarde após o horário de máxima incidência de radiação solar, quando, em média, são registradas as maiores temperaturas do dia e os maiores valores de velocidade do vento. Já a umidade relativa atua de forma inversa, reduzindo a concentração de  $O_3$ , este comportamento está relacionado a quantidade de radiação que atinge a superfície, pois quanto maior a umidade, maior nebulosidade, e com isso, menor radiação em superfície.

**Composições:** Nas composições dos campos das variáveis atmosféricas os dias com violação apresentaram menor umidade relativa, umidade específica e velocidade do vento, para  $MP_{10}$  e  $O_3$ , como também, a região sob maior influência do ASAS em relação aos dias sem violação. Para temperatura, os dias com violação de  $O_3$  apresentaram maiores valores, assim como na ACP em que indicou correlação positiva entre estas. Sendo assim, as composições dos campos das variáveis atmosféricas confirmaram as correlações encontradas na ACP, exceto

para o comportamento do vento com o  $O_3$ , afinal, na ACP o comportamento de  $O_3$  e velocidade do vento são dados horários, apresentando correlação positiva, resultado diferente encontrado para as médias dos dias com violação e sem, onde, as maiores concentrações de  $O_3$  são registradas em dias de ventos fracos, pois este é observado por dados diários.

Vale concluir que, em geral o comportamento encontrado para ambos os poluentes condiz com trabalhos já existentes (CARVALHO, 2006; CORRÊA et al., 2012; SANTOS et al., 2016; CARVALHO et al., 2015), mesmo referentes a outras localidades. Também as condições atmosféricas condizem com o comportamento desses poluentes, dando ênfase a esta relação dos poluentes com as variáveis meteorológicas, como também coincidindo com as estas relações encontradas na literatura.

Sugere-se para trabalhos futuros um estudo que inclua outras variáveis, como radiação, pressão, precipitação, altura da camada de mistura etc. Variáveis atmosféricas que podem ter relação com as concentrações destes poluentes, considerando outras localidades e suas condições específicas, tais como características meteorológicas, geofísicas, estruturais, econômicas e fontes de emissão.

Neste estudo foram abordados  $MP_{10}$  e  $O_3$  por estarem relacionados com altas concentrações em regiões metropolitanas, seria interessante um estudo futuro das relações atmosféricas com outras substâncias, como por exemplo, os precursores do  $O_3$  ( $NO$ ,  $NO_2$  e  $COVs$ ).

## REFERÊNCIAS

AHRENS, C. D.; HENSON, R. *Meteorology today: An Introduction to Weather, Climate, and the Environment*. Edition 11th. USA, Cengage Learning. 2016. 656 p.

ALBUQUERQUE, T. T. A. *Formação e Transporte de Partículas Finais Inorgânicas em uma Atmosfera Urbana: O Exemplo de São Paulo*. 2010. 200 f. Tese (Doutorado em Meteorologia) – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2010.

ALVIM, D. S.; GATTI, V. N.; SANTOS, M. H. D.; YAMAZAKI, A. Estudos dos compostos orgânicos voláteis precursores de ozônio na cidade de São Paulo. *Engenharia Sanitária Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 16, n. 2, p. 189-196, abr/jun 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/>>. Acesso em: 20 mar. 2016

ANDRIOTTI, J. L. S. *Fundamentos de estatística e geoestatística*. São Leopoldo: Unisinos, 2003. 165 p. (Coleção Manual Universitário).

ANDREOLI, R. V.; KAYANO, M. T.; GUEDES, R. L.; OYAMA, M. D.; ALVES, M. A. S. A influência da temperatura da superfície do mar dos Oceanos Pacífico e Atlântico na variabilidade de precipitação em Fortaleza. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São José dos Campos, São Paulo, v. 19, n. 3, p. 337-344, 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/>>. Acesso em: 20 out. 2015

ARAÚJO, L. M. M. C. *Diagnóstico da qualidade do ar no município de Paulínia, São Paulo*. 2014. Monografia (Trabalho Final de Graduação) - Universidade Federal de Itajubá, ITAJUBÁ, MINAS GERAIS. 2014.

BARCELLOS, C.; MONTEIRO A. M. V.; CORVALÁN, C.; GURGEL, H. C.; CARVALHO, M. S.; ARTAXO, P.; HACON, S.; RAGONI, V. Mudanças climáticas e ambientais e as doenças infecciosas: cenários e incertezas para o Brasil. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, Brasília, v. 18, n. 3, p. 285-304, jul/set 2009.

BASCON, R.; BROMBREG, P. A.; COSTA D. A.; DEVLIN, R.; DOCKERY, D. W.; FRAMPTON, M. W.; LAMBERT, W.; SAMET, J. M.; SPEIZER, F. E.; UTELL, M. Health effects of outdoor air pollution. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, Chapel Hill, North Caroline, v. 153, n. 2, p. 477-498, 1996.

