

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**MODELAGEM DA EFICIÊNCIA DE
ESTRATÉGIAS DE CONTROLE DE EMISSÕES
ATMOSFÉRICAS NA QUALIDADE DO AR
LOCAL**

Felipe Marinho Maciel

Belo Horizonte

2019

**MODELAGEM DA EFICIÊNCIA DE ESTRATÉGIAS DE
CONTROLE DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS NA
QUALIDADE DO AR LOCAL**

Felipe Marinho Maciel

Felipe Marinho Maciel

MODELAGEM DA EFICIÊNCIA DE ESTRATÉGIAS DE CONTROLE DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS NA QUALIDADE DO AR LOCAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de Concentração: Meio Ambiente

Linha de Pesquisa: Caracterização, prevenção e controle da poluição

Orientadora: Prof. Dra. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque

Coorientador: Prof. Dr. Rafael Sartim

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2019

M152m Maciel, Felipe Marinho.
Modelagem da eficiência de estratégias de controle de emissões atmosféricas na qualidade do ar local [manuscrito] / Felipe Marinho Maciel. – 2019.
ix, 101 f., enc.: il.

Orientadora: Taciana Toledo de Almeida Albuquerque.
Coorientador: Rafael Sartim.

Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Anexos: f. 87-101.

Bibliografia: f. 78-86.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Meio ambiente - Teses. 3. Ar - Qualidade - Teses. 4. Ar - Poluição - Teses. I. Albuquerque, Taciana Toledo de Almeida. II. Sartim, Rafael. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL

Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br

<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

FOLHA DE APROVAÇÃO

MODELAGEM DA EFICIÊNCIA DE ESTRATÉGIAS DE CONTROLE DE
EMISSIONES ATMOSFÉRICAS NA QUALIDADE DO AR LOCAL

FELIPE MARINHO MACIEL

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Taciana Toledo

Prof. TACIANA TOLEDO DE ALMEIDA ALBUQUERQUE

Rafael Sartim

Prof. RAFAEL SARTIM

Vanessa S. B. Carvalho

Prof. DRA VANESSA SILVEIRA BARRETO CARVALHO

Leila D. Martins

Prof. DRA LEILA DROPRINCHINSKI MARTINS

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Antonio Teixeira de Matos

Prof. Antonio Teixeira de Matos
Coordenador

Versão Final aprovada por

Taciana Toledo

Prof. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque

Orientadora

Belo Horizonte, 08 de fevereiro de 2019.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha orientadora, professora Taciana Albuquerque, pelos conhecimentos e experiência transmitidas, pela confiança e paciência, e pelo constante bom humor.

Ao meu coorientador, professor Rafael Sartim, pelo companheirismo profissional e acadêmico, e pelas contribuições metodológicas assertivas.

À minha família. Aos meus pais, Simony e Helcio, e minha irmã, Isabela, pela força, amor e confiança inabaláveis. À minha companheira, amiga e namorada, Heather, pelo amor, carinho e paciência. À Zelda, pela irreverência. Ao PédeMaciel e aos Marinho, pelo porto seguro.

Ao Guilherme Abreu e à equipe da Gerência Geral de Sustentabilidade da ArcelorMittal Brasil, Leonardo Ribeiro e Elizangela Moraes, pelo tempo, suporte e troca de conhecimentos essenciais a esse projeto. À Gerência de Meio Ambiente e equipe da ArcelorMittal Piracicaba, pelo suporte e motivação inicial para o desenvolvimento desse projeto, e à equipe de Pesquisa e Desenvolvimento Brasil da ArcelorMittal, pelo apoio e financiamento.

Aos colegas do GPAMA (Grupo de Estudos em Poluição do Ar e Meteorologia Aplicada) pelo suporte, apoio, colaboração e descontração.

À banca examinadora, professoras Leila Droprinchinski Martins e Vanessa Silveira Barreto Carvalho, que gentilmente aceitaram o convite para a avaliação deste trabalho.

Aos professores e profissionais do SMARH, pelos conhecimentos transmitidos e dedicação.

À CETESB e à Agência Ambiental de Piracicaba, pelo atendimento e acessibilidade às informações de processos de licenciamento ambiental de indústrias locais.

Aos irmãos escoteiros do 21º GEMAN. Aos irmãos de campo do BHR. E a todos os amigos que contribuíram para esse projeto.

RESUMO

A crescente urbanização em países em desenvolvimento têm resultado em crescentes níveis de poluição atmosférica. A identificação das múltiplas fontes de poluentes dos setores emissores para a qualidade do ar local e regional é essencial para a concepção de políticas de controle de emissões efetivas. A modelagem de qualidade do ar associada à cenários de emissão é uma ferramenta que pode orientar a seleção das estratégias de gestão de qualidade do ar mais eficientes e eficazes. Esse trabalho tem como foco Piracicaba, São Paulo, um município com área de 1378 km² e população de 365 mil habitantes. Adiantando-se à revisão dos padrões de qualidade do ar nacionais realizada em 2018, São Paulo revisou os padrões aplicáveis ao seu território em 2013 aos níveis sugeridos pela Organização Mundial da Saúde, e propôs programas de redução de emissões para fontes estacionárias e móveis, singularizando regiões com excedências aos níveis de qualidade do ar almejados. Estratégias de controle propostas têm como foco emissões estacionárias locais, especialmente de indústrias, subestimando contribuições veiculares e de outras regiões metropolitanas à qualidade do ar local. Esse cenário foi modelado numericamente por meio de inventário de emissões de fontes industriais locais temporal e espacialmente alocadas, construído com informações de monitoramento e estimativas baseadas em fatores de emissão, em conjunto com emissões do inventário global EDGAR HTAP_V2 para representar outras emissões de fontes significativas. Esses dados foram processados usando o modelo SMOKE e, em conjunto com resultados do modelo meteorológico local e regional WRF, foram utilizados como entrada para a modelagem de cenários de reduções de emissão, estimando sua eficiência em atingir os padrões de qualidade do ar esperados, usando o modelo CMAQ. Resultados estimam que 20% de reduções nas emissões locais de material particulado podem resultar em melhorias de até 24% nas concentrações médias desse parâmetro na qualidade do ar, entretanto reduções de 20% nas emissões de poluentes precursores do ozônio troposférico podem resultar em um aumento de até 5% nas concentrações do ozônio na qualidade do ar em áreas críticas. Esse projeto fornece uma abordagem para a avaliação de cenários de reduções de emissões e seu impacto na qualidade do ar local aplicáveis à Piracicaba e a outras municipalidades no país

Palavras-Chave: qualidade do ar, inventário de emissões, modelagem fotoquímica

ABSTRACT

Growing levels of urbanization in developing countries have generally resulted in increasing air pollution, due to higher activity in the transportation, energy, and industrial sectors. The identification and understanding of the multiple pollutant sources' contribution to air quality in such sectors, locally and regionally, is essential to designing an effective emission control policy. Air quality modelling associated with emission scenarios is an important tool that can provide guidance on the most efficient and effective air quality management strategy. This work focuses on Piracicaba, an industrial municipality with a total area of 1378 km² and a population of 365 thousand inhabitants, located in the state of São Paulo. After updating its air quality standards in 2013 to levels suggested by the World Health Organization, the state of São Paulo has proposed a state-wide stationary and mobile sources emission reduction program, singling out locations in which air quality levels do not comply with the updated standards. Control strategies proposed so far focus on local stationary sources, (mainly sugar-alcohol, automotive and steel industries) largely underestimating vehicle emissions and regional contributions from the neighboring Metropolitan Area of São Paulo to the local air quality. This work aims to model this scenario by preparing spatially and temporally averaged emissions from local industrial sources, using mandatory monitoring data and process-based estimations, along with secondary emission inventories from the EDGAR HTAP_V2 project to represent other significant emission sources. This data is processed using SMOKE which, along with a local and regional WRF meteorological model, serve as an input for modelling emission reduction scenarios and estimating their effectiveness in achieving the expected air quality levels, using CMAQ. Results estimate that a 20% reduction in local particulate matter (PM) emissions results in up to 24% improvement in PM concentration levels, but a 20% reduction in tropospheric ozone precursors emissions results in a 5% increase in averaged local ozone concentration levels in critical areas. This project provides a framework for further evaluation of emission reduction scenarios and its impact on local air quality applicable to the Piracicaba region, and that can be reproduced in other municipalities across the country.

Keywords: air quality, emission inventory, photochemical modelling

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VI
LISTA DE TABELAS.....	IX
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 CARACTERIZAÇÃO DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS	3
1.2 PADRÕES DE QUALIDADE DO AR E GESTÃO DA QUALIDADE DO AR	7
1.3 PLANOS E PROGRAMAS PARA O CONTROLE DA POLUIÇÃO DO AR.....	9
1.4 NOVOS PADRÕES DE QUALIDADE EM SÃO PAULO E PROGRAMA DE REDUÇÃO DE EMISSÕES	10
1.4.1 Considerações aos pressupostos dos programas de controle.....	13
1.5 CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO DE ESTUDO: PIRACICABA, SP.....	15
1.6 MODELAGEM DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS	17
2 JUSTIFICATIVA	20
3 OBJETIVO.....	22
3.1 OBJETIVO GERAL.....	22
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
4 MATERIAIS E MÉTODOS	23
4.1 MODELAGEM DAS CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS.....	23
4.1.1 Nudging observacional.....	27
4.1.2 Validação de resultados	28
4.1.3 Períodos de simulação.....	29
4.2 INVENTÁRIO DE EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS	30
4.2.1 Fontes fixas da Região de Controle 7 (RC 7) - PREFE.....	30
4.2.2 Inventário global EDGAR HTAP_V2.....	34
4.3 MODELAGEM ESPACIAL E TEMPORAL DE EMISSÕES DE POLUENTES	36
4.3.1 Alocação temporal de emissões.....	37
4.3.2 Especificação química de emissões	38
4.3.3 Emissões de longa e média distância	39
4.3.4 Cenários de emissão para a região de interesse (d04).....	40
4.4 MODELAGEM DA QUALIDADE DO AR EM CENÁRIOS DE REDUÇÃO	41
4.4.1 Validação de resultados	42
4.4.2 Avaliação comparativa por “Força Bruta”	43
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	44
5.1 RESULTADOS DO MODELO METEOROLÓGICO	44
5.2 INVENTÁRIO DE EMISSÕES DE FONTES ESTACIONÁRIAS	53
5.3 MODELAGEM ESPACIAL E TEMPORAL DE EMISSÕES.....	56
5.3.1 Representação de emissões de longa e médias distâncias.....	56
5.3.2 Modelagem de cenários de redução de emissão.....	59
5.4 MODELAGEM DE QUALIDADE DO AR.....	66

5.4.1	<i>Validação de resultados</i>	66
5.4.2	<i>Avaliação da qualidade do ar em cenários base e de redução de emissões</i>	67
6	CONCLUSÃO	75
	REFERÊNCIAS	78
	APÊNDICE 1 – DOCUMENTOS DE REFERÊNCIA PARA ELABORAÇÃO DE INVENTÁRIO DE FONTES FIXAS	87
	APÊNDICE 2 – INVENTÁRIO DE EMISSÕES LOCAIS – FORMATO ORL	90
	APÊNDICE 3 – PERFIS DE ESPECIAÇÃO QUÍMICA – FORMATO GSPRO PARA SMOKE	95

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-1 - Distribuição granulométrica de material particulado, apresentando as frações regulatórias PM10 e PM2,5 e alguns principais componentes. Adaptado de WHO (2006b). ...	5
Figura 1-2 - Regiões de Controle do PREFE (CETESB, 2014).....	13
Figura 4-1 - Domínio d04 para modelagem meteorológica, destacando o município de Piracicaba e principais municípios da região.	24
Figura 4-2 - Domínios aninhados para modelagem de cenários meteorológicos: de d01, de maior abrangência, à d04, região de interesse centralizada em área urbanizada do município de Piracicaba.....	25
Figura 4-3 - Tabela de empreendimento da Classe A pertencentes à região de Piracicaba (RC 7) (CETESB, 2014)	31
Figura 4-4 - Inventário global de emissões HTAP_V2 para o poluente MP _{2,5} , setor industrial, ano 2010 (LRTAP, 2013)	35
Figura 4-5 - Média de somatório de emissões de MP para o domínio d01 por horário.	38
Figura 4-6 - Domínios d01,d02, d03 e d04 (com o prefixo <i>smk</i>) contemplando corte de 5 células aplicados aos perímetros de modelagem.	40
Figura 4-7 - Fluxograma de pré-processadores e módulos do módulo CMAQ. Fonte: (adaptado de CMAS, 2015).....	Erro! Indicador não definido.
Figura 5-1 - Evolução temporal para o parâmetro Temperatura: Dados monitorados e dados modelados (período verão)	46
Figura 5-2 - Evolução temporal para o parâmetro Temperatura: Dados monitorados e dados modelados (período inverno).....	46
Figura 5-3 – Evolução temporal para o parâmetro Umidade Específica: Dados monitorados e dados modelados (período verão).....	47
Figura 5-4 - Evolução temporal para o parâmetro Umidade Específica: Dados monitorados e dados modelados (período inverno)	47
Figura 5-5 - Precipitação registrada pela estação de monitoramento Piracicaba nos períodos modelados (Verão e Inverno)	48
Figura 5-6 - Origem e velocidade do vento para o período Verão: Dados monitorados e dados modelados.....	49

Figura 5-7 - Origem e velocidade do vento para o período Inverno: Dados monitorados e dados modelados.....	50
Figura 5-8 - Resultados de médias horárias no período verão para vento e temperatura para modelagem P3 + <i>nudging</i> . Setas indicam direção e velocidade do vento.....	51
Figura 5-9 - Resultados de médias horárias no período inverno para vento e temperatura para modelagem P3 + <i>nudging</i> . Setas indicam direção e velocidade do vento.....	52
Figura 5-10 - Emissões de inventário local de fontes fixas geograficamente distribuídas no domínio d04, com destaque para os dois maiores emissores, por poluente.	55
Figura 5-11 - Média de emissões de MP modeladas para períodos Verão e Inverno em domínio d01	57
Figura 5-12 - Média de emissões de NO _x modeladas para períodos Verão e Inverno em domínio d01	57
Figura 5-13 - Média de emissões de SO _x modeladas para períodos Verão e Inverno em domínio d01	58
Figura 5-14 - Média de emissões de COV modeladas para períodos Verão e Inverno em domínio d01	58
Figura 5-15 - Distribuição percentual de contribuições às emissões por setor para o domínio d01	59
Figura 5-16 - Emissões de MP no domínio d04 para os cenários base ED e PT_ED-100I para os períodos Verão e Inverno.....	61
Figura 5-17 - Variação de emissões MP para os cenários modelados, períodos Verão (a) e Inverno (b).....	61
Figura 5-18 - Emissões de NO _x no domínio d04 para os cenários base ED e PT_ED-100I para os períodos Verão e Inverno.....	62
Figura 5-19 -Variação de emissões NO _x para os cenários modelados, períodos Verão (a) e Inverno (b).....	62
Figura 5-20 - Emissões de SO _x no domínio d04 para os cenários base ED e PT_ED-100I para os períodos Verão e Inverno.....	63
Figura 5-21 - Variação de emissões SO _x para os cenários modelados, períodos Verão (a) e Inverno (b).....	63
Figura 5-22 - Emissões de COV no domínio d04 para os cenários base ED e PT_ED-100I para os períodos Verão e Inverno.....	64

Figura 5-23 - Variação de emissões COV para os cenários modelados, períodos Verão (a) e Inverno (b).....	64
Figura 5-24 - Distribuição percentual de emissões por setor para os cenários ED, períodos Verão (a) e Inverno (b).....	65
Figura 5-25 - Distribuição percentual de emissões por setor para os cenários PT, períodos Verão (a) e Inverno (b).....	65
Figura 5-26 - Concentração média observada do poluente MP _{2,5} modeladas para períodos Verão e Inverno em domínio d04 para os cenários base.....	68
Figura 5-27 - Variação das concentrações médias de MP _{2,5} para os cenários modelados, períodos Verão (a) e Inverno (b).....	69
Figura 5-28 - Melhoria (redução) percentual da concentração de MP _{2,5} na qualidade do ar de cenários de redução de emissões em comparação com o cenário base, para simulação usando inventário ED.....	70
Figura 5-29 - Melhoria (redução) percentual da concentração de MP _{2,5} na qualidade do ar de cenários de redução de emissões em comparação com o cenário base, para simulação usando inventário PT.....	70
Figura 5-30 - Concentração média observada do poluente O ₃ modeladas para períodos Verão e Inverno em domínio d04 para os cenários base.....	72
Figura 5-31 - Variação das concentrações médias de O ₃ para os cenários modelados, períodos Verão (a) e Inverno (b).....	73
Figura 5-32 - Melhoria (redução) percentual da concentração de O ₃ na qualidade do ar de cenários de redução de emissões em comparação com o cenário base, para simulação usando inventário ED.....	73
Figura 5-33 - Melhoria (redução) percentual da concentração de O ₃ na qualidade do ar de cenários de redução de emissões em comparação com o cenário base, para simulação usando inventário PT.....	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-1 - Novos padrões de qualidade do ar do Decreto Estadual nº 59.113/2013 (SÃO PAULO, 2013), em comparação com os Padrões Nacionais (BRASIL, 1990, 2018) e valores recomendados pela OMS (WHO, 2006b).....	11
Tabela 1-2 - Magnitude de ultrapassagem a valores MII para Material Particulado (MP ₁₀ e MP _{2,5}) (adaptado de CETESB, 2016)	16
Tabela 1-3 - Resumo das Emissões de Fontes Estacionárias e Móveis para Região de Controle 07 – PIRACICABA (adaptado de CETESB, 2014)	16
Tabela 1-4 - Magnitude de ultrapassagem a valores MII para Ozônio (O ₃) - 8h (adaptado de CETESB, 2016).....	17
Tabela 4-1 - Parâmetros espaciais dos domínios para modelagem de cenários	26
Tabela 4-2 - Parametrizações físicas empregadas nas simulações meteorológicas.....	27
Tabela 4-3 - Indicadores estatísticos para avaliação dos modelos	28
Tabela 4-4 - Semanas selecionadas para simulações de cenários de reduções de emissões e impacto na qualidade do ar	30
Tabela 4-5 - Empreendimentos industriais considerados no inventário de fontes estacionárias de Piracicaba, SP	33
Tabela 4-6 - Perfis de especiação química (mecanismo <i>cb05</i>) para o poluente PM _{2,5} por tipologias de fontes	39
Tabela 4-7 - Cenários de emissões modelados para o domínio de interesse d04.....	41
Tabela 4-8 - Indicadores estatísticos adicionais aplicados à avaliação dos cenários de qualidade do ar	42
Tabela 5-1 - Indicadores estatísticos do modelo meteorológico empregando diferentes parametrizações físicas.....	44
Tabela 5-2 - Indicadores estatísticos do modelo meteorológico empregando diferentes parametrizações físicas	45
Tabela 5-3 - Emissão anual de fontes estacionárias de indústrias da região de Piracicaba, SP	53
Tabela 5-4 - Indicadores estatísticos comparando resultados modelados e resultados observados	66

1 INTRODUÇÃO

Ar puro é um requisito básico e essencial para o bem-estar e saúde humana. Entretanto, no Brasil e no mundo, a poluição atmosférica representa um risco significativo à saúde (WHO, 2006a). Os primeiros estudos relatando essa correlação datam da metade do século passado, porém novas evidências dos efeitos negativos da poluição atmosférica na saúde humana surgem continuamente em estudos científicos recentes (GOUVEIA *et al.*, 2006; GOUVEIA; JUNGER, 2018; LANDRIGAN *et al.*, 2018).

Há consenso entre especialistas de que os níveis atuais de poluição atmosférica encontrados em regiões urbanas podem agravar a morbidade, em especial em relação a doenças respiratórias e cardiovasculares, e podem levar a mortalidade prematura (PRUSS-USTUN *et al.*, 2016; SANTANA *et al.*, 2012; VLACHOKOSTAS *et al.*, 2011).

Foram observadas correlações significativas entre poluentes atmosféricas e a ocorrência de diferentes tipos de câncer, sendo que 14% dos casos de câncer pulmonar podem ser atribuídos à esse tipo de poluição (GOUVEIA *et al.*, 2006; PRUSS-USTUN *et al.*, 2016). Estudos recentes apontam que componentes de poluentes atmosféricos podem atingir o cérebro, com potencial para causar comprometimento do sistema nervoso central e aumento da incidência de neuropatologias, como as doenças de Alzheimer e de Parkinson (BLOCK; CALDERÓN-GARCIDUEÑAS, 2009). Há ainda evidências de que a inalação de partículas suspensas pode levar ao aumento do risco de doença arterial coronária, infarto do miocárdio e falha cardíaca (MANNUCCI *et al.*, 2015).

A maior compreensão dos efeitos dos poluentes atmosféricos levou a Organização Mundial da Saúde a os definir como o principal risco à saúde da população, e a atualizar a estimativa de mortes prematuras globais atribuídas a fatores relacionados aos poluentes atmosféricos para 6,5 milhões em 2012 (WHO, 2016b). Em uma avaliação de resultados de monitoramento da qualidade do ar em 15 cidades brasileiras, Andreão *et al.* (2018) estimaram que entre 2378 ± 801 e 6282 ± 1818 mortes prematuras poderiam ter sido evitadas apenas nessas cidades no ano de 2017, caso as concentrações de poluentes no ambiente atendessem aos padrões de qualidade do ar recomendados internacionalmente por WHO (2006b).

Crianças, idosos, gestantes, e pessoas com doenças pré-existentes formam o grupo mais suscetível aos efeitos negativos, assim como pessoas cuja rotina os deixam particularmente expostos, como trabalhadores industriais e/ou pessoas expostas ao tráfego urbano por longos períodos (PRUSS-USTUN *et al.*, 2016; SACKS *et al.*, 2011). Dumas *et al.* (2004), Martins *et al.* (2004) e Gouveia & Junger (2018), por meio de séries históricas de dados de monitoramento da qualidade do ar e dados públicos de saúde, são exemplos de estudos que demonstram correlações entre a elevação da concentração desses poluentes no ambiente e efeitos adversos à saúde em populações de idosos e crianças em cidades brasileiras.

O adensamento populacional em regiões urbanas, que abrigam 3,5 bilhões de pessoas no mundo, intensifica os efeitos e aumenta a vulnerabilidade das populações nessas regiões, tornando premente a necessidade de intervenções (SANTANA *et al.*, 2012). O problema se agrava nas cidades que passaram recentemente por crescimento acelerado em países em desenvolvimento, em que mecanismos e políticas de controle não conseguem acompanhar as rápidas transformações ocorridas nos padrões de ocupação e de atividade humanas (PRUSS-USTUN *et al.*, 2016).

Poluentes atmosféricos também representam um risco potencial aos ecossistemas: a deposição de partículas em plantas pode impactar sua capacidade de fotossíntese, assim como a acidificação das águas da chuva pode contaminar o solo e os recursos hídricos, resultando em um desequilíbrio ecológico que pode afetar a produtividade agrícola e de biomas aquáticos (SANTANA *et al.*, 2012).

Esse impacto dos efeitos deletérios da poluição atmosférica explicita a urgência necessária na adoção de medidas de mitigação desse fator de risco à saúde da população e aos ecossistemas, especialmente em regiões urbanas (IHME, 2016). O tema foi incluído nos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável definidos pela Organização das Nações Unidas, dentro do Objetivo 11 “Tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis”, destacando que a poluição atmosférica urbana é um problema que desafia as cidades em todo o mundo. Estima-se que, em 2016, 91% da população urbana mundial respira ar que não atende aos padrões recomendados pela Organização Mundial da Saúde, e mais da metade estavam expostos a níveis de poluição até 2,5 vezes acima desses padrões (UN, 2018).

O presente trabalho tem como objetivo analisar o processo de definição de estratégias de controle de emissões em implantação no estado de São Paulo, quanto à sua efetividade na melhoria da qualidade do ar da região, em atendimento aos novos Padrões de Qualidade de Ar estabelecidos. Essa análise será realizada por meio de ferramentas de modelagem numérica computacional, que possibilitam a representação de cenários de redução de emissões associados a um modelo de qualidade do ar (ALBUQUERQUE, T. T. A. *et al.*, 2018). De forma amostral, o município de Piracicaba localizado no Estado de São Paulo foi usado como estudo de caso.

1.1 Caracterização dos Poluentes Atmosféricos

O Conselho Nacional de Meio Ambiente, por meio da Resolução 491/2018, estabelece que um poluente atmosférico é “qualquer forma de matéria em quantidade, concentração, tempo ou outras características, que tornem ou possam tornar o ar impróprio ou nocivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade ou às atividades normais da comunidade” (BRASIL, 2018).

Várias centenas de diferentes substâncias já foram identificados na troposfera, sendo que diversos destes apresentam potencial para impactar a saúde e o equilíbrio ambiental. Em função do grande número de poluentes atmosféricos, que podem resultar em diferentes efeitos deletérios na saúde, agências ambientais mundiais selecionaram poluentes específicos e desenvolveram indicadores de poluição do ar, combinando informações de concentração de conjuntos de poluentes, para aplicação como critérios de avaliação da qualidade do ar local, que orientam as estratégias de monitoramento e controle (WHO, 2006b).

Dentre estes, sob um ponto de vista da saúde, destacam-se: o material particulado suspenso, em especial aqueles com diâmetros menores que 10 μm e menores que 2,5 μm (MP₁₀ e MP_{2,5}), assim como os poluentes gasosos monóxido de carbono (CO), ozônio troposférico (O₃), dióxido de nitrogênio (NO₂), dióxido de enxofre (SO₂) e compostos orgânicos voláteis (COVs) (MANNUCCI *et al.*, 2015).

Para avaliação adequada dos poluentes e suas fontes, assim como para a definição de estratégias de controle, é necessário análise e categorização de suas características, seus processos ou

atividades de origem, a fase física em que estes se encontram, e, no caso de poluentes no estado sólido, seu tamanho, uma vez que essa característica é determinante na interação com o sistema respiratório (KIM; KABIR; KABIR, 2015). Esses fatores contextualizam os poluentes encontrados na atmosfera e auxiliam a orientar a melhor estratégia para redução de sua incidência (VALLERO, 2008).

Poluentes podem ser emitidos diretamente (poluentes primários) ou serem formados na própria atmosfera (poluentes secundários). Poluentes primários podem ser emitidos por fontes fixas, como chaminés de indústrias ou sistemas de exaustão, fontes móveis, assim como podem ser provenientes de fontes difusas, como a ressuspensão de poeira pela ação eólica. Os poluentes secundários são aqueles formados na atmosfera a partir da interação de poluentes primários entre si e/ou com componentes naturais da atmosfera, em especial oxigênio e água (WHO, 2006b). O exemplo mais comum de poluente secundário é o ozônio troposférico, formado a partir de reações químicas entre NOx e COVs especialmente na presença de intensa radiação solar (BOIAN; ANDRADE, 2012).

As emissões podem ocorrer em fase gasosa ou em forma de material particulado (MP), nas fases líquida ou sólida. Em fase gasosa, os poluentes constituem moléculas pequenas suficiente para não serem retidas em filtros físicos, salvo por meio de mecanismos de adsorção ou reação, e podem ser absorvidas diretamente pelo sistema respiratório. O material particulado presente na atmosfera pode ter origem secundária ou primária e cobre um espectro extenso de granulometria: Partículas secundárias recém-formadas podem ter 1-2 nm de diâmetro, enquanto poeiras grosseiras e partículas de aerossóis marinhos podem ter até 100 µm. Partículas muito grandes tendem a depositar-se por gravidade ou por ação de ventos, descendentes ou horizontais, que levam as partículas a se chocar com estruturas ou acidentes geográficos. Dessa forma, na prática, a permanência de materiais com diâmetro maior que 20 µm é pouco provável na atmosfera, salvo nas imediações das fontes emissoras (WHO, 2006b).

O MP encontrado no ambiente é usualmente uma mistura complexa de tipos de partículas de diferentes granulometrias. O tamanho das partículas, sua composição química e os processos que as originaram influenciam na forma como elas interagem com a população, e determinam quais efeitos deletérios à saúde podem ocorrer (TUCKER, 2000). Para medições e avaliação da qualidade do ar, duas frações são tradicionalmente consideradas: O MP₁₀, composto por

partículas com diâmetro menor que 10 μm , e o $\text{MP}_{2,5}$, composto por partículas com diâmetro menor que 2,5 μm . A Figura 1-1 apresenta como essas frações se comparam em relação a alguns dos componentes comuns de MP presentes no ambiente.

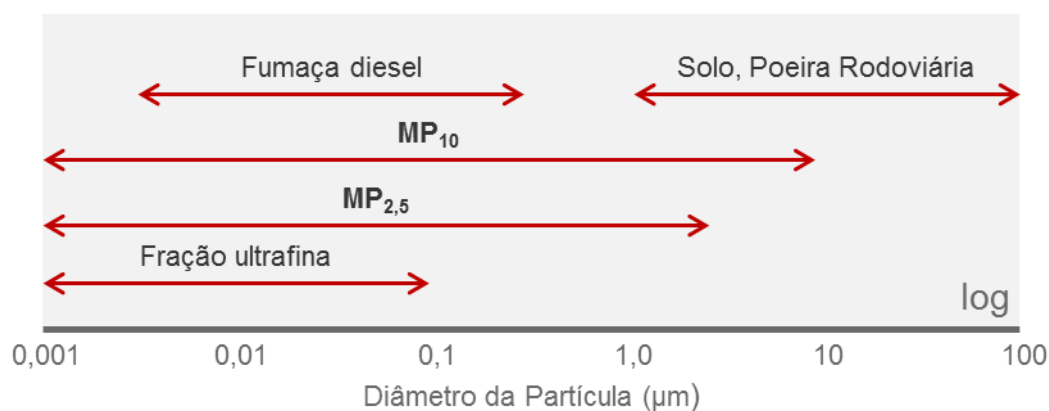


Figura 1-1 - Distribuição granulométrica de material particulado, apresentando as frações regulatórias MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$ e alguns principais componentes. Adaptado de WHO (2006b).

A distribuição espacial e localização geográfica das fontes de emissão e o potencial transporte das partículas na atmosfera também deve ser considerado na caracterização dos poluentes atmosféricos e potencial exposição a que a população está sujeita. Características topográficas locais, como acidentes geográficos, e condições meteorológicas, como a ocorrência de ventos e precipitação, influenciam os mecanismos de transporte e o tempo de permanência das partículas e gases emitidos, e, portanto, o raio de ação do poluente a partir de seu ponto de emissão. Assim, o tempo de permanência específico de cada poluente na atmosfera está relacionado a escala espacial do seu transporte potencial (WHO, 2006b).

Poluentes de escala local são aqueles que possuem tempo de vida muito baixo (tipicamente horas), sendo encontrados em concentrações significativas apenas nas imediações das fontes de emissão. Elementos químicos voláteis e reativos utilizados em processos industriais são exemplos desse tipo de poluente (WHO, 2006b).

Poluentes de escala urbana são poluentes com a tendência de serem encontrados em elevadas concentrações em regiões de intensa atividade urbana, como o monóxido de carbono e óxidos de nitrogênio em vias de tráfego veicular em horários de pico. Apresentam curto tempo de vida, tipicamente horas, porém podem resultar em efeitos significativos devido à concentração populacional nos locais de geração (WHO, 2006b).

Poluentes de escala regional são poluentes gasosos e partículas finas (<2,5 µm de diâmetro) que, apresentando tempo de permanência na atmosfera em escalas de dias ou semanas, podem ser transportados por longas distâncias, cruzando fronteiras de municípios, estados ou países. Poluentes como partículas de sulfato, ozônio troposférico ou partículas finas carbonáceas resultantes de processos de combustão têm essas características e podem viajar por grandes distâncias antes de sua remoção (BOIAN; ANDRADE, 2012). Por fim, há poluentes que apresentam escalas globais, especialmente substâncias causadoras de efeito-estufa. Estas apresentam tempo de permanência na atmosfera na escala de anos, e podem se espalhar por extensões continentais ou globais, Nesse sentido, as concentrações próximas aos pontos de emissão são equivalentes ou apenas ligeiramente maiores que as encontradas em outras localidades (WHO, 2006b).

Compreender qual fração de poluentes encontrados em uma localidade é proveniente de fontes locais ou de fontes regionais é um dos principais desafios para o planejamento de regulações de emissões atmosféricas (WAGSTROM; PANDIS, 2011).

Há muitas maneiras de se classificar as fontes de emissões atmosféricas, dependendo da aplicação da categorização. Inicialmente, é necessário considerar a distinção entre fontes naturais, como a ressuspensão de solo por ação do vento ou atividade vulcânicas, e fontes antropogênicas, que são tipicamente o foco dos programas de controle. Para fins regulatórios, uma classificação particularmente aplicável de fontes antropogênicas é a distinção entre fontes estacionárias e móveis, adotada pelo Decreto 59.113/2013 (SÃO PAULO, 2013) pertencente ao estado de São Paulo como divisão orientativa para os programas de controle e redução de emissões (CETESB, 2014).

As fontes estacionárias incluem basicamente fontes pontuais e fontes no formato de área ou linha, dentre as quais se destacam as atividades industriais e processos de combustão. Emissões difusas como a evaporação de solventes utilizados em uma região urbana também podem ser consideradas como fontes estacionárias, entretanto, seu controle é inevitavelmente mais complexo. As fontes móveis consideradas em processos regulatórios correspondem a emissões veiculares de transporte rodoviário (carros, ônibus, caminhões). Há ainda emissões de veículos não rodoviários (barcos, aviões, veículos agrícolas), que, por seu caráter difuso e de menor

relevância em ambientes urbanos concentrados, não são usualmente o foco de políticas públicas de melhoria da qualidade do ar.

1.2 Padrões de Qualidade do Ar e Gestão da Qualidade do Ar

A prevenção dos efeitos negativos da poluição atmosférica se inicia pela identificação dos principais poluentes para certa região e quais seriam os níveis minimamente seguros para garantir a saúde e o bem-estar da população, expressos em termos de concentração no ar. Esses níveis de segurança dão origem aos Padrões de Qualidade do Ar (PQAs) (SANTANA *et al.*, 2012), servindo como o foco fundamental para a gestão da qualidade do ar de agências ambientais nacionais e regionais (ANDRADE *et al.*, 2017; WHO, 2006b).

A definição de padrões considera implicitamente o conceito de limiar mínimo de dano, isto é, para a maior parte dos contaminantes há um nível em que sua presença deixa de ser inofensiva e passa a representar um potencial para causar danos à saúde da população (VALLERO, 2008).

Esse conceito é especialmente relevante uma vez que não é possível reduzir o nível de alguns poluentes a zero: por exemplo, a ocorrência de material particulado suspenso pode ser mitigada com a extinção dos processos de combustão de grande emissão, porém sempre haverá emissões decorrentes de processos de ressuspensão de solo, mesmo que em baixas quantidades. Dessa forma, os níveis de mitigação almejados devem considerar níveis em que o fator de risco resultante da exposição àquela concentração seja o menor possível, sendo esta concentração tecnicamente alcançável de acordo com as características locais (WHO, 2016a).

Há, entretanto, limitações no uso de PQAs como elemento estruturante da gestão da qualidade do ar. Os padrões adotados usualmente não abordam a composição química dos poluentes, toxicidade de partículas ou efeitos sinérgicos de poluentes, por exemplo, e precisam passar por atualizações periódicas, para permanecerem em consonância com o conhecimento científico (TUCKER, 2000).

Baseando-se nos PQAs, a gestão da qualidade do ar deve empregar ferramentas para obter uma visão integrada dos fatores que influenciam a degradação da qualidade de ar em uma região. Dentre esses destacam-se: o monitoramento da qualidade do ar, os inventários, o monitoramento e a modelagem das principais fontes emissoras, o zoneamento e o licenciamento

ambiental, além dos instrumentos de controle posterior, como infrações e penalidades administrativas, em caso de exceções ou não cumprimento de normas. Assim, o processo de definição dos PQAs compreende não apenas a definição dos níveis de concentração obrigatórios mas também dos critérios de aferição de seu atendimento (monitoramento), além de métodos para a disponibilização dessas informações ao órgão gestor e à sociedade (SANTANA *et al.*, 2012).

Os PQAs nacionais vigentes no Brasil são definidos pela Resolução N° 491/2018 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), que afirma que um Padrão de Qualidade do Ar é um “valor de concentração de um poluente específico na atmosfera, associado a um intervalo de tempo de exposição, para que o meio ambiente e a saúde da população sejam preservados em relação aos riscos de danos causados pela poluição atmosférica” (BRASIL, 2018). A Resolução N° 491/2018 revogou e substituiu a Resolução N° 03/1990, definindo PQAs para os seguintes poluentes: partículas totais em suspensão (PTS), fumaça, partículas inaláveis (MP₁₀ e MP_{2,5}), dióxido de enxofre (SO₂), monóxido de carbono (CO), ozônio (O₃), dióxido de nitrogênio (NO₂) e chumbo (Pb).

Após 28 anos de sua publicação sem passar por atualização, os padrões nacionais previamente estabelecidos pela Resolução N° 03/1990 estavam defasados em relação ao conhecimento científico, e brandos em comparação com padrões adotados em regiões urbanas da Ásia e Europa (KUMAR, P. *et al.*, 2016). O trabalho de revisão que culminou na publicação da Resolução N° 491/2018 foi iniciado em 2013 por meio de um Grupo de Trabalho específico pertencente à Câmara Técnica de Qualidade Ambiental e Gestão de Resíduos (CTQAGR). Após 5 anos, no dia 30 de Outubro de 2018, a proposta de revisão elaborada pelo Grupo Técnico foi aprovada com emendas durante a 58° Reunião Extraordinária do CONAMA (2018). A versão aprovada segue as orientações da mais recente versão do *Air Quality Guidelines Global Update* (WHO, 2006b) que apresenta recomendações atualizadas para a formulação de padrões nacionais e regionais. A Resolução N° 491/2018 define ainda como uma obrigação dos governos estaduais o estabelecimento de Programas de Controle de Emissões Atmosféricas, que devem ser criados por meio de regulamentação específica em até 3 anos após sua publicação.

