

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Faculdade de Meteorologia
Programa de Pós-Graduação em Meteorologia

Dissertação



**Estudo numérico do impacto da frota veicular na qualidade do ar na
Região Metropolitana de Porto Alegre**

Angel Domínguez Chovert

Pelotas, 2016

Angel Domínguez Chovert

**Estudo numérico do impacto da frota veicular na qualidade do ar na
Região Metropolitana de Porto Alegre**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Meteorologia da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Meteorologia.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Félix Alonso

Pelotas, 2016

Dados de catalogação na fonte:
Maria Beatriz Vaghetti Vieira – CRB-10/1032
Biblioteca de Ciência & Tecnologia - UFPel

C545e Chovert, Angel Domínguez
 Estudo numérico do impacto da frota veicular na qualidade
do ar na Região Metropolitana de Porto Alegre / Angel
Domínguez Chovert. – 145f. : Il. – Dissertação (Mestrado).
Programa de Pós-Graduação em Meteorologia. Universidade
Federal de Pelotas. Faculdade de Meteorologia. Pelotas,
2016. – Orientador Marcelo Félix Alonso.

1. Meteorologia. 2. Emissões veiculares. 3. Qualidade do
ar. 4. Modelação química. 5. Ozônio. I. Alonso, Marcelo Félix.
II. Título.

CDD: 628.53

Angel Domínguez Chovert

**Estudo numérico do impacto da frota veicular na qualidade do ar na
Região Metropolitana de Porto Alegre**

**Dissertação aprovada, como requisito parcial, para obtenção do grau de
Mestre em Meteorologia, Programa de Pós-Graduação em Meteorologia,
Faculdade Meteorologia, Universidade Federal de Pelotas.**

Data da Defesa: 18 de fevereiro de 2016.

Banca examinadora:

.....
Prof. Dr. Marcelo Félix Alonso (Orientador)
Doutor em Meteorologia pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

.....
Prof. Dr. Jonas da Costa Carvalho
Doutor em Meteorologia pela Universidade de São Paulo.

.....
Prof. Dr. Nilton Manuel Évora do Rosário
Doutor em Meteorologia pela Universidade de São Paulo.

*Nunca desistas de un sueño.
Sólo trata de ver las señales que te lleven a él.*
Paulo Coelho

A meus pais.

Agradecimentos

A meu orientador Dr. Marcelo Félix Alonso que desde o começo foi ousado ao aceitar supervisionar um estrangeiro e que constituiu uma peça importante para a culminação deste trabalho. Pela quantidade de conhecimento que me transferiu, as inúmeras ideias e sugestões dadas e as horas que teve que dedicar à revisão exaustiva de todo o que eu escrevia. Pela ajuda brindada para que pudesse continuar num doutorado. Por tudo o que vivemos nos dois anos de mestrado que me fez crescer como pesquisador e como pessoa.

A todos os professores e o pessoal administrativo do CPPmet em especial às professoras Dra. Luciana Barros Pinto e Dra. Cláudia Rejane Jacondino de Campos pela ajuda brindada desde o processo de inscrição do mestrado. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida.

A minha família pelo apoio incondicional durante todos meus anos de estudo e em especial a minha mãe e irmã que são o mais importante que tenho na vida, a base que me sustenta e me incentiva para seguir adiante.

A minha nova avô brasileira Clara Maria que me brindou todo seu carinho e cuidou e cuida de mim como se fosse seu próprio neto.

A Jose Alfredo (Junior) pela ajuda e por me proporcionar momentos de felicidade.

A Raidel que me acompanhou desde o começo desta história e compartilhamos momentos de tristezas e alegrias.

A Nilton e Gilsane que me abriram as portas de sua casa e de sua incrível família além de me ajudar em tudo.

Aos velhos amigos de Cuba e aos novos amigos de Brasil que me ajudaram a entender melhor o famoso jeitinho brasileiro. A João C., Renã, Stefane, Carlos e Jeymison que formaram parte da minha turma de mestrado.

A Adélkis, Omari, Maria, Regina, Marli, Marcos, Dayana, Yasmany, Alexander, Maura e a todos os que de uma forma ou outra ajudaram na realização deste trabalho.

Resumo

DOMÍNGUEZ-CHOVERT, Angel. **Estudo numérico do impacto da frota veicular na qualidade do ar na Região Metropolitana de Porto Alegre**. 2016. 145f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Meteorologia. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