BASTOS, C. C.; FERREIRA, N. J. Análise climatológica da alta subtropical do Atlântico Sul. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, XI, 2000, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro, 2000. p. 612-619. Disponível em:

<<http://www.cbmet.com/edicoes.php?cgid=12&imageField2.x=32&imageField2.y=13>>

Acesso em: 12 fev. 2016

BEG - Beyond Economic Growth. *Urban Air Pollution*, p. 69-75, 2004.

BORGES, W. R.; BRAGA JR., J. C.; TORRES, F. R. O que você precisa saber sobre Cubatão. Cubatão: Design & Print (com apoio do Arquivo Histórico Municipal de Cubatão), 2002.

BRASIL. *Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA)*. Resolução n. 18, de 06 de Maio de 1986. Dispõe sobre a criação do programa de controle da poluição do ar por veículos - PROCONVE. Publicado no Diário Oficial da União (DOU), 1986, Seção I, p. 8792-8795.

BRASIL. *Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)*. Resolução nº 05, de 15 de Junho de 1989. Dispõe sobre o programa Nacional de Controle da Poluição do Ar – PRONAR. Publicado no Diário Oficial da União (DOU), 1989. p. 14713-14714.

BRASIL. *Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA)*. Resolução n. 03, de 28 de Junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. Publicado no Diário Oficial da União (DOU), 1990, Seção I, p. 15937 a 15939.

BRASIL. *Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)*. Resoluções 1992. Publicado no Diário Oficial da União (DOU), 1992.

BRASIL. *Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA)*. Resolução n. 297, de 26 de fevereiro de 2002. Estabelece os limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores,

motociclos e veículos similares novos. Publicado no Diário Oficial da União (DOU), 2002, Seção I, p. 86-88.

BRASIL. . Ministério do Meio Ambiente. *Acordos globais*. Portal Brasil, 2012. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/meio-ambiente/2012/01/acordos-globais>>. Acessado: 05/07/2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Carta Terra*. 2016. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/carta-da-terra>>. Acessado: 24/12/2016.

BRASIL. Ministério das Cidades. Departamento Nacional de Trânsito (Denatran). Frota de Veículos. Out/2016. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/index.php/estatistica/261-frota-2016>> Acesso em 07 jan. 2017.

BRASSEUR, G. P.; ORLANDO, J. J.; TYNDALL, G. S. Atmospheric Chemistry and Global Change. *Oxford University Press*. Nova York, 1999.

BRÖNNIMANN, S. e NEU, U. Weekend-Weekday differences of near surface ozone concentrations in Switzerland for different meteorological conditions. *Atmospheric Environment*, v. 35, n. 8, p. 1127-1137, 1997.

CANÇADO, J., E., D.; BRAGA, PEREIRA, L., A., A.; ARBEX, M., A.; SALDIVA, P., H., N.; SANTOS, U., P. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. *Journal Brasileiro de Pneumologia*, v. 32, n. Supl 1, p. S5-S11, 2006.

CARVALHO, V. S. B.; CAVALCANTI, P. M. P. S.; CATALDI, M.; PIMENTEL, L. C. G. Avaliação da Concentração do Ozônio e de seus precursores na RMRJ e correlação deste com variáveis meteorológicas durante o ano de 2002. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, XIII, 2004, Fortaleza. *Anais...* Fortaleza, 2004. 20 p.

CARVALHO, V. S. B. *Meteorologia da Qualidade do Ar no que tange as Concentrações de Ozônio e dos Óxidos de Nitrogênio na Região Metropolitana do Rio de Janeiro*. 2006. 134 p.

Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Mecânica) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2006.

CARVALHO, V. S. B.; de FREITAS, E. D.; MAZZOLI, C. R.; de FÁTIMA ANDRADE, M. Avaliação da influência de condições meteorológicas na ocorrência e manutenção de um episódio prolongado com altas concentrações de ozônio sobre a Região Metropolitana de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São José dos Campos - SP, v. 27, n. 4, p. 463 - 474, 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbmet/v27n4/09.pdf>>. Acesso em: 24 ago. 2015.

CAVALCANTI, C. *Modelo de gestão da Qualidade do Ar – Abordagem preventiva e corretiva*. 2010. 252p. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) - COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2010.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Redes de Monitoramento*. São Paulo, 2001. Disponível em: <<http://ar.CETESB.sp.gov.br/redes-de-monitoramento/>>. Acesso em: 07 jan. 2017

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Estudo do Comportamento do Ozônio na Região Metropolitana de São Paulo*. São Paulo, 2002.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo – 2002*. São Paulo, 2003.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Caracterização das Estações da Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar na RMSP Estação Ibirapuera*. São Paulo, julho/2004.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Caracterização das estações de monitoramento de fumaça no interior do estado de São Paulo Estação do Município de Paulínia*. São Paulo, setembro/2006.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Relatório de Qualidade do Ar no estado de São Paulo - 2007*. São Paulo, 2008.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL.

*Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos - 2012*. São Paulo, 2013.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Qualidade do ar no estado de São Paulo*. São Paulo, 2014.

CHAI JING. Review: Under the Dome – Investigating China’s Smog. 2015. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=T6X2uwlQGQM>> Acesso: 21 set. 2016.

CORRÊA, T. S.; CARVALHO, V. S. B. Análise de condições meteorológicas durante episódios de poluição por material particulado na RMRJ. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, XVII, 2012, Gramado - RS. *Anais...* Gramado – RS, 2012.

CORRÊA, T. S.; REBOITA, M. S.; CARVALHO, V. S. B. “Estudos da relação entre as concentrações de ozônio e material particulado e variáveis atmosféricas a partir da técnica de componentes principais em Bauru/SP. In: Workshop Brasileiro de Micrometeorologia, IX, 2015, Santa Maria – RS. *Anais...* Santa Maria – RS, 2015.

DALLAROSA, J. B. *Estudo da Formação e Dispersão de Ozônio Troposférico em Áreas de Atividade de Processamento de Carvão Aplicando Modelos Numéricos*. 2005, 139 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS. 2005.

DEDECCA, C.; MONTALI, L.; BAENINGER, R. *Regiões Metropolitanas e Pólos Econômicos do Estado de São Paulo: desigualdades e indicadores para as Políticas Sociais. Estudos Regionais*. 183 p. Campinas: Unicamp, São Paulo. 2009.

DEE, D. P.; UPPALA, S. M.; SIMMONS, A. J.; BERRISFORD, P.; POLI, P.; KOBAYASHI, S.; ANDRAE, U.; BALMASEDA, M. A.; BALSAMO, G.; BAUER, P.; BECHTOLD, P. The ERA-Interim reanalysis: Configuration and performance of the data assimilation system. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, v. 137, n. 656, p. 553-597, 2011.

DOCKERY, D. W.; POPE, C. A. Acute respiratory effects of particulate air pollution. *Annual Review Public Health*, United States. v. 15, n.1, p. 107-132, 1994. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/toc/publhealth/15/1>>. Acesso em: 03 jul 2015.

ENGLERT, N. Fine particles and human health — a review of epidemiological studies. *Toxicology Letters*, v. 149, p. 235 – 242, 2004.

FINLAYSON-PITTS, B. J.; PITTS, J. N. Jr. Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere: Theory, Experiments, and Applications. 1st Edition. *Wiley-Interscience publication*, Wiley, New York, 1999. 969 p.

FIRKET, M. The causes of accidents which occurred in the Meuse Valley during the fogs of December 1930. *Bulletin of Academy Royal Medicine of Belgium*, v. 11, n.3, p. 683-741. 1931.

FREITAS, C.; BREMNER, S.A.; GOUVEIA, N.; PEREIRA, L.A.; SALDIVA, P.H. Internações e óbitos e sua relação com a poluição atmosférica em São Paulo, 1993 a 1997. *Revista de saúde pública*, São Paulo, v. 38, n. 6, p. 751-757. 2004.

FREITAS, A. M.; SOLCI, M. C. Caracterização do MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub> e distribuição por tamanho de cloreto, nitrato e sulfato em atmosfera urbana e rural de Londrina. *Revista Química Nova*, São Paulo, v. 32, n. 7, p. 1750-1754, 2009.

FREITAS, E. D. *Circulações locais em São Paulo e suas influências sobre a dispersão de poluentes*. 2003. 176 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2003

GALICHIO, W.; FORNARO, A. Estudo da relação entre ozônio e parâmetros meteorológicos na atmosfera de São Paulo. *Ciência & Natura*, Santa Maria – RS, p. 213-216, 2009.

GALVÃO, W. C. Projeto Pedagógico Do Curso Tecnologia Em Redes De Computadores. 2015. 95 p. Faculdade de Bauru, Bauru - São Paulo. 2015. Disponível em: <[http://www.faculdadedebauru.edu.br/downloads/PPC\\_Redde\\_Computadores.pdf](http://www.faculdadedebauru.edu.br/downloads/PPC_Redde_Computadores.pdf)> Acesso em: 11 jun. 2016.

GOUVEIA, N.; MENDONÇA, G. A. S.; LEÓN, A. P.; CORREIA, J. E. M.; JUNGER, W. L.; FREITAS, C. U.; DAUMAS, R. P.; MARTINS, L. C.; GIUSSEPE, L.; CONCEIÇÃO, G. M. S.; MANERICH, A.; CUNHA-CRUZ, J. Air pollution and health effects in two brazilian metropolis. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, Brasília - DF, v. 12, n. 1, p. 29-40, 2003.