Adiantando-se à atualização dos padrões nacionais, dois estados brasileiros já haviam realizado processos de revisão dos seus padrões estaduais. O Espírito Santo, por meio do Decreto Nº 3463-R DE 16/12/2013 (ESPÍRITO SANTO, 2013), e São Paulo, por meio do Decreto Nº 59.113/2013 (SÃO PAULO, 2013), por sua vez, revisaram oficialmente seus padrões estaduais, orientando-se conforme WHO (2006b). Ambos os decretos deram origem a planos e programas de controle das principais fontes de emissões em nível estadual, que delimitam ações para atingir os padrões desejados.

O estado do Rio de Janeiro deu início ao processo de revisão dos padrões estaduais por meio do Decreto Nº 44072 de 18/02/2013 (RIO DE JANEIRO, 2013), que propunha que novos padrões baseados nas recomendações de WHO ((WHO, 2006b) deveriam ser estabelecidos dentro de um ano de sua publicação por meio de decreto. Entretanto, essa revisão não ocorreu e novo decreto foi publicado em 2016, reconhecendo o estabelecimento do Grupo de Trabalho do CTQAGR e a necessidade do alinhamento entre os padrões nacionais e estaduais, expandindo esse prazo proposto para cinco anos (RIO DE JANEIRO, 2016).

No contexto da revisão dos padrões nacionais e necessidade de criação de Planos de Controle Estaduais em todo o território nacional, é possível inferir que os planos estabelecidos nos estados de São Paulo e Espírito Santo, em decorrência de seu pioneirismo, orientarão os esforços dos demais estados.

1.3 Planos e Programas para o Controle da Poluição do Ar

O grau de complexidade crescente de ambientes urbanos representa um desafio para a determinação de uma estratégia adequada para o controle de emissões e melhoria da qualidade do ar. Toda medida estratégica deve ser realista e aplicável a realidade local, levando-se em conta a realidade social, política e econômica de cada país ou região (SANTANA *et al.*, 2012; VLACHOKOSTAS *et al.*, 2011).

Idealmente, o planejamento de ações de controle deve considerar os instrumentos de gestão à disposição, como o monitoramento ambiental, inventários, modelos, e outros estudos, para a definição e priorização de ações para atingir os níveis desejados, de forma alinhada com os diferentes atores da sociedade, pessoas físicas e jurídicas (WHO, 2006b).

É importante enfatizar que a implantação de medidas de controle raramente pode ser implantadas com uma abordagem de “tentativa e erro”. As medidas podem exigir grandes mudanças estruturais em uma localidade, como a alteração dos modais de transporte, ou exigir grandes investimentos, como a instalação de equipamentos de controle em processos industriais (VLACHOKOSTAS *et al.*, 2011). Experiências históricas demonstram que políticas de regulação implantadas sem uma avaliação integrada de impactos sociais, econômicos e ambientais resultaram na perda de competitividade ou encerramento de atividades comerciais e industriais (DEILY; GRAY, 1991).

Sendo assim, um processo de consultas e debates amplo e aberto com especialistas de áreas afins, assim como a disponibilização de informações e capacitação técnica da sociedade durante o processo são ações recomendadas para a definição de um conjunto de medidas de controle simplificado e factível, que seja efetivo na melhoria da qualidade ambiental (VLACHOKOSTAS *et al.*, 2011; WHO, 2006b).

Diferentes abordagens podem ser empregadas: Vlachokostas *et al.* (2011) empregam uma metodologia de análise multicritério a partir de opiniões de especialistas para encontrar e priorizar o pacote de medidas que trará o melhor resultado aos menores custos às partes interessadas. Liu *et al.* (2014) empregam uma modelagem econômica integrada para avaliar os efeitos de abordagem de incentivos econômicos, como isenções fiscais, em complementação às tradicionais técnicas de “Comando e Controle”, em busca de potencialização de resultados.

Nesse sentido, a modelagem numérica da dispersão de poluentes e qualidade do ar é considerada uma ferramenta importante para o estudo, descrição e previsão da poluição do ar e para o auxílio à tomada de decisão em relação a programas de controle (ANDRADE *et al.*, 2015, 2017; BOIAN; ANDRADE, 2012; KAWASHIMA *et al.*, 2015).

1.4 Novos Padrões de Qualidade em São Paulo e Programa de Redução de Emissões

Assim como os Padrões definidos na Resolução CONAMA 491/2018 (BRASIL, 2018), os Padrões de Qualidade do Ar (Tabela 1-1) para o estado de São Paulo incorporam poluentes como o Chumbo (Pb) e MP_{2,5}, os quais não eram previamente abordados pela Resolução

CONAMA N° 03/1990 (BRASIL, 1990) . Com exceção dos parâmetros monóxido de carbono (CO), partículas totais em suspensão (PTS) e chumbo (Pb), os padrões foram construídos de forma escalonada, contando com três Metas Intermediárias (MI) e um Padrão Final (SÃO PAULO, 2013).

O padrão MI1 foi implantado em todo o estado a partir do momento da publicação do Decreto Estadual, que não define um cronograma fixo para migração dos padrões para os valores subsequentes (SÃO PAULO, 2013). A Resolução Nacional, em comparação, estabelece que os padrões e sua migração serão revisados pelo Ministério do Meio Ambiente a cada 5 anos (BRASIL, 2018).

Tabela 1-1 - Novos padrões de qualidade do ar do Decreto Estadual n° 59.113/2013 (SÃO PAULO, 2013), em comparação com os Padrões Nacionais (BRASIL, 1990, 2018) e valores recomendados pela OMS (WHO, 2006b).

Padrões	CO (ppm)		SO ₂ (µg/m ³)			MP ₁₀ (µg/m ³)		MP _{2,5} (µg/m ³)		PTS (µg/m ³)		FMC (µg/m ³)		Pb (µg/m ³)	NO ₂ (µg/m ³)		O ₃ (µg/m ³)
	8h	24h	MAA	24h	MAA	24h	MAA	24h	MGA	24h	MAA	MAA	1h	MAA	8h		
CONAMA 03/1990	9	365	80	150	50	-	-	240	80	120	60	-	320	100	160 (1h)		
CONAMA 491/2018	MI1	-	125	40	120	40	60	20	-	-	120	40	0,5	260	60	140	
	MI2	-	50	30	100	35	50	17	-	-	100	35	0,5	240	50	130	
	MI3	-	30	20	75	30	37	15	-	-	75	30	0,5	220	45	120	
	PF	9	20	-	50	20	25	10	240	80	50	20	0,5	200	40	100	
DE 59.113	MI1	-	60	40	120	40	60	20	-	80	120	40	0,5	260	60	140	
	MI2	-	40	30	100	35	50	17	-	80	100	35	0,5	240	50	130	
	MI3	-	30	20	75	30	37	15	-	80	75	30	0,5	220	45	120	
	PF	9	20	-	50	20	25	10	240	80	50	20	0,5	200	40	100	
Referência OMS	9	20	-	50	20	25	10	-	-	-	-	-	200	40	100		

A definição dos padrões finais dos novos PQAs segue como referência os valores recomendados por WHO (2006b). Essa abordagem é considerada a maneira mais expressa e efetiva para o estabelecimento de novos objetivos, porém sua aplicação depende de uma avaliação da estrutura de gestão local para realizar o efetivo controle de emissões e a consequente melhoria progressiva da qualidade do ar. Andrade et al. (2017), por exemplo,

avaliam que a implantação de limite proposto para PM₁₀ no Brasil apresenta dificuldade devido à elevada influência de fontes biogênicas, marinhas e de ressuspensão de solo em regiões urbanas nacionais.

Para atingir essas metas progressivas, o Decreto 59.113/2013 prevê a criação e implantação de planos de controle de emissões atmosféricas. De forma paralela, o Decreto prevê o estabelecimento do Plano de Redução de Emissão de Fontes Estacionárias – PREFE, para o controle de emissões de fontes fixas, e o Plano de Controle de Poluição Veicular – PCPV, para o controle de fontes móveis (SÃO PAULO, 2013).

O Estado de São Paulo possui um extenso histórico de aplicação de programas e ações para o controle de emissões veiculares, consideradas a principal fonte de emissões de poluentes no Estado (CARVALHO *et al.*, 2015). Os programas nacionais PROCONVE - Programa de Controle De Poluição Do Ar Por Veículos Automotores – iniciado em 1996, e o PROMOT - Programa De Controle Da Poluição Do Ar Por Motociclos e Veículos Similares – de 2002 foram implantados no Estado, assim como ações locais como a adoção do Rodízio Veicular na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Análises históricas indicam que essas ações trouxeram uma redução de 90% e 80% nos fatores de emissão de poluentes por veículos leves e pesados, respectivamente (ANDRADE *et al.*, 2017).

O Estado possui a mais extensa e representativa Rede de Estações de Monitoramento da Qualidade do Ar do país, cuja representatividade de dados é avaliada anualmente, permitindo o efetivo acompanhamento dos resultados dos programas implantados (CETESB, 2016).

Nesse contexto, a primeira versão do Plano de Controle de Poluição Veicular (PCPV) foi elaborado para o ciclo de 2011-2013, seguindo orientações da Resolução CONAMA 418/2009 (BRASIL, 2009). A segunda versão do Plano, para o ciclo de 2014-2016, passou a ter como base de diagnóstico as diretrizes do Decreto 59.113/2013, adotando os novos PQAs (DIAS *et al.*, 2011). O plano identifica duas macrorregiões como foco de ações do ciclo, em que há excedência aos valores da MII para os parâmetros MP₁₀ e O₃, e lista ações de controle a serem adotadas por região (BRUNI *et al.*, 2014).

A primeira edição do PREFE foi elaborada para o triênio 2014-2016 (CETESB, 2014), e delinea o recorte geográfico de sete Regiões de Controle (RCs) em que ocorrem excedência aos valores de MI1 (Figura 1-2). Em cada uma das regiões, são listados os empreendimentos considerados como principais fontes de emissões, com base em inventário de emissões de fontes estacionárias elaborado em 2009, não publicado.

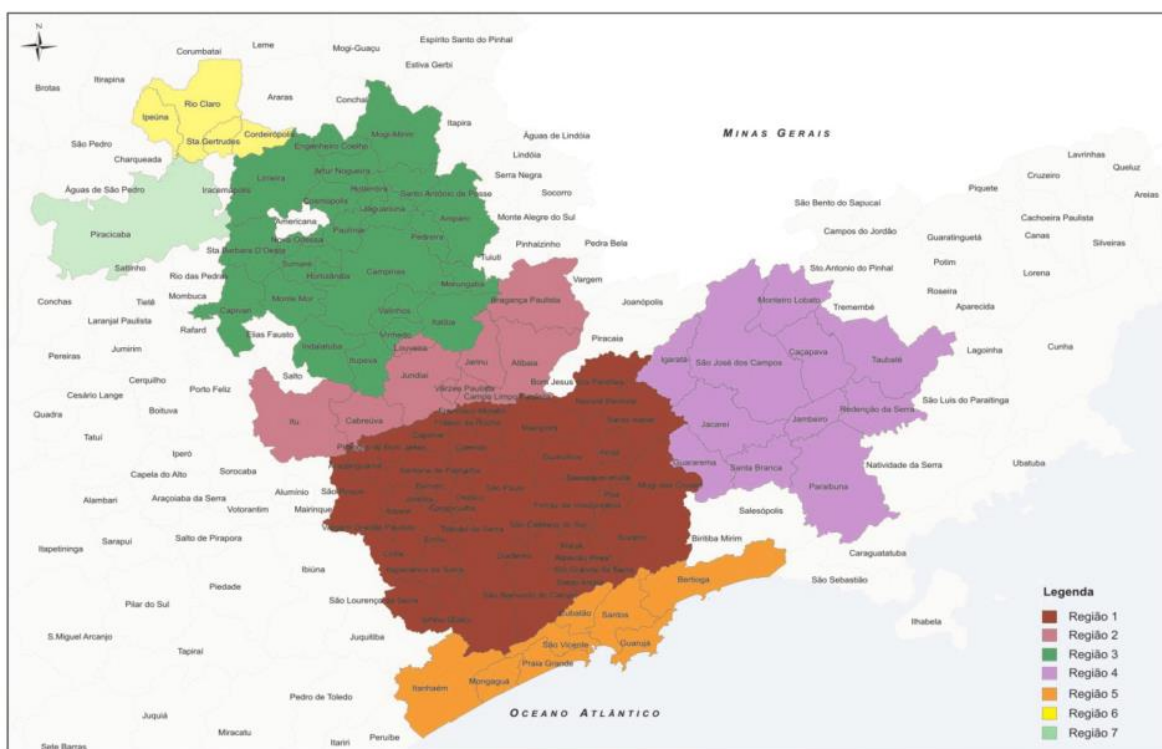


Figura 1-2 - Regiões de Controle do PREFE (CETESB, 2014)

1.4.1 Considerações aos pressupostos dos programas de controle

A definição de novos PQAs, almejando a consecução dos valores recomendados por WHO (2006b), precisa ponderar características peculiares locais para sua implantação e consecução. O emprego de padrões mais restritivos, dissociados da realidade do controle e gestão locais, não é suficiente para garantir a proteção dos grupos de risco expostos à poluição ambiental.

Nesse contexto, a falta de integração com outras políticas estaduais e nacionais podem dificultar o alcance das metas, e gerar pressões regulatórias diferenciais e conflitantes. Como exemplo, pode-se citar a estratégia definida pelo Plano Decenal de Expansão de Energia (MME; EPE, 2015), que considera uma estratégia de expansão de usinas termelétricas na matriz energética

nacional, que devido a sua característica operacional baseada em processos de combustão, inevitavelmente contribuirá para o aumento da emissão de poluentes atmosféricos.

É notória também a baixa integração entre os programas PCPV e PREFE: ambos adotam metodologias distintas para definição das áreas de atuação, desconsiderando possíveis interações sinérgicas ou conflitantes entre as medidas de controle, que podem ser determinantes na eficiência de políticas afins (LIU *et al.*, 2014).

Ambos os programas abordam o Material Particulado e o Ozônio como poluentes críticos nas regiões de intervenção. As metas de redução de emissões em cada região são definidas com base na magnitude de ultrapassagem dos valores medidos no monitoramento ambiental de cada localidade em relação ao valor da MII. Essa abordagem desconsidera a potencial contribuição de média e longa distâncias para cada localidade, que podem ser significativas aos níveis de poluentes na região (WAGSTROM; PANDIS, 2011). Boian & Andrade (2012) por exemplo, por meio de um modelo fotoquímico, identificam a existência de significativas interações em termos do transporte de ozônio e seus precursores entre as regiões metropolitanas de São Paulo e Campinas.

No caso do MP, as metas de redução apresentadas consideram apenas as emissões primárias, sem avaliar a relevância da formação de poluentes secundários na atmosfera, quesito reportado como essencial para uma estratégia adequada de controle de Material Particulado (KARAGULIAN *et al.*, 2015; TUCKER, 2000).

Por fim, a base de dados utilizada para definições dos principais empreendimentos emissores de cada região é o inventário de emissões para o ano 2008 (CETESB, 2009). O inventário, que pode ser considerado defasado devido ao tempo decorrente desde a sua elaboração, é mantido como banco de dados interno da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. A não disponibilização desses dados dificulta a participação crítica da sociedade no acompanhamento das ações (SANTANA *et al.*, 2012).

Por essas razões, há um grande potencial de incertezas associadas às ações propostas pelos programas de controle em relação aos declarados objetivos de melhoria dos níveis de qualidade do ar. Uma das ferramentas adotadas em diversos estudos para abordar essas incertezas e para

estimar a eficiência de ações e planos de controle são os Modelos de Qualidade do Ar (MQAs) computacionais (ALBUQUERQUE, T. T. DE A., 2010; DONG *et al.*, 2013; KUMAR, A. *et al.*, 2016; TUCKER, 2000; VIVANCO; ANDRADE, 2006; WAGSTROM; PANDIS, 2011).

Esse estudo propôs a aplicação de um MQA, detalhado no item 1.6, para avaliação e validação das estratégias de controle propostas nos planos PCPV e PREFE para uma das regiões críticas do Estado de São Paulo. Pretendeu-se assim avaliar a viabilidade do uso de MQAs para orientação ao estabelecimento de políticas públicas e programas para a melhoria da qualidade do ar no Estado, através da simulação de cenários de regulação e redução de emissões e seus resultados na concentração de poluentes atmosféricos.

1.5 Caracterização da Região de Estudo: Piracicaba, SP

O município de Piracicaba corresponde a Região de Controle 07 estabelecida pelo PREFE. O município conta com população de 364 mil habitantes e área total de 1.378,069 km² (IBGE, 2013) e destaca-se por possuir intensa atividade industrial, com forte presença da indústria automobilística, sucroalcooleira, siderúrgica e alguma atividade cerâmica (CETESB, 2014). O plantio de cana-de-açúcar, impulsionado na década de 70 pelo programa Proálcool, também é fonte de poluição significativa na região devido à queima da palha da cana nos canaviais realizada no período de colheita (ARBEX *et al.*, 2004). Esse tipo de prática tem sido objeto de disputas judiciais que buscam reduzir sua realização indiscriminada: em função de determinação da Justiça Federal foram suspensas todas as autorizações emitidas para a queima controlada da palha de cana (CETESB, 2016). A suspensão abrange os seguintes municípios: Águas de São Pedro, Americana, Analândia, Charqueada, Corumbataí, Ipeúna, Iracemápolis, Itirapina, Nova Odessa, Piracicaba, Rio Claro, Rio das Pedras, Saltinho, Santa Bárbara do Oeste, Santa Gertrudes e São Pedro.

Nessa região de controle, o material particulado (MP) foi considerado o poluente a ser controlado, em que a média aritmética das médias anuais dos 3 anos considerados pelo PREFE com dados representativos (2010-2012) ultrapassa o valor de MI1 definido para esse parâmetro em 18,4%. O resultado é baseado em dados da estação “Piracicaba – Algodal”, única estação de monitoramento manual em operação na região no triênio 2010-2012 (CETESB, 2014).

A partir de 2013, instalou-se nova estação de monitoramento na região, denominada “Piracicaba”, de operação automática. De acordo com CETESB (2016), os resultados do monitoramento por essa nova estação indicam uma nova condição da qualidade do ar local, em que não há ultrapassagem de materiais particulados em relação a MII (Tabela 1-2).

Tabela 1-2 - Magnitude de ultrapassagem a valores MII para Material Particulado (MP₁₀ e MP_{2,5}) (adaptado de CETESB, 2015, 2018)

Estação	Poluente	Padrão		Média Aritmética Anual					
		DE 59.113		2010-2012		2013-2015		2016 - 2017	
		MI1	PF	(µg/m ³)	Exced. (%)	(µg/m ³)	Exced. (%)	(µg/m ³)	Exced. (%)
Piracicaba - Algodão (M)	MP ₁₀	40	20	49	18,4 %	38	0%	36	1,9%
Piracicaba (A)	MP ₁₀	40	20	-	-	37	0%	35	0%
Piracicaba (A)	MP _{2,5}	20	10	-	-	14	0%	13	0%

(M) – monitoramento manual; (A) – monitoramento automático; MII – Meta Intermediária 1; PF – Padrão Final; Exced – Excedência em relação à MII.

Definiu-se então que as fontes mais significativas, estacionárias e móveis, desse poluente na região deverão reduzir suas emissões totais anuais em equivalentes 18,4% com base na emissão total quantificada em último inventário. No caso das fontes estacionárias, foram considerados apenas os empreendimentos que integram a classe A da curva ABC, que tem o inventário de fontes estacionárias do ano 2009 (não publicado) como base (CETESB, 2014). O percentual de contribuição calculado pelo PREFE para cada tipo de fonte, apresentado na Tabela 1-3, sugere uma contribuição proporcional de fontes móveis de 3,6% das emissões totais de MP. Esse resultado é destoante de estimativas de contribuição de MP por fontes móveis no estado, estimada como as principais fontes de emissão, de 40% (CETESB, 2016), e no país, que é estimado em 34% (KARAGULIAN *et al.*, 2015). É importante considerar que há grande nível de incertezas nessas estimativas, e o grau de discrepância observado pode indicar distorção nos inventários utilizados.

Tabela 1-3 - Resumo das Emissões de Fontes Estacionárias e Móveis para Região de Controle 07 – PIRACICABA (CETESB, 2014)

		MP
	Emissão (t/ano)	66
Fontes Móveis	% de redução	18,4
	Redução (t/ano)	12,12
Fontes Estacionárias	Emissão (t/ano)	1782

	% de redução	18,4
	Redução (t/ano)	328
TOTAL	Emissão (t/ano)	1848
	Redução (t/ano)	352

Os resultados da rede de monitoramento do triênio 2013-2015 também indicam excedência ao valor da MI1 para o parâmetro ozônio, em que o número de episódios de ultrapassagens para um período de 8h passou de 3 ocorrências anuais em 2013 para 15 ocorrências em 2015. De acordo com o critério para cálculo de Magnitude de Ultrapassagem, composto pela média do 4º valor máximo dos últimos 3 anos com dados representativos, os resultados indicam 7% de ultrapassagem do parâmetro na região (Tabela 1-4).

Tabela 1-4 - Magnitude de ultrapassagem a valores MI1 para Ozônio (O₃) - 8h (adaptado de CETESB, 2016, 2018)

Estação	Poluente	Padrão		4o Máxima			
		DE 59.113		2013-2015		2016 -2017	
		MI1	PF	(µg/m ³)	Exced. (%)	(µg/m ³)	Exced. (%)
Piracicaba (A)	O ₃	140	100	161	7.0%	138	0.9%

(A) - monitoramento automático; MI1 – Meta Intermediária 1; PF – Padrão Final; Exced – Excedência em relação à MI1

Devido ao período de elaboração do PREFE, o ozônio não foi inicialmente abordado pelo programa para a RC7. Entretanto, o Decreto 59.113/2013 prevê que novas revisões do PREFE sejam elaboradas pela CETESB em cada período de três anos, fazendo uso dos dados de monitoramento mais recentes e atualizados. Dessa forma, considerando que os dados de ultrapassagem de MI1 do Ozônio a partir de 2013 deverão ser abordados em uma próxima revisão dos planos de redução de emissões, esse parâmetro será também considerado como um poluente de interesse neste estudo.

1.6 Modelagem de Poluentes Atmosféricos

Existe crescente demanda e investimento na construção de ferramentas de avaliação e de suporte à decisão para o estabelecimento de estratégias de controle da poluição, em especial ferramentas capazes de representar peculiaridades locais acuradamente. Nesse contexto, duas abordagens científicas de modelagem computacional podem ser destacadas: determinística, em

que mecanismos físicos e químicos do ambiente atmosféricos são simulados matematicamente, ou estatística, em que dados observacionais são avaliados de forma estatística para avaliar seu comportamento ambiental (HOSHYARIPOUR *et al.*, 2016). Ambas as abordagens foram aplicadas em regiões do estado de São Paulo, sendo a RMSP o foco de grande parte dos estudos, dado sua relevância e criticidade (ANDRADE *et al.*, 2017).

A abordagem determinística para modelagem é indicada para estudos de sensibilidade e impacto de alterações propostas por programas de controle. Apesar de requerer menor capacidade computacional, modelos que empregam abordagens estatísticas têm aplicabilidade limitada para estudos mecanísticos (HOSHYARIPOUR *et al.*, 2016) e dependem da disponibilidade de dados históricos. Apesar da existência de extensa rede de monitoramento no Estado, o município de Piracicaba, selecionado como região de interesse desse estudo, possui apenas 3 estações de monitoramento em operação, reduzindo a disponibilidade e representatividade de dados para alimentação de estudos.

Para uma análise integrada de ações para implementação e alcance de padrões de qualidade de ar, o *Community Multiscale Air Quality Modeling System* (CMAQ) é o modelo determinístico de qualidade do ar mais recomendado pela US EPA (2016). É um sistema de modelagem Euleriano tridimensional desenhado para análises multi-poluentes e multi-escala (“Atmosfera única”) que combinam três tipos de modelos (*Models-3*): modelos meteorológicos, para representação da atmosfera e das condições meteorológicas; modelos de emissão, para representação das contribuições antropogênicas e naturais à atmosfera; e um modelo químico e de transporte atmosférico, para prever o comportamento e transformações de poluentes atmosféricos sob diferentes condições (US EPA, 2016).

A versão funcional mais recente do modelo é a versão 5.2.1, disponibilizada pela *Community Modeling and Analysis System* (CMAS). Devido à sua natureza modular e *open-source*, o CMAQ tem incorporado novos mecanismos e conceitos científicos desde sua primeira versão, lançada em 1998, sendo capaz de simular cenários cada vez mais complexos (US EPA, 2016). Atualmente o modelo de transporte químico considera os mais relevantes processos de química, transporte e deposição atmosféricas, incluindo: advecção e difusão, horizontais e verticais, deposição seca e úmida, reações químicas na fase gasosa, reações de fase aquosa e interação

com nuvens, dinâmica, termodinâmica e química de aerossóis, química de elevação de pluma de dispersão, e taxas de fotólise (CMAS, 2016).

Como uma ferramenta para interações complexas de múltiplos poluentes atmosféricos, o modelo CMAQ requer duas informações de entrada: informações meteorológicas e inventários de emissões. Para atender a essas demandas de dados de entrada, propõe-se o emprego do sistema de modelagem integrada WRF-SMOKE-CMAQ (ALBUQUERQUE, T. T. A. *et al.*, 2018), descrito em mais detalhes na seção 4.

2 JUSTIFICATIVA

Assim como no restante do mundo, as regiões urbanas brasileiras sistematicamente apresentam níveis de poluição atmosféricas que podem apresentar riscos à população. Essa ocorrência é amplamente documentada no estado de São Paulo, que possui uma das mais extensas redes de monitoramento da qualidade do ar do país, especialmente na RMSP. Em operação desde 1996, a rede de monitoramento de qualidade do ar conta com 57 estações automáticas fixas, uma extensão móvel e 29 pontos de monitoramento manual em 2015 (CETESB, 2016).

A quantidade de dados disponíveis permite análises de tendências e padrões no estado, como o estudo conduzido por Carvalho et al. (2015) que analisa *a posteriori* a eficiência de medidas de controle implantadas, assim como o estabelecimento de correlações com dados de saúde, como o estudo de Gouveia et al. (2006) que demonstra a correlação entre os índices de poluição e hospitalizações no município de São Paulo.

A RMSP é considerada a região mais crítica do estado, e é, portanto, aquela em que se concentram os maiores esforços acadêmicos e técnicos para descrição das fontes emissores e compreensão da dinâmica atmosférica. Andrade et al. (2017) apresentam a evolução da qualidade do ar na região metropolitana, oferecendo uma avaliação das medidas já implantadas na região e uma avaliação sobre os principais problemas que ainda devem ser enfrentados, em especial a formação de poluentes secundários, decorrentes da adoção de biocombustíveis e a formação de ozônio troposférico. Outras regiões do Estado, potencialmente afetadas por poluentes originárias da RMSP, não foram tão extensivamente estudadas (BOIAN; ANDRADE, 2012).

Apesar da relativa menor disponibilidade de dados referentes à poluição atmosférica, é possível considerar que as demais regiões urbanas brasileiras enfrentem problemas similares. Miranda et al. (2012) conduziram um estudo sistemático com coletas de aerossóis MP_{2,5} em regiões de intenso volume de tráfego de seis capitais brasileiras, e observou que a concentração média anual excedeu os padrões recomendados pelas normas americanas e europeias em cinco dentre as seis analisadas. O aumento da população urbana brasileira de 45% da população em 1960 para 84% em 2010 (IBGE, 2010) confirma a urgência de se abordar a questão da poluição do ar no Brasil de forma integrada e incisiva.

A aplicação de modelos de qualidade do ar pode se mostrar uma ferramenta para orientação de estratégias de controle no estado de São Paulo, almejando a seleção de ações com melhor custo-benefício e maior efetividade na melhoria da qualidade do ar e proteção da população e do ambiente. Essa experiência poderá ser aplicada também nos demais estados brasileiros, considerando a exigência do estabelecimento de Planos de Controle de Emissões Atmosféricas estaduais estabelecida pela Resolução CONAMA 491/2018 (BRASIL, 2018).

3 OBJETIVO

3.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência das estratégias de controle de emissões atmosféricas de fontes industriais e móveis por meio da simulação de cenários utilizando um modelo de qualidade do ar na região de Piracicaba, São Paulo.

3.2 Objetivos Específicos

- Simular numericamente as condições meteorológicas na região do estudo por meio do modelo meteorológico WRF (*Weather Research Forecast*);
- Estimar as emissões de poluentes atmosféricos provenientes da região do município de Piracicaba, por meio da elaboração do inventário básico das fontes fixas emissoras, complementado por inventários globais de emissões para as demais fontes;
- Simular numericamente a evolução espacial e temporal das emissões de poluentes atmosféricos na região do estudo com base em inventários de fontes fixas construído por esse trabalho e globais por meio de modelo SMOKE (*Sparse Matrix Operator Kernel Emissions*);
- Simular, por meio do modelo CMAQ (*Community Multiscale Air Quality model*), diferentes cenários de reduções de emissões, e avaliar sua efetividade quanto ao alcance dos Padrões de Qualidade do Ar estaduais.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema de modelagem integrada empregado nesse trabalho modelou a qualidade do ar na região de interesse por meio do modelo CMAQ, especificamente em seu processador principal, o *CMAQ Chemical Transport Model (CCTM)*. Para essas simulações, os principais dados de entrada são: informações meteorológicas, preparadas por meio do modelo WRF e convertidas para um formato adequado para uso no CMAQ por meio do pré-processador MCIP; e informações de emissões de poluentes atmosféricos, preparados por meio do modelo SMOKE. Condições iniciais e condições de fronteira, provenientes dos pré-processadores ICON e BCON respectivamente, são também informações de entrada necessárias para a simulação no processador principal do CMAQ (LORIATO *et al.*, 2018). Um fluxograma simplificado é apresentado na Figura 4-7.

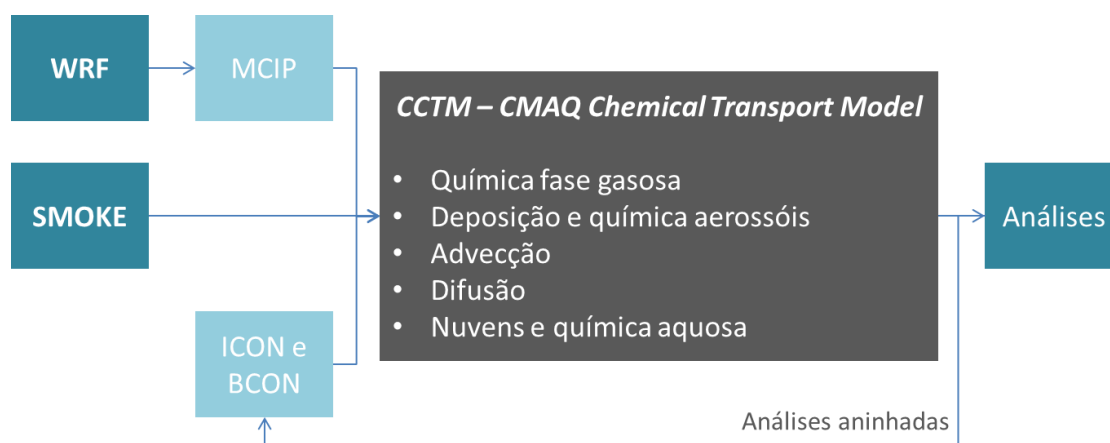


Figura 4-1 - Fluxograma de pré-processadores e módulos do módulo CMAQ. Fonte: (adaptado de CMAS, 2015)

4.1 Modelagem das Condições Meteorológicas

Para alimentação ao modelo numérico de qualidade do ar CMAQ, os dados meteorológicos e de uso e ocupação do solo foram fornecidos pelo modelo meteorológico de mesoescala *Weather Research and Forecast (WRF)*, modelo numérico elaborado e mantido pelo *National Center of Atmospheric Research (NCAR)* para atender demandas de pesquisa atmosférica e previsão climática (UCAR; NCAR, 2017).

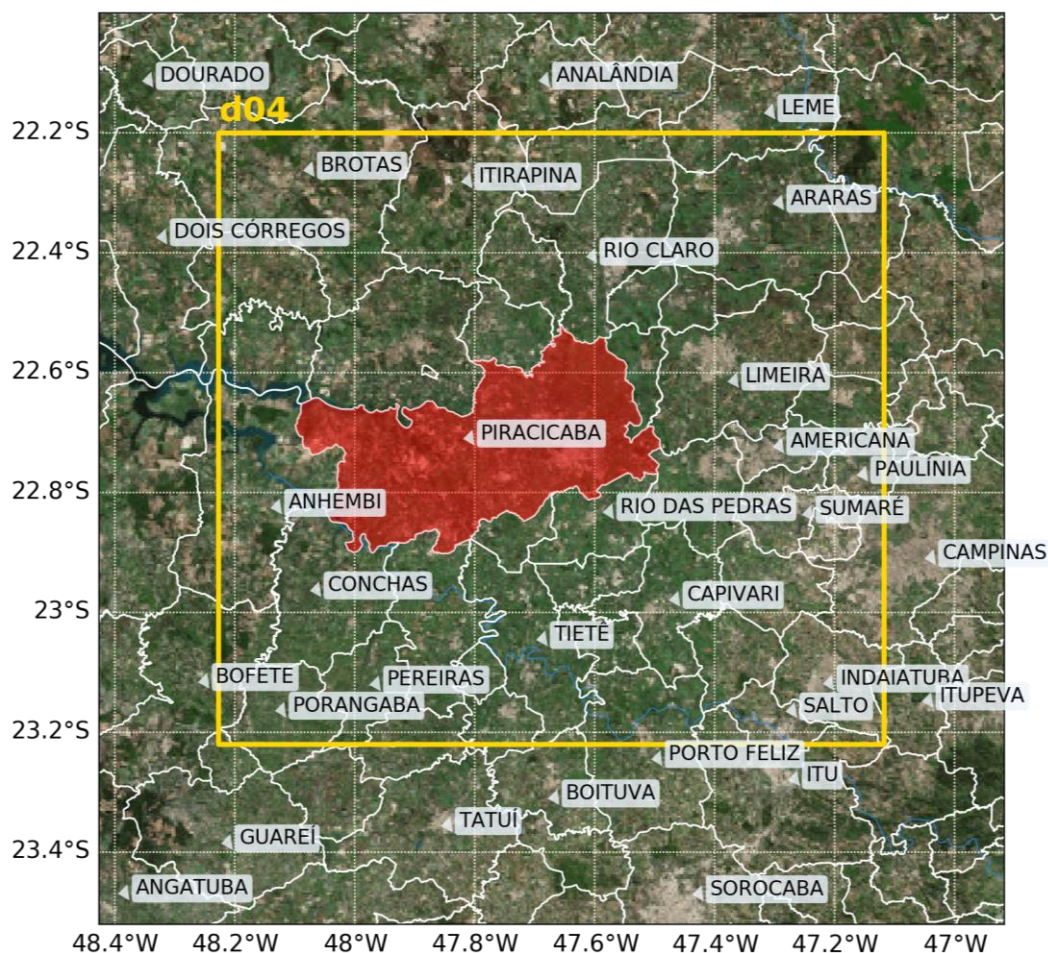


Figura 4-2 - Domínio d04 para modelagem meteorológica, destacando o município de Piracicaba e principais municípios da região.

As simulações numéricas dos campos meteorológicos foram realizadas por meio da versão 3.9 do modelo WRF, por meio do cluster computacional Nimbus do Grupo de Pesquisa em Poluição do Ar e Meteorologia Aplicada (GPAMA), utilizando 4 domínios aninhados. Toda a extensão do município de Piracicaba, região de interesse, está inserida no domínio de menor dimensão e maior resolução (d04). Esse domínio apresenta dimensões de 115 km x 115 km em uma grade com resolução de 1 km x 1 km (Figura 4-1).

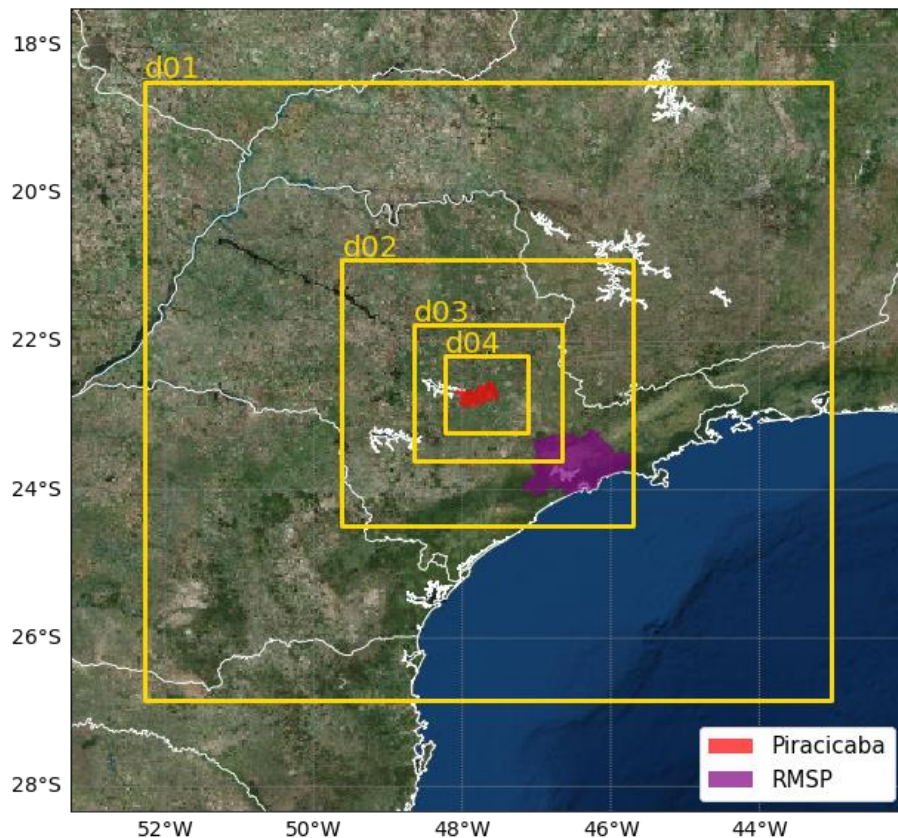


Figura 4-3 - Domínios aninhados para modelagem de cenários meteorológicos: de d01, de maior abrangência, à d04, região de interesse centralizada em área urbanizada do município de Piracicaba

Outros três domínios (d03, d02 e d01) de maior dimensão e menor resolução (em razões de 3:1) são empregados para possibilitar a captura de condições sinóticas e padrões de circulação geral sobre a área de interesse (Figura 4-2 e Tabela 4-1). Foi utilizada a estratégia recomendada de domínios aninhados interativos - *two-way nesting* - em que os domínios de menor resolução fornecem condições de contorno laterais (*Lateral Boundary Conditions* ou LBCs) temporalmente consistentes aos domínios de maior resolução, ao mesmo tempo em que as soluções dos domínios de menor resolução são atualizados pelos domínios mais refinados por meio de retroalimentação (HARRIS; DURRAN, 2010).