Vários setores econômicos do Brasil passaram por um grande processo de desenvolvimento e transformação nos últimos anos, mesmo com a atual frenagem da economia nacional. Como consequência direta desse desenvolvimento, se produz, em muitos dos casos, um aumento da contaminação ambiental. Um dos setores de maior crescimento e que influi fortemente nesta contaminação, especificamente na poluição atmosférica, é o de transporte; apesar disso os estudos realizados no Brasil são insuficientes para conhecer o comportamento futuro da poluição associada este setor, o que permitiria tomar medidas de controle e mitigação importantes no contexto da gestão ambiental por parte dos tomadores de decisão. Neste trabalho se faz um estudo numérico do impacto da evolução da frota veicular na qualidade do ar na Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA). Utilizou-se o sistema de modelagem CCATT-BRAMS (*Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian Development on the Regional Atmospheric Modelling System*) para realizar as simulações, e a ferramenta PREP-CHEM-SRC (*Preprocessor of trace gas and aerosol emission fields for regional and global atmospheric chemistry models*) para obter inventários de emissão que serviram de dados de entrada no modelo. Com a finalidade de complementar a informação global de emissão, criaram-se cenários associados à evolução da frota veicular até o ano de 2030 na região de estudo utilizando a ferramenta LEAP (*Long range Energy Alternatives Planning System*), com a que se processou informação vinculada com a frota total circulante e novos licenciamentos na RMPA, além dos fatores de emissão e intensidade de uso das diferentes categorias de veículos. Os resultados mostraram uma diminuição das emissões veiculares totais em 2030 com relação ao ano base 2009, muito por conta de mudanças de tecnologia e o estabelecimento de políticas de regulamentação da emissão associada à combustão incompleta dos veículos brasileiros. Para as emissões de CO associadas à estimativa pessimista da frota a diminuição no período mencionado foi de 4,7 %, já para os NO_x e os HCNM a diminuição foi de 61,3 % e 34,6 % respectivamente. Essa diminuição nas emissões provocou, segundo o resultado da comparação entre as simulações realizadas, uma diminuição nas concentrações médias dos NO_x estimadas para o ano de 2030 (diminuição que varia entre 40 % e 60 % em relação ao ano base) e um aumento das concentrações médias de O₃ no horário da noite e pela manhã (de até 40 %) assim como uma diminuição para essa espécie no horário da tarde e começo da noite (de até 20 %). Foi possível observar também a influência da diminuição das emissões na RMPA sobre as concentrações registradas de O₃ e dos NO_x nas áreas circunvizinhas, evidenciando o forte impacto dos grandes centros urbanos em municípios e áreas rurais vizinhas.

Palavras-chave: Emissões veiculares, qualidade do ar, modelação química, ozônio.

Abstract

DOMÍNGUEZ-CHOVERT, Angel. **Numerical study of the vehicle fleet impact in air quality at the Greater Porto Alegre**. 2016. 145p. Thesis (MA) Post-graduate degree in Meteorology. Federal University of Pelotas, Pelotas.

Many economic sectors in Brazil have developed and transformed in recent years, which has now diminished by the unfavorable situation in the economy. In most cases, the economic growing affects the environmental pollution. One of the sectors where more changes have occurred and that greatly influences pollution, specifically air pollution, is transport; despite that, studies in Brazil are insufficient to estimate the pollution tendency associated with this sector, important to mitigation police. This investigation aim to the study of the vehicle fleet impact on air quality in the Greater Porto Alegre (GPA). The models-system CCATT-BRAMS (Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian Development on the Regional Atmospheric Modeling System) was used to perform the simulations and the PREP-CHEM-SRC (Preprocessor of tool trace gas and aerosol emission fields for regional and the global atmospheric chemistry models) for emission inventories that serve as inputs to the model. The base year for analysis was 2009 and the scenarios are constructed until 2030. In order to complement global emissions information, they were created pollution emission scenarios associated with the evolution of the vehicle fleet in the study region using linked information such as total current fleet and new licenses in GPA, in addition to emission factors and intensity of use of different vehicles. The results show a decrease in emissions of CO, NMHC and NO_x in 2030 compared to 2009 base year, related to the vehicular activity. This decrease was caused mainly by the renewal of technology fleet and the implementation of emission control programs created by the government. This reduction in the emissions caused a decreasing in the NO_x average concentrations estimated for 2030 (decreasing of between 40 % and 60 % in relation to the base year) and an increasing in the O₃ average concentrations of at night and morning (up to 40 %) and decline of this species in afternoon and early evening (up to 20 %). It was also possible to observe the influence of reduced emissions in GPA on levels of O₃ and NO_x in the neighboring areas, demonstrating the strong impact of major urban centers in the towns and surrounding areas.

Keywords: Air quality, chemistry modeling, ozone, vehicle emission.