GUERRA, F. P., MIRANDA, R. M. Influência da meteorologia na concentração do poluente atmosférico PM<sub>2,5</sub> na RMRJ e na RMSP. In: Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, II, 2011. *Anais...* Londrina – PR, 2011. 10 p.

HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. *Análise multivariada de dados*. 6 ed. Bookman. 2009. 688 p.

HARRISON, R. M.; STEDMAN, J.; DERWENT, D. New Directions: Why are PM<sub>10</sub> concentrations in Europe not falling?. *Atmospheric Environment*, v. 42, n. 3, p. 603-606, 2008.

HASTENRATH, S. *Climate and Circulation of the Tropics*. Dordrecht: D. Reidel Publishing Company, v.8, 1985. 464 p.

HOTELLING, H. Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal Educational Psychology*, v. 24, n. 6, p. 417. 1933.

IEMA – Instituto de Energia e Meio Ambiente. 1º Diagnóstico da Rede de Monitoramento de Qualidade do Ar no Brasil. 297 p. Abril/2014. Disponível em:

<[http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80060/Diagnostico\\_Nete\\_de\\_Monitoramento\\_da\\_Qualidade\\_do\\_Ar.pdf](http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80060/Diagnostico_Nete_de_Monitoramento_da_Qualidade_do_Ar.pdf)> Aceso em 23 out. 2016.

KALNAY, E.; KANAMITSU, M.; KISTLER, R.; COLLINS, W.; DEAVEN, D.; GANDIN, L.; IREDELL, M.; SAHA, S.; WHITE, G.; WOOLLEN, J.; ZHU, Y.; LEETMAA, A.; REYNOLDS, R.; CHELLIAH, M.; EBISUZAKI, W.; HIGGINS, W.; JANOWIAK, J.; MO, K. C.; ROPELEWSKI, C.; WANG, J.; JENNE, R.; JOSEPH, D. The NCEP/NCAR 40-year

reanalysis project. *Bulletin of the American meteorological Society*, v. 77, n.3, p. 437-471, 1996.

KENDALL, M. G. *A Course in Multivariate Analysis*. 2 ed. New York. 1980.

KIRCHHOFF, V. W. J. H.; DA SILVA, F.R.; BARREIRA, R. A. The Antarctic ozone hole as observed at the Brazilian Antarctic station in 1992. In: Medrano-Balboa, R. A.; Pereira, E. B. ed. *Ciências Espaciais e Atmosféricas na Antártica*. São José dos Campos: Transtec. p. 45-64. 1995.

LYRA, D. G. P., TOMAZ, E. A influência da meteorologia na dispersão dos poluentes atmosféricos da Região Metropolitana De Salvador. 2006. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, XIV, 2006. *Anais...* Florianópolis – SC, 2006. 7 p.

LOGAN, W. P. D. Fog and mortality. *The Lancet*, v. 253, n. 6541, p. 78-79, 1949.

LOGAN, W. P. D. Mortality in the London fog incident, 1952. *The Lancet*, v. 261, n. 6755, p. 336-338, 1953.

LORENZ, E. N. Rotation of principal components. *International Journal of Climatology*. v. 6, n. 3, p. 293-335, 1986. Article review of: *Empirical orthogonal Functions and statistical weather prediction*. Science Report 1, Statistical Forecast Project. Depto. of Meteorology. Mass: Institute of Technology, 1956.

MANFRO, R. L.; CARBONE, S.; PERES, RAFAEL S.; HERMES, NATANAEL A.; BIAZI, L. A.; ROSA, MARCELO B. DA; PINHEIRO, D. K.; SCHUCH, N. J.; FERREIRA, N. J. Comparação entre métodos para cálculo do Ozônio Residual em sondagens realizadas no Observatório Espacial do Sul. In: Congresso Regional de Iniciação Científica e Tecnológica em Engenharia (CRICTE), XIX, novembro/2004. *Anais...* Curitiba - PR, 2004.

MARTINS, M. H. R. B.; ANAZIA, R.; GUARDANI, M. L. G.; LACAVALA, C. I. V.; ROMANO, J.; SILVA, S. R. Evolution of air quality in the São Paulo Metropolitan Area and its relation with public policies. *International Journal of Environment and Pollution*, v. 22, n.4, p. 430-440, 2004.

MEIRE, R. O.; AZEREDO, A.; TORRES, J. P. M. Aspectos ecotoxicológicos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. *Oecologia brasiliensis*, v. 11, n. 2, p. 188-201, 2007.

MENDES, R. R. D. B. *Instrumentação ambiental de detecção remota aplicada ao estudo de componentes minoritários na atmosfera antártica*. 2014. 68 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora, Évora – Portugal, 2014.