Todos os domínios têm um ponto central coincidente, localizado na região mais urbanizada do município de Piracicaba, onde estão localizadas as estações de monitoramento de qualidade do ar da CETESB (2017).

Tabela 4-1 - Parâmetros espaciais dos domínios para modelagem de cenários

Parâmetros Espaciais	Domínios			
	d01	d02	d03	d04
Resolução das grades	27 km	9 km	3 km	1 km
Número de Colunas	36	46	70	115
Número de Linhas	36	46	70	115
Número de Camadas Verticais			21	
Centro da Grade (Datum WGS84))		-22,70°S, -47,66°W		

Os domínios d01, d02 e d03 também foram utilizados para modelagem da influência de emissões transportadas em longas e médias distâncias, como condição de contorno à região de interesse, conforme apresentado na seção 4.3. Esses domínios englobam as principais regiões metropolitanas do estado de São Paulo, incluindo a RMSP.

Dados meteorológicos do *NCEP FNL Operational Global Analysis* com resolução de 1 grau x 1 grau foram utilizados como entrada para o modelo WRF. Esses dados são preparados por meio de coleta contínua de dados observacionais do *Global Telecommunications System (GTS)* e outras fontes, e disponibilizados para uso em modelos computacionais. As fontes utilizadas para composição dos dados FNL são os mesmos empregados para composição dos dados do *Global Forecast System (GFS)*, porém preparados e publicados algumas horas após a publicação destes, de forma a possibilitar o emprego de mais dados observacionais (NOAA *et al.*, 2000).

Três parametrizações físicas do modelo WRF, previamente empregadas nos estudos de Silva Júnior (2009), Andrade et al. (2015) e Pedruzzi (2016), desenvolvidos na região Sudeste, foram testadas para os domínios analisados. Um resumo das principais parametrizações utilizadas é apresentado na Tabela 4-2.

Os resultados obtidos com as diferentes parametrizações são avaliados com base em indicadores estatísticos descritos na seção 4.1.2, para selecionar aquela que fornece resultados mais representativos das condições regionais. A parametrização selecionada é então empregada como base para os modelos de emissão e de qualidade do ar aplicados.

Tabela 4-2 - Parametrizações físicas empregadas nas simulações meteorológicas

Parâmetro/Processo	P1	P2	P3
	(SILVA JÚNIOR, 2009)	(ANDRADE <i>et al.</i> , 2015)	(PEDRUZZI, 2016)
Microfísica	Purdue Lin	Lin(2) WRF 5-class	WSM3
Radiação de Onda Longa	RRTM	RRTM	RRTM
Radiação de Onda Curta	Goddard	Goddard	Dudhia
Camada Superficial	MM5 Similarity	Revised MM5 Monin- Obukhov	Revised MM5 Monin- Obukhov
Superfície Terrestre	Noah Land Surface Model	Noah Land Surface Model	Noah Land-Surface Model
CLP	YSU	YSU	BouLac
Cumulus	Grell-Devenyi	Grell 3D Grell-Devenyi	Bettis-Miller-Janjic

4.1.1 *Nudging* observacional

Com o objetivo de promover um refinamento adicional dos resultados dos modelos meteorológicos, aplicou-se a técnica de *nudging* observacional à parametrização que apresentou os resultados mais promissores dentre aquelas descritas na Tabela 4-2.

O *nudging* observacional é uma forma de relaxamento Newtoniano em que argumentos de tendência artificial são introduzidos na modelagem meteorológica para gradualmente “empurrar” os resultados obtidos na direção de observações, evitando que os resultados modelados se distanciem demasiadamente dos resultados observados. É considerada uma técnica de assimilação de dados em 4 dimensões (*four-dimensional data assimilation* ou FDDA), uma vez que os dados são aplicados a todos os intervalos horários da simulação (LI *et al.*, 2016; REEN, 2016).

Como dados de entrada para a realização do *nudging*, foram utilizadas observações de superfície obtidas pelo banco de dados *NCEP ADP Global Surface Observational Weather Data* (NCEP, 2004) e observações de camadas superiores da atmosfera obtidas pelo banco de dados *NCEP ADP Global Upper Air Observational Weather Data* (SSD; NCEP, 2004).

Os resultados obtidos por essa técnica também foram avaliados com base em indicadores estatísticos descritos na seção 4.1.2, para verificação de sua efetividade em melhorar a representatividade dos dados modelados em relação aos dados observados.

4.1.2 Validação de resultados

Os resultados das simulações foram validados usando os valores obtidos no domínio d04 (maior resolução) por meio de comparação com os resultados observacionais da estação automática de monitoramento meteorológico e de qualidade do ar Piracicaba, operada pela CETESB (2017), por meio de faixa de valores de indicadores estatísticos descritos por Emery et al. (2001), apresentados na tabela 4-3. Para esses testes, os parâmetros temperatura, umidade específica, velocidade e direção do vento são adotados para a comparação, representando parâmetros chave para os mecanismos físicos e químicos dos modelos.

Tabela 4-3 - Indicadores estatísticos para avaliação dos modelos

	Indicadores	Velocidade do Vento	Direção do Vento	Temp.
MB	$\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (C_{model_i} - C_{obs_i})$	$\leq 0,5 $ m/s	$\leq 10 $ graus	$\leq 0,5 $ K
RMSE	$\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (C_{model_i} - C_{obs_i})^2}$	≤ 2 m/s	-	-
MAGE	$\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N C_{model_i} - C_{obs_i} $	-	≤ 30 graus	≤ 2 K
IOA	$1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^N (C_{model_i} - C_{obs_i})^2}{\sum_{i=1}^N (C_{model_i} - \bar{C}_{obs} + C_{obs_i} - \bar{C}_{obs})^2} \right]$	$\geq 0,6$	-	$\geq 0,8$

Os indicadores estatísticos utilizados são:

- Viés Médio (*Mean Bias* – MB): grau de correspondência entre o valor médio observado e o valor médio simulado, em que valores mais baixos correspondem a uma melhor performance do modelo.

- Raiz do Erro Médio Quadrático (*Root Mean Square Error* – RMSE): representa a raiz do erro quadrático calculado entre valores observados e simulados. Valores próximos de zero indicam boa performance do modelo.
- Erro Médio Absoluto (*Mean Absolute Gross Error* - MAGE): Representa o valor médio dos erros absolutos os valores observados e simulados.
- Índice de Concordância (*Index of agreement* - IOA): é uma medida normalizada que indica o grau de ocorrência de erros nos valores simulados e pode variar de 0 a 1. Um valor de 1 indica correlação perfeita entre valores observados e simulados (EMERY; TAI; YARWOOD, 2001).

4.1.3 Períodos de simulação

A região de Piracicaba possui características climáticas comuns da Região Sudeste do Brasil, apresentando um inverno com temperaturas mais amenas e período de pouca precipitação entre os meses de Junho a Setembro (IPEN, 2015).

Devido a essas características, as estações verão e inverno apresentam desafios singulares em relação a qualidade do ar: a maior intensidade de insolação no período do verão tende a resultar em picos de concentração de O₃, enquanto a baixa precipitação e ocorrência de períodos de estabilidade pela atuação do sistema de alta pressão no inverno tendem a resultar em maiores concentrações de material particulado na atmosfera (MARTINS, L. D. *et al.*, 2017).

Para representar as distintas estações de verão e inverno, optou-se pela seleção de dois períodos com duração de uma semana em cada uma das estações para a realização das simulações computacionais. A seleção de períodos com apenas uma semana de duração teve como objetivo possibilitar a simulação de múltiplos cenários, que poderia se inviabilizar em períodos mais extensos devido ao tempo de processamento computacional necessário para obtenção dos resultados. O ano de 2015 foi adotado como ano base por ser o ano selecionado pela CETESB para avaliação das emissões e definição de novas estratégias de ação no âmbito do programa PREFE. A seleção das semanas teve como orientação os dados de monitoramento da estação automática Piracicaba, seguindo dois critérios:

- Disponibilidade de dados horários meteorológicos e de qualidade do ar válidos acima de 90%;

- Ocorrência de concentrações médias máximas e/ou máximas de poluentes atmosféricos;

As semanas selecionadas para realização das simulações são apresentadas na tabela 4-4. Com base nos resultados horários observados pela estação de monitoramento da qualidade do ar automática Piracicaba (CETESB, 2017), foram calculadas e são apresentadas também na tabela 4-4 as médias aritméticas de todos os resultados dos períodos, assim como as máximas ocorrências, por poluente. É apresentado também o percentual de horas com resultados observados disponíveis.

Tabela 4-4 - Semanas selecionadas para simulações de cenários de reduções de emissões e impacto na qualidade do ar (adaptado de CETESB, 2017)

Semanas para simulação			% Dados Válidos	Concentrações de poluentes	MP ₁₀ (µg/m ³)	MP _{2,5} (µg/m ³)	O ₃ (µg/m ³)	NO _x (µg/m ³)
Estação	Início	Fim						
Verão	11/01/2015	17/01/2015	90,21%	Médias aritm.	35,3	16,9	103,2	8,2
				Máximas	90,0	41,0	223,0	51,0
Inverno	26/07/2015	01/08/2015	91,87%	Médias aritm.	46,0	19,7	35,3	28,7
				Máximas	117,0	51,0	158,0	172,0

As simulações serão iniciadas com um período de *spin-up* de 48h para minimização da influência das condições iniciais nos cenários modelados (HENDERSON *et al.*, 2014).

4.2 Inventário de Emissões de Poluentes Atmosféricos

4.2.1 Fontes fixas da Região de Controle 7 (RC 7) - PREFE

Considerando as premissas abordadas por CETESB (2014), a proposta de reduções de emissões de fontes fixas se aplica aos principais empreendimentos industriais da região de Piracicaba, que é composta pelos empreendimentos pertencentes a classe A da curva ABC de empreendimentos da região (Figura 4-3). Os critérios para seleção desses empreendimentos têm como base as principais tipologias emissoras e escalas de produção dentre as atividades industriais desenvolvidas no estado, detalhadas pela CETESB (2009).

	EMPRESA	MUNICÍPIO	MP
1.	ARCELORMITTAL BRASIL S.A	PIRACICABA	X
2.	BIOMIN DO BRASIL NUTRIÇÃO ANIMAL LTDA.	PIRACICABA	X
3.	CERBA DESTILARIA DE ÁLCOOL LTDA.	PIRACICABA	X
4.	DEDINI S.A. INDUSTRIAS DE BASE.	PIRACICABA	X
5.	HYUNDAI MOTOR BRASIL MONTADORA DE AUTOMÓVEIS LTDA.	PIRACICABA	X
6.	RAÍZEN ENERGIA S.A. - FILIAL COSTA PINTO	PIRACICABA	X

Figura 4-4 - Tabela de empreendimento da Classe A pertencentes à região de Piracicaba (RC 7) (CETESB, 2014)

Com base nesse entendimento, um inventário das fontes fixas significativas pertencentes a esses empreendimentos foi elaborado. Como esse estudo tem como objetivo avaliar a eficiência de um plano de controle regulatório, buscou-se representar as fontes emissoras com maior potencial para serem consideradas objetos de controle: aquelas passíveis de monitoramento ou em estudos solicitados pelo órgão ambiental competente.

Outros empreendimentos, incluindo empreendimentos localizados em municípios limítrofes à Piracicaba, foram incluídos no inventário seguindo a sugestão de técnicos ambientais da agência ambiental de Piracicaba, devido à sua tipologia operacional ou relevância na região.

O ano utilizado para representação das emissões foi o ano de 2015, ano base adotado pelo programa PREFE. Os seguintes poluentes tiveram suas emissões quantificadas: material particulado menor que 2,5 μm ($\text{MP}_{2,5}$), dióxido de enxofre (SO_2), óxidos de nitrogênio ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$) e compostos orgânicos voláteis (COV). Para esse trabalho, optou-se por representar a hipótese crítica de emissões de particulado, em que todas as taxas de emissão de material particulado total foram consideradas como $\text{MP}_{2,5}$.

A fonte primária de dados para elaboração do inventário foram os processos de licenciamento ambiental e documentos correlacionados, principalmente relatórios de monitoramento isocinético de fontes estacionárias, acessados por meio de pedido de vista protocolado e atendido pela agência ambiental de Piracicaba. A lista de documentos de referência visualizados por empreendimento pode ser verificada no Apêndice 1.

Essa estratégia teve como objetivo representar as fontes de emissão mais significativas dos empreendimentos identificados, geralmente representada por fontes fixas que são objeto de regulação pelo órgão ambiental. É preciso reconhecer que outras fontes extensas e difusas, que

apesar de individualmente representarem menor taxa de emissão, podem agregadas adicionar quantidade significativa de emissões, não foram consideradas nesse trabalho, devido à ausência de informações. São exemplos dessas fontes vias de transporte interno, pilhas de armazenamento de materiais, ou sistemas de tratamento de efluentes. Nesse sentido, reforça-se a necessidade da elaboração de inventários de emissão mais representativos em estudos posteriores.

Nos documentos visualizados, buscou-se identificar e registrar informações físicas das fontes de emissão - altura, vazão, temperatura, entre outras - taxas de emissões de poluentes, e dados de atividades e processos conduzidos em cada empreendimento, incluindo volume e rotina de produção, combustíveis utilizados, dentre outras informações que pudessem auxiliar na representação das emissões.

Para determinação dos fatores de emissão para cada fonte, utilizou-se um critério, baseado na progressiva confiabilidade dos métodos, com base em sugestão por US EPA (1995):

1. Monitoramento pontual (isocinético) de fontes
2. Fatores de emissão específicos ou regionais
3. Fatores de emissão da literatura (AP-42) Nesse

No caso 1, na existência de dados de monitoramento pontual de fontes e na ausência de dados de campanhas de monitoramento realizados no ano base, foram utilizados dados de outros anos, assumindo como premissa a manutenção sem alterações dos processos ao longo dos períodos modelados.

Na existência de dados de monitoramento pontual, buscou-se adotar taxas de emissão calculadas para cada fonte, em geral apresentadas em estudos de licenciamento ambiental. Na ausência de taxas específicas, adotou-se taxas de emissão de processos ou fontes similares de outros empreendimentos inventariados (caso 2).

Por fim, como caso 3, adotado na ausência de outros monitoramentos locais ou taxas locais aplicáveis nos documentos avaliados, foram utilizadas estimativas com base em fatores de emissão disponibilizados no relatório *AP42: Compilation of Air Emission Factors*. As emissões

em geral são calculadas em função de dados de produção adotados nos empreendimentos, conforme a Equação 1 (US EPA, 1995).

$$E = A * EF * \left(1 - \frac{ER}{100}\right) \quad \text{Eq. 1}$$

Em que:

E = Emissões; A = Taxa de atividade; EF = Fator de emissão; e ER = Eficiência geral de medidas de controle de emissão (%)

Critério progressivo similar foi adotado para buscar a composição de informações obrigatórias para a aplicação no modelo SMOKE, como altura, vazão ou temperatura das fontes pontuais consideradas. Os empreendimentos considerados no inventário são apresentados na Tabela 4-5. Para verificar a representatividade do inventário elaborado, as taxas de emissão foram comparadas com taxas regionais publicadas pela CETESB (2015, 2016).

Tabela 4-5 - Empreendimentos industriais considerados no inventário de fontes estacionárias de Piracicaba, SP

Empreendimentos	Tipologia	Produção anual
ArcelorMittal Brasil S.A.	Siderurgia	1.080.000 t de vergalhão
Biomim do Brasil Nutrição Animal Ltda	Fermento e Leveduras	1.830 t de levedura ativa
Empresas curva A Inventário 2008	Cerba Destilaria de Álcool	12.500 m ³ de álcool redestilado
	Dedini S.A. Industrias de Base	36.000 t de peças fundidas
	Hyundai Motor Brasil Montadora de Automóveis	Automobilística 180.000 veículos
	Raízen Energia S.A. - Filial Costa Pinto	Alcooleira 240.000 m ³
Outras empresas relevantes da região	CJ do Brasil Indústria e Comércio de Produtos Alimentícios Ltda	Aditivos Industriais 25.000 t de lisina granulada
	Lef Pisos e Revestimentos Ltda	Cerâmica 31.668.300 m ² de pisos

Delta Indústria Cerâmica Ltda	Cerâmica	60.600.000 m ² de pisos
Oji Papéis Especiais	Papel e Celulose	165.000 t de produtos de papel
Klabin S/A	Papel e Celulose	190.000 t de embalagens de papel

As emissões inventariadas foram preparadas para uso no modelo SMOKE seguindo o formato ORL (THE INSTITUTE FOR THE ENVIRONMENT, 2017) para dados de entrada (Apêndice 2).

4.2.2 Inventário global EDGAR HTAP_V2

Com o objetivo de considerar emissões de fontes a média ou longa distâncias da região do município de Piracicaba, assim como representar emissões de fontes não consideradas pelo inventário descrito no item 4.2.1, como fontes móveis ou fontes de origem natural, foi utilizado o inventário HTAP_V2 (JANSSENS-MAENHOUT *et al.*, 2015).

O banco de dados HTAP_V2, preparado pela equipe do projeto EDGAR (*Emissions Database for Global Atmospheric Research*), é composto por inventários globais de emissões dos poluentes PM₁₀, PM_{2,5}, SO₂, NO_x, NMVOC (COVs não metânicos), CH₄, CO, NH₃, e BC (carbono elementar) e OC (carbono orgânico), para os anos de 2008 e 2010, em mapas gradeados com resolução de 0,1° x 0,1°, preparados por meio de uma combinação de inventários oficiais nacionais com inventários técnicos-científicos. As emissões de BC e OC não foram utilizadas nesse estudo, por não serem aditivas em relação às emissões de PM_{2,5}: A soma de BC e OC considera praticamente a mesma parcela de poluentes que PM_{2,5}, de forma que o uso daquelas superestimaria as emissões regionais (LRTAP, 2013).

Os inventários são disponibilizados em arquivos nos formatos *txt* e *netcdf*, discriminados por setores emissores:

- *htap_1_air* = aviação internacional e doméstica
- *htap_2_shipping* = navegação marítima internacional
- *htap_3_energy* = indústria energética

- *htap_4_industry* = indústria de manufatura, mineração, ferro e aço, cimento, química e solventes
- *htap_5_transport* = transporte terrestre (incluindo rodoviário, ferroviário, e vias navegáveis continentais)
- *htap_6_residential* = aquecedores/ar condicionado e equipamentos/iluminação de edifícios e tratamento de resíduos urbanos
- *htap_8_agriculture* = agricultura, sem considerar a queima de resíduos

A figura 4-4, de forma amostral, apresenta as emissões globais do setor industrial (*htap_4_industry*) para o poluente MP_{2,5} para o ano 2010.

O banco de dados HTAP_V2 (Figura 4-4) combina em um mosaico diferentes inventários regionais, porém o inventário EDGARv4.3 é utilizado para representar especificamente as regiões da América do Sul, África e Austrália (JANSSENS-MAENHOUT *et al.*, 2015). O inventário EDGARv4.3 prepara anualmente inventários espacialmente distribuídos para emissões de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos locais por meio de um método genérico, baseado em informações da atividade econômica de cada setor emissor, aplicado consistentemente a todas as regiões e países. O método, apresentado na Equação 2, apresenta como são elaboradas as taxas de emissão por cada país anualmente.

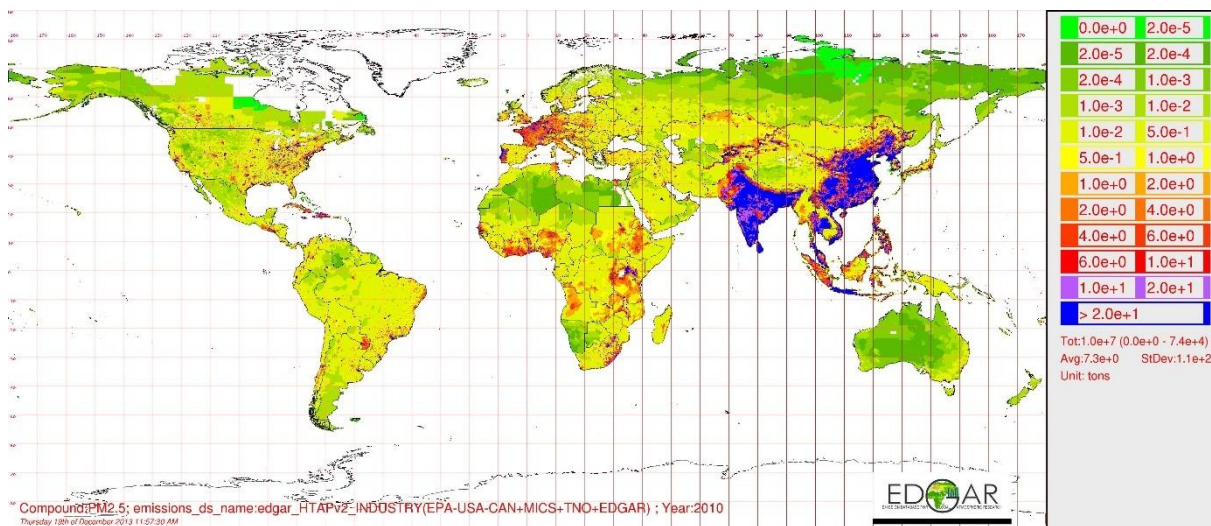


Figura 4-5 - Inventário global de emissões HTAP_V2 para o poluente MP_{2,5}, setor industrial, ano 2010 (LRTAP, 2013)

$$EM_C(y, x) = \sum_{i,j,k} \left[AD_{C,i}(y) * TECH_{C,i,j}(y) * EOP_{C,i,j,k}(y) * EF_{C,i,j}(y, x) * (1 - RED_{C,i,j,k}(y, x)) \right] \quad \text{Eq. 2}$$

Em que:

As emissões (EM) para um país C são calculadas para cada poluente x, para cada ano y e para cada setor i, multiplicando: por um lado, os dados de atividade setorial (AD), quantificando a atividade antropogênica em cada setor i, com as tecnologias de controle j (TECH) para cada setor i, e seu percentual de abatimento (EOP) com medidas k de “fim-de-tubo” para cada tecnologia j; e, por outro lado, o fator de emissão de cada país (EF) para cada setor i e tecnologia j com sua redução relativa (RED) das emissões sem controle pela medida de abatimento instalada k.

Após o cálculo das emissões nacionais, essas são espacialmente alocadas em uma grade de resolução 0,1° x 0,1° por meio de uma base de dados geográfica construída com base na localização de unidades industriais ou de geração de energia, redes rodoviárias, rotas de navegação, densidade populacional e animal, e uso e ocupação da terra.

Devido à baixa especificidade das premissas adotadas para a alocação espacial das emissões, é possível prever algumas dificuldades de sua aplicação em regiões de alta resolução. Por exemplo, como o critério de distribuição emprega a densidade populacional como um critério de alocação, emissões pontuais de uma indústria ou termelétrica localizadas em uma região remota, distante de centros urbanos, podem estar alocadas em locais distintos de seu local de geração.

Para esse projeto, foram utilizados os arquivos em formato *netcdf* de emissões anualizadas do ano 2010. Nesse sentido, assumiu-se que não houve alterações significativas entre o ano do inventário e o ano dos períodos simulados (2015).

4.3 Modelagem Espacial e Temporal de Emissões de Poluentes

A conversão dos dados de emissões para um formato e resolução adequado para uso no modelo de qualidade do ar, considerando sua distribuição espacial e temporal (LORIATO *et al.*, 2018),

foi realizada por meio do modelo SMOKEv4.5, via cluster computacional Nimbus (GPAMA-SMARH). Além das informações de taxas de emissão providas pelos inventários, essa preparação envolve as etapas de alocação espacial, alocação temporal e especiação química.

O inventário de fontes fixas, elaborado a partir da metodologia descrita no item 4.2.1, foi compilado e preparado conforme o formato de arquivo de inventário ORL (Apêndice 2) para fontes do tipo *point* (THE INSTITUTE FOR THE ENVIRONMENT, 2017). Essas emissões são espacialmente alocadas na grade modelada com base nas coordenadas geográficas das fontes ou dos empreendimentos.

Por meio da funcionalidade de entrada de dados para *pre-gridded inventories*, as emissões por poluente e por tipos de fontes de emissões do inventário global HTAP_V2, descritos no item 4.2.2, são incorporadas ao modelo SMOKE, que realiza a realocação das emissões para a grade modelada (THE INSTITUTE FOR THE ENVIRONMENT, 2017).

4.3.1 Alocação temporal de emissões

Para a alocação temporal do inventário de fontes fixas, foram utilizadas informações sobre os regimes operacionais dos empreendimentos identificados conforme licenciamento ambiental. Na ausência de informações sobre variações sazonais ou horárias, considerou-se que as taxas de emissão dos poluentes permanecem constantes nos períodos modelados.

Para a alocação temporal dos inventários globais, foi utilizado um perfil temporal horário apresentado como *default* para a aplicação de inventários *pre-gridded*. Esse perfil representa de forma aproximada os padrões de trânsito observados no estado de São Paulo (LENTS *et al.*, 2004), demonstrando considerar os picos matutino e vespertino em horários de tráfego intenso. Como exemplo, a figura 4-5 apresenta o perfil horário para emissões do poluente MP, em dias de semana e dias de fim de semana.

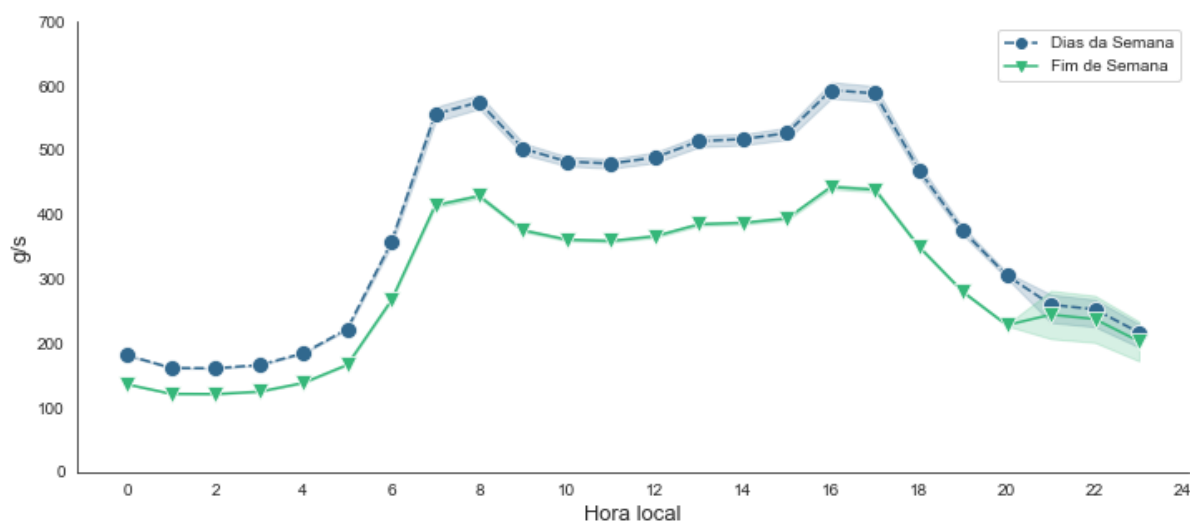


Figura 4-6 - Média de somatório de emissões de MP para o domínio d01 por horário.

4.3.2 Especificação química de emissões

Para a especificação química dos poluentes, foram adotados perfis de especificação química, não publicados, preparados com base em inventários do banco de dados SPECIATE v4.2 (US EPA, 2009) contendo as espécies químicas necessárias para o mecanismo de especificação *cmag_cb05_soa*, adotado nas simulações de qualidade do ar. Especificamente para as emissões do poluente $MP_{2,5}$ do setor de transportes (*transport*), optou-se por utilizar um perfil mais coerente com o perfil de combustíveis adotados nacionalmente: o perfil 92050 - *Onroad Gasoline Exhaust – Simplified* (US EPA, 2009).

De forma amostral, a tabela 4-6 apresenta os perfis de especificação adotados para o poluente $PM_{2,5}$ para cada tipo de fonte contemplado. Os perfis completos de especificação são apresentados no Apêndice 3.

Observou-se que o perfil adotado para emissões veiculares se assemelha a perfis utilizados por outros trabalhos de simulação na região sudeste (ALBUQUERQUE *et al.*, 2018), indicando sua aplicabilidade à região de interesse. Por coerência, as emissões das fontes fixas do inventário local preparado por esse projeto passaram por especificação química seguindo o mesmo perfil aplicado às emissões do setor industrial (*industry*) do inventário global..

Tabela 4-6 - Perfis de especiação química (mecanismo *cb05*) para o poluente PM_{2,5} por tipologias de fontes

Espécie	Descrição	Tipologias de fontes						
		Nav. Aérea (Air)	Nav. Marítima (Ship.)	Energia (Energy)	Indústria (Indust.)	Transp. Veicular (Trans. ¹)	Resid. (Resid.)	Agricult. (Agric..)
POC	Carbono org.1º	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	54.9%	0.0%	0.0%
PEC	Carbono elem.	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	19.0%	0.0%	0.0%
PAL	Alumínio	0.0%	0.9%	5.0%	3.1%	0.1%	0.1%	7.8%
PCA	Cálcio	1.1%	0.3%	3.5%	4.7%	0.3%	0.3%	2.6%
PCL	Cloreto	0.4%	0.0%	0.1%	0.6%	0.1%	2.7%	2.5%
PFE	Ferro	0.5%	0.6%	2.5%	3.0%	0.4%	0.1%	5.1%
PH2O	Água	0.0%	41.2%	0.0%	0.8%	0.0%	0.0%	0.1%
PK	Potássio	0.1%	0.0%	0.5%	2.1%	0.0%	3.8%	3.6%
PMG	Magnésio	0.0%	0.4%	0.0%	0.1%	0.1%	0.0%	0.1%
PMN	Mangânes	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	0.0%	0.1%
PNA	Sódio	0.0%	0.0%	0.0%	1.0%	0.1%	0.6%	0.3%
PNCOM	Mat. orgânica 1ª	82.3%	6.4%	4.4%	7.9%	13.7%	79.3%	8.9%
PNH4	Amônia part.	0.0%	0.0%	0.4%	0.2%	1.7%	0.7%	0.5%
PNO3	Nitrato	2.1%	0.0%	0.6%	0.4%	0.2%	0.6%	0.2%
PSI	Silício	0.0%	0.0%	7.7%	8.9%	0.5%	1.5%	21.2%
PSO4	Sulfato	5.5%	42.5%	15.9%	9.7%	0.8%	2.8%	0.7%
PTI	Titânio	0.0%	0.0%	0.4%	0.4%	0.0%	0.0%	0.5%
PMOTHR	MP 1º restante não esp.	7.9%	7.7%	58.9%	57.0%	8.2%	7.5%	45.9%

¹ 92050 - Onroad Gasoline Exhaust – Simplified (US EPA, 2009)

4.3.3 Emissões de longa e média distância

Foram preparados arquivos de emissões para ambos os períodos a serem simulados (Verão e Inverno), para os domínios d01, d02 e d03 contendo emissões de todos os tipos de fontes disponíveis nos inventários HTAP_V2, que são então utilizados para a construção das condições de contorno para as simulações do domínio de interesse d04.

Comumente utilizado em modelagens de qualidade do ar para remover as influências de condições de borda dos modelos meteorológicos, um corte foi realizado para limitar a área de modelagem da qualidade do ar. Para esse projeto, foi adotado um corte de 5 células em todas as direções do perímetro de simulação, valor usualmente adotado em simulações usando o modelo CMAQ (OTTE; PLEIM, 2010). Assim, em antecipação ao emprego dos arquivos de emissão na modelagem de qualidade do ar, os arquivos de emissão preparados para os domínios

d01, d02, d03 e d04 tiveram 5 linhas e colunas removidas em relação às grades adotadas na modelagem meteorológica, conforme Figura 4-6.

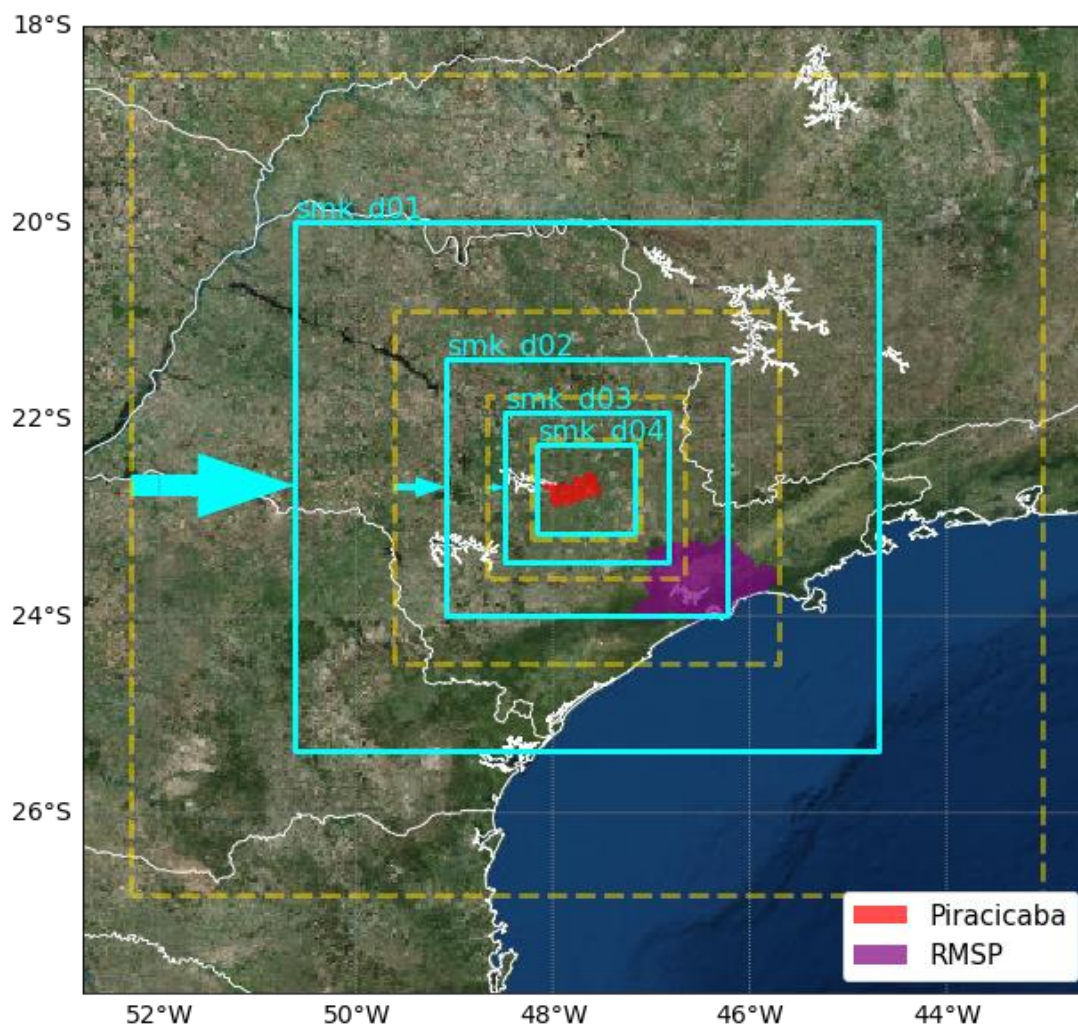


Figura 4-7 - Domínios d01,d02, d03 e d04 (com o prefixo *smk*) contemplando corte de 5 células aplicados aos perímetros de modelagem.

4.3.4 Cenários de emissão para a região de interesse (d04)

Para o domínio d04, foram elaborados 8 cenários de emissão para cada período de simulação (Tabela 4-7), para serem avaliados quanto a seu efeito na qualidade do ar local, distribuídos em dois conjuntos de fontes: um em que foram consideradas apenas emissões do inventário global HTAP_V2 para todas as fontes, e outro em que o inventário local elaborado por esse projeto foi combinado com o inventário global HTAP_V2 com a exclusão de emissões indústrias (*htap_4_industry*).

As reduções percentuais propostas foram inspiradas por aquelas sugeridas pelo programa PREFE: Os cenários contemplam reduções nas taxas de emissão das fontes industriais e móveis da ordem de 20%, montante absoluto aproximado a partir da proposta de redução de 18,4% de emissões de MP para a RC7.

Tabela 4-7 - Cenários de emissões modelados para o domínio de interesse d04

Cenários de emissões	Fontes consideradas	
	HTAP_V2 (todas as fontes)	Inventário local de fontes fixas industriais + HTAP_V2 (excluindo fontes industriais)
Cenário base (controle)	ED	PT_ED-100I
20% reduções em emissões industriais	ED-20I	PT-20_ED-100I
20% reduções em emissões de transporte	ED-20T	PT_ED-100I-20T
20% reduções em emissões industriais e de transporte	ED-20I-20T	PT-20_ED-100I-20T

A combinação dos arquivos e aplicação de reduções percentuais aos inventários foi realizada por meio de combinações lineares realizadas com o programa M3COMBO, parte do pacote de funcionalidades *Models-3/EDSS Input/Output Applications Programming Interface - I/O APIv3.2* (CMAS, 2018).