Lista de figuras

Figura 1	Emissões de alguns gases poluentes, estimadas para o ano 2009 pela FEPAM e vinculadas à atividade veicular.....	50
Figura 2	Fluxograma geral das ferramentas empregadas e as simulações realizadas.....	54
Figura 3	Estado Rio Grande do Sul e a Região Metropolitana de Porto Alegre.....	55
Figura 4	Localização das estações automáticas de monitoramento do ar no Rio Grande do Sul.....	56
Figura 5	Concentrações médias mensais gerais (2003 – 2012). (a) Espécie O ₃ . (b) Espécie NO ₂ . (c) Espécie CO.....	58
Figura 6	Alguns dos processos de sub-grade envolvidos no transporte de gases e aerossóis que são simulados pelos sistema de modelagem CCATT-BRAMS.....	62
Figura 7	Ciclos diurnos de emissões na RMPA para as espécies CO, NO _x e HCT.....	63
Figura 8	Esquema do sistema CCATT-BRAMS.....	63
Figura 9	Disposição das grades utilizadas nas simulações. (a) Grade 1 e Grade 2. (b) Grade 2.....	65
Figura 10	Fluxograma que representa a criação dos inventários de emissão total na RMPA.....	70
Figura 11	Novos licenciamentos para o período 2002 – 2030 na RMPA. (a) Com enfoque pessimista. (b) com enfoque otimista.....	78
Figura 12	Cenários de evolução da frota, por categorias de veículos, na RMPA (período 2002 – 2030). (a) Cenário otimista da frota (de menor quantidade de licenciamentos no período). (b) Cenário pessimista de frota (de maior quantidade de licenciamentos no período).....	85
Figura 13	Cenários de evolução da frota pertencente à categoria VLF, por tipo de combustível utilizado, na RMPA (período 2002 – 2030). (a) Cenário otimista de frota. (b) Cenário pessimista da frota.....	86
Figura 14	Cenários de evolução da frota pertencente à categoria CL, por tipo de combustível utilizado, na RMPA (período 2002 – 2030). (a) Cenário otimista de frota. (b) Cenário pessimista da frota.....	86
Figura 15	Cenários de emissão de CO na RMPA (associados à estimativa pessimista da frota) para o período 2002 – 2030. (a) Cenários por categorias de veículos. (b) Cenários por tipo de combustível.....	89

Figura 16	Cenários de emissão dos NO _x na RMPA (associados à estimativa pessimista da frota) para o período 2002 – 2030. (a) Cenários por categorias de veículos. (b) Cenários por tipo de combustível.....	91
Figura 17	Cenários de emissão de HCNM na RMPA (associados à estimativa pessimista da frota) para o período 2002 – 2030. (a) Cenários por categorias de veículos. (b) Cenários por tipo de combustível.....	93
Figura 18	(a) Imagem do satélite GOES-10 para o dia 03/01/2009 às 12:15 UTC. (b) Carta sinótica do dia 03/01/2009 às 12:00 UTC (Marina do Brasil).....	96
Figura 19	(a) Imagem do satélite GOES-10 para o dia 08/01/2009 às 21:00 UTC. (b) Imagem do satélite GOES-10 para o dia 18/01/2009 às 21:00 UTC.....	97
Figura 20	(a) Imagem do satélite GOES-10 para o dia 26/01/2009 às 12:00 UTC. (b) Imagem do satélite GOES10 para o dia 27/01/2009 às 12:00 UTC.....	98
Figura 21	Séries de dados observados e simulados de pressão em superfície (hPa) para o período de tempo entre o dia 02/01/2009 (21:00 hora local) e o dia 13/01/2009 (00:00 hora local).....	100
Figura 22	Séries de dados observados e simulados de temperatura em 2 metros (°C) para o período de tempo entre o dia 02/01/2009 (21:00 hora local) e o dia 13/01/2009 (00:00 hora local).....	100
Figura 23	Séries de dados observados e simulados de velocidade do vento (m/s) para o período de tempo entre o dia 02/01/2009 (21:00 hora local) e o dia 13/01/2009 (00:00 hora local).....	101
Figura 24	Valores (em g/m ²) e distribuição espacial das emissões para janeiro do 2009 na RMPA, obtidos com a ferramenta PREP-CHEM_SRC (versão 1.5) e utilizados na simulação <i>Jan09-2</i> . (a) Emissões para os NO _x . (b) Emissões para CO. (c) Emissões para HCNM. (a) Emissões para CH ₄	102
Figura 25	Valores médios horários observados e simulados (<i>Jan09-2</i>) das concentrações dos NO _x . (a) Dados para a estação 2 da FEPAM. (b) Dados para a estação 8 da FEPAM.....	103
Figura 26	Valores médios horários observados e simulados (<i>Jan09-2</i>) das concentrações de O ₃ . (a) Dados correspondentes à estação 4 da FEPAM. (b) Dados correspondentes à estação 8 da FEPAM.....	104
Figura 27	Curvas dos dados médios horários das séries de valores médios, de concentrações de O ₃ , entre as seis estações em estudo (observados e simulados (<i>Jan09-2</i>)).....	105
Figura 28	Valores médios das concentrações (em ppbv) para todo período simulado (acima) e para os horários de máximas concentrações simuladas (abaixo) assim como a representação espacial média na superfície (<i>Jan09-2</i>). Velocidade e direção do vento representados através de vectores. (a) Espécie NO _x , média mensal. (b) Espécie O ₃ , média mensal. (c) Espécie NO _x , média para o horário 10:00 hora loca. (d) Espécie O ₃ , média para o horário 11:00 hora local.....	106