MINGOTI, S. A. *Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada*. Belo Horizonte – MG, Editora: UFMG. 2005. 295 p.

MINGUILLÓN, M. C.; ARHAMI, M.; SCHAUER, J. J.; SIOUTAS, C. Seasonal and spatial variations of sources of fine and quasi-ultrafine particulate matter in neighborhoods near the Los Angeles–Long Beach harbor. *Atmospheric Environment*, v. 42, n. 32, p. 7317-7328, 2008.

MOREIRA, D. M.; TIRABASSI, T.; MORAES, M. R. Meteorologia e poluição atmosférica. *Ambiente & Sociedade*, v. 11, n. 1, p. 1-13, 2008.

MOURA, M.; JUNGER, W. L.; MENDONÇA, G. A; PONCE DE LEON, A. Air quality and acute respiratory disorders in children. *Revista de saúde pública*, v. 42, n. 3, p. 503-511, 2008.

MOURA, L. M. *Variabilidade da cobertura de nuvens na cidade de São Paulo*. 2015. 55 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Itajubá. Itajubá - MG. 2015

NETO, J. M. M. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. *Química Nova*, v. 24, n. 4, p. 467-469, 1997.

OMS - Organização Mundial Da Saúde. **Update and revision of who air quality guidelines for Europe**, 2 ed. 2000. 288 p. Disponível em:

<[http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0005/74732/E71922.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf)> Acesso em: 25 jun. 2016.

OMS - Organização Mundial Da Saúde. **Air Quality Guidelines - Global Update**. 2005. 496 p. Disponível em: <[http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0005/78638/E90038.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf)>  
Acesso em: 25 jun. 2016.

PANDYA, R.J., SOLOMON, G., KINNER, A. AND BALMES, J.R., 2002. Diesel exhaust and asthma: hypotheses and molecular mechanisms of action. *Environmental Health Perspectives*, v. 110, p. 103. 2002.

PANDIS, S.N.; WEXLER, A. S. e SEINFELD, J. H. Dynamics of Tropospheric Aerosols, *The Journal of Physical Chemistry*, v. 99, n. 24, p. 9646 – 9659, 1995.

PENNA, M. L.; DUCHIADE, M. P. Air pollution and infant mortality from pneumonia in the Rio de Janeiro Metropolitan Area. *Relation Bulletin of the Pan American Health Organization*, v. 25, n. 1, p. 47-56, 1991.

Pinton, L. G.; Cunha, C. M. L. Avaliação das mudanças na morfologia da rede hidrográfica da área urbana do município de Cubatão/SP – Brasil. 2010. 14 p. In: Seminário Latino-Americano de Geografia Física, VI, Seminário Ibero-Americano de Geografia Física, II, Universidade de Coimbra, 2010.

POPE, C. A.; DOCKERY, D. W. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the air & waste management association*, v. 56, n. 6, p. 709-742, 2006

PRÉNDEZ, M.; CARVAJAL, V.; CORADA, K.; MORALES, J.; ALARCÓN, F.; PERALTA, H. Biogenic volatile organic compounds from the urban forest of the Metropolitan Region, Chile. *Environmental pollution*, v. 183, p. 143-150, 2013.

QUEIROZ, P. G. M.; JACOMINO, V. M. F.; MENEZES, M. A. B. C. Composição elementar do material particulado presente no aerossol atmosférico do município de Sete Lagoas, Minas Gerais. **Química Nova**. 30, n. 5, p. 1233, 2007.

RAMA KRISHNA, T.V.B.P.S.; REDDY, M.K.; REDDY, R.C.; SINGH, R.N. Assimilative capacity and dispersion of pollutants due to industrial sources in Visakhapatnam bowl area. *Atmospheric Environment*, v. 38, p. 6775 – 6787, 2004.

REBOITA, M. S.; KRUSCHE, N. Análise de componentes principais da ocorrência de Nevoeiros em Rio Grande, RS, no período de 1990 a 1999. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia. Rio de Janeiro, XI, 2000. *Anais...* Rio de Janeiro - RJ. p. 853. 2000.

REBOITA, M.S.; GAN, M.A.; ROCHA, R.P.; AMBRIZZI, T. Regimes de Precipitação na América do Sul: Uma Revisão Bibliográfica. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.25, p.193-212, 2010.

REBOITA, M.S.; ESCOBAR, G.; LOPES, V. Climatologia Sinótica de Eventos de Ondas de Frio sobre a Região Sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 16, 2015. 21 p.

SALDIVA, P. H. N.; BRAGA, A.; PEREIRA, L.A. A. Poluição Atmosférica e seus Efeitos na Saúde Humana. In: Sustentabilidade na Geração e Uso de Energia no Brasil: os próximos 20 anos, 2002. *Trabalho apresentado...* Campinas: Universidade Estadual de Campinas, fev. 2002. 20 p.