4.4 Modelagem da Qualidade do Ar em Cenários de Redução

A modelagem da qualidade do ar conforme cenários elaborados foi realizada por meio do modelo CMAQv5.2.1, por meio do cluster computacional Nimbus (GPAMA-SMARH).

Para elaboração das condições de contorno do domínio d04, foram realizadas sucessivas simulações com os domínios de maior dimensão utilizando as emissões de todos os tipos de fontes disponíveis nos inventários HTAP_V2: O domínio d01 foi simulado fazendo uso da condição *default* de condições de contorno (opção *profile* na parametrização), ao passo que o domínio d02 foi simulado utilizando o resultado do domínio d01 como condição de contorno (opção *m3conc*). Em sequência, o domínio d03 foi simulado tendo o resultado da simulação d02 como condição de contorno. Por fim, o resultado do domínio d03 foi utilizado para fornecer

condições de contorno para o domínio d04, com a intenção de adequadamente representar a influência das emissões de média e longa distâncias na região. A abordagem para resolução das condições iniciais foi a utilização de 48h de *spin-up* em todas as simulações, cujos resultados não são considerados na avaliação dos cenários.

4.4.1 Validação de resultados

Os poluentes MP_{2,5} e O₃ foram selecionados para serem utilizados para validação dos resultados modelados, considerando serem estes os poluentes de interesse que têm representado situações de excedência aos padrões de qualidade estabelecidos na região de interesse. O programa utilitário *combine*, parte dos pacotes opcionais disponibilizados em conjunto com a instalação do modelo CMAQv5.2, foi utilizado para combinar e converter os parâmetros de saída do modelo CMAQ para concentrações na unidade µg/m³, de forma a permitir a comparação direta com os dados observados.

Os resultados simulados de qualidade do ar dos cenários controle (ED e PT_ED-100I) foram validados por meio de comparação com os resultados observados da estação automática de monitoramento meteorológico e de qualidade do ar Piracicaba, operada pela CETESB (2017), por meio de faixa de valores de indicadores estatísticos descritos por Emery et al. (2001) apresentados no item 4.1.2 (Tabela 7), acrescidos dos indicadores da tabela 4-8, utilizados por Pedruzzi (2016).

Tabela 4-8 - Indicadores estatísticos adicionais aplicados à avaliação dos cenários de qualidade do ar

	Indicadores
NMB	$\frac{\sum_{i=1}^N (C_{model_i} - C_{obs_i})}{\sum_{i=1}^n C_{obs_i}} * 100$
NME	$\frac{\sum_{i=1}^N C_{model_i} - C_{obs_i} }{\sum_{i=1}^n C_{obs_i}} * 100$
MFB	$\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{(C_{model_i} - C_{obs_i})}{\frac{C_{model_i} + C_{obs_i}}{2}}$
MFE	$\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{ C_{model_i} - C_{obs_i} }{\frac{C_{model_i} + C_{obs_i}}{2}}$
r	$\left[\frac{\text{covariância entre } C_{model} \text{ e } C_{obs}}{(\text{desvio padrão de } C_{obs}) * (\text{Desvio padrão de } C_{model})} \right]$

- Viés Médio Normalizado (*Normalized Mean Bias – NMB*): utilizado para avaliar o grau de super ou subestimação dos valores simulados em relação aos observadores, realizando ainda uma normalização pela média dos valores observados. Pode variar de -100% a $+\infty$.
- Erro Médio Normalizado (*Normalized Mean Error – NME*): utilizado para determinar o nível de incerteza normalizado pela média dos valores observados. Pode variar de 0% a $+\infty$.
- Viés Fracionado Médio (*Mean Fractional Bias – MFB*): esse indicador busca mostrar se o modelo está super ou subestimando os valores quando comparado com dados medidos e é uma normalização do MB pela média entre os valores simulados e observados. Essa normalização busca minimizar a influência de valores excessivamente altos ou baixos ou quando as concentrações medidas tendem a zero. A faixa de variação do MFB é de -200% a +200%.
- Erro Fracionado Médio (*Mean Fractional Error – MFE*): busca mostrar a incerteza e/ou erro médio entre os dados simulados e observados. A normalização do Erro é feita pela média das concentrações observadas e simuladas, com objetivo de evitar valores excessivamente elevados do erro normalizado quando as concentrações medidas tendem a zero.
- Coeficiente de correlação (r): mostra a relação de linearidade dos dados simulados com os dados observados. Valores próximo a +1 indicam que os dados possuem alta correlação positiva e valores próximos de zero significa que os dados não possuem correlação.

4.4.2 Avaliação comparativa por “Força Bruta”

No domínio d04, os 8 cenários de emissões foram simulados para cada um dos 2 períodos simulados, de forma a avaliar o efeito resultante na qualidade do ar local por meio de coeficientes de variação. Os resultados modelados em cenários de redução de emissões foram comparados com os cenários base, para verificar a ocorrência e extensão de diferenças na qualidade do ar. Essa abordagem de análise é conhecida como análise “Força Bruta”, em que coeficientes de variação são obtidos por meio de diferenciação entre duas simulações computacionais idênticas com a exceção de uma perturbação (COHAN *et al.*, 2005).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Resultados do Modelo Meteorológico

Foram realizadas simulações meteorológicas para as semanas selecionadas nas estações Verão (11/01-17/01/2015) e Inverno (26/07-01/08/2015). empregando os três conjuntos de parametrizações físicas apresentadas na Tabela 4-2, para os 4 domínios aninhados (d01 a d04). A Tabela 5-1 apresenta os valores de indicadores calculados e os *benchmarks* calculados, conforme proposto por Emery et al. (2001).

Tabela 5-1 - Indicadores estatísticos do modelo meteorológico empregando diferentes parametrizações físicas.

Parâmetro	<i>Benchmarks</i>	Verão (11/01-17/01/2015)*			Inverno (26/07-01/08/2015)*		
		P1	P2	P3	P1	P2	P3
Velocidade do Vento	MB $\leq 0,5 $ m/s	0.8	1.1	1.0	1.2	1.4	0.9
	RMSE ≤ 2 m/s	1.9	2.2	1.9	1.9	2.0	1.7
	IOA $\geq 0,6$	0.4	0.3	0.5	0.4	0.4	0.4
Direção do Vento	MB $\leq 10 $ graus	-16.7	-17.7	-4.9	14.7	16.8	14.3
	MAGE ≤ 30 graus	106.1	97.8	93.0	72.7	75.8	75.5
Temp.	MB $\leq 0,5 $ K	-0.3	-0.1	1.6	3.1	3.6	2.7
	MAGE ≤ 2 K	1.6	1.4	1.8	3.2	3.7	3.0
	IOA $\geq 0,8$ K	0.9	0.9	0.9	0.9	0.8	0.9
Umidade Específica	BIAS ≤ 1 g/kg	0.2	0.2	-1.6	-0.2	-0.2	-0.2
	MAGE ≤ 2 g/kg	1.2	1.5	2.1	1.2	1.3	1.2
	IOA $\geq 0,6$ g/kg	0.6	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5

MB – Viés Médio (*Mean Bias*); RMSE – Raiz do Erro Médio Quadrático (*Root Mean Square Error*); MAGE – Erro Médio Absoluto (*Mean Absolute Gross Error*); IOA – Índice de Concordância (*Index of Agreement*);

*Em destaque, resultados avaliados que se encontram na faixa de valores de *benchmark*

No período de verão, duas parametrizações se destacam positivamente: P1, que apresenta todos os indicadores relacionados à temperatura e umidade específica dentro dos valores esperados pelos *benchmarks*, e P3, que, apesar de apresentar os parâmetros MB para temperatura e IOA para umidade específica fora da faixa esperada, é a única parametrização que resulta em um dos indicadores (MB) para direção do vento dentro dos resultados esperados.

No período do inverno, a performance de todas as parametrizações é relativamente menos representativa, com um número reduzido de indicadores com resultados dentro da faixa de valores esperados. Novamente, se destacam os resultados das parametrizações P1 e P3, sendo

que a última resulta em um resultado do indicador RMSE ligeiramente menor, indicando melhor representação.

Pelo conjunto de resultados, a parametrização adotada por P3 foi selecionada a mais representativa para os objetivos desse trabalho. Essa seleção se justifica especialmente devido à importância da velocidade e direção de ventos para o transporte de poluentes de média e longa distância. A técnica de *nudging* foi então aplicada em uma simulação seguindo essa parametrização com o objetivo de aprimorar os resultados obtidos (Tabela 5-2).

Tabela 5-2 - Indicadores estatísticos do modelo meteorológico empregando diferentes parametrizações físicas

Parâmetro	Benchmarks		Verão (11/01-17/01/2015)*		Inverno (26/07-01/08/2015)*	
			P3	P3 com <i>nudging</i>	P3	P3 com <i>nudging</i>
Velocidade do Vento	MB	$\leq 0,5 $ m/s	1.0	0.2	0.9	0.6
	RMSE	≤ 2 m/s	1.9	1.5	1.7	1.5
	IOA	$\geq 0,6$	0.5	0.5	0.4	0.4
Direção do Vento	MB	$\leq 10 $ graus	-4.9	-26.0	14.3	14.3
	MAGE	≤ 30 graus	93.0	102.4	75.5	76.6
Temp.	MB	$\leq 0,5 $ K	1.6	1.7	2.7	2.5
	MAGE	≤ 2 K	1.8	1.8	3.0	2.6
	IOA	$\geq 0,8$ K	0.9	0.9	0.9	0.9
Umidade Específica	BIAS	≤ 1 g/kg	-1.6	-1.2	-0.2	-1.1
	MAGE	≤ 2 g/kg	2.1	1.7	1.2	1.3
	IOA	$\geq 0,6$ g/kg	0.5	0.6	0.5	0.7

MB – Viés Médio (*Mean Bias*); RMSE – Raiz do Erro Médio Quadrático (*Root Mean Square Error*); MAGE – Erro Médio Absoluto (*Mean Absolute Gross Error*); IOA – Índice de Concordância (*Index of Agreement*);

*Em destaque, resultados avaliados que se encontram na faixa de valores de *benchmark*

Observa-se que a aplicação do *nudging* resulta em melhorias dos indicadores MB e RMSE relacionados a velocidade do vento, assim como melhores resultados relacionados à umidade específica (IOA). Entretanto, em especial no período verão, identifica-se um resultado do indicador MB mais distante da faixa de resultados do *benchmark*.

As figuras 5-1 e 5-2 apresentam a evolução temporal de dados monitorados pela estação de monitoramento automático Piracicaba e dos dados modelados para a mesma localidade para o parâmetro temperatura. É possível verificar que os dados modelados tendem a superestimar os valores nos períodos de temperaturas mais baixas, mais acentuado no período do inverno. Esse

resultado é consistente com os indicadores calculados de MB, indicando haver um desvio positivo nos resultados.

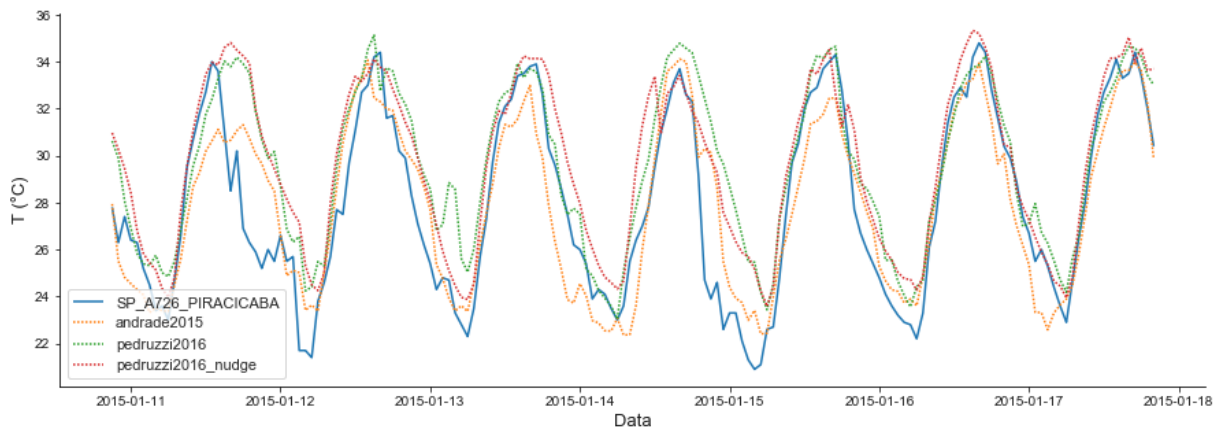


Figura 5-1 - Evolução temporal para o parâmetro Temperatura: Dados monitorados e dados modelados (período verão)

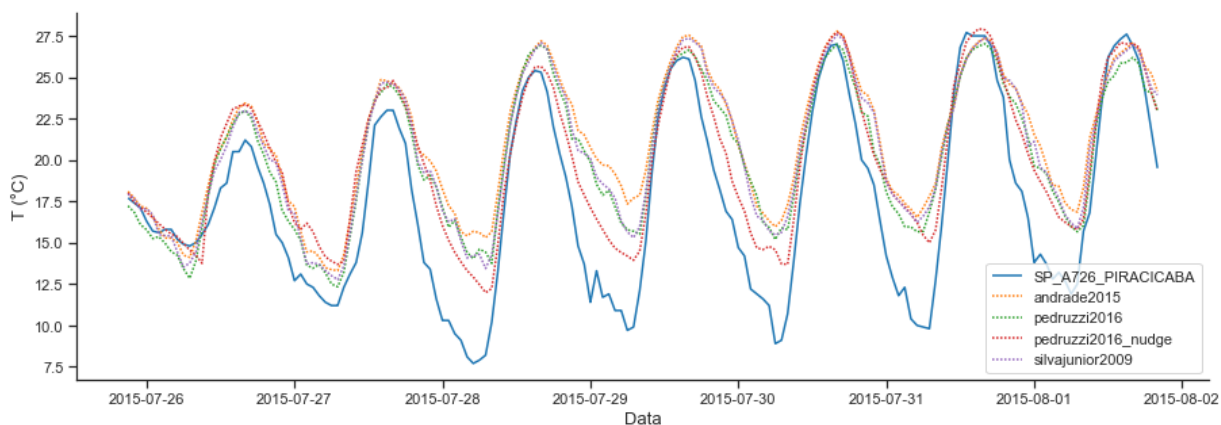


Figura 5-2 - Evolução temporal para o parâmetro Temperatura: Dados monitorados e dados modelados (período inverno)

As figuras 5-3 e 5-4 apresentam a evolução temporal de dados monitorados e modelados para o parâmetro umidade específica. Devido ao padrão errático observado, é mais difícil visualmente avaliar a adesão dos resultados dos modelos à tendência observada nos dados monitorados.

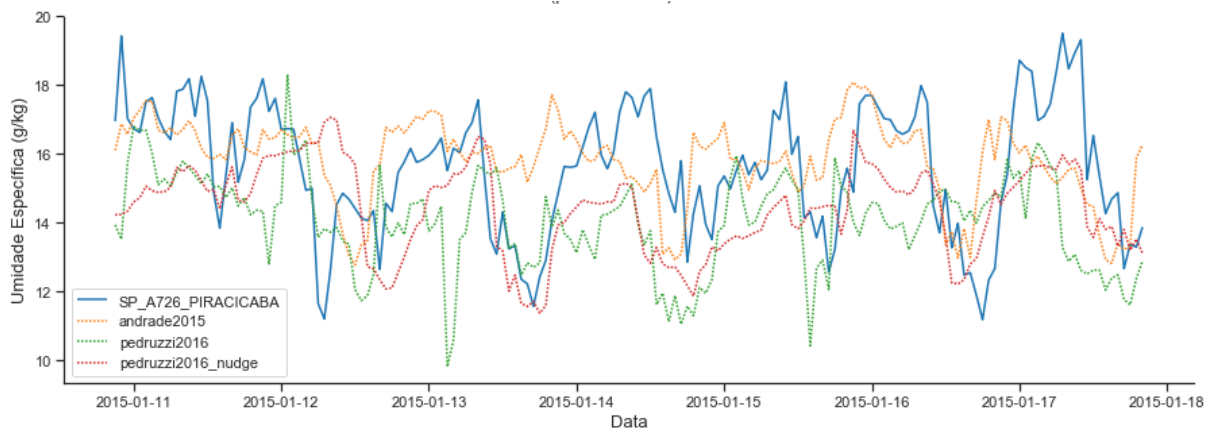


Figura 5-3 – Evolução temporal para o parâmetro Umidade Específica: Dados monitorados e dados modelados (período verão)

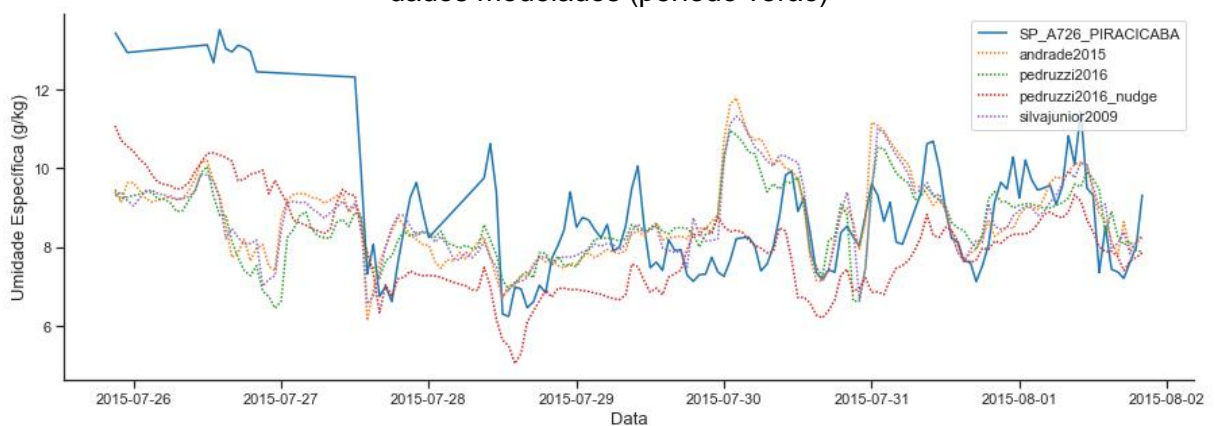


Figura 5-4 - Evolução temporal para o parâmetro Umidade Específica: Dados monitorados e dados modelados (período inverno)

A ocorrência de valores de umidade específicas acima da média do período inverno, de característica seca na região, pode ser resultante da ocorrência de precipitação atípica para a estação no dia anterior ao primeiro dia do período modelado: no dia 25/07, foi registrado a ocorrência de 14,4 mm de precipitação, dos quais 11 mm foram registrados em uma hora. Por se tratar de ocorrência anômala, observa-se que os resultados modelados não foram capazes de representar essa ocorrência adequadamente. A figura 5-5 apresenta a precipitação acumulada em 24 horas registrada dias dos períodos Verão e Inverno.

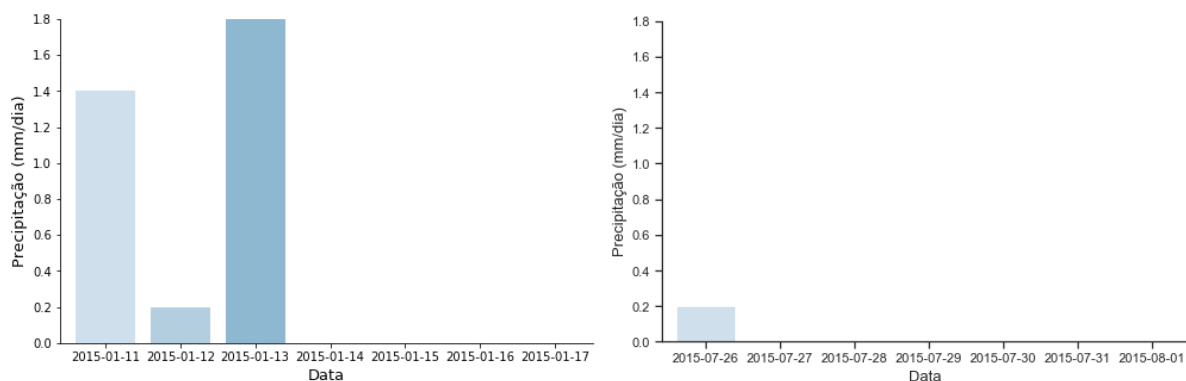


Figura 5-5 - Precipitação registrada pela estação de monitoramento Piracicaba nos períodos modelados (Verão e Inverno)

As figuras 5-6 e 5-7 apresentam a direção e origem do vento monitorados e obtidos por meio das simulações. Em relação ao período Verão, é possível identificar uma predominância de ventos de origem leste na região. A modelagem segundo parametrizações de P3 com o uso da técnica *nudging* (Pedruzzi_nudge2016) é a simulação que consegue mais claramente representar essa tendência, apesar de introduzir vetores de vento de origem Norte e Sudoeste que não foram observados nos dados monitorados.

No período Inverno, a mesma origem predominante de ventos é observada: nesse período, porém, todas as simulações conseguem representar essa tendência de forma aproximada. A simulação *Pedruzzi_nudge2016* apresenta velocidade mais próximas àquelas observadas, enquanto as demais simulações tendem a superestimar as velocidades.

É importante destacar que a velocidade dos ventos monitorada pode ser considerada baixa, em ambos os períodos: No período do verão, a velocidade média é de 1,75 m/s com desvio padrão de 1,28 m/s, e no período do inverno, média de 0,98 m/s e desvio padrão de 0,98 m/s. Velocidades de calmaria ou próximas são particularmente difíceis de representar adequadamente por meio de modelos computacionais determinísticos.

Adicionalmente, buscou-se verificar se as modelagens dos domínios de maior extensão (d01, d02 e d03) conseguiram capturar adequadamente os padrões de ventos sinóticos, que poderiam levar à interação e transporte de poluentes entre diferentes regiões metropolitanas no estado de São Paulo. Devido à baixa resolução modelada, a comparação com dados observados não é

recomendada para esses domínios. Assim, optou-se por uma avaliação visual dos dados modelados da parametrização selecionada (P3 + *nudging*), apresentados nas figuras 5-8 e 5-9.

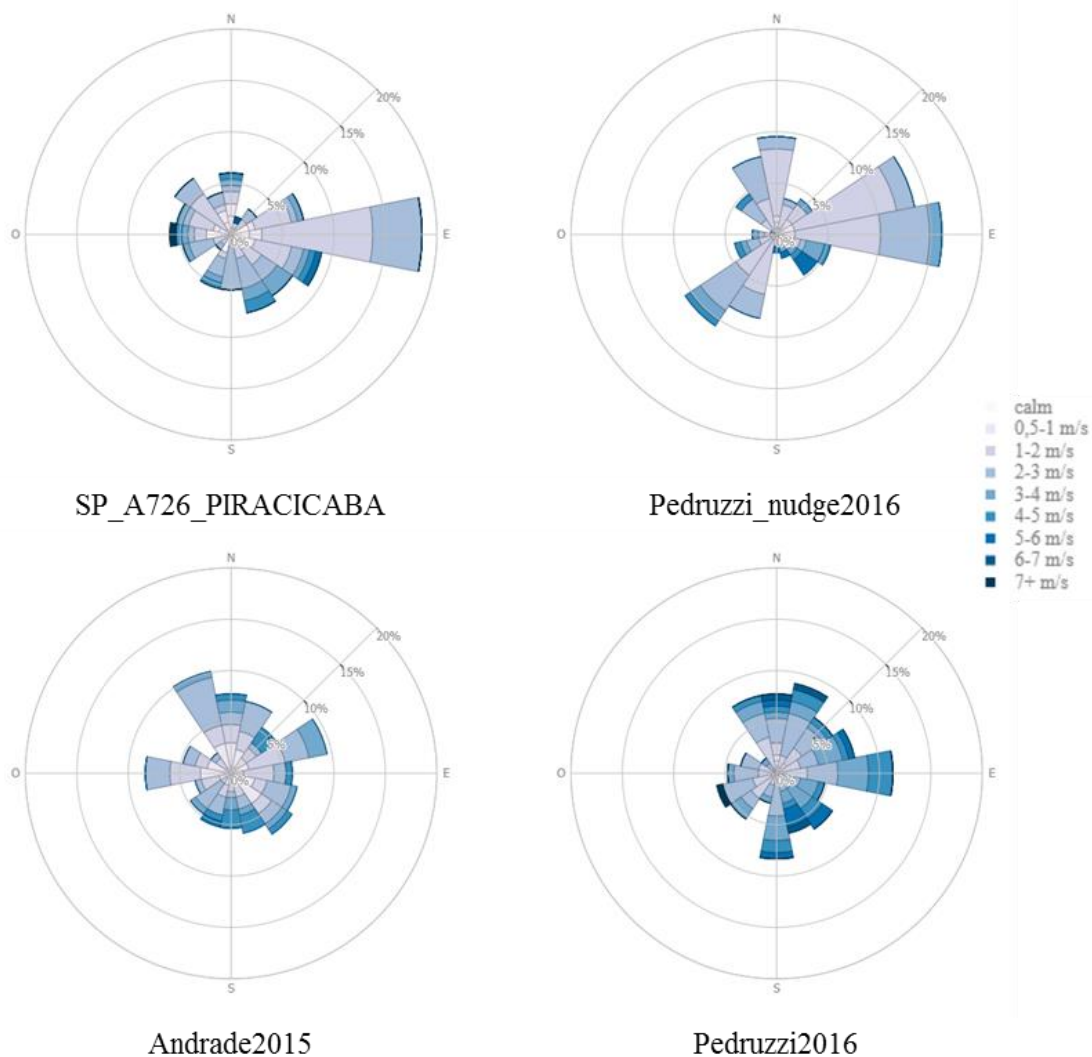


Figura 5-6 - Origem e velocidade do vento para o período Verão: Dados monitorados e dados modelados

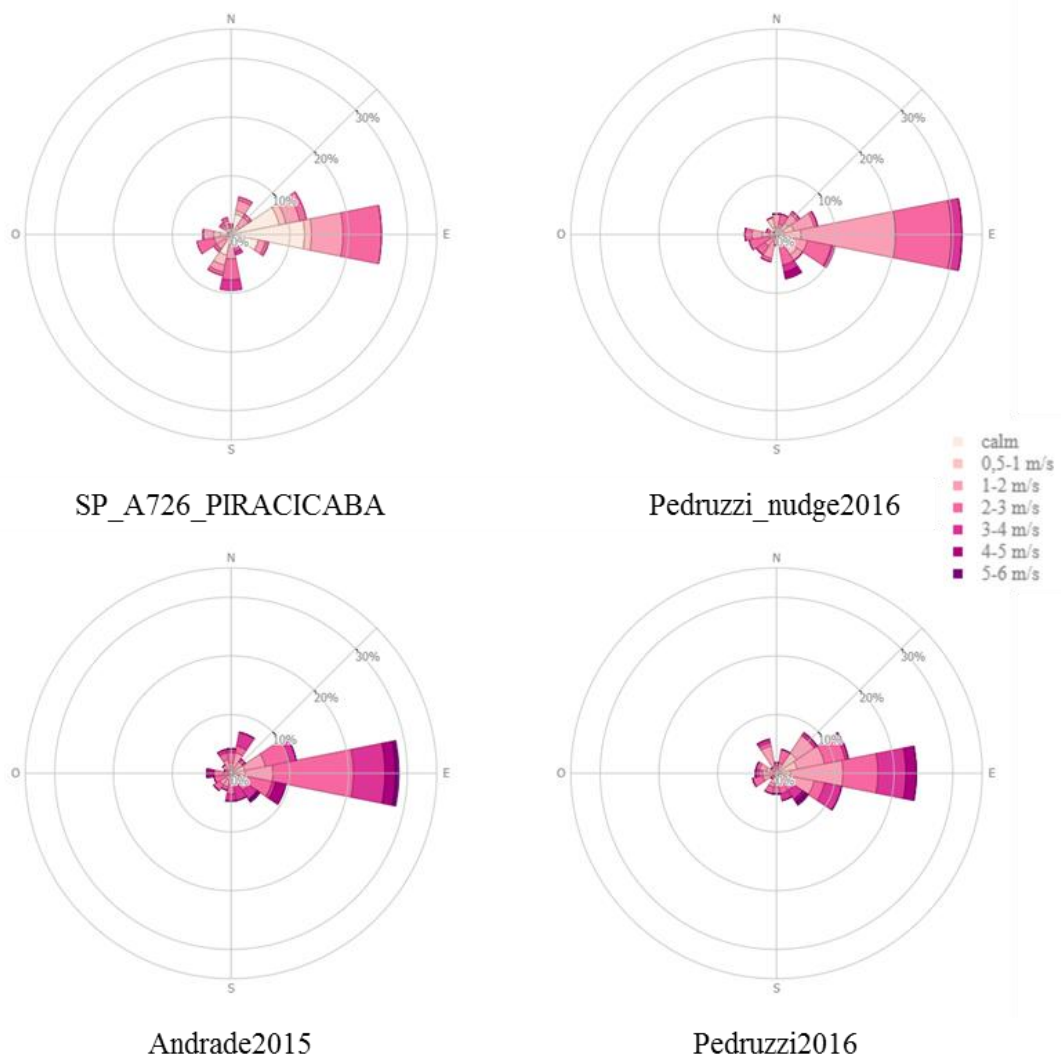


Figura 5-7 - Origem e velocidade do vento para o período Inverno: Dados monitorados e dados modelados

É possível verificar que em ambos os períodos modelados, há uma predominância de ventos no sentido continente-oceano no período matutino, especialmente entre 08:00 e 11:00 (horário local), caracterizando a circulação de brisa terrestre. No período da tarde, ocorre uma inversão desse padrão, em especial entre 16:00 e 19:00 (horário local), caracterizando a brisa marítima. Durante a ocorrência desse padrão vespertino com predominância de ventos oceano-continente é possível esperar maior volume de transporte de poluentes provenientes da RMSP para as regiões do interior do estado.

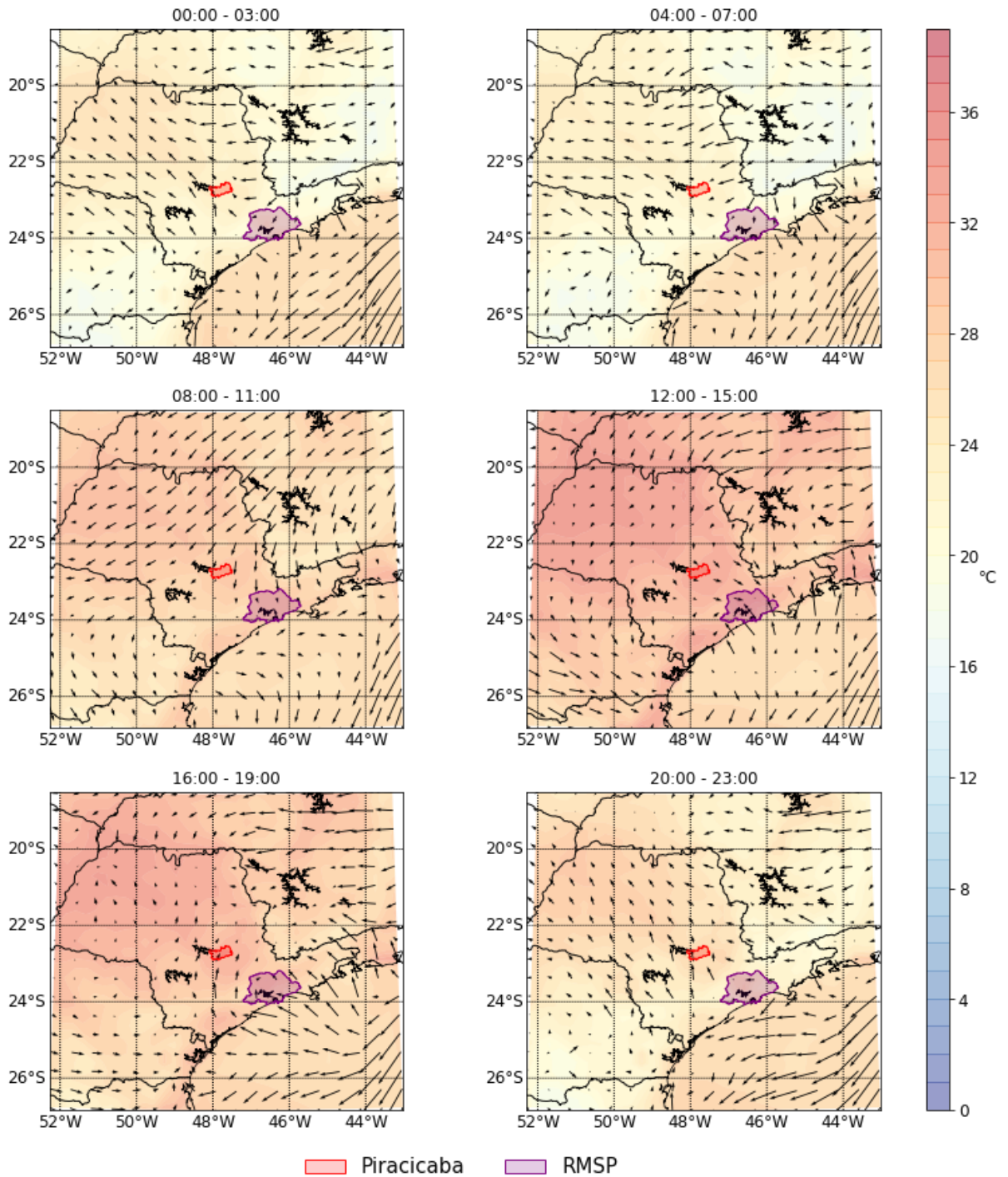


Figura 5-8 - Resultados de médias horárias no período verão para vento e temperatura para modelagem P3 + *nudging*. Setas indicam direção e velocidade do vento

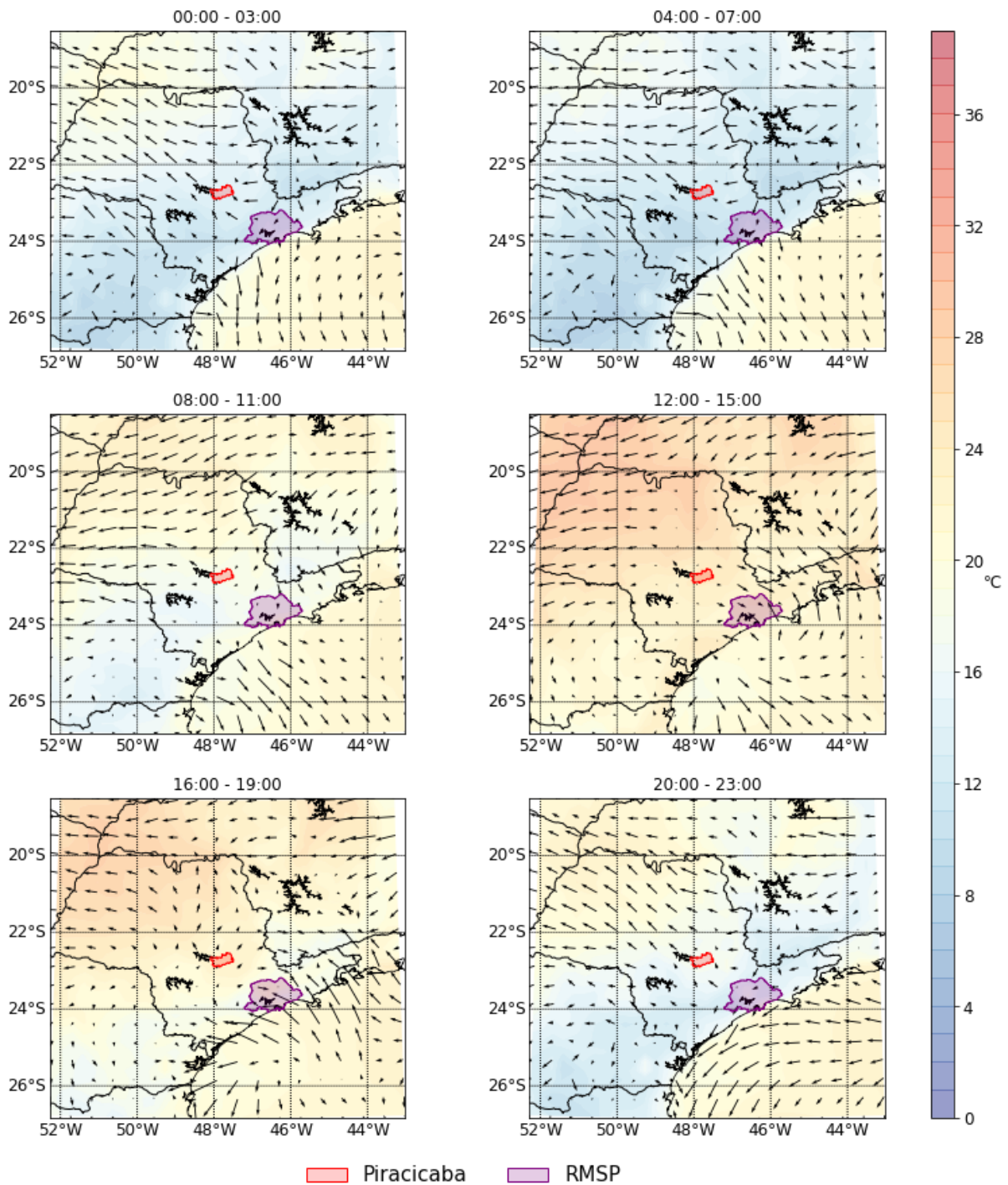


Figura 5-9 - Resultados de médias horárias no período inverno para vento e temperatura para modelagem P3 + *nudging*. Setas indicam direção e velocidade do vento.