Figura 29	Valores (em g/m ²) e distribuição espacial das emissões para janeiro de 2030 na RMPA, obtidos com a ferramenta PREP-CHEM_SRC (versão 1.5) e utilizados na simulação <i>Jan30-1</i> (esquerda). Representação da porcentagem que representa a diminuição das emissões em 2030 em relação com 2009. (a-b) Dados para CO. (c-d) Dados para NO _x . (e-f) Dados para HCNM...	109
Figura 30	Curvas associadas às séries de valores médios, de concentrações dos NO _x , entre as duas estações em estudo. Simulação <i>Jan30-1</i> . (a) Valores médios horários. (b) Valores médios diários.....	110
Figura 31	Curvas associadas às séries de valores médios, de concentrações de O ₃ , entre as seis estações em estudo. Simulação <i>Jan30-1</i> . (a) Valores médios horários. (b) Valores médios diários.....	111
Figura 32	Curvas dos dados médios horários das séries de valores médios, de concentrações dos NO _x , entre as duas estações em estudo (observados, simulados (<i>Jan09-2</i>) e simulado (<i>Jan30-1</i>)).	112
Figura 33	Curvas associadas às séries de valores médios, de concentrações simuladas dos NO _x , entre as duas estações em estudo. (a) Curva dos valores das diferenças médias horarias entre as concentrações dos NO _x estimadas para o ano 2030 e as estimadas para 2009. (b) Curva dos valores de porcentagens que representam as diferenças em relação às concentrações estimadas para o ano 2009.....	113
Figura 34	Curvas dos valores médios diários para as concentrações dos NO _x associadas às séries de valores médios, de concentrações simuladas dos NO _x , entre as duas estações em estudo.....	114
Figura 35	(a) Valores e distribuição das diferenças (abaixo de -0,5 ppbv) entre os valores médios mensais das concentrações dos NO _x para as simulações <i>Jan30-1</i> e <i>Jan09-2</i> . (b) Valores e distribuição das porcentagens que representam essas diferenças em relação às concentrações médias mensais para o ano 2009 (<i>Jan09-2</i>).....	115
Figura 36	Valores e distribuição das porcentagens, para às 11:00 hora local, que representam as diferenças de concentrações médias mensais dos NO _x entre as simulações <i>Jan30-1</i> e <i>Jan09-2</i> , em relação às concentrações médias mensais para o ano 2009 (<i>Jan09-2</i>).....	115
Figura 37	Curvas dos dados médios horários das séries de valores médios, de concentrações de O ₃ , entre as seis estações em estudo (observados, simulados (<i>Jan09-2</i>) e simulado (<i>Jan30-1</i>)).	116
Figura 38	Curva dos valores de porcentagens que representam as diferenças de concentrações de O ₃ entre ambas simulações em relação às concentrações estimadas para o ano 2009 (<i>Jan09-2</i>)...	117
Figura 39	Curva dos valores de porcentagens que representam as diferenças média horaria entre as concentrações de O ₃ e NO _x estimadas para o ano 2030 e as estimadas para 2009, em relação às concentrações estimadas para o ano 2009.....	117

Figura 40	(a) Valores e distribuição das diferenças entre os valores médios mensais das concentrações de O ₃ para as simulações <i>Jan30-1</i> e <i>Jan09-2</i> (em ppbv). (b) Valores e distribuição dos percentagens que representam essas diferenças em relação às concentrações médias mensais para o ano 2009 (<i>Jan09-2</i>).....	118
Figura 41	Valores e distribuição dos percentagens que representam as diferenças entre as concentrações de O ₃ estimadas para os ano 2030 (<i>Jan30-1</i>) e 2009 (<i>Jan09-2</i>), em relação com as concentrações estimadas para o ano 2009. (a) Valores médios e distribuição correspondentes às 07:00 hora local. (b) Valores médios e distribuição correspondentes às 16:00 hora local.....	119
Figura 42	Razão entre as concentrações de COV's e NOx (ppbC/ppbv). Ponto 1 (acima), ponto 2 (abaixo). (a-c) Simulações <i>Jan09-2</i> . (b-d) Simulação <i>Jan30-1</i>	120

Lista de tabelas

Tabela 1	Principais poluentes do ar e suas fontes.....	29
Tabela 2	Concentrações de referência para padrões de qualidade do ar no Brasil segundo a Resolução CONAMA 03/1990.....	34
Tabela 3	Exemplos de mecanismos químicos utilizados em modelos regionais de qualidade do ar.....	47
Tabela 4	Emissões totais de poluentes atmosféricos de veículos a gasolina, álcool, diesel, GNV e motos no ano de 2004 na RMPA (1000t/ano).....	48
Tabela 5	Informação sobre as estações automáticas de monitoramento do ar mostradas na figura 4.....	59
Tabela 6	Informação sobre a localização exata das estações manuais de monitoramento do ar da FEPAM.....	60
Tabela 7	Caracterização das grades que conformam o domínio das simulações. Alguns parâmetros associados.....	66
Tabela 8	Caracterização das simulações correspondentes ao CS1.....	68
Tabela 9	Caracterização da simulação Jan30-1.....	69
Tabela 10	Porcentagem de emissão dos hidrocarbonetos não-metano, particionados por espécie, para a RMPA.....	73
Tabela 11	Categorias de veículos utilizadas neste trabalho em relação com as informadas por DENATRAN.....	76
Tabela 12	Frota por categoria de veículos na RMPA no ano 2001.....	76
Tabela 13	Porcentagem de crescimento dos licenciamentos de veículos novos, por categorias e para o período 2016 – 2030.....	78
Tabela 14	Informação sobre a procedência dos dados utilizados de fatores de emissão e intensidade de uso.....	81