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.; BÖHM, G. M. Association Between Air Pollution and Mortality Due to Respiratory Diseases in Children in Sao Paulo, Brazil: A Preliminary Report. *Environmental Research*, EUA, v. 65, p. 218-225, 1994.

SÁNCHEZ-CCOYLLO, O. R.; YNOUE, R. Y.; MARTINS, L. D.; ASTOLFO, R.; MIRANDA, R. M.; FREITAS, E. D.; BORGES, A. S.; FORNARO, A.; MOREIRA, A.; ANDRADE, M.F. Emissão dos Aerossóis Veiculares Medida no Túnel Jânio Quadros em São Paulo. *Anais...* Florianópolis: Sociedade Brasileira de Meteorologia, 2006.

SANTIAGO, A. M. *Formação e Transporte de Material Particulado na Região Metropolitana da Grande Vitória/ES: Utilização e Avaliação de Desempenho do Modelo CMAQ*. 2015. 181 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Vitória - ES. 2015.

SANTOS, T. C.; CARVALHO, V. S. B.; REBOITA, M. S. Avaliação da influência das condições meteorológicas em dias com altas concentrações de material particulado na região metropolitana do Rio de Janeiro. *Revista Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro – RJ, v.21, n.2, p. 307-313, 2016. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v21n2/1809-4457-esa-21-02-00307.pdf>>. Acesso em: 20 ago 2016.

SÃO PAULO. Governo do estado de São Paulo. Secretaria de Energia. **Atlas Eólico do estado de São Paulo**. 2012. 135 p. Disponível em: <<http://www.energia.sp.gov.br/energias-renovaveis/eolica/atlas-eolico-do-estado-de-sao-paulo/>> Acesso em: 02 out 2016.

SCHWARTZ, J., J.; DOCKERY, D.W. Increased mortality in Philadelphia associated with daily air pollution concentrations. *American review of respiratory disease*, v. 145, n. 3, p. 600-604, 1992.

SCHOENBEIN, C. F. Lecture of 13 March 1839. *Ber. Verh. Nat. Ges. Basel*, v. 4, p. 58. 1839-1840.

SCHWARTZ, J. Air pollution and children's health. *Pediatrics*, v. 113, p. 1037-43, 2004. Find this article online.

SEINFELD, J. H. *Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution*. New York, John Willey & Sons, 1986.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. *Atmospheric Chemistry and Physics: from Air Pollution to Climate Change*. Wiley, New York, Wiley-Interscience publication. 1998.

SHOSTYA, A. Ambient air pollution in China: predicting a turning point. *International Advances in Economic Research*, v. 22, n. 3, p. 295-307, 2016.

STERN, A. C.; BOUBEL, R. W.; TURNER, B. *Fundamentals of Air Pollution*. Orlando, Academic Press. 1984, 530 p.

STERN, S. Two dynamic discrete choice estimation problems and simulation method solutions. *The Review of Economics and Statistics*, p. 695-702, 1994.

- SILVA, A. A. Medidas de radiação solar ultravioleta em Belo Horizonte e saúde pública. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 26, n. 4, p. 417-425, 2008.
- SILVA, B. L. *Estudo do efeito das partículas de aerossol emitidas por queimadas sobre a radiação solar incidente em superfície a partir de medições efetuadas na Reserva Biológica do Jarú*. 2012. 119 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo. São Paulo - SP. 2012.
- SILVA, F. S.; CRISTALE, J.; ANDRÉ, P. A.; SALDIVA, P. H.; MARCHI, M. R. PM<sub>2,5</sub> and PM<sub>10</sub>: the influence of sugarcane burning on potential cancer risk. *Atmospheric Environment*, v. 44, n. 39, p. 5133-5138, 2010.
- SILVA, L. J.; REBOITA, M. S.; ROCHA, R. P. Relação da passagem de frentes frias na Região Sul de Minas Gerais (RSMG) com a precipitação e eventos de geada. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 14, 2014.
- SOARES, F. V.; GREVE, P.; SENDÍN, F. A.; BENZE, B. G.; CASTRO, A. P. D.; REBELATTO, J.R. Relação entre alterações climáticas e fatores determinantes da mortalidade de idosos no município de São Carlos (SP) em um período de dez anos. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 17, n. 1, p. 135-146, 2012.
- TEIXEIRA, M. G.; COSTA, M. C. N.; COELHO, G.; BARRETO, M. L. Recent shift in age pattern of dengue hemorrhagic fever, Brazil. *Emerging infectious diseases*, v. 14, n. 10, p. 1663-1664. 2008.
- The Economist. China's Environment: A Small Breath of Fresh Air. February 8th. 2014
- TOYOSHIMA, M. T. K.; ITO, G. M.; GOUVEIA, N. Morbidade por doenças respiratórias em pacientes hospitalizados em São Paulo/SP. *Revista da Associação Médica Brasileira*, v. 51, n. 4, p. 209-13, 2005.
- VARELLA, C. A. A. Análise de componentes principais. Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <<http://www.ufrrj.br/institutos/it/deng/>>

[varella/Downloads/multivariada%20aplicada%20as%20ciencias%20agrarias/Aulas/analise%20de%20componentes%20principais.pdf](#) >. Acesso em: 05 out. 2015.