É importante destacar que as semanas, selecionadas com base no critério de maior disponibilidade de dados monitorados para validação das modelagens, não são semanas que apresentam comportamento típico do período: o período utilizado para representação do Verão

apresentou níveis baixos de precipitação, enquanto o período do Inverno apresentou precipitação anômala para o período.

5.2 Inventário de Emissões de Fontes Estacionárias

A tabela 5-3 apresenta as taxas de emissões calculadas com base nas fontes inventariadas, agregadas por empreendimento.

Tabela 5-3 - Emissão anual de fontes estacionárias de indústrias da região de Piracicaba, SP

Empreendimentos inventariados	Número de fontes	Principais fontes	Emissões (em t/ano)			
			MP ¹	SO ₂	NO _x	COV
ArcelorMittal Brasil S.A.	6	Forno elétrico a arco, forno panela	56,8	239,2	327,9	12,1
Biomim do Brasil Nutrição Animal Ltda	2	Tanque de fermentação	2,6	-	-	32,9
Empresas curva A Inventário 2008	1	Caldeira	0,2	-	-	-
	3	Fornos de fundição	23,1	-	-	-
	8	Tanques de combustíveis e cabines de pintura	-	-	-	18,8
	2	Caldeiras	719,6	-	556,4	-
Total Parcial - inventário Curva A		22	802,3	239,2	884,3	63,8
Outras empresas relevantes da região	2	Fornos monoqueima	-	-	635,8	-
	36	Processos cerâmicos	618,6	-	524,6	-
	2	Caldeiras a gás natural	-	-	37,8	-
	4	Caldeiras a gás natural e à óleo BPF	110,2	169,7	83,1	-
Total parcial - outras empresas		44	728,8	169,7	1281,3	-
TOTAL		66	1531,1	408,9	2165,5	63,8
Emissões Fontes Estacionárias PREFE RC7 – Piracicaba (CETESB, 2014)			1782,0	-	-	-
Estimativas de Emissão das Fontes Industriais – Piracicaba (CETESB, 2016)			1080,0	180,0 ²	1830,0	390,0 ³

¹ Emissões de MP inventariadas foram modelados como MP_{2,5}

² Emissões de SO_x, adotadas como comparáveis às emissões inventariadas de SO₂

³ Emissões de HC adotadas como comparáveis às emissões inventariadas de COVs

A princípio, é possível observar que as emissões de Material Particulado inventariadas das 6 indústrias inseridas no Curva A do inventário de 2008 (802,3 t/ano) correspondem a 45% das emissões industriais relatadas na PREFE RC7 (1782,0 t/ano). Quando são incorporados outros empreendimentos relevantes da região, o valor se aproxima do valor citado pelo PREFE, representando 86% do montante publicado.

Dentre os empreendimentos avaliados, apenas a Delta Indústria Cerâmica teve um inventário de emissões completo avaliado, elaborado como parte de um estudo de dispersão de poluentes atmosféricos protocolado conforme solicitação do órgão ambiental. Por esse motivo, o número de fontes consideradas desse empreendimento (36) se destaca dos demais. Entretanto, a maior parte das emissões (73% das emissões de MP) é decorrente de um pequeno número de fontes principais (6 fornos de secagem), com as demais fontes representando contribuições relativamente pequenas ao inventário.

Devido à ausência de inventários completos e compreensivos dos demais empreendimentos, é possível inferir que há uma quantidade de emissões decorrentes de fontes extensas e fugitivas decorrentes dessas atividades que não foram consideradas no inventário produzido por esse trabalho.

O único empreendimento em que foi possível identificar variação sazonal significativa nas emissões foi em relação a Raízen Energia S.A. Neste as duas principais fontes de emissão da unidade são operadas 8 meses ao ano, de abril a novembro.

É importante destacar que há grande divergência entre valores de emissão de Material Particulado apresentados em duas publicações de CETESB, o PREFE e o Relatório de Qualidade do Ar do Estado de São Paulo (CETESB, 2014, 2016). No relatório de 2016 (referente ao ano base 2015), a taxa de emissões para a região publicada representa 61% do valor publicado no PREFE. Essa situação indica não haver consenso nas estimativas empregadas.

Em razão da inexistência de estimativas no PREFE (CETESB, 2014) para os demais poluentes na RC7, os resultados do modelo foram comparados com os valores publicados no Relatório de Qualidade do Ar de 2016 (CETESB, 2016). Nesta comparação, as emissões inventariadas de poluentes SO₂ e NO_x apresentaram superestimação (127% e 18%), enquanto a emissão de COVs foi subestimada (-84%). É importante destacar que a metodologia e bases de dados empregados para a produção dos valores publicados pela CETESB não estão disponibilizados nos relatórios. Dessa forma, a comparação aqui apresentada tem caráter indicativo apenas. A figura 5-10 apresenta as emissões do inventário produzido por esse trabalho, geograficamente distribuídas no domínio d04.

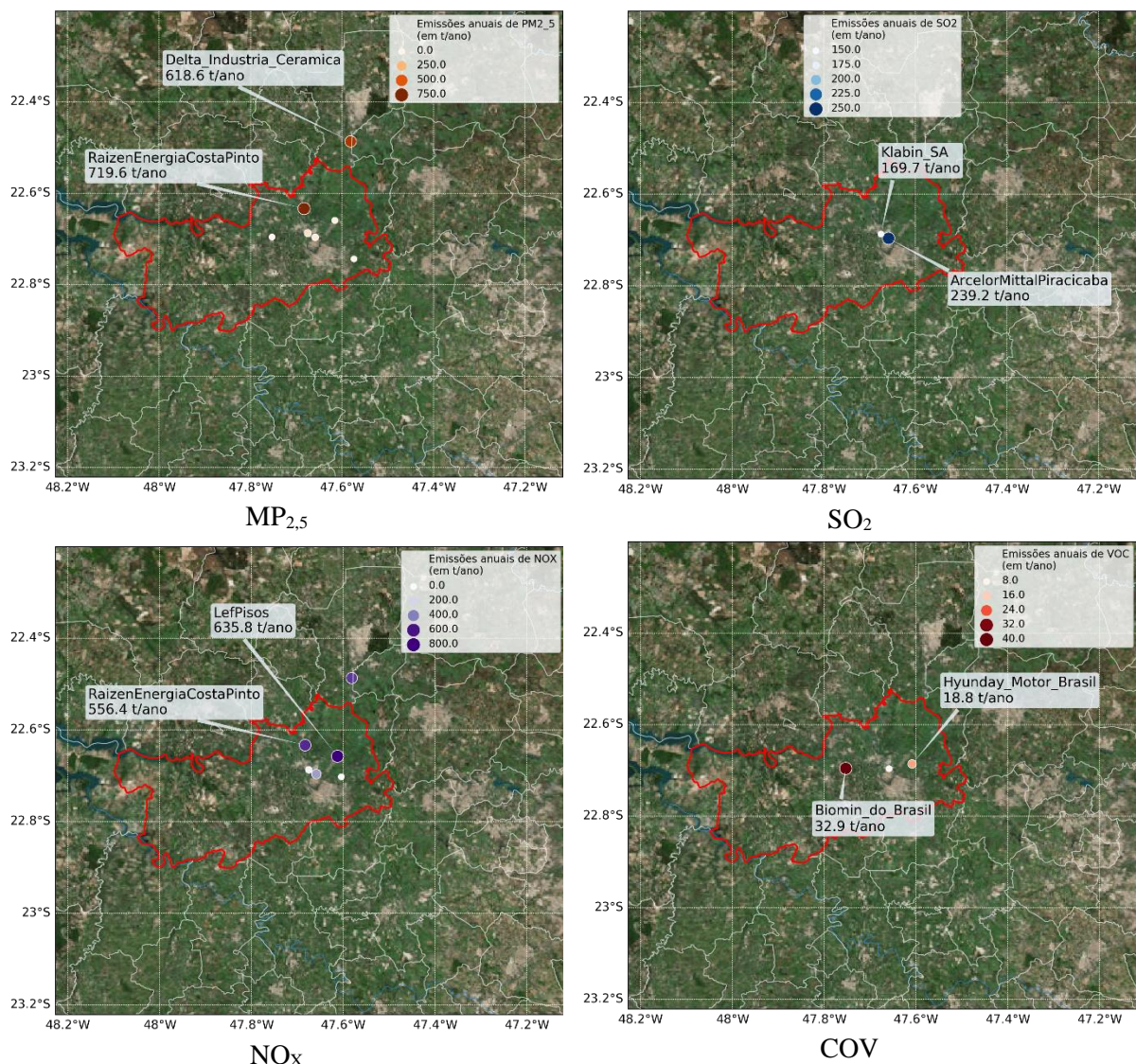


Figura 5-10 - Emissões de inventário local de fontes fixas geograficamente distribuídas no domínio d04, com destaque para os dois maiores emissores, por poluente.

O inventário tem como objetivo representar as fontes fixas desses empreendimentos que sejam reguladas pelo órgão ambiental. Essas fontes, em geral seriam aquelas abordadas inicialmente por planos de controle, tendo em vista a existência de maior quantidade de dados históricos para seu acompanhamento e avaliação da eficiência decorrente da instalação de tecnologias de controle. Nesse sentido, esse inventário aplica-se ao objetivo principal desse projeto, que propõe simular numericamente cenários de redução de emissões decorrentes de programas de controle.

Entretanto, é necessário reafirmar que esse inventário representa apenas parcialmente as emissões desses empreendimentos, considerando que fontes do tipo extensas ou fugitivas

podem significar parcelas significativas dentre as organizações inventariadas, sendo necessário que novos esforços sejam direcionados para a construções de inventários regionais mais extensivamente representativos.

As demais tipologias de fontes para a região d04, assim como as emissões de média e longa distâncias que possam afetar a região de interesse, localizadas nos domínios d03, d02 e d01, foram representadas por meio do inventário EDGAR HTAP_V2 (LRTAP, 2013). Essas emissões, disponibilizadas no formato *netcdf*, foram aplicadas diretamente no modelo SMOKE, não sendo necessária qualquer adaptação.

5.3 Modelagem Espacial e Temporal de Emissões

5.3.1 Representação de emissões de longa e médias distâncias

As figuras 5-12, 5-13, 5-14 e 5-15 apresentam o resultado modelado da média temporal de emissões dos poluentes MP_{2,5}, SO_x, NO_x e COV nos períodos Verão e Inverno para a camada superficial do domínio d01, de maior extensão e menor resolução, obtidas como saídas do modelo SMOKE. Para a elaboração das figuras, foram agregadas as espécies de poluentes correspondentes a esses poluentes nos perfis de especiação utilizados. É possível verificar que para todos os poluentes, a RMSP se destaca como principal ponto de emissão da região. Também se verifica uma leve faixa de emissão à norte da RMSP, sentido Campinas, chegando próximo a Piracicaba.

Esse resultado é coerente com a metodologia empregada na construção do inventário EDGAR HTAP_V2, que utiliza critérios como a concentração populacional e distribuição da atividade industrial para alocação espacial das emissões regionalmente estimadas. Adicionalmente, é possível verificar que não é registrada grande variação sazonal entre os períodos Verão e Inverno considerados. É necessário, entretanto, considerar que ambas as semanas analisadas não apresentaram comportamento típico de sua estação, com pouca chuva no período Verão e ocorrência de chuva anômala no período Inverno.

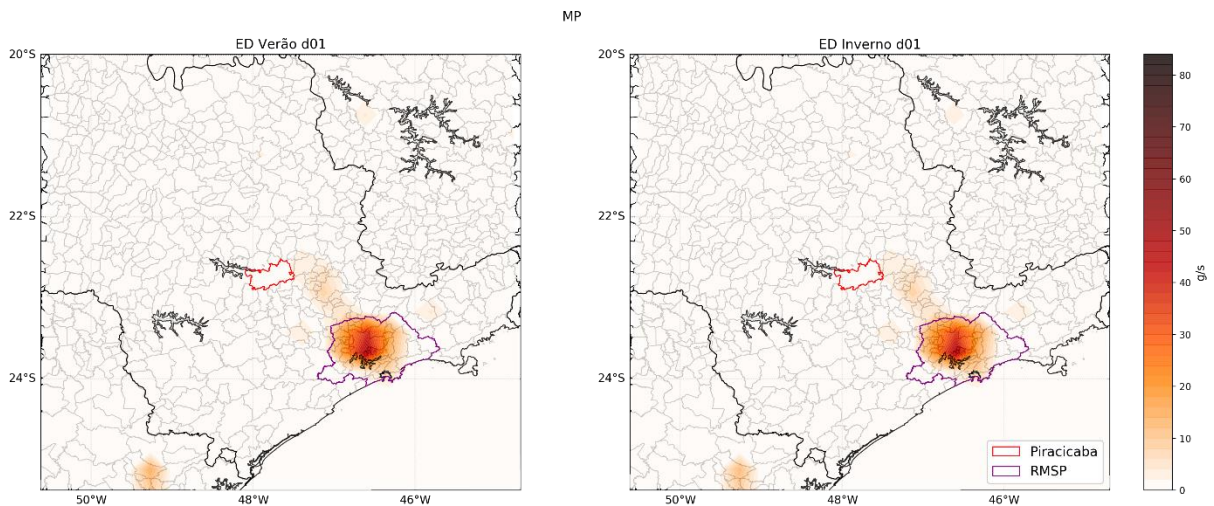


Figura 5-11 - Média de emissões de MP modeladas para períodos Verão e Inverno em domínio d01

Na figura 5-12, é possível também destacar outros dois outros pontos com taxas de emissão expressivas: a região metropolitana de Curitiba, que pode ser visualizada na extremidade inferior esquerda do domínio, e a área das demais regiões metropolitanas de São Paulo, localizada entre a RMSP e o município de Piracicaba, região que também apresenta significativa atividade industrial para o Estado.

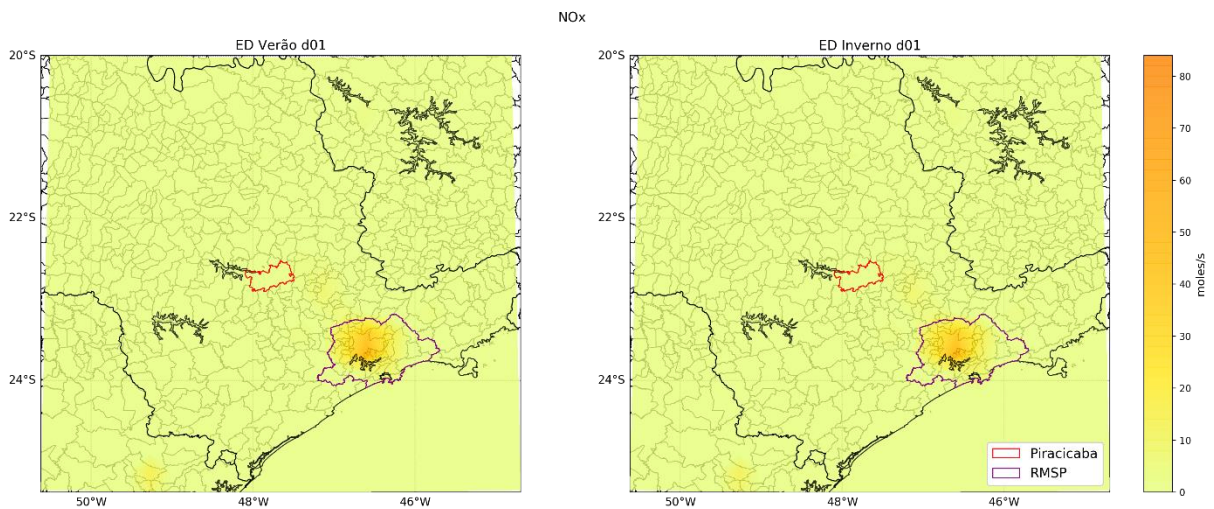


Figura 5-12 - Média de emissões de NO_x modeladas para períodos Verão e Inverno em domínio d01

Para os poluentes NO_x e SO_x (figuras 5-13 e 5-14), a mesma distribuição espacial pode ser observada, com uma participação menos expressiva das demais regiões metropolitanas paulistas e de Curitiba.

Por fim, a figura 5-14 apresenta uma distribuição das emissões de COV mais distribuídas ao longo da extensão do domínio, coerente com a maior variedade de fontes, antropogênicas e naturais, significativas para esse tipo de poluente.

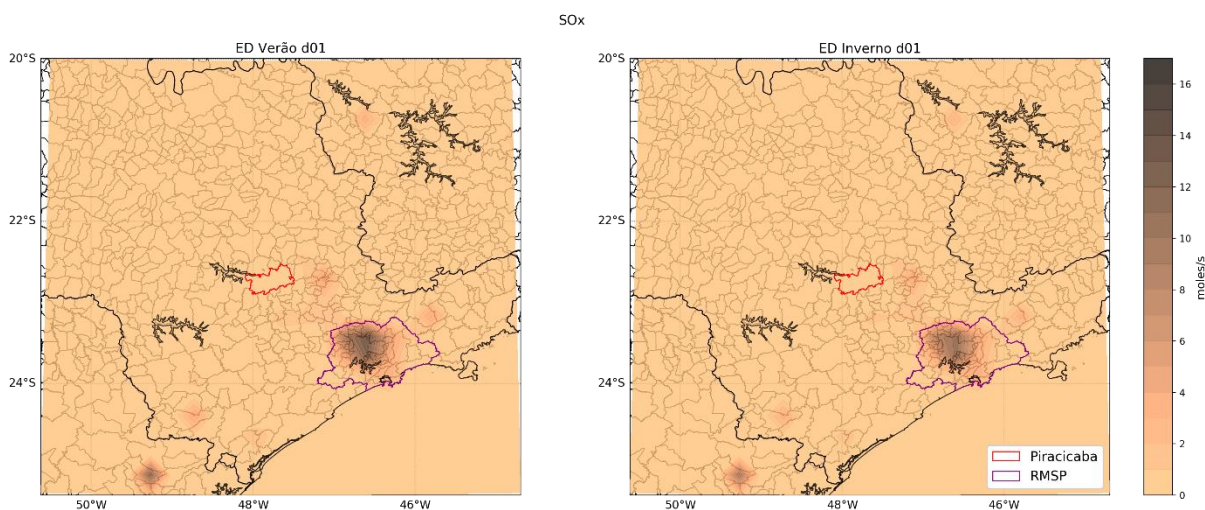


Figura 5-13 - Média de emissões de SO_x modeladas para períodos Verão e Inverno em domínio d01

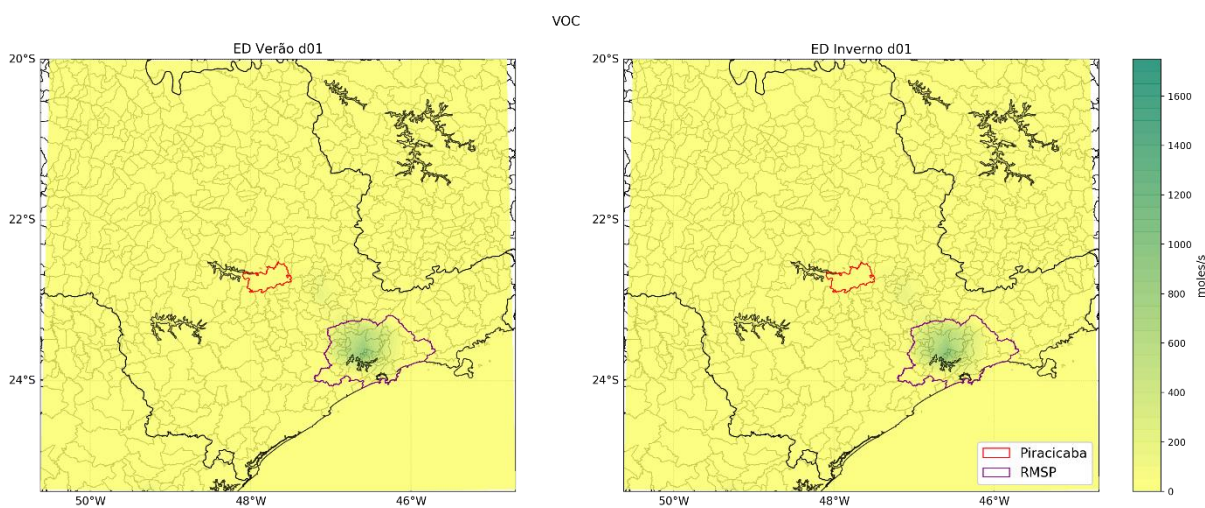


Figura 5-14 - Média de emissões de COV modeladas para períodos Verão e Inverno em domínio d01

A figura 5-15 apresenta a distribuição percentual das participações das fontes nas emissões representadas pelo inventário HTAP_V2 no domínio. Os setores Industrial e de Transporte,

combinados, representam a maior parcela (acima de 85%) das emissões da região para todos os poluentes. O setor de transporte possui parcela de contribuição marginalmente maior que aquela representada pelo setor industrial, situação mais próxima às estimativas de emissões em regiões urbanas brasileiras, com exceção das emissões para o poluente SO_x (ANDRADE *et al.*, 2017). Essa exceção observada é coerente com os esforços para a redução percentual do componente enxofre nos combustíveis veiculares nacionais (HETEM; DE FATIMA ANDRADE, 2016).

Com base nos resultados observados, é possível considerar que a simulação realizada com o inventário HTAP_V2 por meio do modelo SMOKE no domínio d01 é capaz de representar emissões advindas da RMSP com potencial para transporte de longa e média distâncias. Entretanto, a distribuição espacial empregada pelo inventário global, por considerar o critério de densidade populacional como informação de entrada, falha em representar fontes de emissões significativas localizadas em regiões remotas.

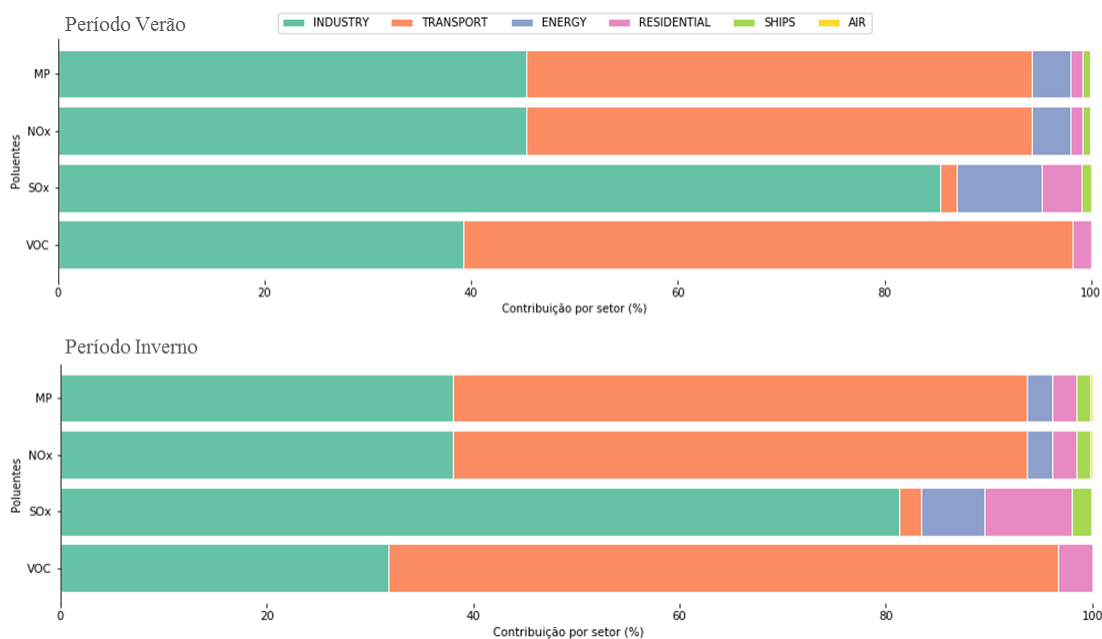


Figura 5-15 - Distribuição percentual de contribuições às emissões por setor para o domínio d01

5.3.2 Modelagem de cenários de redução de emissão

As figuras 5-16, 5-18, 5-20 e 5-22 apresentam as médias de emissões dos poluentes MP_{2,5}, NO_x, SO_x e COVs, nos períodos Verão e Inverno, para os cenários base ED e PT_ED-100I (detalhados na tabela 4-7) espacialmente distribuídas na extensão do domínio d04, a partir de

resultados do modelo SMOKE. Visualmente, é possível verificar como as emissões no cenário ED são mais homogeneamente distribuídas no domínio, devido à baixa resolução do inventário HTAP_V2.

As Figuras 5-17, 5-19, 5-21 e 5-23 também apresentam os cenários de redução aplicados aos cenários base com: i) reduções de 20% das emissões no setor industrial, ii) reduções de 20% das emissões no setor de transportes, e iii) reduções de 20% de emissões em ambos os setores industrial e transportes. Em relação às emissões de MP, NOx e COVs, o volume de emissões médio emitido em cada horário dos períodos (Figuras 5-17, 5-19 e 5-23) estão na mesma ordem de valores. A exceção é encontrada nas emissões de SOx (Figura 5-21), em que o inventário de emissões local apresenta um volume de emissões significativamente inferior àquele resultante do cenário HTAP_V2. Essa variação pode ser vinculada à participação percentual das emissões do setor industrial nas emissões desse poluente (>90%) no inventário HTAP_V2. O inventário local não reproduziu o mesmo volume de emissões originalmente estimado pelo inventário global reduzindo a participação percentual do setor (Figuras 5-24 e 5-25).

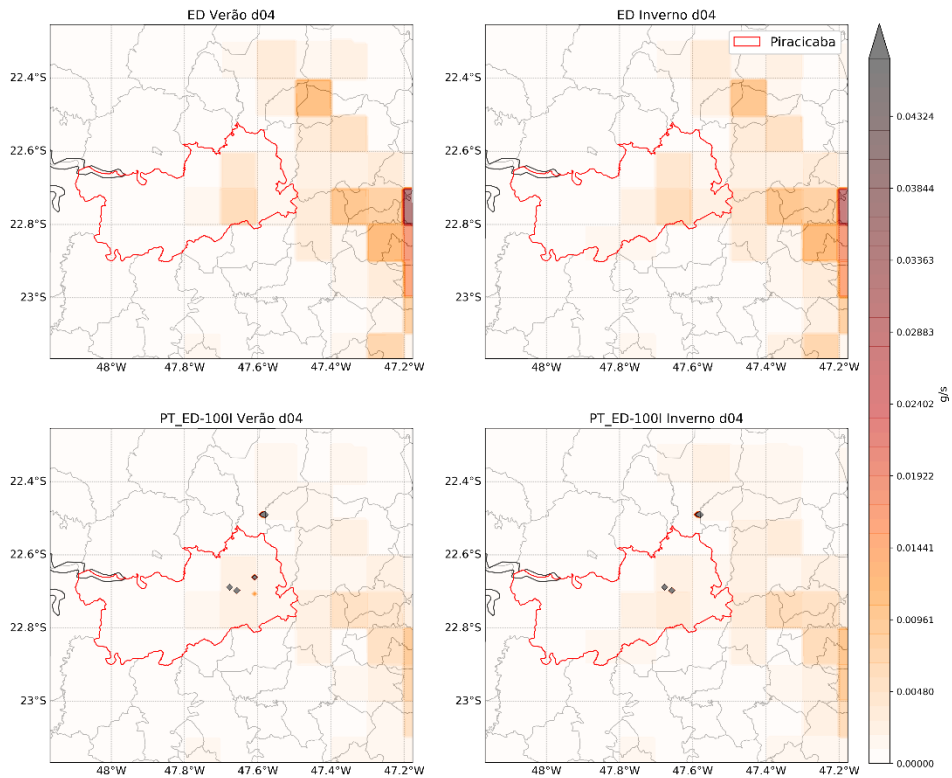


Figura 5-16 - Emissões de MP no domínio d04 para os cenários base ED e PT_ED-100I para os períodos Verão e Inverno.

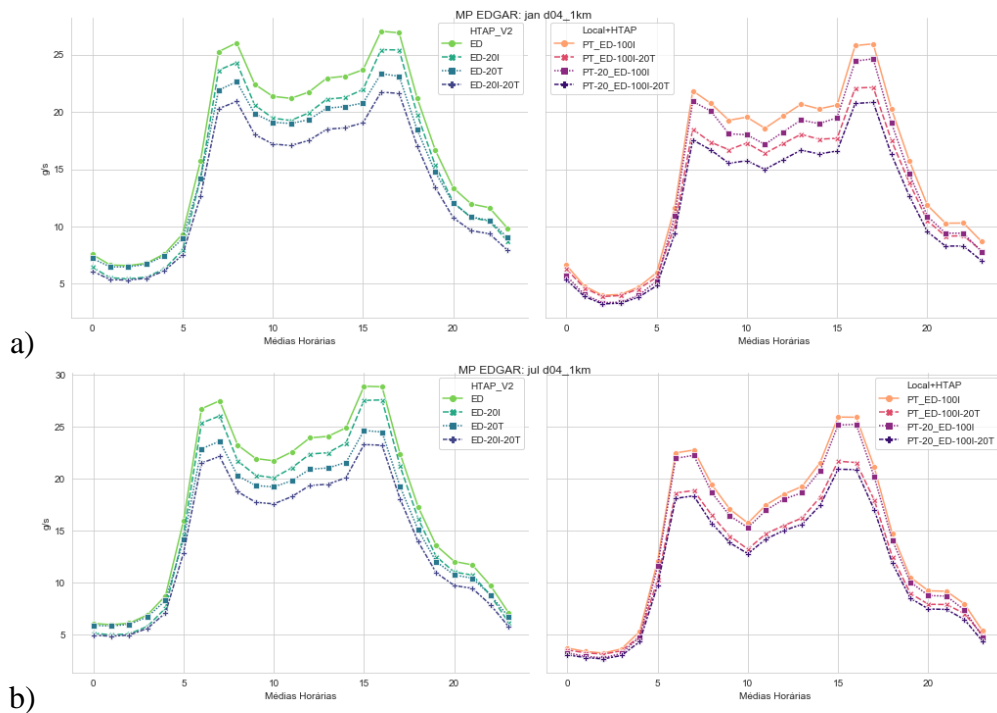


Figura 5-17 - Variação de emissões MP para os cenários modelados, períodos Verão (a) e Inverno (b)

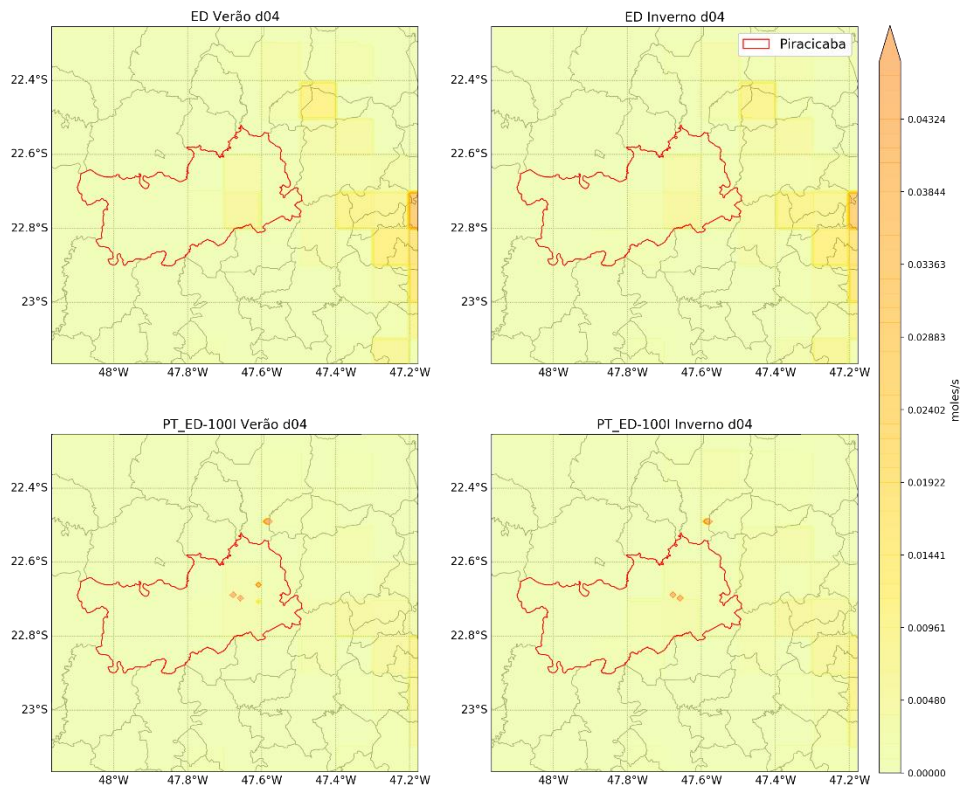


Figura 5-18 - Emissões de NOx no domínio d04 para os cenários base ED e PT_ED-100I para os períodos Verão e Inverno.

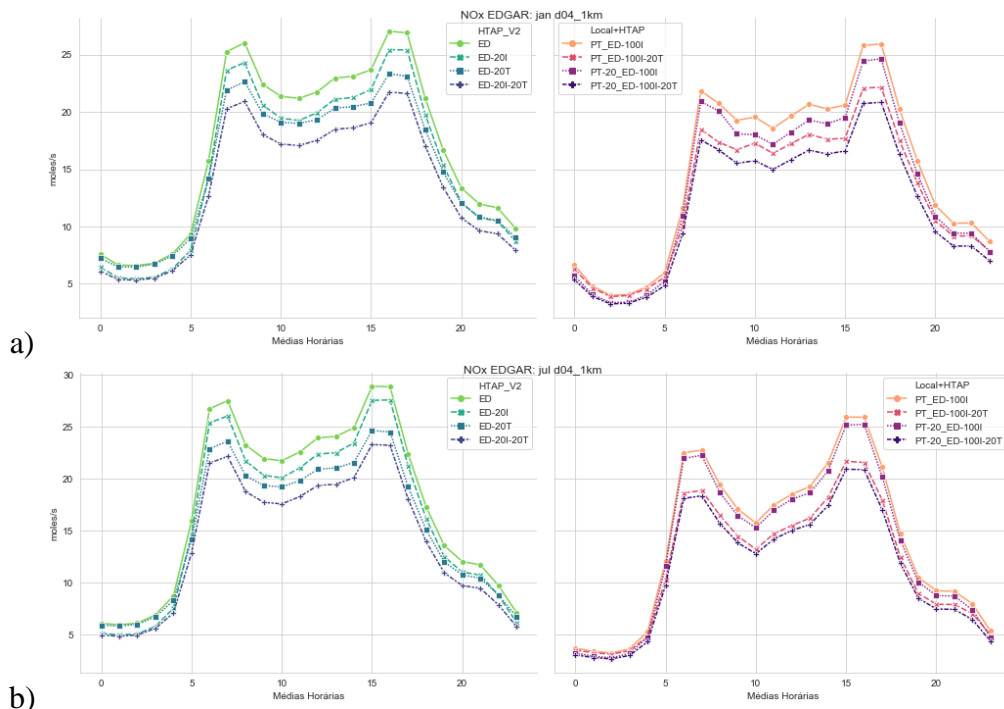


Figura 5-19 -Variação de emissões NOx para os cenários modelados, períodos Verão (a) e Inverno (b)

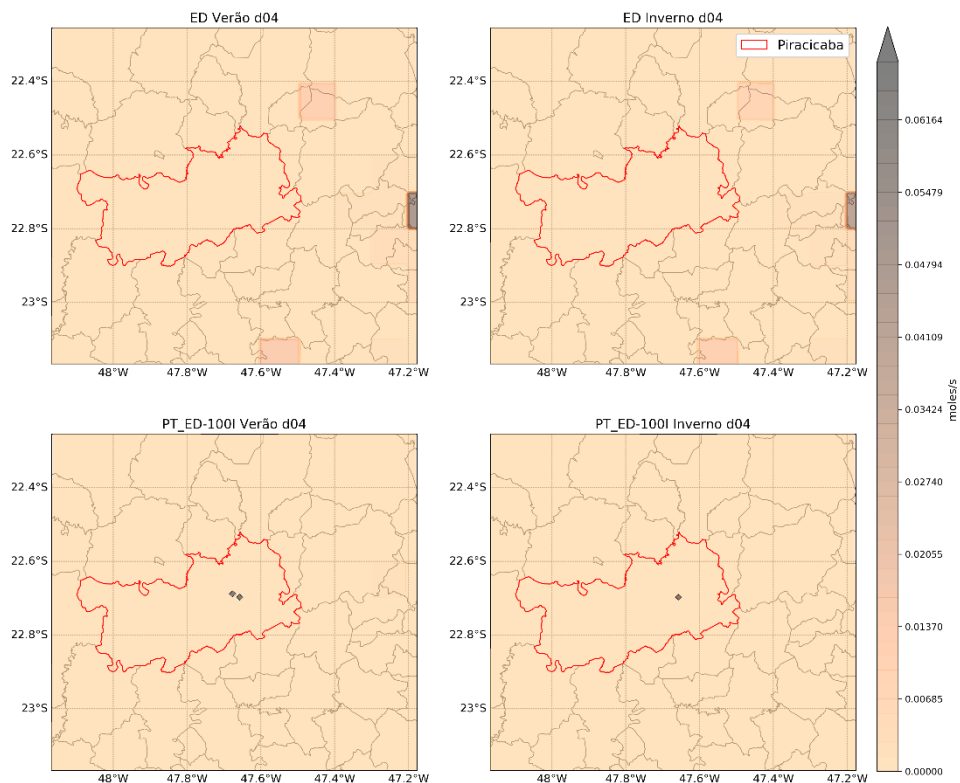


Figura 5-20 - Emissões de SOx no domínio d04 para os cenários base ED e PT_ED-100I para os períodos Verão e Inverno.