Tabela 15	Valores do parâmetro intensidade de uso para todas as categorias de veículos em estudo, correspondentes ao ano de fabricação (ano zero) e ao primer ano de circulação (ano um).....	82
Tabela 16	Frota total por categoria de veículo para a RMPA segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.....	87
Tabela 17	Frota total por tipo de combustível para a RMPA segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.....	88
Tabela 18	Valores totais de emissão, por categoria, da espécie CO, vinculados com a atividade veicular na RMPA, segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.....	90
Tabela 19	Valores totais de emissão, por combustível utilizado, da espécie CO, vinculados com a atividade veicular na RMPA, segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.....	90
Tabela 20	Valores totais de emissão, por categoria, da espécie NO _x , vinculados com a atividade veicular na RMPA, segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.....	92
Tabela 21	Valores totais de emissão, por combustível utilizado, da espécie NO _x , vinculados com a atividade veicular na RMPA, segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.....	92
Tabela 22	Valores totais de emissão, por categoria, da espécie HCNM, vinculados com a atividade veicular na RMPA, segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.....	94
Tabela 23	Valores totais de emissão, por combustível utilizado, da espécie HCNM, vinculados com a atividade veicular na RMPA, segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.....	94
Tabela 24	Índices estatísticos calculados ao comparar a simulação Jan09-2 com os dados observados (para a espécie NO _x).....	103
Tabela 25	Índices estatísticos calculados ao comparar a simulação Jan09-2 com os dados observados (para a espécie O ₃).....	105

Lista de abreviaturas e siglas

3BEM	<i>Brazilian Biomass Burning Emission Model</i>
ABRACICLO	Associação Brasileira de Fabricantes de Motocicletas, Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares
ACE-Asia	<i>Asian Pacific Regional Aerosol Characterization Experiment</i>
ANFAVEA	Associação Nacional de Fabricantes de Veículos Automotores
AVHRR	<i>Advanced Very High Resolution Radiometer</i>
CALGRID	<i>Californian Grid Model</i>
CAMx	<i>Comprehensive Air quality Model with extensions</i>
CB-04	<i>Carbon Bond Mechanism version 04</i>
CB-07	<i>Carbon Bond Mechanism version 07</i>
cc	Centímetro cúbico
CCATT-BRAMS	<i>Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian Developments on the Regional Atmospheric Modelling System</i>
CEASA/RS	Centrais de Abastecimento do Rio Grande
CETESB	Companhia Ambiental do estado de São Paulo
CFORS	<i>Chemical weather FORecast System</i>
CH ₄	Metano
CL	Comerciais Leves

CLF	Comerciais Leves Flex
CLP	Camada Limite Planetária
CM	Caminhões
CO	Monóxido de carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
COMAR	Comando Aéreo Regional
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CORSAN	Companhia Rio-grandense de Saneamento
COV's	Compostos orgânicos voláteis
CPPmet	Centro de Previsão e Pesquisas Meteorológicas
CPTEC	Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos
CS1	Conjunto de Simulações 1
d	Índice de concordância
DENATRAN	Departamento Nacional de Trânsito
DEPREC	Departamento Est Portos Rios e Canais
DETRAN/RS	Departamento de Transito em Rio Grande do Sul
DISME	Distrito De Meteorologia
EDGAR	<i>Emission Database for Global Atmospheric Research</i>
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
FAST-TUV	<i>Fast Tropospheric Ultraviolet-Visible</i>
Fe	Fator de Emissão
FENABRAVE	Federação Nacional da Distribuição de Veículos Automotores
FEPAM	Fundação Estadual De Proteção Ambiental
GEIA/ACCENT	<i>Global Emissions Inventory Activity / Atmospheric Composition Change the European Network</i>
GEOS DAS	<i>Goddard Earth Observing System Data Assimilation System</i>
GNV	Gás Natural Veicular

GOCART	<i>Geórgia Tech/Goddard Global Ozone Chemistry Aerosol Radiation and Transport model</i>
GOES	<i>Geostationary Operational Environmental Satellite</i>
GrADS	<i>Grid Analysis and Display System</i>
HC	Hidrocarbonetos
HCNM	Hidrocarbonetos não-metano
HCT	Hidrocarbonetos totais
hPa	Hectopascal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEA	<i>International Energy Agency</i>
IGBP	<i>International Geosphere-Biosphere Programme</i>
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
Iu	Intensidade de uso
K	Coeficiente de difusividade
km	Quilômetro
LEAP	<i>Long range Energy Alternatives Planning System</i>
MACCM3	<i>Middle Atmosphere version of the Community Climate Model</i>
MCM	<i>Master Chemical Mechanism</i>
ME	Erro médio
MESSAGE	<i>Model for Energy Supply Strategy Alternatives and their General Environmental Impacts</i>
MEGAN	<i>Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature</i>
MQ	Mecanismo Químico
mm	Milímetro
MM5	<i>Fifth-Generation Penn State/NCAR Mesoscale Model</i>
MMA	Ministério de Meio Ambiente