VASCONCELLOS, L.; FLEURY, M. T. L. O desafio da adoção do e-learning pelos colaboradores de uma empresa de telecomunicações. *REGE Revista de Gestão*, v. 15, p. 31-46. 2008.

VENEGAS, S. A.; MYSAK, L. A.; STRAUB, D. N. Evidence for interannual and interdecadal climate variability in the South Atlantic. *Geophysical Research Letters*, v. 23, n. 19, p. 2673-2676. 1996.

VIANELLO, R. L.; ALVES, A. R. Meteorologia Básica e Aplicações. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa - Minas Gerais. 1991. 448 p.

WALDHEIM, P. V.; ARAUJO, R. M. M.; CARVALHO, V. S. B. Relação entre altas concentrações de partículas inaláveis e o condicionamento meteorológicos na Região Metropolitana do Rio de Janeiro entre 2000 e 2005. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, XIV, Florianópolis - SC, 2006.

WHITBY, K. T. The physical characterization of sulfur aerosols. *Atmospheric Environment*, v. 12, p. 135-159, 1978.

## ANEXO 1

## Configuração da Rede Automática da CETESB

VOCACIONAL	UGRHI	LOCALIZAÇÃO DAS ESTAÇÕES	PARÂMETROS															
			MP <sub>2,5</sub>	MP <sub>10</sub>	SO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	CO	O <sub>3</sub>	ERT	UR	TEMP	VV	DV	P	RAD	
<b>ESTAÇÕES FIXAS</b>																		
Industrial	2	Jacareí		X		X	X	X		X		X	X	X	X	X		
Industrial	2	São José dos Campos		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X			
<b>TOTAL MONITORES FIXOS UGRHI 2</b>				<b>2</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>2</b>		<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	
Em industrialização	4	Ribeirão Preto		X		X	X	X		X		X	X	X	X	X		
<b>TOTAL MONITORES FIXOS UGRHI 4</b>				<b>1</b>		<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>		<b>1</b>		<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	
Industrial	5	Americana		X						X	X	X	X	X	X	X		
Industrial	5	Campinas - Centro		X					X			X	X					
Industrial	5	Jundiaí		X		X	X	X		X		X	X	X	X			
Industrial	5	Paulínia		X	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X		
Industrial	5	Paulínia - Sul		X		X	X	X		X				X	X	X		
Industrial	5	Piracicaba		X	X		X	X	X		X		X	X	X			
Industrial	5	Santa Gertrudes <sup>1</sup>		X										X	X			
<b>TOTAL MONITORES FIXOS UGRHI 5</b>				<b>1</b>	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
Industrial	6	Capão Redondo		X		X	X	X		X		X	X	X	X	X		
Industrial	6	Carapicuíba		X		X	X	X	X	X		X	X	X	X	X		
Industrial	6	Cerqueira César		X	X	X	X	X	X									
Industrial	6	Cid.Universitária - USP - IPEN		X			X	X	X	X								
Industrial	6	Congonhas		X	X	X	X	X	X	X								
Industrial	6	Diadema		X						X								
Industrial	6	Guarulhos - Paço Municipal		X		X	X	X		X		X	X	X	X	X		
Industrial	6	Ibirapuera		X	X		X	X	X	X		X	X			X		
Industrial	6	Interlagos		X	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X		
Industrial	6	Itaim Paulista		X						X								
Industrial	6	Itaquera								X								
Industrial	6	Marg. Tietê - Pte dos Remédios		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X		
Industrial	6	Mauá		X		X	X	X		X								
Industrial	6	Moóca		X						X	X			X	X			
Industrial	6	Nossa Senhora do Ó		X						X		X	X					
Industrial	6	Osasco		X	X	X	X	X	X					X	X			
Industrial	6	Parelheiros		X	X		X	X	X	X		X	X					
Industrial	6	Parque D. Pedro II		X		X	X	X	X	X								
Industrial	6	Pinheiros		X	X		X	X	X	X		X	X	X	X			
Industrial	6	Santana		X						X				X	X			
Industrial	6	Santo Amaro		X						X	X			X	X			
Industrial	6	Santo André - Capuava		X						X				X	X			
Industrial	6	Santo André - Paço Municipal		X						X				X	X			
Industrial	6	São Bernardo do Campo-Paulicéia		X										X	X			
Industrial	6	São Bernardo do Campo-Centro <sup>2</sup>		X			X	X	X	X		X	X	X	X	X		
Industrial	6	São Caetano do Sul		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X		
Industrial	6	Taboão da Serra		X		X	X	X	X			X	X					
<b>TOTAL MONITORES FIXOS UGRHI 6</b>				<b>7</b>	<b>24</b>	<b>6</b>	<b>17</b>	<b>17</b>	<b>17</b>	<b>16</b>	<b>20</b>	<b>1</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>8</b>	<b>6</b>