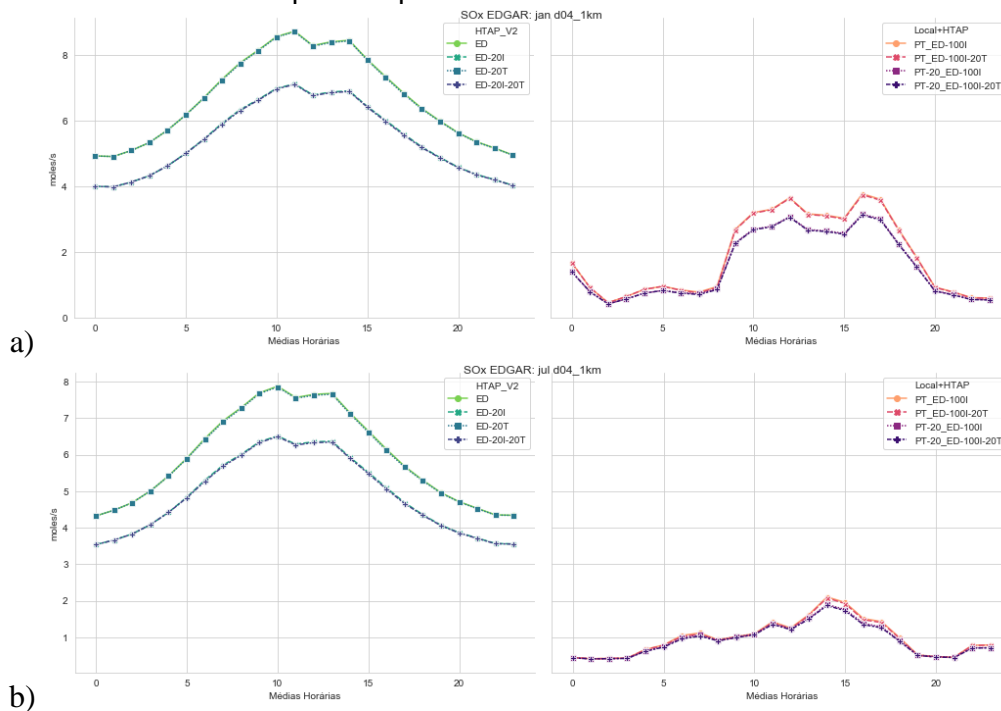


Figura 5-21 - Variação de emissões SOx para os cenários modelados, períodos Verão (a) e Inverno (b)

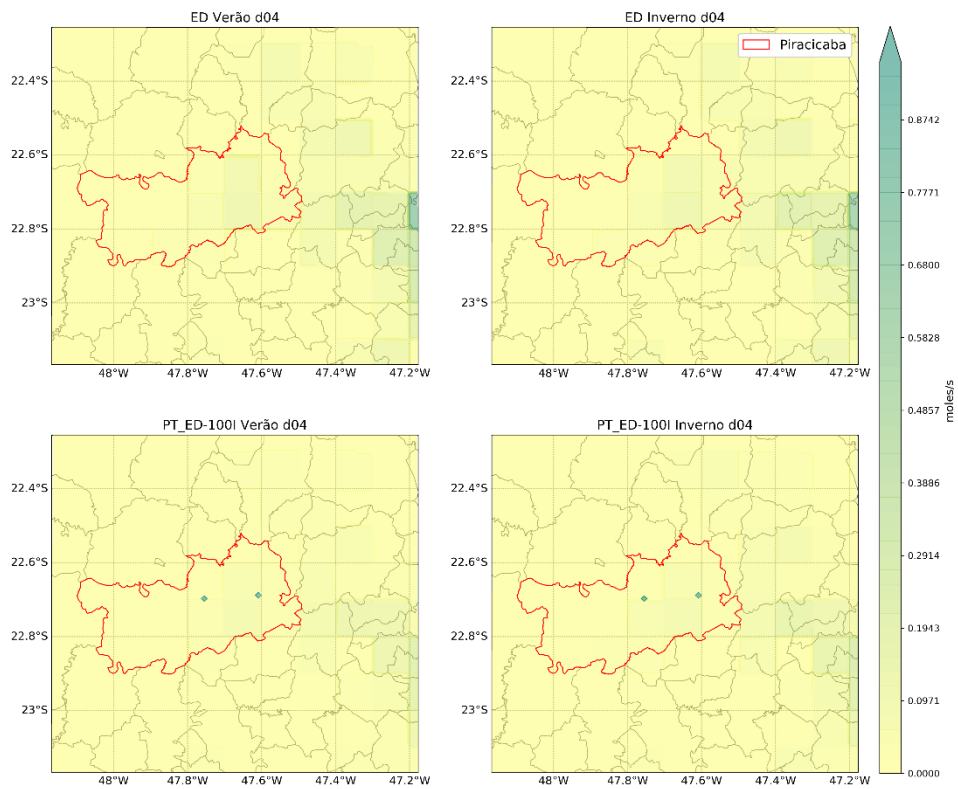


Figura 5-22 - Emissões de COV no domínio d04 para os cenários base ED e PT_ED-100I para os períodos Verão e Inverno.

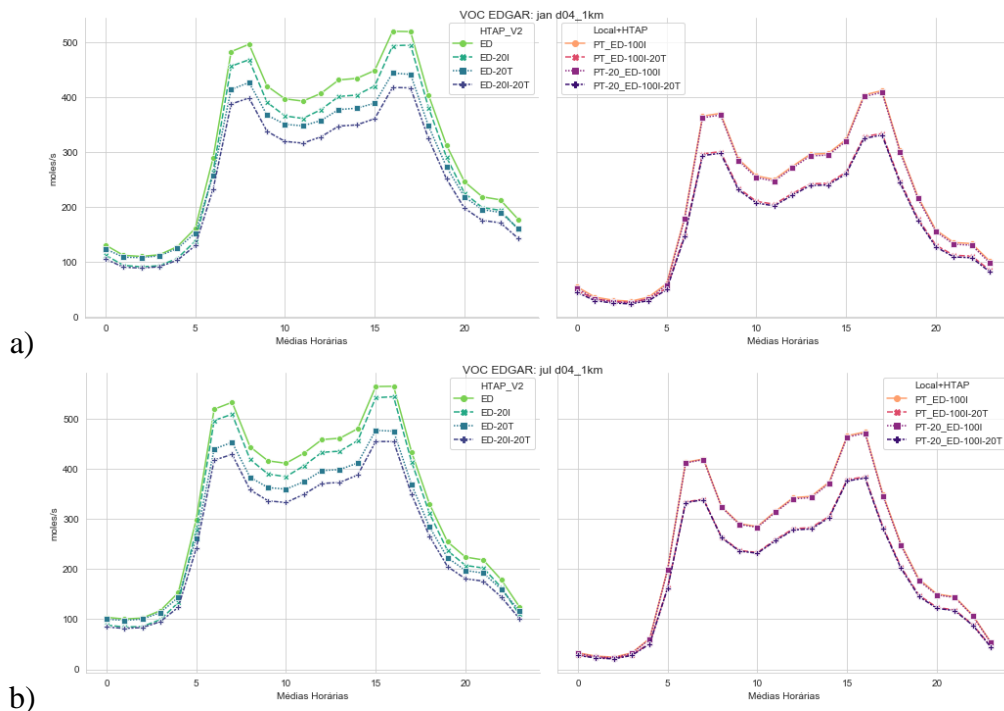


Figura 5-23 - Variação de emissões COV para os cenários modelados, períodos Verão (a) e Inverno (b)

Todos os cenários modelados apresentados, cujos resultados foram considerados satisfatórios com base nas considerações paramétricas, foram utilizados como entradas de dados para simulações de qualidade do ar no modelo CMAQ.

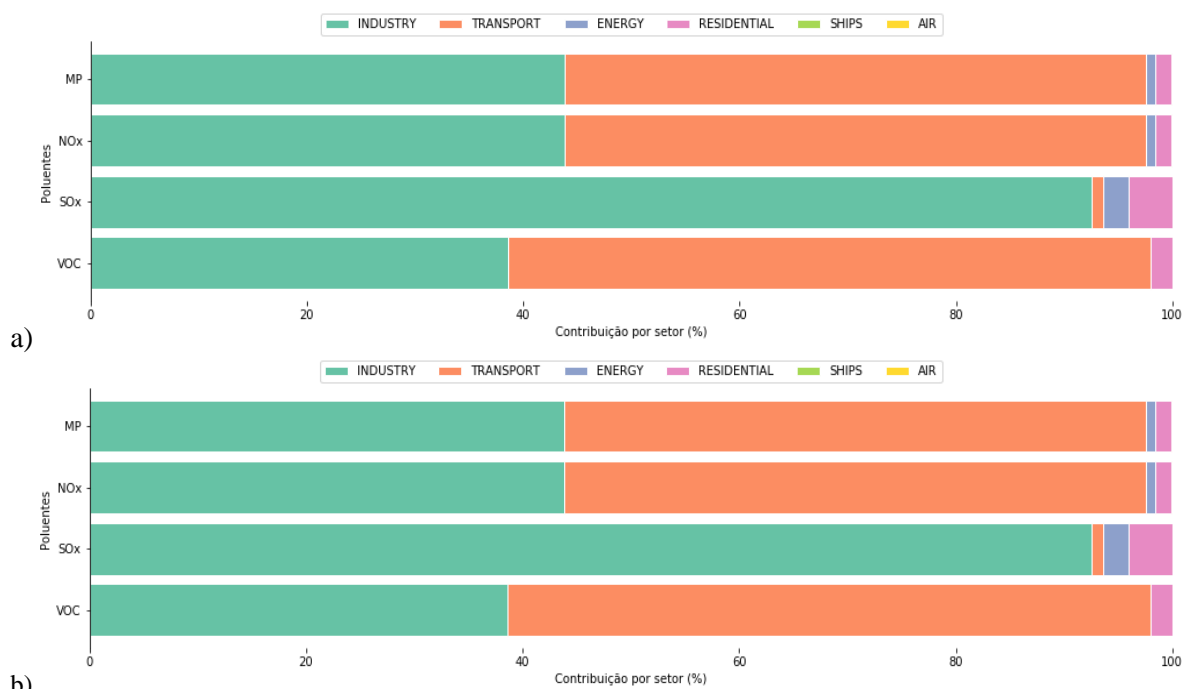


Figura 5-24 - Distribuição percentual de emissões por setor para os cenários ED, períodos Verão (a) e Inverno (b)

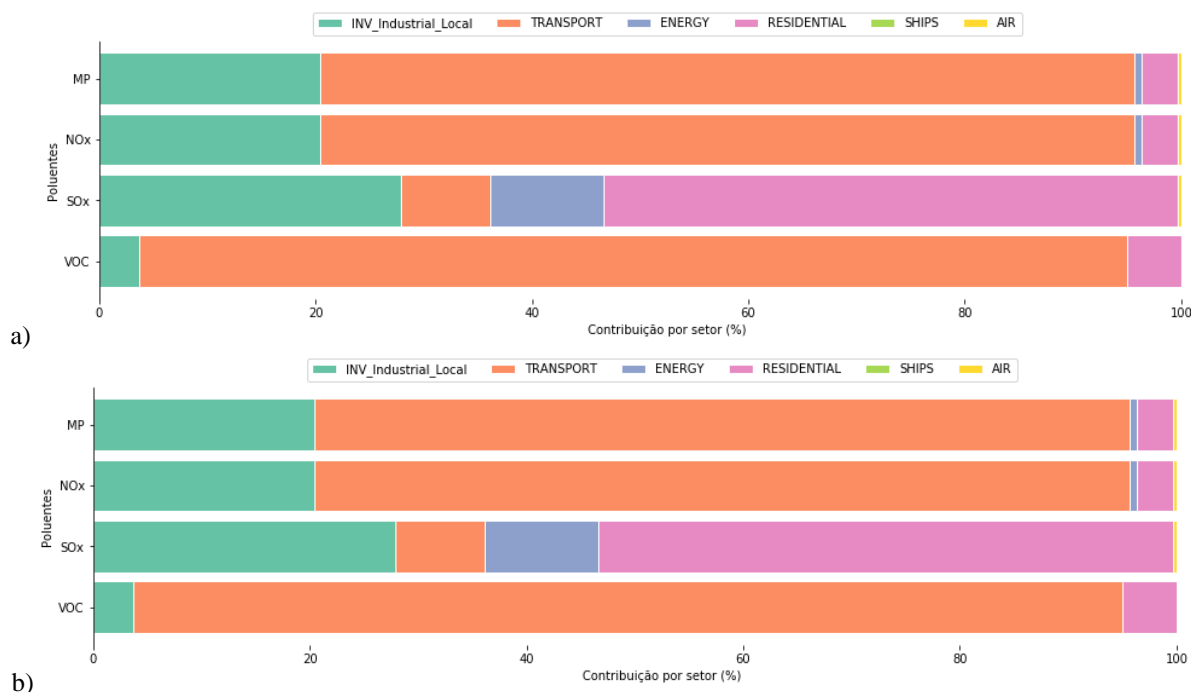


Figura 5-25 - Distribuição percentual de emissões por setor para os cenários PT, períodos Verão e Inverno

Para cada período, foram realizadas sucessivas simulações de qualidade do ar nos domínios de menor resolução (d01, d02 e d03), fazendo uso das emissões detalhadas no item 5.3.1, para elaborar condições de contorno aplicáveis à modelagem d04. No domínio d04, cada cenário base e respectivos cenários de redução de emissões foram empregados simulações de qualidade do ar para permitir a avaliação quanto às melhorias observadas na qualidade local.

5.4 Modelagem de Qualidade do Ar

5.4.1 Validação de resultados

Os poluentes MP_{2,5} e O₃ foram utilizados como parâmetros para avaliação dos resultados das simulações da qualidade do ar, uma vez que esses poluentes são aqueles abordados como poluentes críticos pelo PREFE.

A tabela 5-4 apresenta os resultados dos indicadores estatísticos aplicados a esses poluentes, comparando os dados da estação Piracicaba com os resultados modelados na célula do domínio que corresponde à localização da estação.

Tabela 5-4 - Indicadores estatísticos comparando resultados modelados e observados

Poluente	Cenários Base	Períodos	Indicadores estatísticos e faixa de valores esperados								
			MB	RMSE	MAGE	IOA	NMB	NME	MFB	MFE	r
MP _{2,5}	ED	Verão	-14,0	16,0	14,1	0,4	-84%	84%	-1,3	1,4	0,2
		Inverno	-16,5	18,5	16,5	0,4	-85%	85%	-1,4	1,4	0,4
	PT_ED-100I	Verão	-36,9	56,8	46,4	0,5	-36%	45%	-0,3	0,5	0,0
		Inverno	-0,9	49,1	23,5	0,3	-4%	121%	-0,9	1,2	0,5
O ₃	ED	Verão	-36,9	56,8	46,4	0,5	-36%	45%	-0,3	0,5	0,0
		Inverno	45,1	60,6	54,8	0,5	129%	156%	1,1	1,2	0,2
	PT_ED-100I	Verão	-62,6	86,1	69,0	0,3	-61%	67%	-0,8	0,9	-0,4
		Inverno	30,1	67,4	61,2	0,2	86%	175%	0,8	1,3	-0,7

MB – Viés Médio (*Mean Bias*); RMSE – Raiz do Erro Médio Quadrático (*Root Mean Square Error*); MAGE – Erro Médio Absoluto (*Mean Absolute Gross Error*); IOA – Índice de Concordância (*Index of Agreement*); NMB – Viés Médio Normalizado (*Normalized Mean Bias*); NME – Erro Médio Normalizado (*Normalized Mean Error*); MFB – Viés Fracionado Médio (*Mean Fractional Bias*); MFE – Erro Fracionado Médio (*Mean Fractional Error*); r – coeficiente de correlação.

Os indicadores não indicam elevada correlação (r) entre os resultados. A melhor correlação para o poluente MP_{2,5} é de 0,5 no período de Inverno e cenário PT. No mesmo período e cenário, para o poluente O₃, observa-se uma correlação negativa (-0,7).

Para a maioria dos poluentes e cenários, os indicadores MB e NMB demonstram que as simulações subestimam os resultados observados, com exceção dos períodos de inverno para a formação de O₃.

Apesar da grande variabilidade, é importante reconhecer que os dados observados, sendo provenientes de uma única estação de monitoramento, são vulneráveis a variações de microescala, de forma que a baixa correlação com os resultados modelados não invalida o emprego dos resultados modelados para projeções e avaliações locais. A instalação de novas estações de monitoramento, permitirá uma avaliação mais extensa e representativa de resultados obtidos.

5.4.2 Avaliação da qualidade do ar em cenários base e de redução de emissões

As figuras 5-26 e 5-27 apresentam os resultados simulados para os poluentes MP_{2,5} para os cenários base e de redução em ordem de 20% das emissões originárias de veículos e processos industriais.

É possível verificar a importância da alocação geográfica das fontes de emissões de Material Particulado para a representação do seu efeito na qualidade do ar desses poluentes. No cenário de emissões ED, apesar de representar volume similar de emissões, devido a sua distribuição mais homogênea na extensão do domínio, não resulta em picos expressivos na concentração desse poluente na qualidade do ar na região. Os valores máximos observados no cenário ED estão na ordem de 5 µg/m³.

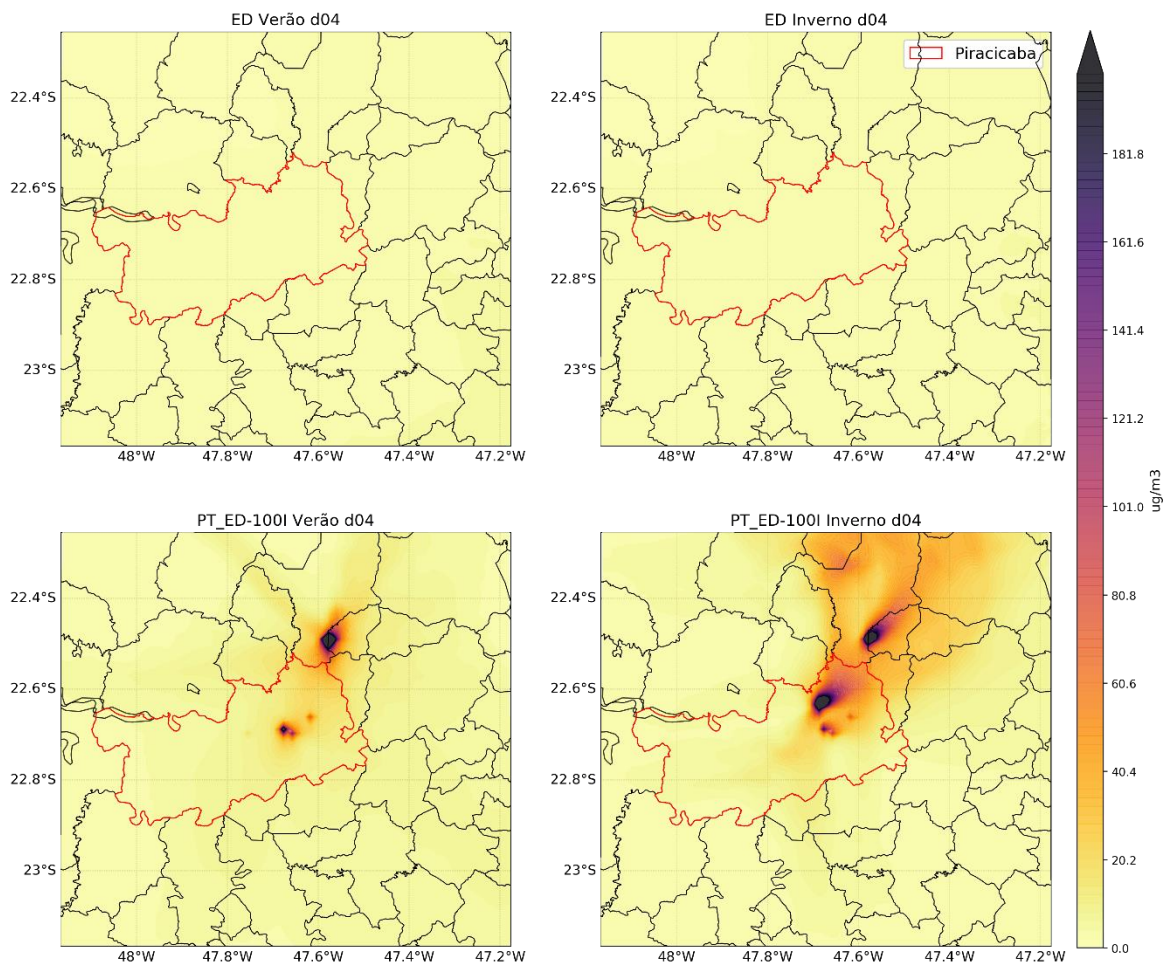
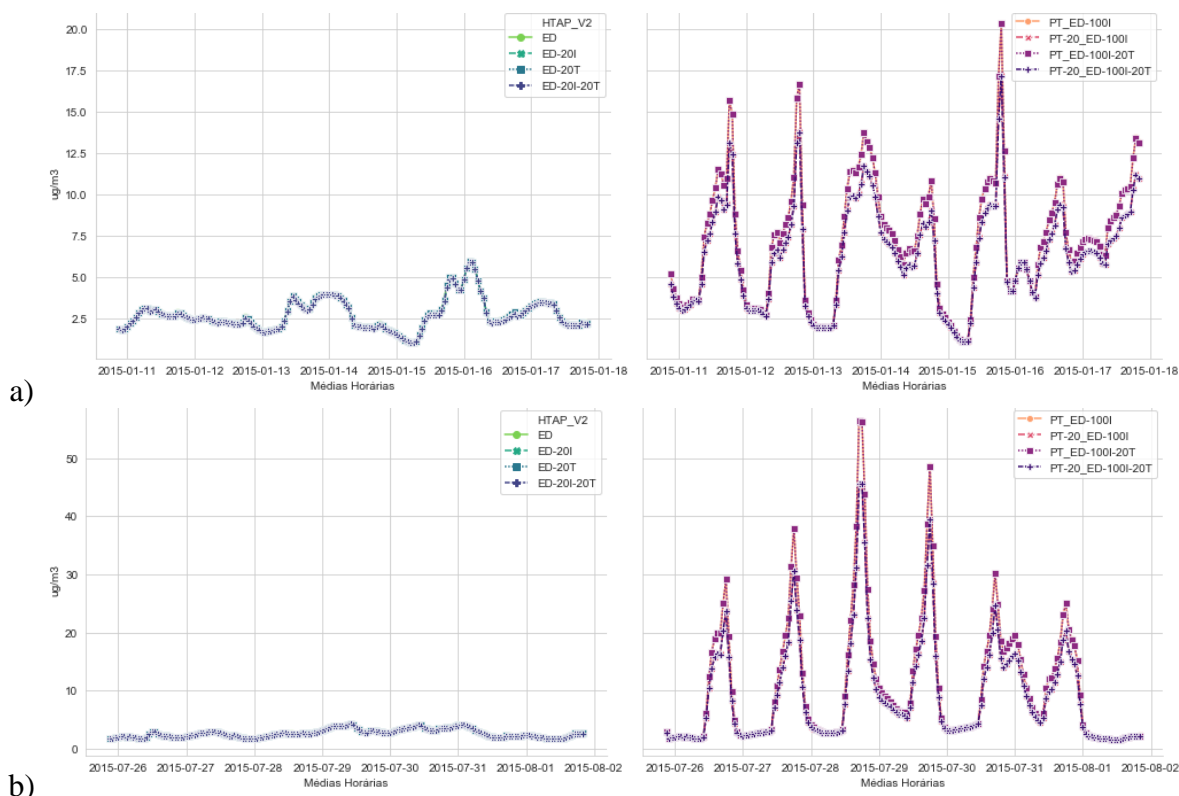


Figura 5-26 - Concentração média observada do poluente $MP_{2,5}$ modeladas para períodos Verão e Inverno em domínio d04 para os cenários base

No cenário PT, o efeito das fontes emissoras industriais pode ser observado com maior expressão no período de inverno, com um efeito de dispersão direcionada ao vetor nordeste. Nas imediações das fontes emissoras, identifica-se efeito de excedência aos valores MII dos PQAs estaduais e nacionais ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$). A figura 5-27 apresenta a variação horária dos resultados observados, com o destaque para a maior variabilidade de concentrações ao longo do dia nas simulações PT, devido à alocação geográfica das fontes de emissão.



b) Figura 5-27 - Variação das concentrações médias de $MP_{2.5}$ para os cenários modelados, períodos Verão (a) e Inverno (b)

É possível ainda verificar que há pouco efeito na média espacial, considerando todo o domínio modelado, das concentrações de $MP_{2.5}$ dos períodos simulados com as reduções percentuais aplicadas pelos cenários de redução.

As Figuras 5-28 e 5-29 apresentam qual a melhoria percentual observada na concentração média do $MP_{2.5}$ na qualidade do ar, em média, pelos períodos simulados. As reduções observadas nos cenários ED (Figura 5-28) tem caráter mais difuso e com menor ocorrência de picos de melhorias, com reduções em até 10%, ocorridas principalmente na região dos municípios de Sumaré e Campinas, outros centros urbanos relevantes localizados no domínio modelado. A melhoria observada na região urbana de Piracicaba foi apenas incremental, atingindo um máximo de 5% no cenário de reduções ED-20I-20T no período Verão.

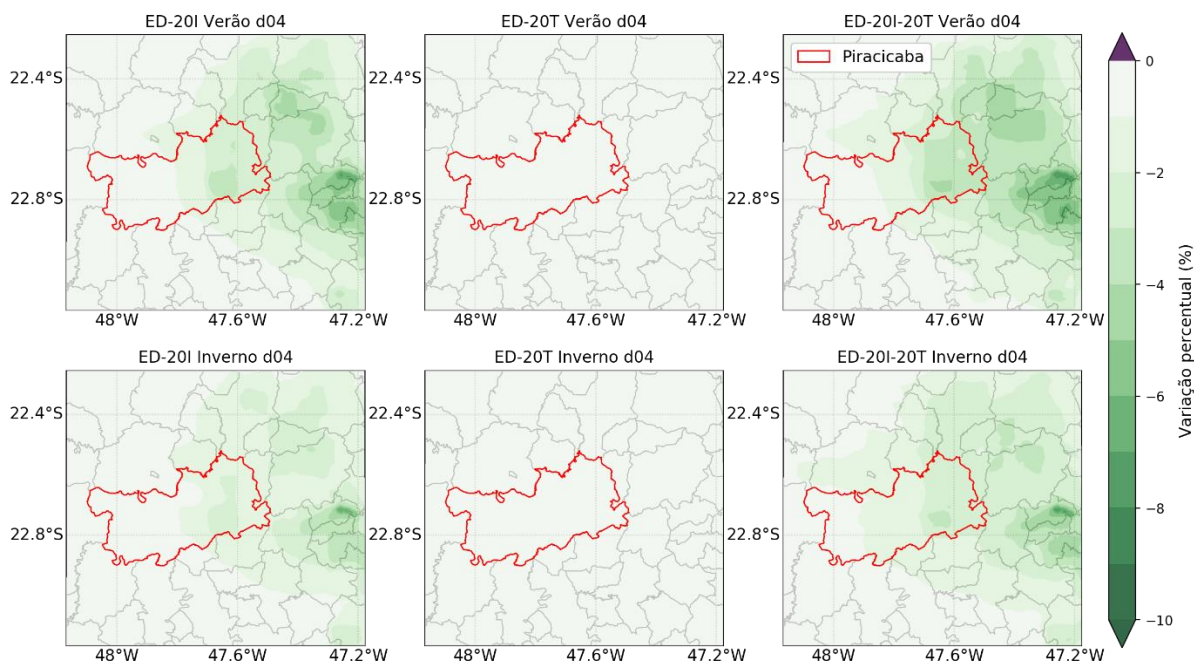


Figura 5-28 - Melhoria (redução) percentual da concentração de $MP_{2,5}$ na qualidade do ar de cenários de redução de emissões em comparação com o cenário base, para simulação usando inventário ED

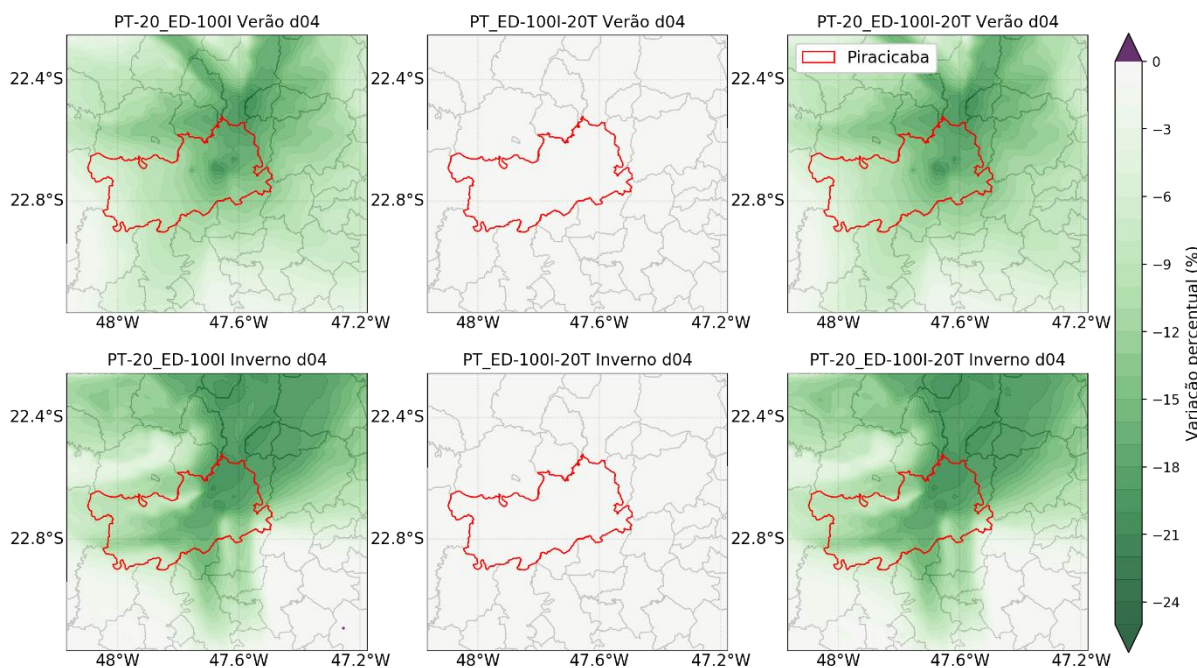


Figura 5-29 - Melhoria (redução) percentual da concentração de $MP_{2,5}$ na qualidade do ar de cenários de redução de emissões em comparação com o cenário base, para simulação usando inventário PT

Em contrapartida, as reduções observadas no cenário PT (Figura 5-29) representam montantes mais representativos, especialmente nas imediações dos empreendimentos emissores e na direção da direção preferencial de dispersão (nordeste).

É possível verificar que as maiores reduções percentuais são verificadas na região dos municípios de Rio Claro e Limeira, no eixo nordeste do modelo. As reduções observadas atingem valores acima de 20% de melhoria, conforme intentado pelo PREFE, em especial nos cenários de reduções combinadas (PT-20_ED-100I-20T). É importante destacar que os ganhos incrementais referentes ao cenário de reduções de emissões de setor de transporte exclusivamente não registraram valores significativos de melhorias (<1%). Essa ocorrência pode ser decorrente da má alocação dessas emissões.

Por fim, esse trabalho optou por representar um cenário crítico de emissões, em que todo o Material Particulado emitido se encontra na faixa de granulometria <2,5 μ g (PM_{2,5}). Dessa forma, é necessário considerar que os resultados de melhoria da qualidade do ar para essa parcela do material particulado podem estar superestimados, considerando também as reduções que ocorreriam em parcelas de maior granulometria.

As figuras 5-30 e 5-31 apresentam os resultados simulados para o poluente O₃ para os cenários base de emissões e de redução de emissões.

Para o poluente ozônio troposférico, o efeito decorrente da distribuição homogênea de emissões na extensão do domínio é observado para o cenário ED: neste não são observadas grandes variações regionais. No cenário PT, a alocação pontual das fontes fixas resulta em um efeito negativo nas concentrações de O₃, que pode ser atribuído ao efeito de destruição química do ozônio formado (SALVO; GEIGER, 2014).

De forma distinta ao observado nos resultados do Material Particulado, ambos os cenários ED e PT conseguiram representar o ciclo de formação do ozônio troposférico no domínio da simulação (Figura 38). Novamente, não é possível observar significativas variações na média dos resultados horários do domínio resultante dos cenários de reduções percentuais.

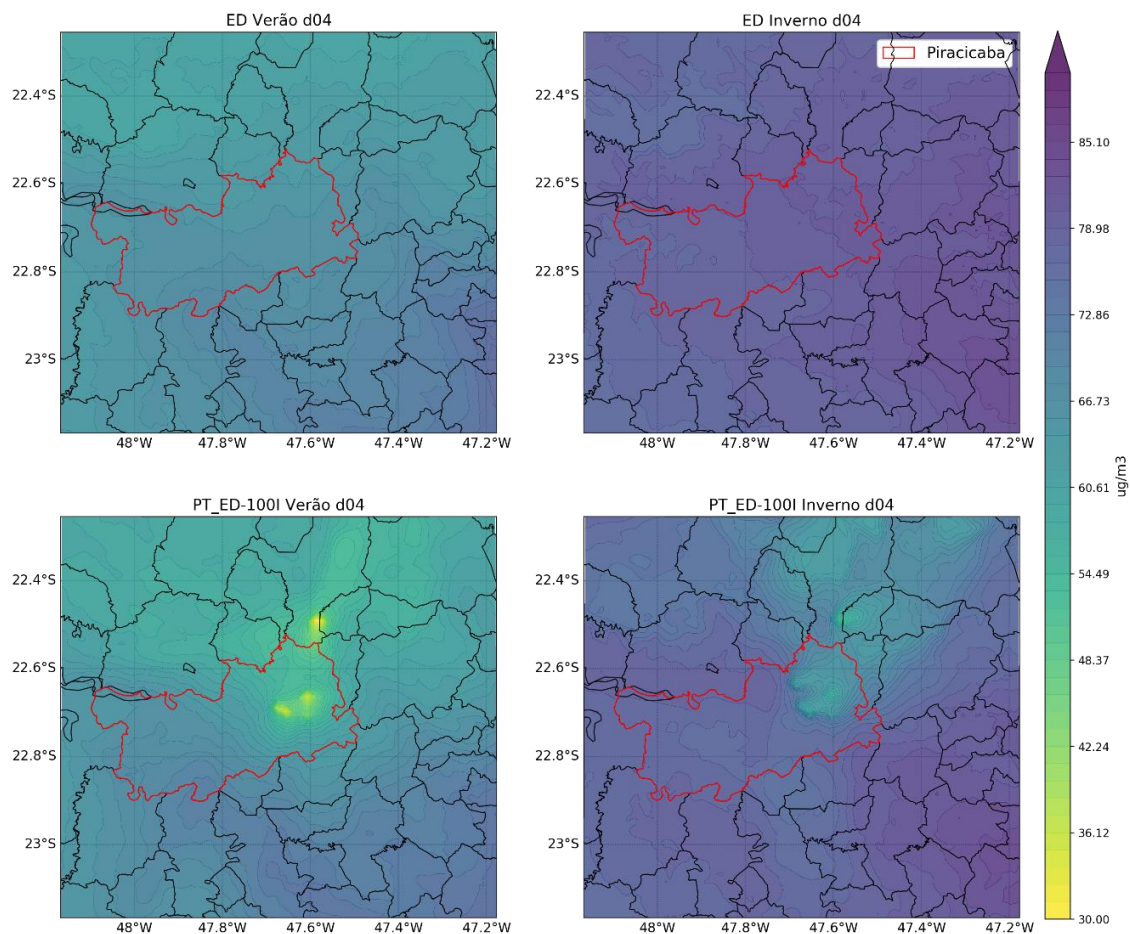


Figura 5-30 - Concentração média observada do poluente O₃ modeladas para períodos Verão e Inverno em domínio d04 para os cenários base

Em relação às melhorias percentuais observadas para o poluente Ozônio, parâmetro excedente nos resultados monitorados mais recentes na região de Piracicaba, a variação observada tem uma correlação menos direta. Nos cenários que consideram apenas as emissões do inventário ED (HTAP_V2), foram observadas melhorias incrementais distribuídas no domínio, com o melhor resultado sendo observado no cenário com reduções combinadas (ED-20I-20T) no período do Verão.

Para o cenário que consideram emissões do inventário local, foram observados efeitos negativos. Em especial, na região urbana de Piracicaba, é possível verificar aumento da concentração média do ozônio da ordem de 4%, resultando em efeitos inversos aos esperados.