MOCAGE	<i>MOdèle de Chimie Atmosphérique à Grande Echelle</i>
MODIS	<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>
MOZART	<i>Model of Ozone and Related Chemical Tracers</i>
M-SPACK	<i>Modified-SPACK</i>
MT	Motocicletas
NO	Monóxido de nitrogênio
NO ₂	Dióxido de nitrogênio
NO _x	Óxidos de nitrogênio
NW	Noroeste
O ₃	Ozônio
OMS	Organização Mundial de Saúde
ONS	Ônibus
OZIPP	<i>Kinetic Model and Ozone Isopleth Package</i>
OZIPR	<i>Kinetic Model and Ozone Isopleth Package for Research</i>
PM	Material Particulado
ppbC	Partes por bilhão em Carbono
ppbv	Partes por bilhão de volume
ppm	Partes por milhão
PREP-CHEM-SRC	<i>Preprocessor of trace gas and aerosol emission fields for regional and global atmospheric chemistry models</i>
PROAR	Central de Monitoramento Automático da Qualidade do Ar
PROCONVE	Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores
RACM	<i>Regional Atmospheric Chemistry Mechanism</i>
RADM2	<i>Regional Acid Deposition Model, version 2</i>
RAM	Memória de acesso aleatório
RAMS	<i>Regional Atmospheric Modelling System</i>

RAMSIN	<i>CCATT-BRAMS namelist</i>
RAMSPOST	<i>RAMS-POST processing</i>
RBSC	<i>Roland Berger Strategy Consultants</i>
RCHO	Aldeídos
RELACS	<i>Regional Lumped Atmospheric Chemical Scheme</i>
RETRO	<i>REanalysis of TROpospheric chemical composition</i>
RMPA	Região Metropolitana de Porto Alegre
RMSE	Raiz quadrática do erro médio
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
RS	Rio Grande do Sul
S	Sul
SAPRC	<i>Statewide Air Pollution Research Center</i>
SE	Sudeste
SESI	Serviço Social da Indústria
SO ₂	Dióxido de enxofre
SO _x	Óxidos de Enxofre
SPACK	<i>Simplified Preprocessor for Atmospheric Chemical Kinetics</i>
UTC	<i>Universal Time Coordinate</i>
VL	Veículos Leves
VLF	Veículos Leves Flex
W	Oeste
WF_ABBA	<i>Wildfire Automated Biomass Burning Algorithm</i>
WRF	<i>Weather Research and Forecasting Model</i>
WRF/Chem	<i>Chemical Weather Research and Forecasting Model</i>

Sumário

1 Introdução	21
2 Revisão de literatura	25
2.1 Poluição do ar	25
2.1.1 Principais poluentes e suas fontes. Emissão veicular de gases contaminantes	26
2.1.2 Características da poluição do ar nas regiões urbanas. Relação entre as concentrações de COV's e NO _x e a formação de O ₃ troposférico	30
2.1.3 Padrões de qualidade do ar no Brasil	33
2.2 Influência das condições atmosféricas na qualidade do ar	35
2.3. Inventários de emissões de poluentes na atmosfera	37
2.3.1 Cenários de emissão de poluentes	40
2.3.1.1 Cenários de emissão de poluentes associados à evolução da atividade veicular	40
2.4 Modelos numéricos na previsão da química da atmosfera	42
2.4.1 Base física e matemática dos modelos	45
2.4.2 Mecanismos químicos implementados nos modelos	46
2.5 Inventários de emissões e estudos de qualidade do ar na Região Metropolitana de Porto Alegre	47
3 Materiais e métodos	52
3.1 Descrição da área de estudo	55
3.2 Sistema de modelagem de previsão do tempo químico-meteorológico CCATT-BRAMS	60
3.2.1 Características e configurações gerais das simulações realizadas	64