VOCACIONAL	UGRHI	LOCALIZAÇÃO DAS ESTAÇÕES	PARÂMETROS														
			MP <sub>2,5</sub>	MP <sub>10</sub>	SO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	CO	O <sub>3</sub>	ERT	UR	TEMP	VV	DV	P	RAD
<b>ESTAÇÕES FIXAS</b>																	
Industrial	7	Cubatão - Centro		X	X	X	X	X		X		X	X	X	X		
Industrial	7	Cubatão - Vale do Mogi		X	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	
Industrial	7	Cubatão - Vila Parisi		X	X	X	X	X					X	X			
Industrial	7	Santos		X		X	X	X		X		X	X	X	X	X	
<b>TOTAL MONITORES FIXOS UGRHI 7</b>				<b>4</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>		<b>3</b>		<b>3</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
Industrial	10	Sorocaba		X		X	X	X		X		X	X	X	X		
Industrial	10	Tatui		X		X	X	X		X		X	X	X	X	X	X
<b>TOTAL MONITORES FIXOS UGRHI 10</b>				<b>2</b>		<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>		<b>2</b>		<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
Em industrialização	13	Araraquara		X		X	X	X		X		X	X	X	X		
Em industrialização	13	Bauru		X		X	X	X		X		X	X	X	X	X	X
Em industrialização	13	Jaú		X		X	X	X		X		X	X	X	X		
<b>TOTAL MONITORES FIXOS UGRHI 13</b>				<b>3</b>		<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>		<b>3</b>		<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
Agropecuária	15	Catanduva		X		X	X	X		X		X	X	X	X	X	X
Agropecuária	15	São José do Rio Preto	X	X		X	X	X		X		X	X	X	X	X	X
<b>TOTAL MONITORES FIXOS UGRHI 15</b>			<b>1</b>	<b>2</b>		<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>		<b>2</b>		<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
Agropecuária	19	Araçatuba		X						X		X	X	X	X	X	X
<b>TOTAL MONITORES FIXOS UGRHI 19</b>				<b>1</b>						<b>1</b>		<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
Agropecuária	21	Marília		X		X	X	X		X		X	X	X	X	X	X
<b>TOTAL MONITORES FIXOS UGRHI 21</b>				<b>1</b>		<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>		<b>1</b>		<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
Agropecuária	22	Presidente Prudente		X		X	X	X		X		X	X	X	X	X	X
<b>TOTAL MONITORES FIXOS UGRHI 22</b>				<b>1</b>		<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>		<b>1</b>		<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<b>TOTAL MONITORES FIXOS</b>			<b>8</b>	<b>48</b>	<b>11</b>	<b>37</b>	<b>37</b>	<b>37</b>	<b>18</b>	<b>41</b>	<b>2</b>	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>38</b>	<b>38</b>	<b>21</b>	<b>19</b>
<b>ESTAÇÕES MÓVEIS</b>																	
		EM I		X		X	X	X		X		X	X	X	X		
Industrial	7	EM II - Santos-Ponta da Praia <sup>5</sup>	X	X	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X
<b>TOTAL MONITORES MÓVEIS</b>			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>		<b>2</b>		<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<b>TOTAL GERAL</b>			<b>10</b>	<b>50</b>	<b>12</b>	<b>39</b>	<b>39</b>	<b>39</b>	<b>18</b>	<b>43</b>	<b>2</b>	<b>35</b>	<b>35</b>	<b>40</b>	<b>40</b>	<b>22</b>	<b>20</b>

1 - Monitoramento a partir de 24/07/2014

2 - Monitoramento a partir de 02/04/2014

3 - Monitoramento a partir de 18/11/2011.

MP<sub>2,5</sub> - Partículas inaláveis finas

MP<sub>10</sub> - Partículas inaláveis

SO<sub>2</sub> - Dióxido de enxofre

NO - Monóxido de nitrogênio

NO<sub>2</sub> - Dióxido de nitrogênio

NO<sub>x</sub> - Óxidos de nitrogênio

CO - Monóxido de carbono

O<sub>3</sub> - Ozônio

ERT - Compostos de enxofre reduzido total

UR - Umidade relativa do ar

TEMP - Temperatura

VV - Velocidade do vento

DV - Direção do vento

P - Pressão atmosférica

RAD - Radiação Total e UVA