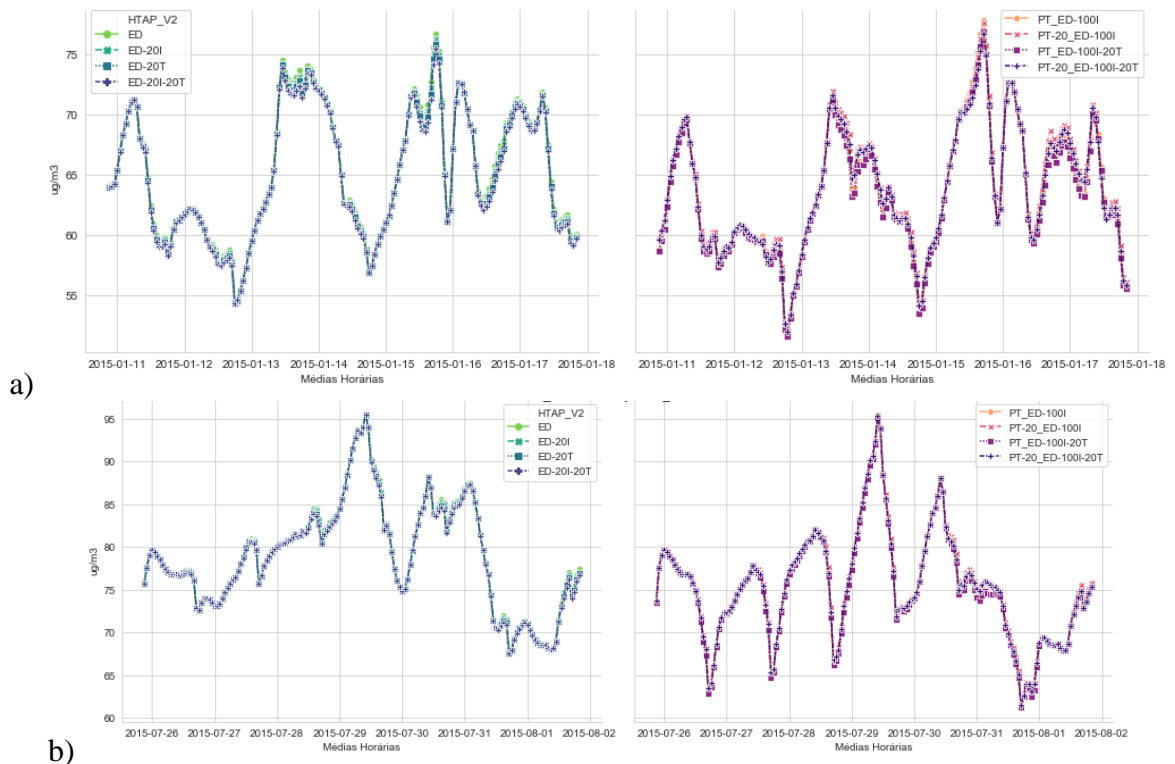


Figura 5-31 - Variação das concentrações médias de O₃ para os cenários modelados, períodos Verão (a) e Inverno (b)

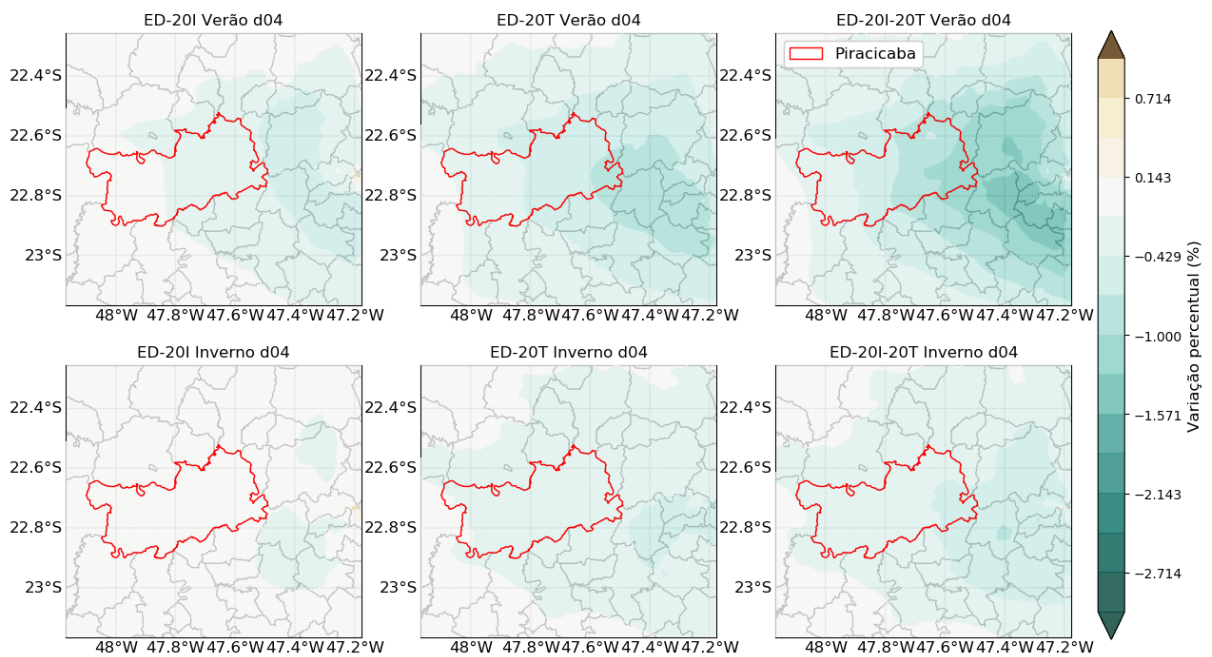


Figura 5-32 - Melhoria (redução) percentual da concentração de O₃ na qualidade do ar de cenários de redução de emissões em comparação com o cenário base, para simulação usando inventário ED

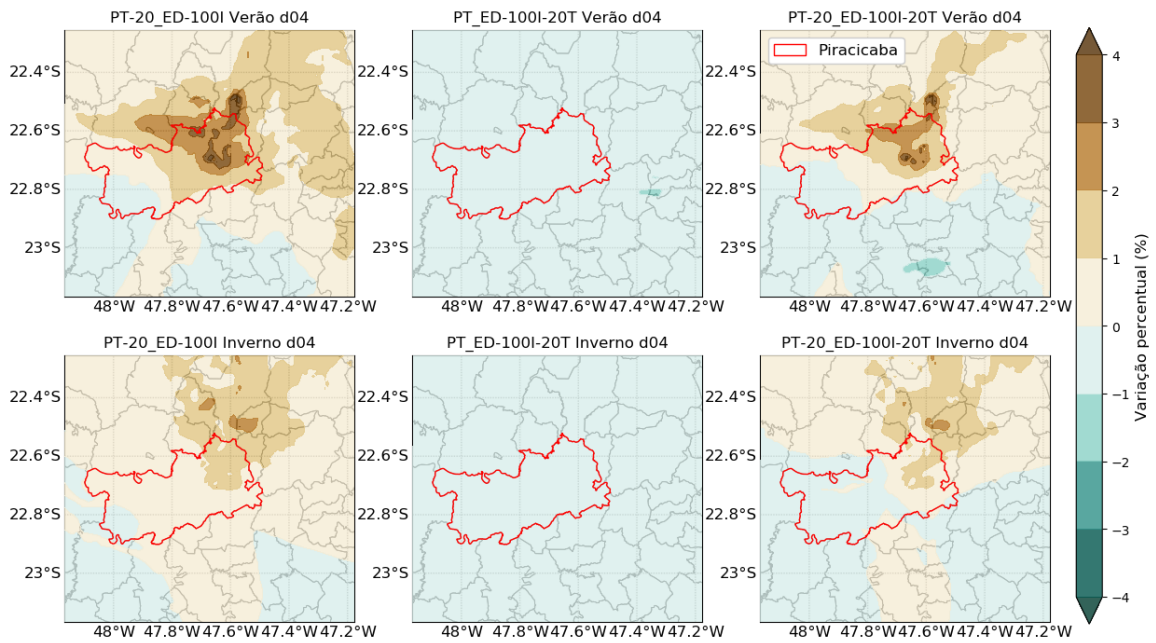


Figura 5-33 - Melhoria (redução) percentual da concentração de O₃ na qualidade do ar de cenários de redução de emissões em comparação com o cenário base, para simulação usando inventário PT

6 CONCLUSÃO

Esse estudo buscou simular a evolução temporal e espacial das emissões e concentrações de poluentes da região de Piracicaba, provendo uma plataforma para elaboração de cenários de redução de emissões, como subsídio para tomadas de decisões relacionadas à gestão da qualidade do ar em escala local e regional.

As parametrizações e técnicas empregadas no modelo meteorológico WRF foram capazes de apresentar resultados coerentes com resultados monitorados *in loco*, apesar de serem necessárias melhorias em especial referentes à velocidade e direção do vento. A ação eólica é um fator de grande influência na dispersão e transporte de poluentes por média e longa distâncias, sendo preponderante para a adequada representação da bacia atmosférica local.

A inexistência de banco de dados consolidado e de uniformização de informações ambientais acrescenta fator de complexidade à elaboração de inventários representativos de emissões locais, provando-se um trabalho de melhoria contínua.

Nesse sentido, o inventário global EDGAR HTAP_V2 se apresenta como uma ferramenta aplicável para estudos preliminares de qualidade do ar locais, fornecendo dados secundários que podem direcionar a tomada de decisões na elaboração de planos de controle de qualidade do ar, especialmente em casos em que não há inventários locais previamente consolidados. Verificou-se, por meio desse estudo, que o inventário global apresenta taxas de emissão de poluentes e distribuição percentual de emissões dentre os setores emissores coerentes com o cenário nacional. No entanto, uma análise prévia é recomendada, pois este pode não representar adequadamente a distribuição espacial das fontes e todas as fontes de emissão relevantes, principalmente em estudos de escala local e urbana.

Os resultados indicaram que o maior empecilho para a sua ampla aplicação do inventário global em domínios de maior resolução é a distribuição geográfica das emissões. Sugere-se que trabalhos futuros proponham alternativas para a realocação geográfica das emissões inventariadas pelo EDGAR HTAP_V2 por meio de *surrogates*, arquivos georreferenciados que identifiquem os pontos de emissão mais representativos (como a malha rodoviária de uma

região para as emissões de transporte) e realoquem os volumes emitidos nos pontos de emissão locais mais representativos.

Esse trabalho também conduziu a construção de um inventário local para fontes industriais reguladas com base em documentos de licenciamento ambiental. Verificou-se que, ao inventariar essa fração dentre a totalidade de fontes representativas nos empreendimentos do domínio, foi possível encontrar taxas de emissão similares aos inventários estimados pelos órgãos ambientais para poluentes como Material Particulado e Óxidos de Nitrogênio. Em contrapartida, seguindo o mesmo critério de comparação, as emissões de Óxidos de Enxofre e Compostos Orgânicos Voláteis apresentaram ordem de valores distintos das estimativas publicadas. A elaboração de um inventário de fontes industriais representativo é, entretanto, um trabalho contínuo, e deverá ser dado continuidade para aumentar a assertividade e acuidade dos dados para representação das emissões locais.

Por fim, foi possível nesse trabalho comprovar que a combinação do inventário de fontes locais elaborado localmente, com o inventário global EDGAR HTAP_V2, de forma a buscar representar a realidade da bacia atmosférica local de forma completa, gera resultados válidos que podem ser utilizados em estudos locais. Essa estratégia de abordagem pode ser uma alternativa para estados e municípios que possuem apenas inventários parciais disponíveis.

É válido reafirmar que a instalação de novas estações de monitoramento e a disponibilidade de dados mais geograficamente representativos permitiriam uma validação mais assertiva dos parâmetros modelados. Entretanto, é necessário reconhecer que a maioria dos estados e municípios nacionais não dispõe de recursos para realizar a instalação ou atualização das suas redes de monitoramento de qualidade do ar.

Por fim, esse trabalho buscou representar e avaliar as estratégias de redução de emissões em relação à consecução dos seus declarados objetivos de melhoria de qualidade do ar. Em relação ao parâmetro $MP_{2,5}$, em especial nas simulações que empregavam o inventário local de emissões, reduções percentuais de 20% alcançaram reduções médias em faixas de 20% da concentração desses poluentes na região, corroborando a estratégia proposta pelo PREFE (CETESB, 2014).

Entretanto, em relação ao poluente O₃, os resultados identificados demonstraram que as estratégias de redução podem resultar em melhorias inferiores proporcionalmente às reduções de emissões, ou mesmo em aumento da concentração desse poluente na região. Essa situação foi observada em especial nas simulações empregando o inventário local de emissões de fontes fixas industriais combinado com o inventário global.

Apesar dos desafios, esse estudo demonstra que essa estratégia de simulações combinando dados secundários e primário pode apresentar informações orientativas para as estratégias de regulação mais eficientes no alcance dos padrões de qualidade do ar ideais para potencial redução de efeitos adversos à saúde humana.

Por meio dos arquivos e bases de dados preparadas, novas simulações envolvendo períodos mais longos, assim como simulações que empregam outros anos de atividade como base, poderão dar mais robustez aos resultados observados.

Nesse sentido, esse trabalho buscou contribuir com o avanço científico em relação a metodologias de avaliação de estratégias de controle de emissões, demonstrando a aplicabilidade das ferramentas de modelagem fotoquímica por meio de dados primários e secundários à realidade dos estados e municípios do país, que deverão almejar a melhoria da qualidade do ar e das condições de bem-estar conforme os Padrões de Qualidade do Ar nacionais revisados.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, T. T. A. *et al.* WRF-SMOKE-CMAQ modeling system for air quality evaluation in São Paulo megacity with a 2008 experimental campaign data. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, p. 36555–36569, 2018.

ALBUQUERQUE, T. T. DE A. *Formação e Transporte das Partículas Finas Inorgânicas em uma Atmosfera Urbana: o exemplo de São Paulo*. 2010. 187 f. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.iag.usp.br/pos/sites/default/files/t%7B_%7Dtaciana%7B_%7Dt%7B_%7Da%7B_%7Dalbuquerque.pdf>.

ANDRADE, M. DE F. *et al.* Air quality forecasting system for Southeastern Brazil. *Frontiers in Environmental Science*, v. 3, n. February, p. 1–14, 2015. Disponível em: <<http://journal.frontiersin.org/Article/10.3389/fenvs.2015.00009/abstract>>.

ANDRADE, M. DE F. *et al.* Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. *Atmospheric Environment*, v. 159, p. 66–82, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.051>>.

ANDREÃO, W. L.; ALBUQUERQUE, T. T. A.; KUMAR, P. Excess deaths associated with fine particulate matter in Brazilian cities. *Atmospheric Environment*, v. 194, n. May, p. 71–81, 2018.

ARBEX, M. A. *et al.* Queima de biomassa e efeitos sobre a saúde. *Jornal Brasileiro de Pneumologia*, v. 2, n. 16, p. 158–175, 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/jbpneu/v30n2/v30n2a15>>.

BLOCK, M. L.; CALDERÓN-GARCIDUEÑAS, L. Air pollution: mechanisms of neuroinflammation and CNS disease. *Trends in Neurosciences*, v. 32, n. 9, p. 506–516, 2009.

BOIAN, C.; ANDRADE, M. DE F. Characterization of ozone transport among metropolitan regions. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 27, n. 2, p. 229–242, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-77862012000200009&lng=en&nrm=iso&tlng=en>.

BRASIL. *Resolução CONAMA Nº 03, de 28 de junho de 1990.* . Brasília, DF: Diário Oficial da União. , 1990

BRASIL. *Resolução CONAMA Nº 491 de 19/11/2018.* . Brasília, DF: Diário Oficial da União. , 2018

BRASIL. *Resolução nº 418, de 25 de novembro de 2009.* . Brasil: Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=618>>. , 2009

BRUNI, A. DE C. *et al. PCPV: Plano de Controle de Poluição Veicular 2014-2016.* . São Paulo: Companhia Estadual do Estado de São Paulo (CETESB), 2014. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 21 nov. 2016.

CARVALHO, V. S. B. *et al. Air quality status and trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a result of emission control policies. Environmental Science & Policy*, v. 47, p. 68–79, 2015.

CETESB. *Inventário de Emissões das Fontes Estacionárias do Estado de São Paulo: Manual de Preenchimento.* . São Paulo: CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2009. Disponível em: <http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/inventariofontes/Manual_de_Preenchimento.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2016.

CETESB. *Plano de Redução de Emissão de Fontes Estacionárias - PREFE 2014.* . São Paulo: CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2014.

CETESB. *Qualidade do ar no Estado de São Paulo.* São Paulo: CETESB, 2018. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/RQAR-2015.pdf>>.

CETESB. *Qualidade do ar no estado de São Paulo 2014.* . São Paulo: CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2015.

CETESB. *Rede Automática - Interior e Litoral.* Disponível em: <http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/Ar/php/mapa_qualidade_interior.php>. Acesso em: 17 jun. 2017.

CETESB. *Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo*. . São Paulo: CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2016. Disponível em: <[tp://ar.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/37/2013/12/RQAR-2015.pdf](http://ar.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/37/2013/12/RQAR-2015.pdf)>.

CMAS. *CMAQ*. Disponível em: <<https://www.cmascenter.org/cmaq/>>. Acesso em: 21 nov. 2016.

CMAS. *I/O API*.

CMAS. *Operational Guidance for the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System: Version 5.0 (February 2012 Release)*. Disponível em: <[http://www.airqualitymodeling.org/cmaqwiki/index.php?title=CMAQ_version_5.0_\(February_2010_release\)_OGD](http://www.airqualitymodeling.org/cmaqwiki/index.php?title=CMAQ_version_5.0_(February_2010_release)_OGD)>. Acesso em: 21 nov. 2016.

COHAN, D. S. *et al.* Nonlinear response of ozone to emissions: Source apportionment and sensitivity analysis. *Environmental Science and Technology*, v. 39, n. 17, p. 6739–6748, 2005.

CONAMA. *Pauta da 58ª Reunião Extraordinária do CONAMA*. . Brasília, DF: [s.n.], 2018

DAUMAS, R. P.; MENDONÇA, G. A. E S.; LEÓN, A. P. DE. Poluição do ar e mortalidade em idosos no Município do Rio de Janeiro: análise de série temporal. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 20, n. 1, p. 311–319, 2004.

DEILY, M. E.; GRAY, W. B. Enforcement of pollution regulations in a declining industry. *Journal of Environmental Economics and Management*, v. 21, n. 3, p. 260–274, 1991.

DIAS, C. *et al.* *PCPV - Plano de Controle de Poluição Veicular do Estado de São Paulo*. . São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2011.

DONG, X. *et al.* Probe into gaseous pollution and assessment of air quality benefit under sector dependent emission control strategies over megacities in Yangtze River Delta, China. *Atmospheric Environment*, v. 79, n. 2, p. 841–852, 2013. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231013005621>>.

EMERY, C.; TAI, E.; YARWOOD, G. *Enhanced Meteorological Modeling and Performance Evaluation for Two Texas Ozone Episodes*. . Novato, CA: Environ International Corporation,

2001.

ESPÍRITO SANTO. *Decreto Nº 3463-R DE 16/12/2013*. . [S.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=262999>>. Acesso em: 20 nov. 2016. , 2013

GOUVEIA, N. *et al.* Hospitalizações por causas respiratórias e cardiovasculares associadas à contaminação atmosférica no Município de São Paulo. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 22, n. 12, p. 2669–2677, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/csp/v22n12/15.pdf>>. Acesso em: 4 set. 2016.

GOUVEIA, N.; JUNGER, W. L. Effects of air pollution on infant and children respiratory mortality in four large Latin-American cities. v. 232, 2018.

HARRIS, L. M.; DURRAN, D. R. An Idealized Comparison of One-Way and Two-Way Grid Nesting. *Monthly Weather Review*, v. 138, p. 2174–2187, 2010.

HENDERSON, B. H. *et al.* A database and tool for boundary conditions for regional air quality modeling: Description and evaluation. *Geoscientific Model Development*, v. 7, n. 1, p. 339–360, 2014.

HETEM, I. G.; DE FATIMA ANDRADE, M. Characterization of fine particulate matter emitted from the resuspension of road and pavement dust in the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil. *Atmosphere*, v. 7, n. 3, 2016.

HOSHYARIPOUR, G. *et al.* Prediction of ground-level ozone concentration in São Paulo, Brazil: Deterministic versus statistic models. *Atmospheric Environment*, v. 145, p. 365–375, 2016.

IBGE. *São Paulo Piracicaba*. Disponível em: <http://ibge.gov.br/cidadesat/xtras/home.php?lang=_ES>. Acesso em: 21 nov. 2016.

IBGE. *Sinopse do Censo Demográfico 2010*. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=8>>. Acesso em: 21 nov. 2016.

IHME. *Rethinking Development and Health: Findings from the Global Burden of Disease Study*. . Seattle, WA: University of Washington, 2016.

IPEN. *Avaliação do Arquivo Meteorológico de Piracicaba (SP) Período 2010-2014*. . São Paulo, São Paulo: IPEN Centro de Tecnologia Nuclear. , 2015

JANSSENS-MAENHOUT, G. *et al.* HTAP_v2.2 : a mosaic of regional and global emission grid maps for 2008 and 2010 to study hemispheric transport of air pollution. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 15, p. 11411–11432, 2015.

KARAGULIAN, F. *et al.* Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. *Atmospheric Environment*, v. 120, p. 475–483, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.087>>.

KAWASHIMA, A. B. *et al.* Estimates and Spatial Distribution of Emissions from Sugar Cane Bagasse Fired Thermal Power Plants in Brazil. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, v. 3, n. November, p. 72–76, 2015.

KIM, K. H.; KABIR, E.; KABIR, S. A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, v. 74, p. 136–143, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>>.

KUMAR, A. *et al.* Evaluation of control strategies for industrial air pollution sources using American Meteorological Society/Environmental Protection Agency Regulatory Model with simulated meteorology by Weather Research and Forecasting Model. *Journal of Cleaner Production*, v. 116, p. 110–117, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.079>>.

KUMAR, P. *et al.* New directions: From biofuels to wood stoves: The modern and ancient air quality challenges in the megacity of São Paulo. *Atmospheric Environment*, v. 140, p. 364–369, 2016.

LANDRIGAN, P. J. *et al.* The Lancet Commission on pollution and health. *Lancet (London, England)*, v. 391, n. 10119, p. 462–512, 3 fev. 2018. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29056410>>. Acesso em: 19 abr. 2019.

LENTS, J. *et al.* São Paulo Vehicle Activity Study. p. 86, 2004.

LI, X. *et al.* The impact of observation nudging on simulated meteorology and ozone

concentrations during DISCOVER-AQ 2013 Texas campaign. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 16, p. 3127–3144, 2016.

LIU, Z. *et al.* A comparative assessment of economic-incentive and command-and-control instruments for air pollution and CO₂ control in China's iron and steel sector. *Journal of Environmental Management*, v. 144, p. 135–142, 2014.

LORIATO, A. G. *et al.* Inventário de Emissões com Alta Resolução para a Região da Grande Vitória Utilizando o Sistema de Modelagem Integrada WRF-SMOKE-CMAQ. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 33, n. 3, p. 521–536, set. 2018. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-77862018000300521&lng=pt&tlng=pt>. Acesso em: 27 jan. 2019.

LRTAP. HTAP V2.

MANNUCCI, P. M. *et al.* Effects on health of air pollution: a narrative review. *Internal and Emergency Medicine*, v. 10, n. 6, p. 657–662, 2015.

MARTINS, L. D. *et al.* Extreme value analysis of air pollution data and their comparison between two large urban regions of South America. *Weather and Climate Extremes journal*, v. 18, n. May, p. 44–54, 2017.

MARTINS, M. C. H. *et al.* Influence of socioeconomic conditions on air pollution adverse health effects in elderly people: an analysis of six regions in São Paulo, Brazil. *Journal of Epidemiology and Community Health*, v. 58, n. 1, p. 41 LP-46, jan. 2004.

MIRANDA, R. M. DE *et al.* Urban air pollution: A representative survey of PM 2.5 mass concentrations in six Brazilian cities. *Air Quality, Atmosphere and Health*, n. 77, p. 5:63, 2012.

MME; EPE. *Plano Decenal de Expansão de Energia 2024: Sumário*. . Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2015. Disponível em: <[http://www.epe.gov.br/PDEE/Sumário Executivo do PDE 2024.pdf](http://www.epe.gov.br/PDEE/Sumário%20Executivo%20do%20PDE%202024.pdf)>. Acesso em: 21 nov. 2016.

NCEP. *NCEP ADP Global Surface Observational Weather Data, October 1999 - continuing*. . [S.l.]: Research Data Archive at the National Center for Atmospheric Research, Computational and Information Systems Laboratory. , 2004

NOAA *et al.* *NCEP FNL Operational Model Global Tropospheric Analyses, continuing from July 1999*. . Boulder, CO.: Research Data Archive at the National Center for Atmospheric Research, Computational and Information Systems Laboratory. Disponível em: <<https://doi.org/10.5065/D6M043C6>>. , 2000

OTTE, T. L.; PLEIM, J. E. The Meteorology-Chemistry Interface Processor (MCIP) for the CMAQ modeling system : updates through MCIPv3.4.1. *Geoscientific Model Development*, v. 3, p. 243–256, 2010.

PEDRUZZI, R. *Avaliação de Desempenho de Modelo Fotoquímico CMAQ Utilizando diferentes Condições de Contorno em uma Região Urbana e Industrializada*. 2016. 132 f. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo, 2016.

PRUSS-USTUN, A. *et al.* Preventing Disease Through Healthy Environments: A global assessment of the burden of disease from environmental risks. p. 147, 2016.

REEN, B. *A Brief Guide to Observation Nudging in WRF*. . [S.l.]: Battlefield Environment Division, Army Research Laboratory. , 2016

RIO DE JANEIRO. Decreto N° 44072 DE 18/02/2013. , 2013.

RIO DE JANEIRO. Decreto N° 45798 DE 21/10/2016. , 2016.

SACKS, J. D. *et al.* Particulate matter-induced health effects: Who is susceptible? *Environmental Health Perspectives*, v. 119, n. 4, p. 446–454, 2011.

SALVO, A.; GEIGER, F. M. Reduction in local ozone levels in urban São Paulo due to a shift from ethanol to gasoline use. *Nature Geoscience*, v. 7, n. 6, p. 450–458, 2014. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/ngeo2144>>.

SANTANA, E. *et al.* *Padrões de Qualidade do Ar: Experiência comparada Brasil, EUA e União Europeia*. . São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2012. Disponível em: <<http://www.rio.rj.gov.br/dlstatic/10112/3252594/4114836/RelatorioMonitorar20112012.pdf>>.

SÃO PAULO. Decreto n° 59.113, de 23/04/2013. *Diário Oficial [do] Estado de São Paulo*.

Brasil: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/norma/?id=170057>>. Acesso em: 20 nov. 2016. , 2013

SILVA JÚNIOR, R. S. *Sensibilidade na estimativa da concentração de poluentes fotoquímicos com a aplicação de diferentes parametrizações de Camada Limite Planetária utilizando o modelo de Qualidade do Ar WRF/Chem*. 2009. 171 f. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

SSD; NCEP. *NCEP ADP Global Upper Air Observational Weather Data, October 1999 - continuing*. . [S.l: s.n.]. , 2004

THE INSTITUTE FOR THE ENVIRONMENT. *SMOKE v4.5 User's Manual*. . Chapel Hill, NC: University of North Carolina. Disponível em: <<https://www.cmascenter.org/smoke/documentation/4.5/html/>>. , 2017

TUCKER, W. G. An overview of PM 2.5 sources and control strategies. *Fuel Processing Technology*, v. 65–66, p. 379–392., 2000. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378382099001058>>.

UCAR; NCAR. *Weather Research and Forecasting Model*. Disponível em: <<https://www.mmm.ucar.edu/weather-research-and-forecasting-model>>. Acesso em: 27 out. 2017.

UN. *The Sustainable Development Goals Report*. . New York: [s.n.], 2018.

US EPA. *AP 42: Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume 1: Stationary Point and Area Sources*. . Durham, North Carolina: United States Environmental Protection Agency, 1995. Disponível em: <<https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-compilation-air-emission-factors>>.

US EPA. *EPA 's Community Multiscale Air Quality Modeling System (CMAQ) - Fact Sheet*. . [S.l.]: United States Environment Protection Agency, Office of Research and Development. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-10/documents/community_multi-scale_air_quality_model_fact_sheet.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2016. , 2016

US EPA. *Speciate 4.2 Speciation Database Development Documentation*. . [S.l.]: Office of Research and Development. , 2009

VALLERO, D. A. *Fundamentals of Air Pollution*. 4a. ed. Durham, North Carolina: Academic Press, 2008.

VIVANCO, M. G.; ANDRADE, M. D. F. Validation of the emission inventory in the Sao Paulo Metropolitan Area of Brazil, based on ambient concentrations ratios of CO, NMOG and NO_x and on a photochemical model. *Atmospheric Environment*, v. 40, p. 1189–1198, 2006.

VLACHOKOSTAS, C. *et al.* Multicriteria methodological approach to manage urban air pollution. *Atmospheric Environment*, v. 45, n. 25, p. 4160–4169, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.020>>.

WAGSTROM, K. M.; PANDIS, S. N. Contribution of long range transport to local fine particulate matter concerns. *Atmospheric Environment*, v. 45, n. 16, p. 2730–2735, 2011.

WHO. *Air Quality Guidelines for Particulate Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide and Sulfur Dioxide. Global update 2005: Summary of risk assessment*. . Genebra, Suíça.: WHO Press, 2006a.

WHO. *Air Quality Guidelines Global Update 2005*. Genebra, Suíça: World Health Organization Regional Office for Europe, 2006b.

WHO. *Health Risk Assessment of Air Pollution: General Principles*. . Copenhagen: World Health Organization, 2016a. Disponível em: <http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/298482/Health-risk-assessment-air-pollution-General-principles-en.pdf?ua=1>. Acesso em: 18 nov. 2016.

WHO. *World Health Statistics 2016: Monitoring Health for the SDGs, sustainable development goals*. . [S.l.: s.n.], 2016b.

APÊNDICE 1 – DOCUMENTOS DE REFERÊNCIA PARA ELABORAÇÃO DE INVENTÁRIO DE FONTES FIXAS

Empreendimento	Título do Documento	Autores	Ano	Referência
ArcelorMittal Brasil S.A.	Monitoramento de Efluentes Gasosos nas Chaminés dos Sistemas de Despoeiramento dos Fornos Elétrico (FEA) e Panela (FPAN)	SGS AirServices	2015	OS 0958/13.02
	Monitoramento de Efluentes Gasosos nos Dutos dos Sistemas de Exaustão dos Fornos de Reaquecimento da Laminação e nas Chaminés dos Sistemas de Despoeiramento dos Fornos Panela (FPAN) e Elétrico (FEA)	SGS AirServices	2015	OS 0958/13.03
Biomim do Brasil Nutrição Animal Ltda	Solicitação de Licença Prévia e de Instalação - MCE (LP/LI)	Biomim	2014	CETESB Processo 21/10526/14
	Memorial de Caracterização de Empreendimento	Biomim	2014	CETESB Processo 21/10526/14
	Relatório de Análise Técnica Licença Prévia e de Instalação	CETESB	2015	21005144
	Licença Prévia e de Instalação N21001550	CETESB	2015	CETESB Processo 21/10526/14
	Solicitação de Licença de Operação - MCE	Biomim	2015	CETESB Processo 21/10526/14
	Relatório de Inspeção	CETESB	2015	1653795
	Relatório de Inspeção	CETESB	2016	1666043
	Licença de Operação No 21006998	CETESB	2016	CETESB Processo 21/10526/14
Cerba Destilaria de Álcool	Solicitação de Renovação de Licença de Operação - MCE	Cerba	2016	CETESB Processo 21/00508/16
	Memorial de Caracterização de Empreendimento	Cerba	2016	CETESB Processo 21/00508/16
	Licença de Operação No 21006117	CETESB	2016	CETESB Processo 21/00508/16
	Licença de Operação No 21007194	CETESB	2016	CETESB Processo 21/00508/16
	Ofício Protocolo N° 9030	Cerba	2014	CETESB Processo 21/00508/16
	Ofício Protocolo N° 936	Cerba	2015	CETESB Processo 21/00508/16
	Ofício Protocolo N° 1043	Cerba	2015	CETESB Processo 21/00508/16
Empreendimento	Título do Documento	Autores	Ano	Referência

	Memorial de Caracterização de Empreendimento	Dedini	2015	CETESB Processo 21/11218/15
	Solicitação de Renovação de Licença de Operação - MCE	Dedini	2015	CETESB Processo 21/11218/15
Dedini S.A. Industrias de Base	Monitoramento das Emissões de Material Particulado nas Chaminés de Filtros de Mangas dos Fornos Fusores (nº 7 e nº3/5) da Aciaria da Fundação e do Sistema de Corte de Massalotes da Fundação	SGS AirServices	2014	OS 0953.13
	Despacho Fls 221/2014	CETESB	2014	PA 00101/04
	Monitoramento das Emissões de Material Particulado nas Chaminés de Filtros de Mangas dos Fornos Fusores (nº 7 e nº3/5) da Aciaria da Fundação e do Sistema de Corte de Massalotes da Fundação	SGS AirServices	2015	OS 1101/15
	Monitoramento das Emissões de Material Particulado nas Chaminés de Filtros de Mangas dos Fornos Fusores da Aciaria da Fundação e do Sistema de Corte de Massalotes da Fundação	AirServices	2011	OS 0719/11
	Folha de Despacho Nº 003/IPSA/13	CETESB	2013	PA nº 0048/06
	Memorial de Caracterização de Empreendimento	Hyundai	2014	CETESB Processo 21/10791/14
	Relatório Atendimento de Exigências Técnicas para Renovação Licenças Operação	Hyundai	2015	CETESB Processo 21/10791/14
Hyundai Motor Brasil Montadora de Automóveis	Licença de Instalação Nº 21002446	CETESB	2010	PA Nº 00077/12
	Análise das Emissões Atmosféricas	CETESB	2012	PA Nº 00077/12
	Estudo da Estimativa de Emissões Evaporativas e Fugitivas de Compostos Orgânicos Voláteis para a Atmosfera, Provenientes do Tank Farm - Unidade Localizada no Município de Piracicaba, SP	AirServices	2014	OS 1061/14
	Análise das Emissões Atmosféricas	CETESB	2016	PA Nº 00077/12

Empreendimento	Título do Documento	Autores	Ano	Referência
	Folha de Despacho	CETESB	2009	PA Nº00072/09

Raízen Energia S.A. - Filial Costa Pinto	Apresentação de Relatórios com os resultados do Monitoramento das Emissões Atmosféricas realizada pela empresa na safra 2015-2016	Raízen	2015	Ofício 2198; PA N°00072/09
	Relatório de Estudo	JAPH	2015	Relatório 1120_15; PA N°00072/09
	Folha de Despacho	CETESB	2016	PA N°00072/09
Lef Pisos e Revestimentos Ltda	Relatório de Análise N°59.08.15	GRANDIS	2015	PA N°00132/06
	Relatório de Análise N°60.08.15	GRANDIS	2015	PA N°00132/06
	Relatório de Análise N°61.08.15	GRANDIS	2015	PA N°00132/06
	Relatório de Análise N°62.08.15	GRANDIS	2015	PA N°00132/06
	Folha de Despacho 022/2016/IPAA	CETESB	2016	PA N°00132/06
Delta Indústria Cerâmica Ltda	Estudo de Dispersão de Poluentes Atmosféricos - Delta	SGS AirServices	2016	Referência OS 1149/16.02
	Avaliação do Arquivo Meteorológico de Piracicaba (SP) Período 2010-2014	IPEN Centro de Tecnologia Nuclear	2015	RELT-003-00
	Relatório de Monitoramento de Emissões Atmosféricas (RMEA): Monitoramento das Emissões de Material Particulado, Óxidos de Nitrogênio e Fluoretos Oriundos dos Dutos e Chaminés dos Processos Industriais Produtivos da Empresa Delta Cerâmica	SGS AirServices	2016	OS 1181/16.01
Oji Papéis Especiais	Relatório de Monitoramento de Emissões Atmosféricas (RMEA)	BioAgri	2015	PA 00210/95
Klabin S/A	Relatório Anual de Monitoramento de Emissões Atmosféricas - Klabin S.A	ASL	2016	PA 00139/96

APÊNDICE 2 – INVENTÁRIO DE EMISSÕES LOCAIS – FORMATO ORL

#ORL POINT

#TYPE Point Source Industrial Inventory

#COUNTRY BR

#YEAR 2015

#DESCREATIONDATE 04-nov-2017

#DESC Piracicaba 2015 Inventário de Fontes Industriais

#DESC Fontes consideradas: ArcelorMittal- Raizen- Oji- Lef- Klabin- Cerba- Dedini- Delta- Hyunday- Biomin

#FIPS	PLANTID	STACKID	SCC	STKHGT	STKDIAM	STKTEMP	STKFLOW	STKVEL	XLOC	YLOC	CAS	ANN_EMIS
35387	AMP	EAF	30400304	131.23	21.33	219.43	1286.14	38.76	-47.658	-22.696	SO2	175.090
35387	AMP	EAF	30400304	131.23	21.33	219.43	1286.14	38.76	-47.658	-22.696	PM2_5	34.140
35387	AMP	EAF	30400304	131.23	21.33	219.43	1286.14	38.76	-47.658	-22.696	NOX	184.030
35387	AMP	EAF	30400304	131.23	21.33	219.43	1286.14	38.76	-47.658	-22.696	VOC	12.100
35387	AMP	FPAN2	30400304	98.43	7.87	107.63	75.71	16.73	-47.657	-22.696	PM2_5	6.740
35387	AMP	FPAN2	30400304	98.43	7.87	107.63	75.71	16.73	-47.657	-22.696	SO2	16.590
35387	AMP	FPAN2	30400304	98.43	7.87	107.63	75.71	16.73	-47.657	-22.696	NOX	19.870
35387	AMP	FPAN3	30400304	98.43	7.87	130.93	86.50	19.12	-47.657	-22.696	PM2_5	6.480
35387	AMP	FPAN3	30400304	98.43	7.87	130.93	86.50	19.12	-47.657	-22.696	SO2	20.300
35387	AMP	FPAN3	30400304	98.43	7.87	130.93	86.50	19.12	-47.657	-22.696	NOX	22.460
35387	AMP	FPAN4	30400304	98.43	7.87	119.88	94.96	20.99	-47.657	-22.696	PM2_5	7.260
35387	AMP	FPAN4	30400304	98.43	7.87	119.88	94.96	20.99	-47.657	-22.696	SO2	22.640
35387	AMP	FPAN4	30400304	98.43	7.87	119.88	94.96	20.99	-47.657	-22.696	NOX	25.060
35387	AMP	TL1	30400314	85.30	3.22	728.00	85.30	106.22	-47.657	-22.698	PM2_5	1.020
35387	AMP	TL1	30400314	85.30	3.22	728.00	85.30	106.22	-47.657	-22.698	SO2	1.570
35387	AMP	TL1	30400314	85.30	3.22	728.00	85.30	106.22	-47.657	-22.698	NOX	40.850
35387	AMP	TL2	30400314	78.74	5.48	793.50	78.74	56.76	-47.658	-22.698	PM2_5	1.130