3.2.1.1 Descrição das simulações realizadas com o CCATT-BRAMS para a RMPA	66
3.3 Obtenção de inventários de emissão de poluentes para a RMPA	69
3.3.1 Módulo de pré-processamento de emissões PREP-CHEM-SRC	71
3.3.1.1 Inclusão de dados locais de emissão veicular de poluentes no inventario de emissões	72
3.3.2 Ferramenta estatística LEAP	74
3.3.2.1 Obtenção de cenários de evolução da frota veicular e cenários de emissão de poluentes associados com a frota	75
3.4 Avaliação dos resultados das simulações. Índices estatísticos utilizados..	82
4 Resultados e discussões	84
4.1 Emissões de gases contaminantes associadas à atividade veicular na Região Metropolitana de Porto Alegre	84
4.1.1 Cenários de evolução da frota veicular	85
4.1.2 Cenários de emissão de poluentes	88
4.2 Características meteorológicas do período de estudo	95
4.3. Avaliação e calibração do sistema de modelagem CCATT-BRAMS	98
4.3.1 Resultados obtidos na simulação <i>Jan09-2</i> vinculados às condições meteorológicas	99
4.3.2 Resultados obtidos na simulação <i>Jan09-2</i> vinculados à estimativa das espécies químicas	101
4.4 Análises do impacto da evolução da frota veicular na qualidade do ar na Região Metropolitana de Porto Alegre	107
4.4.1 Resultados obtidos na simulação <i>Jan30-1</i>	108
4.4.2 Análises do impacto nas concentrações dos poluentes de estudo. Comparação entre simulações <i>Jan09-2</i> e <i>Jan30-1</i>	111
4.4.2.1 Poluente NO _x	112
4.4.2.2 Poluente O ₃	116
6. Conclusões	121
Referências	124

Introdução

Importantes setores econômicos do Brasil passaram por um grande processo de desenvolvimento e transformação nos últimos anos, favorecidos pelo acelerado crescimento que atingia a economia do país. Atualmente, com uma situação de estancamento e uma economia que vem sofrendo com vários problemas e retrocessos, vários setores ainda mantem o mesmo nível de desenvolvimento. Resultado direto de todo esse processo é o aumento, na maioria dos casos, da contaminação ambiental que, como efeito secundário, provoca danos evitáveis nos grupos de pessoas mais vulneráveis e na população em geral.

A poluição do ar, como parte importante dessa contaminação ambiental, afeta consideravelmente e de forma diversa a vida dos organismos. Os seres humanos em ambientes poluídos sofrem a médio e longo prazo os efeitos prejudiciais dessa situação, com danos diretos na saúde, principalmente nas populações residentes em grandes áreas urbanizadas. Vários estudos tem demonstrado a relação estreita entre a qualidade do ar e doenças respiratórias e cardiovasculares (ARBEX et al., 2012; SANTOS et al., 2008; SALDIVA, 2008; MASCARENHAS et al., 2008).

Um dos setores econômicos que mais contribui para a poluição do ar é o de transporte (ATKINSON-PALOMBO et al., 2006), setor este que apresentou significativo aumento da frota e troca de tecnologias nas últimas décadas (DENATRAN, 2015; FENABRAVE, 2015), devido fundamentalmente ao grande movimento de cargas e passageiros e associado principalmente com a estabilização da economia e incentivo de crédito. Esta situação no transporte se traduz em uma variação das emissões de gases contaminantes à atmosfera vinculada aos diferentes veículos, sobretudo nas grandes cidades. É por isso que o governo tem incentivado a criação de determinados programas para regulamentar e diminuir a

contaminação atmosférica de origem veicular, como é o caso do PROCONVE (Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores) (CONAMA, 1986). No entanto, tornou-se claro que esses programas sozinhos não são suficientes para reduzir as emissões de determinados contaminantes como é o caso dos óxidos de nitrogênio (NO_x) (ALONSO, 2011), que são emitidos principalmente pelos veículos pesados movidos a diesel e desempenham um papel fundamental na produção de ozônio troposférico, poluente secundário que figura como um dos principais poluentes em áreas urbanas por causar danos à saúde humana (DODGE, 1977; SILLMAN; HE, 2002; SILLMAN, 2003).

Vários trabalhos no Brasil têm atenção focada no estudo do impacto futuro na qualidade do ar devido as mudanças em atividades vinculadas diretamente com as emissões de contaminantes (MARTINS, 2007; ALONSO, 2011; MAZZOLI, 2013). Alonso (2011) estimou cenários de emissões dos precursores do ozônio para o período 2003 – 2035, associados à projeção no Brasil da atividade veicular, principal emissora destes precursores (ATKINSON-PALOMBO et al., 2006). O autor observou que as emissões de monóxido de carbono (CO) e os hidrocarbonetos não-metano (HCNM) diminuem em relação ao ano base 2010 por conta da renovação da frota e a implantação de programas efetivos de redução das emissões, como o PROCONVE; no entanto, e como se explicou anteriormente, o autor concluiu que as emissões dos NO_x aumentam em 7 % para o mesmo período. Para o estado de São Paulo, Mazzoli (2013), estudou cenários de emissões veiculares para os anos 2020 e 2050 e o impacto das mesmas na qualidade do ar, obtendo como resultado um aumento nas concentrações de ozônio. Muitos destes trabalhos se baseiam principalmente nos diferentes modelos numéricos que têm sido implantados e adaptados para este tipo de pesquisa.

Dada a complexidade da estimativa da poluição do ar e sua importância no desenvolvimento de ações que contribuam para a sua mitigação e diminuição, existe uma constante necessidade de aprofundamento nos conhecimentos vinculados a este tema. Neste aspecto, os modelos numéricos de previsão de tempo meteorológico e da química da atmosfera, cada vez mais especializados, são os mais utilizados e dos quais se aproveitam as múltiplas ferramentas que possuem. É importante também a elaboração detalhada e mais realista possível dos inventários

e cenários de emissões de poluentes, fundamentais para qualquer estudo diagnóstico ou prognóstico da qualidade do ar.