35387	AMP	TL2	30400314	78.74	5.48	793.50	78.74	56.76	-47.658	-22.698	SO2	3.020
35387	AMP	TL2	30400314	78.74	5.48	793.50	78.74	56.76	-47.658	-22.698	NOX	35.620
35387	RAI	CALA	10201101	114.83	14.76	206.60	555.87	34.94	-47.683	-22.633	PM2_5	252.520
35387	RAI	CALA	10201101	114.83	14.76	206.60	555.87	34.94	-47.683	-22.633	NOX	245.090
35387	RAI	CALB	10201101	114.83	14.76	206.60	582.83	36.65	-47.683	-22.634	PM2_5	467.080
35387	RAI	CALB	10201101	114.83	14.76	206.60	582.83	36.65	-47.683	-22.634	NOX	311.270
35387	OJI	CALCBC	10200601	49.21	3.81	212.00	44.52	31.10	-47.604	-22.702	NOX	26.520
35387	OJI	CALAAL	10200601	45.93	3.81	384.80	41.05	23.23	-47.604	-22.702	NOX	11.230
35387	LEF	FT1A5	30500845	98.43	6.36	266.37	161.06	59.57	-47.612	-22.657	NOX	603.160
35387	LEF	LAVGA	30500845	98.43	4.20	128.85	21.49	19.16	-47.612	-22.657	NOX	32.660
35387	KLA	ATA01	10200501	98.43	9.19	99.80	160.67	26.09	-47.675	-22.687	PM2_5	110.160
35387	KLA	ATA01	10200501	98.43	9.19	99.80	160.67	26.09	-47.675	-22.687	SO2	149.040
35387	KLA	ATA01	10200501	98.43	9.19	99.80	160.67	26.09	-47.675	-22.687	SO2	20.650
35387	KLA	ATA01	10200501	98.43	9.19	99.80	160.67	26.09	-47.675	-22.687	NOX	40.870
35387	KLA	ATA02	10200601	13.12	3.94	312.80	21.15	18.70	-47.675	-22.687	NOX	4.750
35387	KLA	ATA03	10200601	13.12	3.94	320.00	25.05	22.15	-47.675	-22.687	NOX	4.150
35387	KLA	SENIO	10200601	98.43	9.19	104.00	145.85	23.69	-47.675	-22.687	NOX	33.350
35387	CER	CHAM1	30125010	98.43	1.97	157.00	17.26	5.67	-47.574	-22.744	PM2_5	0.230
35387	DED	CHAM23	30400303	49.21	2.10	91.87	9.59	30.50	-47.615	-22.659	PM2_5	0.260
35387	DED	DESPCORTE	30400303	62.34	5.91	88.80	82.07	33.52	-47.615	-22.659	PM2_5	7.620
35387	DED	CHAM7	30400303	62.34	8.66	89.66	199.33	36.99	-47.615	-22.659	PM2_5	15.240
35387	DEL	1FMMO	30500802	73.82	3.28	68.00	36.45	0.03	-47.581	-22.486	PM2_5	13.060
35387	DEL	2FMMO	30500802	62.34	3.28	82.53	51.66	65.77	-47.581	-22.486	PM2_5	3.230
35387	DEL	3FMMO	30500802	62.34	3.28	75.51	51.54	45.57	-47.581	-22.486	PM2_5	4.010
35387	DEL	4FMMO	30500802	59.06	3.28	77.75	45.07	39.84	-47.581	-22.486	PM2_5	5.420
35387	DEL	5FMMO	30500802	65.62	3.28	68.00	49.21	0.03	-47.581	-22.487	PM2_5	13.060
35387	DEL	6SEC1	30500813	52.49	1.64	766.40	11.39	0.03	-47.581	-22.487	PM2_5	91.130

35387	DEL	7SEC2	30500813	52.49	1.64	332.68	10.37	52.80	-47.581	-22.487	PM2_5	0.690
35387	DEL	8SEC3	30500813	52.49	1.64	766.40	11.39	0.03	-47.581	-22.487	PM2_5	91.130
35387	DEL	9SEC4	30500813	52.49	1.64	766.40	11.39	0.03	-47.581	-22.487	PM2_5	59.100
35387	DEL	10SEC5	30500813	52.49	1.64	725.00	11.39	0.03	-47.581	-22.487	PM2_5	92.380
35387	DEL	11SEC6	30500813	52.49	1.64	293.75	10.00	50.92	-47.581	-22.487	PM2_5	0.380
35387	DEL	12FM1	30500845	29.53	0.66	68.00	1.37	0.03	-22.488	-47.581	PM2_5	0.620
35387	DEL	13FM2	30500845	26.25	0.66	68.00	1.37	0.03	-22.488	-47.581	PM2_5	0.620
35387	DEL	14FM3	30500845	26.25	0.66	68.00	1.37	0.03	-22.488	-47.581	PM2_5	0.620
35387	DEL	15FM4	30500845	29.53	0.66	68.00	1.37	0.03	-22.488	-47.581	PM2_5	0.310
35387	DEL	16FM5	30500845	27.89	0.66	68.00	1.37	0.03	-22.488	-47.581	PM2_5	0.620
35387	DEL	17FM6	30500845	29.53	0.66	94.48	1.65	33.64	-22.487	-47.581	PM2_5	0.010
35387	DEL	18FM6	30500845	29.53	3.94	68.00	1.37	0.03	-22.488	-47.581	PM2_5	0.620
35387	DEL	32FM1	30500845	41.01	3.94	290.41	52.52	46.43	-47.581	-22.488	PM2_5	1.880
35387	DEL	33FM3	30500845	41.01	3.94	293.06	53.53	47.32	-47.581	-22.488	PM2_5	4.090
35387	DEL	34FM5	30500845	55.77	4.10	791.60	74.85	53.48	-47.581	-22.488	PM2_5	39.190
35387	DEL	35RE3	30500845	32.81	1.92	84.66	14.83	56.12	-47.582	-22.490	PM2_5	1.530
35387	DEL	36REK	30500845	29.53	1.64	90.07	13.14	66.89	-47.582	-22.490	PM2_5	3.490
35387	DEL	37REK	30500845	32.81	1.92	68.00	17.32	0.03	-47.582	-22.490	PM2_5	0.310
35387	DEL	38REK	30500845	32.81	1.92	68.00	17.32	0.03	-47.582	-22.490	PM2_5	0.310
35387	DEL	39FM1	30500802	50.85	4.10	68.00	54.68	0.03	-47.584	-22.487	PM2_5	13.370
35387	DEL	42ATO	30500802	100.07	5.25	703.40	122.10	60.73	-47.584	-22.487	PM2_5	6.840
35387	DEL	54SEC	30500813	55.77	1.64	689.00	11.85	0.03	-47.583	-22.487	PM2_5	57.850
35387	DEL	55SEC	30500813	55.77	1.64	703.40	11.85	0.03	-47.583	-22.487	PM2_5	57.850
35387	DEL	56SEC	30500813	55.77	1.64	328.11	13.09	66.68	-47.584	-22.487	PM2_5	3.970
35387	DEL	57SEC	30500813	55.77	1.64	318.51	12.37	62.98	-47.584	-22.487	PM2_5	0.760
35387	DEL	65FM1	30500845	29.53	0.66	68.00	1.37	0.03	-47.583	-22.487	PM2_5	0.310
35387	DEL	66FM1	30500845	29.53	0.66	68.00	1.37	0.03	-47.584	-22.488	PM2_5	0.310

35387	DEL	67FM1	30500845	31.17	0.66	100.70	1.08	22.00	-47.584	-22.487	PM2_5	0.020
35387	DEL	68FM1	30500845	31.17	0.66	90.43	1.00	20.43	-47.584	-22.488	PM2_5	0.090
35387	DEL	94FMA	30500845	41.01	3.94	784.40	72.91	29.59	-47.584	-22.487	PM2_5	49.460
35387	DEL	6SEC1	30500813	52.49	1.64	766.40	11.39	0.03	-47.581	-22.487	NOX	14.930
35387	DEL	7SEC2	30500813	52.49	1.64	332.68	10.37	52.80	-47.581	-22.487	NOX	1.030
35387	DEL	8SEC3	30500813	52.49	1.64	766.40	11.39	0.03	-47.581	-22.487	NOX	14.930
35387	DEL	9SEC4	30500813	52.49	1.64	766.40	11.39	0.03	-47.581	-22.487	NOX	14.930
35387	DEL	10SEC5	30500813	52.49	1.64	725.00	11.39	0.03	-47.581	-22.487	NOX	15.860
35387	DEL	11SEC6	30500813	52.49	1.64	293.75	10.00	50.92	-47.581	-22.487	NOX	0.980
35387	DEL	32FM	30500845	41.01	3.94	290.41	52.52	46.43	-47.581	-22.488	NOX	34.360
35387	DEL	33FM	30500845	41.01	3.94	293.06	53.53	47.32	-47.581	-22.488	NOX	10.830
35387	DEL	34FM5	30500845	55.77	4.10	791.60	74.85	53.48	-47.581	-22.488	NOX	9.640
35387	DEL	42ATO	30500802	100.07	5.25	703.40	122.10	60.73	-47.584	-22.487	NOX	330.320
35387	DEL	54SEC	30500813	55.77	1.64	689.00	11.85	0.03	-47.583	-22.487	NOX	16.800
35387	DEL	55SEC	30500813	55.77	1.64	703.40	11.85	0.03	-47.583	-22.487	NOX	17.110
35387	DEL	56SEC	30500813	55.77	1.64	328.11	13.09	66.68	-47.584	-22.487	NOX	2.300
35387	DEL	57SEC	30500813	55.77	1.64	318.51	12.37	62.98	-47.584	-22.487	NOX	2.000
35387	DEL	94FMA	30500845	41.01	3.94	784.40	72.91	29.59	-47.584	-22.487	NOX	38.570
35387	BIO	INT	30203404	52.49	1.64	104.00	13.67	0.03	-47.753	-22.695	VOC	32.940
35387	BIO	SEC	30203420	52.49	1.64	104.00	13.67	0.03	-47.753	-22.695	PM2_5	2.590
35387	HYU	SEL	31401552	26.00	0.66	68.00	1.37	0.03	-47.608	-22.686	VOC	0.560
35387	HYU	TQOL	30201949	26.00	0.66	68.00	1.37	0.03	-47.608	-22.686	VOC	0.710
35387	HYU	TQGA	40714697	26.00	0.66	68.00	1.37	0.03	-47.608	-22.686	VOC	3.410
35387	HYU	TQOLT	30201949	26.00	0.66	68.00	1.37	0.03	-47.608	-22.686	VOC	0.000
35387	HYU	TQMET	40700815	26.00	0.66	68.00	1.37	0.03	-47.608	-22.686	VOC	0.186
35387	HYU	TQOL2	30201949	26.00	0.66	68.00	1.37	0.03	-47.608	-22.686	VOC	0.000
35387	HYU	TQET	40700815	26.00	0.66	68.00	1.37	0.03	-47.608	-22.686	VOC	0.000

35387	HYU	DISP	40714697	26.00	0.66	68.00	1.37	0.03	-47.608	-22.686	VOC	13.934
-------	-----	------	----------	-------	------	-------	------	------	---------	---------	-----	--------

APÊNDICE 3 – PERFIS DE ESPECIAÇÃO QUÍMICA – FORMATO GSPRO PARA SMOKE

```
#Perfis de especificação para simulação Edgar - Piracicaba
# Sector xref: 1) aircraft, 2) ships, 3) energy, 4) industry, 5) transport, 6) residential, 8)
agriculture
# htap, poll, species, split, divisor, massfrac
#Generic Profiles
0000;"CO";"CO";1.0;28.0;1.0
0000;"NH3";"NH3";1.0;17.0;1.0
0000;"PEC";"PEC";1.0;1.0;1.0
0000;"PMC";"PMC";1.0;1.0;1.0
0000;"POC";"POC";1.0;1.0;1.0
0000;"NOX";"NO";0.9;46.0;0.9
0000;"NOX";"NO2";0.1;46.0;0.1
#Perfis para especificação NOX - gspro_cmaq_cb05_soa
HONO;"NOX";"NO";0.9;46.0;0.9! See EMF "Note" documenting profile N002
HONO;"NOX";"NO2";0.092;46.0;0.092
HONO;"NOX";"HONO";0.0080;46.0;0.0080
M300;"NOX";"NO";0.62;30.0;0.62
M300;"NOX";"NO2";0.05;46.0;0.05
NHONO;"NOX";"NO2";0.1;46.0;0.1
NHONO;"NOX";"NO";0.9;46.0;0.9
#0001 - Aircraft
0001;"PM2_5";"PAL";7.844959120632102E-5;1.0;7.844959120632102E-5
0001;"PM2_5";"PCA";0.011056515213864316;1.0;0.011056515213864316
0001;"PM2_5";"PCL";0.0038466343065978784;1.0;0.0038466343065978784
0001;"PM2_5";"PFE";0.00498606554275781;1.0;0.00498606554275781
0001;"PM2_5";"PH2O";2.116862509530467E-5;1.0;2.116862509530467E-5
0001;"PM2_5";"PK";7.406401364964016E-4;1.0;7.406401364964016E-4
0001;"PM2_5";"PMG";1.1819444589725378E-5;1.0;1.1819444589725378E-5
0001;"PM2_5";"PMN";2.0326377227165874E-6;1.0;2.0326377227165874E-6
0001;"PM2_5";"PMOTHR";0.07877311697321937;1.0;0.07877311697321937
0001;"PM2_5";"PNA";6.787211823468223E-7;1.0;6.787211823468223E-7
0001;"PM2_5";"PNCOM";0.82333757834816;1.0;0.82333757834816
0001;"PM2_5";"PNH4";9.25528885018394E-7;1.0;9.25528885018394E-7
0001;"PM2_5";"PNO3";0.021401503789444387;1.0;0.021401503789444387
0001;"PM2_5";"PSI";2.53330477670749E-4;1.0;2.53330477670749E-4
0001;"PM2_5";"PSO4";0.05540843824020692;1.0;0.05540843824020692
0001;"PM2_5";"PTI";8.110242290071871E-5;1.0;8.110242290071871E-5
0001;"SO2";"SO2";1.0;64.0;1.0
0001;"VOC";"ACET";0.00313163681481;58.079;0.00313163681481
0001;"VOC";"ALD2";0.0362406883822;44.053;0.0362406883822
0001;"VOC";"ALDX";0.0635698982455;59.358;0.0635698982455
0001;"VOC";"BENZ";0.0142642135329;78.112;0.0142642135329
0001;"VOC";"ETH";0.131367230416;28.053;0.131367230416
```

0001;"VOC";"ETHA";0.00442654333798;30.069;0.00442654333798
0001;"VOC";"ETHY";0.0334797574689;26.037;0.0334797574689
0001;"VOC";"FORM";0.104478424821;30.026;0.104478424821
0001;"VOC";"IOLE";0.0357429811102;55.4716;0.0357429811102
0001;"VOC";"MEOH";0.0152771051728;32.042;0.0152771051728
0001;"VOC";"NAPH";0.00459286676284;128.171;0.00459286676284
0001;"VOC";"OLE";0.061051458076;28.7944;0.061051458076
0001;"VOC";"PAR";0.296064159638;14.2953;0.296064159638
0001;"VOC";"PRPA";6.62058814506E-4;44.096;6.62058814506E-4
0001;"VOC";"SOAALK";0.151163385914;136.69135;0.151163385914
0001;"VOC";"TOL";0.0178264151103;94.989;0.0178264151103
0001;"VOC";"UNR";0.00747799507698;20.5263;0.00747799507698
0001;"VOC";"XYLMN";0.0191831813051;105.93155;0.0191831813051
0001;"VOC";"VOC_INV";1.0;1.0;1.0

#2) ships,

0002;"PM2_5";"PAL";0.008597279966335107;1.0;0.008597279966335107
0002;"PM2_5";"PCA";0.0030705537853290207;1.0;0.0030705537853290207
0002;"PM2_5";"PCL";6.452852556356916E-5;1.0;6.452852556356916E-5
0002;"PM2_5";"PFE";0.005950030993980087;1.0;0.005950030993980087
0002;"PM2_5";"PH2O";0.41224337928074206;1.0;0.41224337928074206
0002;"PM2_5";"PK";1.1961385226417698E-5;1.0;1.1961385226417698E-5
0002;"PM2_5";"PMG";0.0035445131419076345;1.0;0.0035445131419076345
0002;"PM2_5";"PMOTHR";0.07749732952480645;1.0;0.07749732952480645
0002;"PM2_5";"PNCOM";0.06395637221508599;1.0;0.06395637221508599
0002;"PM2_5";"PNO3";3.5915701509051107E-4;1.0;3.5915701509051107E-4
0002;"PM2_5";"PSI";1.1742900825471555E-9;1.0;1.1742900825471555E-9
0002;"PM2_5";"PSO4";0.42464792533369367;1.0;0.42464792533369367
0002;"PM2_5";"PTI";5.6967657949396034E-5;1.0;5.6967657949396034E-5
0002;"SO2";"SO2";1.0;64.0;1.0
0002;"VOC";"ACET";3.54169342618E-7;58.079;3.54169342618E-7
0002;"VOC";"ALD2";5.77462568672E-7;44.053;5.77462568672E-7
0002;"VOC";"ALDX";3.45438108579E-7;36.2456;3.45438108579E-7
0002;"VOC";"BENZ";0.014585437724;78.112;0.014585437724
0002;"VOC";"ETH";0.0119680474436;28.053;0.0119680474436
0002;"VOC";"ETHA";0.0258079839642;30.069;0.0258079839642
0002;"VOC";"ETHY";0.0175339189107;26.037;0.0175339189107
0002;"VOC";"ETOH";7.69703707533E-9;46.068;7.69703707533E-9
0002;"VOC";"FORM";2.40224428567E-6;30.026;2.40224428567E-6
0002;"VOC";"IOLE";0.00958760317986;55.6619;0.00958760317986
0002;"VOC";"ISOP";0.00770121315844;68.117;0.00770121315844
0002;"VOC";"KET";1.15477114733E-8;18.0265;1.15477114733E-8
0002;"VOC";"MEOH";5.38957364593E-7;32.042;5.38957364593E-7
0002;"VOC";"NAPH";1.000704134E-7;128.171;1.000704134E-7
0002;"VOC";"OLE";0.0248284779534;28.5894;0.0248284779534
0002;"VOC";"PAR";0.449394617725;14.69265;0.449394617725
0002;"VOC";"PRPA";0.0292475732684;44.096;0.0292475732684
0002;"VOC";"SOAALK";0.180587474592;84.69055;0.180587474592
0002;"VOC";"TOL";0.0896342195111;95.0875;0.0896342195111

0002;"VOC";"UNR";0.0459610428361;15.9939;0.0459610428361
0002;"VOC";"XYLMN";0.0931580521465;108.362;0.0931580521465
0002;"VOC";"VOC_INV";1.0;1.0;1.0
#3) energy,
0003;"PM2_5";"PAL";0.05023462620436187;1.0;0.05023462620436187
0003;"PM2_5";"PCA";0.034628121559832664;1.0;0.034628121559832664
0003;"PM2_5";"PCL";0.001151793879901178;1.0;0.001151793879901178
0003;"PM2_5";"PFE";0.025103697649528918;1.0;0.025103697649528918
0003;"PM2_5";"PH2O";3.952198796631878E-5;1.0;3.952198796631878E-5
0003;"PM2_5";"PK";0.0048438809096782495;1.0;0.0048438809096782495
0003;"PM2_5";"PMG";4.588736423222851E-4;1.0;4.588736423222851E-4
0003;"PM2_5";"PMN";2.4849891826460237E-4;1.0;2.4849891826460237E-4
0003;"PM2_5";"PMOTHR";0.5889290704763706;1.0;0.5889290704763706
0003;"PM2_5";"PNA";1.1609404225005764E-4;1.0;1.1609404225005764E-4
0003;"PM2_5";"PNCOM";0.04390264380863414;1.0;0.04390264380863414
0003;"PM2_5";"PNH4";0.003698874777325087;1.0;0.003698874777325087
0003;"PM2_5";"PNO3";0.006200971191188791;1.0;0.006200971191188791
0003;"PM2_5";"PSI";0.07744371753307334;1.0;0.07744371753307334
0003;"PM2_5";"PSO4";0.15912226512059632;1.0;0.15912226512059632
0003;"PM2_5";"PTI";0.003877348298705523;1.0;0.003877348298705523
0003;"SO2";"SO2";1.0;64.0;1.0
0003;"SO2";"SULF";0.0218;98.0;0.0218
0003;"VOC";"ACET";0.00957147100992;58.079;0.00957147100992
0003;"VOC";"ALD2";3.67097186616E-4;43.9689333333;3.67097186616E-4
0003;"VOC";"ALDX";1.4815546365E-4;37.8642666667;1.4815546365E-4
0003;"VOC";"BENZ";0.0133521669357;78.112;0.0133521669357
0003;"VOC";"ETH";0.0177744692502;28.053;0.0177744692502
0003;"VOC";"ETHA";0.174044809913;30.069;0.174044809913
0003;"VOC";"ETHY";0.00782381367115;26.037;0.00782381367115
0003;"VOC";"ETOH";0.00277022689869;45.3974;0.00277022689869
0003;"VOC";"FORM";0.190191796147;30.026;0.190191796147
0003;"VOC";"IOLE";0.0100938655016;59.23725;0.0100938655016
0003;"VOC";"ISOP";6.71074811105E-6;68.117;6.71074811105E-6
0003;"VOC";"KET";9.65137719607E-6;17.2537;9.65137719607E-6
0003;"VOC";"MEOH";2.55493435041E-5;32.042;2.55493435041E-5
0003;"VOC";"NAPH";3.63847016452E-6;128.171;3.63847016452E-6
0003;"VOC";"NVOL";2.85221055773E-6;1.0001;2.85221055773E-6
0003;"VOC";"OLE";0.02805903042;29.25555;0.02805903042
0003;"VOC";"PAR";0.181952615336;14.56006875;0.181952615336
0003;"VOC";"PRPA";0.0482080241072;44.096;0.0482080241072
0003;"VOC";"SOAALK";0.0995650083185;89.8705272727;0.0995650083185
0003;"VOC";"TERP";1.10815091251E-5;136.2388;1.10815091251E-5
0003;"VOC";"TOL";0.055916608532;99.3532;0.055916608532
0003;"VOC";"UNR";4.45694884816E-4;17.4112444444;4.45694884816E-4
0003;"VOC";"XYLMN";0.159655662765;115.104466667;0.159655662765
0003;"VOC";"VOC_INV";1.0;1.0;1.0
#4) industry,
0004;"PM2_5";"PAL";0.030837976232004703;1.0;0.030837976232004703

0004;"PM2_5";"PCA";0.04691978993604533;1.0;0.04691978993604533
0004;"PM2_5";"PCL";0.005622635954552769;1.0;0.005622635954552769
0004;"PM2_5";"PFE";0.029830933564959652;1.0;0.029830933564959652
0004;"PM2_5";"PH2O";0.007782126502007649;1.0;0.007782126502007649
0004;"PM2_5";"PK";0.02063533585236529;1.0;0.02063533585236529
0004;"PM2_5";"PMG";0.0014877457975388893;1.0;0.0014877457975388893
0004;"PM2_5";"PMN";0.0013678183686060667;1.0;0.0013678183686060667
0004;"PM2_5";"PMOTHR";0.5697048834417312;1.0;0.5697048834417312
0004;"PM2_5";"PNA";0.010449730723527754;1.0;0.010449730723527754
0004;"PM2_5";"PNCOM";0.07891155914607309;1.0;0.07891155914607309
0004;"PM2_5";"PNH4";0.0018193703309040423;1.0;0.0018193703309040423
0004;"PM2_5";"PNO3";0.00444376674366932;1.0;0.00444376674366932
0004;"PM2_5";"PSI";0.089134857153437;1.0;0.089134857153437
0004;"PM2_5";"PSO4";0.09694122781646801;1.0;0.09694122781646801
0004;"PM2_5";"PTI";0.004110242436109103;1.0;0.004110242436109103
0004;"SO2";"SO2";1.0;64.0;1.0
0004;"SO2";"SULF";0.00919;98.0;0.00919
0004;"VOC";"ACET";0.0440082728517;58.0789;0.0440082728517
0004;"VOC";"ALD2";1.18207932284E-4;43.949035;1.18207932284E-4
0004;"VOC";"ALDX";1.52329140684E-4;39.3854902439;1.52329140684E-4
0004;"VOC";"BENZ";0.00567321159054;78.27796875;0.00567321159054
0004;"VOC";"ETH";6.91673982019E-4;28.053;6.91673982019E-4
0004;"VOC";"ETHA";0.132274329612;29.9520253012;0.132274329612
0004;"VOC";"ETHY";1.25541964713E-4;26.037;1.25541964713E-4
0004;"VOC";"ETOH";0.0157632846585;44.884887234;0.0157632846585
0004;"VOC";"FORM";5.08434064797E-4;30.026;5.08434064797E-4
0004;"VOC";"IOLE";0.00210508962472;58.5720923077;0.00210508962472
0004;"VOC";"ISOP";1.38464049137E-5;68.117;1.38464049137E-5
0004;"VOC";"KET";0.00187003771891;17.602209589;0.00187003771891
0004;"VOC";"MEOH";0.0146199356469;30.533976;0.0146199356469
0004;"VOC";"NAPH";1.71060575861E-4;128.171;1.71060575861E-4
0004;"VOC";"NVOL";0.00214517929136;0.999892592593;0.00214517929136
0004;"VOC";"OLE";0.00325858013981;33.7637590278;0.00325858013981
0004;"VOC";"PAR";0.312372770111;17.741159176;0.312372770111
0004;"VOC";"PRPA";0.101961188864;44.1101886364;0.101961188864
0004;"VOC";"SOAALK";0.220986628827;99.0454529412;0.220986628827
0004;"VOC";"TERP";0.00628459340814;138.64585614;0.00628459340814
0004;"VOC";"TOL";0.0378122001695;98.5289486842;0.0378122001695
0004;"VOC";"UNK";3.29606019021E-7;137.368;3.29606019021E-7
0004;"VOC";"UNR";0.0712742545987;30.2416429952;0.0712742545987
0004;"VOC";"XYLMN";0.025809019216;109.889155882;0.025809019216
0004;"VOC";"VOC_INV";1.0;1.0;1.0
#5) transport,
0005;"PM2_5";"PAL";0.005602119588710436;1.0;0.005602119588710436
0005;"PM2_5";"PCA";0.0333032298061885;1.0;0.0333032298061885
0005;"PM2_5";"PCL";0.0091794527310865;1.0;0.0091794527310865
0005;"PM2_5";"PFE";0.062219609556697524;1.0;0.062219609556697524
0005;"PM2_5";"PH2O";0.0037056954503465974;1.0;0.0037056954503465974

0005;"PM2_5";"PK";0.0022756587444511174;1.0;0.0022756587444511174
0005;"PM2_5";"PMG";0.0407291019544641;1.0;0.0407291019544641
0005;"PM2_5";"PMN";4.997777955064257E-4;1.0;4.997777955064257E-4
0005;"PM2_5";"PMOTHR";0.2643678647790108;1.0;0.2643678647790108
0005;"PM2_5";"PNA";0.002986272952331283;1.0;0.002986272952331283
0005;"PM2_5";"PNCOM";0.3751065749747639;1.0;0.3751065749747639
0005;"PM2_5";"PNH4";0.04136881934732051;1.0;0.04136881934732051
0005;"PM2_5";"PNO3";0.016702731773643745;1.0;0.016702731773643745
0005;"PM2_5";"PSI";0.043675932619087886;1.0;0.043675932619087886
0005;"PM2_5";"PSO4";0.0963104141025025;1.0;0.0963104141025025
0005;"PM2_5";"PTI";0.001966743823888066;1.0;0.001966743823888066
92050;"PM2_5";"POC";0.549;1.0;0.549! Onroad Gasoline Exhaust - Simplified Assignment
basis: Canada SCC - assume EXH profile even though mixture (ESCOLHIDO)
92050;"PM2_5";"PEC";0.19;1.0;0.19
92050;"PM2_5";"PNH4";0.0167;1.0;0.0167
92050;"PM2_5";"PNO3";0.00151;1.0;0.00151
92050;"PM2_5";"PSO4";0.00808;1.0;0.00808
92050;"PM2_5";"PNCOM";0.137;1.0;0.137
92050;"PM2_5";"PNA";0.00108;1.0;0.00108
92050;"PM2_5";"PMG";5.29E-4;1.0;5.29E-4
92050;"PM2_5";"PAL";0.00147;1.0;0.00147
92050;"PM2_5";"PSI";0.00475;1.0;0.00475
92050;"PM2_5";"PCL";7.96E-4;1.0;7.96E-4
92050;"PM2_5";"PK";1.81E-4;1.0;1.81E-4
92050;"PM2_5";"PCA";0.00288;1.0;0.00288
92050;"PM2_5";"PTI";5.54E-5;1.0;5.54E-5
92050;"PM2_5";"PMN";4.03E-5;1.0;4.03E-5
92050;"PM2_5";"PFE";0.00404;1.0;0.00404
92050;"PM2_5";"PMOTHR";0.0818883;1.0;0.0818883
92050;"PM2_5";"PMFINE";0.25141;1.0;0.25141
0005;"SO2";"SO2";1.0;64.0;1.0
0005;"VOC";"ALD2";0.0710218819724;44.053;0.0710218819724
0005;"VOC";"ALDX";0.0378120320473;39.0529;0.0378120320473
0005;"VOC";"BENZ";0.0232586329499;78.112;0.0232586329499
0005;"VOC";"ETH";0.141318792175;28.053;0.141318792175
0005;"VOC";"ETHA";0.0121469729077;30.069;0.0121469729077
0005;"VOC";"ETHY";0.0477081792253;26.037;0.0477081792253
0005;"VOC";"FORM";0.0767629895289;30.026;0.0767629895289
0005;"VOC";"IOLE";0.0171861597827;55.4330666667;0.0171861597827
0005;"VOC";"ISOP";0.00100452166336;68.117;0.00100452166336
0005;"VOC";"KET";0.0064690354166;18.0181;0.0064690354166
0005;"VOC";"NAPH";5.08575514881E-4;128.171;5.08575514881E-4
0005;"VOC";"NVOL";0.00133061266787;1.0001;0.00133061266787
0005;"VOC";"OLE";0.0623650472659;30.2972666667;0.0623650472659
0005;"VOC";"PAR";0.286623860228;14.9659666667;0.286623860228
0005;"VOC";"PRPA";0.0146420227299;44.096;0.0146420227299
0005;"VOC";"SOAALK";0.127159971449;94.9712;0.127159971449
0005;"VOC";"TERP";7.80032315049E-4;136.234;7.80032315049E-4

0005;"VOC";"TOL";0.0334266359643;97.8818666667;0.0334266359643
0005;"VOC";"UNR";0.0132928995912;15.4025666667;0.0132928995912
0005;"VOC";"XYLMN";0.0251811446047;110.4629333333;0.0251811446047
0005;"VOC";"VOC_INV";1.0;1.0;1.0
#6) residential,
0006;"PM2_5";"PAL";9.059984890153869E-4;1.0;9.059984890153869E-4
0006;"PM2_5";"PCA";0.0034297278364788506;1.0;0.0034297278364788506
0006;"PM2_5";"PCL";0.026757569821944986;1.0;0.026757569821944986
0006;"PM2_5";"PFE";6.747975186045601E-4;1.0;6.747975186045601E-4
0006;"PM2_5";"PH2O";2.8623111229696884E-5;1.0;2.8623111229696884E-5
0006;"PM2_5";"PK";0.037723252780690636;1.0;0.037723252780690636
0006;"PM2_5";"PMG";4.886475383743535E-4;1.0;4.886475383743535E-4
0006;"PM2_5";"PMN";2.4839678574308852E-5;1.0;2.4839678574308852E-5
0006;"PM2_5";"PMOTHR";0.0753847334041736;1.0;0.0753847334041736
0006;"PM2_5";"PNA";0.005562459454327978;1.0;0.005562459454327978
0006;"PM2_5";"PNCOM";0.7932242255778433;1.0;0.7932242255778433
0006;"PM2_5";"PNH4";0.006773223914233244;1.0;0.006773223914233244
0006;"PM2_5";"PNO3";0.006223289781278002;1.0;0.006223289781278002
0006;"PM2_5";"PSI";0.015033354681951088;1.0;0.015033354681951088
0006;"PM2_5";"PSO4";0.027661957713335183;1.0;0.027661957713335183
0006;"PM2_5";"PTI";1.0329869794470812E-4;1.0;1.0329869794470812E-4
0006;"SO2";"SO2";1.0;64.0;1.0
0006;"SO2";"SULF";0.0148;98.0;0.0148
0006;"VOC";"ACET";0.039774498589;58.06637;0.039774498589
0006;"VOC";"ALD2";0.0900358729371;44.0349857143;0.0900358729371
0006;"VOC";"ALDX";0.121784661698;39.2280846154;0.121784661698
0006;"VOC";"BENZ";0.0306817737424;78.112;0.0306817737424
0006;"VOC";"ETH";0.0711191425075;28.053;0.0711191425075
0006;"VOC";"ETHA";0.0319301088247;30.069;0.0319301088247
0006;"VOC";"ETHY";0.0397601809066;26.037;0.0397601809066
0006;"VOC";"ETOH";0.00428339439486;45.8444666667;0.00428339439486
0006;"VOC";"FORM";0.0699150378122;30.026;0.0699150378122
0006;"VOC";"IOLE";0.0167276365371;57.10121;0.0167276365371
0006;"VOC";"ISOP";0.00246868096823;68.117;0.00246868096823
0006;"VOC";"KET";0.0064655472301;17.98279;0.0064655472301
0006;"VOC";"MEOH";0.00845563574121;32.042;0.00845563574121
0006;"VOC";"NAPH";0.0113561249025;128.171;0.0113561249025
0006;"VOC";"NVOL";0.0115525768749;0.999528571429;0.0115525768749
0006;"VOC";"OLE";0.0440245481697;29.6342166667;0.0440245481697
0006;"VOC";"PAR";0.158460274763;15.2851724138;0.158460274763
0006;"VOC";"PRPA";0.0101862929681;44.096;0.0101862929681
0006;"VOC";"SOAALK";0.0354072771973;89.3576541667;0.0354072771973
0006;"VOC";"TERP";9.36241391846E-4;136.2352;9.36241391846E-4
0006;"VOC";"TOL";0.0942857292973;96.7933363636;0.0942857292973
0006;"VOC";"UNR";0.0658999221508;27.8623454545;0.0658999221508
0006;"VOC";"XYLMN";0.034488840395;109.66042381;0.034488840395
0006;"VOC";"VOC_INV";1.0;1.0;1.0
#8) agriculture

0008;"PM2_5_OTH";"PAL";0.07782217933346339;1.0;0.07782217933346339
0008;"PM2_5_OTH";"PCA";0.025949431048340296;1.0;0.025949431048340296
0008;"PM2_5_OTH";"PCL";0.024721615210852258;1.0;0.024721615210852258
0008;"PM2_5_OTH";"PFE";0.05080998398656086;1.0;0.05080998398656086
0008;"PM2_5_OTH";"PH2O";6.521872385342215E-4;1.0;6.521872385342215E-4
0008;"PM2_5_OTH";"PK";0.03624689493388408;1.0;0.03624689493388408
0008;"PM2_5_OTH";"PMG";8.880176485280753E-4;1.0;8.880176485280753E-4
0008;"PM2_5_OTH";"PMN";0.0011609338761214578;1.0;0.0011609338761214578
0008;"PM2_5_OTH";"PMOTHR";0.45889283799984476;1.0;0.45889283799984476
0008;"PM2_5_OTH";"PNA";0.0029745022081615097;1.0;0.0029745022081615097
0008;"PM2_5_OTH";"PNCOM";0.08853036229324952;1.0;0.08853036229324952
0008;"PM2_5_OTH";"PNH4";0.005449324972084484;1.0;0.005449324972084484
0008;"PM2_5_OTH";"PNO3";0.002419944855826468;1.0;0.002419944855826468
0008;"PM2_5_OTH";"PSI";0.21225258915274595;1.0;0.21225258915274595
0008;"PM2_5_OTH";"PSO4";0.006621951802154443;1.0;0.006621951802154443
0008;"PM2_5_OTH";"PTI";0.004607243439648119;1.0;0.004607243439648119
0008;"SO2";"SO2";1.0;64.0;1.0
0008;"VOC";"ACET";0.0575823632326;58.079;0.0575823632326
0008;"VOC";"ALD2";0.0024776888701;44.0109666667;0.0024776888701
0008;"VOC";"ALDX";0.00615197195977;44.5503166667;0.00615197195977
0008;"VOC";"BENZ";3.72437869347E-4;78.112;3.72437869347E-4
0008;"VOC";"ETH";0.0018998856861;28.053;0.0018998856861
0008;"VOC";"ETHA";0.575755785485;30.069;0.575755785485
0008;"VOC";"ETHY";2.86220145488E-4;26.037;2.86220145488E-4
0008;"VOC";"ETOH";0.0575759809979;45.7327;0.0575759809979
0008;"VOC";"FORM";0.00168908099317;30.026;0.00168908099317
0008;"VOC";"IOLE";6.13586542275E-4;55.0743333333;6.13586542275E-4
0008;"VOC";"ISOP";1.30612223916E-4;68.117;1.30612223916E-4
0008;"VOC";"KET";9.54144971647E-5;17.7914666667;9.54144971647E-5
0008;"VOC";"MEOH";5.22453558667E-7;32.042;5.22453558667E-7
0008;"VOC";"NAPH";1.36778227179E-7;128.171;1.36778227179E-7
0008;"VOC";"NVOL";5.70043081961E-8;1.0001;5.70043081961E-8
0008;"VOC";"OLE";0.00102971199434;30.3855333333;0.00102971199434
0008;"VOC";"PAR";0.165014699643;17.6085857143;0.165014699643
0008;"VOC";"PRPA";4.72120984113E-4;44.096;4.72120984113E-4
0008;"VOC";"SOAALK";0.116369356197;90.0900714286;0.116369356197
0008;"VOC";"TERP";2.95982508732E-6;136.2352;2.95982508732E-6
0008;"VOC";"TOL";6.79675048409E-4;100.841283333;6.79675048409E-4
0008;"VOC";"UNR";0.0115783145045;22.3996285714;0.0115783145045
0008;"VOC";"XYLMN";2.21417065285E-4;114.5421;2.21417065285E-4
0008;"VOC";"VOC_INV";1.0;1.0;1.0