As zonas de maior interesse nos estudos de qualidade do ar são geralmente as de maior população pela quantidade de pessoas que podem ser prejudicadas. Neste trabalho, selecionou-se a Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA) por ter um alto desenvolvimento econômico e social e considerável crescimento demográfico, elemento impactante nos estudos de qualidade do ar. Também devido à necessidade de realizar investigações que abordem estes aspectos nesta região, pois, existem poucos trabalhos atuais que tratam o tema.

Dada toda a situação exposta anteriormente é que se objetiva analisar o impacto da evolução da frota veicular na qualidade do ar na Região Metropolitana de Porto Alegre.

Utiliza-se a ferramenta estatística LEAP (*Long range Energy Alternatives Planning System* – HEAPS, 2012) para a criação de cenários de emissão veicular. Também se emprega o modelo numérico de transporte e química de contaminantes CCATT-BRAMS (*Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian Developments on the Regional Atmospheric Modelling System* – LONGO et al., 2009; FREITAS et al., 2009a; LONGO et al., 2013) que inclui outras ferramentas, como a responsável pela geração das emissões totais, PREP-CHEM-SRC (*Preprocessor of trace gas and aerosol emission fields for regional and global atmospheric chemistry models* – FREITAS et al., 2011), que permitiram, em conjunto, obter projeções de evolução de parâmetros vinculados ao setor transporte e analisar o impacto destes cenários na qualidade do ar para o futuro.

Para alcançar a proposta, dividiu-se, o objetivo geral em um conjunto de objetivos específicos explicitados a seguir:

- Elaborar cenários de estudo da evolução da frota veicular até 2030 na RMPA;
- Elaborar cenários anuais de emissão dos NO_x, CO e HCNM, até 2030, associados à frota veicular na RMPA, com a utilização da ferramenta LEAP, e aplicar no módulo de pré-processamento PREP-CHEM-SRC para obter as emissões totais de poluentes;

- Avaliar o desempenho do sistema de modelagem CCATT-BRAMS para a RMPA, no período de estudo do ano base, e calibrar o modelo utilizando os dados observados de qualidade do ar;
- Obter cenários de concentração de poluentes, para a região e períodos de estudo, a partir de simulações numéricas do estado da atmosfera, utilizando o sistema de modelagem CCATT-BRAMS e dados de emissões locais;
- Analisar os cenários de concentração de poluentes obtidos com as simulações e determinar o impacto da evolução da frota veicular na qualidade do ar sobre a RMPA em 2030 a partir de comparações com o ano base.

O conteúdo deste documento encontra-se estruturado da seguinte forma: primeiramente são apresentados os objetivos, tanto principal como específicos. Na sequência, obtém-se uma revisão da literatura onde se abordam temas sobre a poluição do ar e a utilização dos modelos numéricos de previsão, assim como os principais antecedentes na realização de cenários de emissão de poluentes associados à atividade veicular e de estudos regionais de contaminação com ênfase na RMPA.

Posteriormente, inclui-se a metodologia utilizada para cumprir os objetivos e uma descrição detalhada sobre os materiais empregados. Logo se expõem os resultados e discussões, finalizando com as conclusões da pesquisa, as referências, os apêndices e os anexos.

Revisão de literatura

Neste capítulo são abordados aspectos relacionados à poluição nas cidades, com ênfase na RMPA, e a utilização de modelos numéricos de tempo químico no seu diagnóstico e prognóstico. Discute-se também a criação de cenários de emissão associados principalmente a evolução da atividade veicular.

2.1 Poluição do ar

A poluição do ar, parte importante da poluição ambiental, está presente em todas as sociedades, independentemente do nível de desenvolvimento econômico e afeta consideravelmente e de forma diversa a vida dos organismos.

Na bibliografia científica que trata temas vinculados à poluição do ar ou poluição atmosférica, pode-se encontrar várias definições para este conceito, com diferentes enfoques. Uma delas define a poluição como a emissão, no ar, de substâncias perigosas em uma taxa que excede a capacidade dos processos naturais da atmosfera para transforma-las, deposita-las ou dilui-las por intermédio do vento (YASSI et al., 2002). Já Zaldivar (2013), atendendo mais as consequências danosas, define a poluição do ar como a presença de material e formas de energia numa proporção tal que implique riscos, danos ou moléstias graves para as pessoas ou bens de qualquer natureza. Também, poluição atmosférica é comumente identificada como o estado da atmosfera no qual as substâncias estão presentes em concentrações maiores que num ambiente normal, ou atmosfera limpa, definida por Seinfeld (1986).

É importante entender também o significado do termo concentração de um composto, segundo Arya (1999) é a razão entre a quantidade ou a massa deste e o

volume da solução em que encontra-se dissolvido, que neste trabalho se refere ao ar. A concentração de um gás poluente na atmosfera vai depender da taxa em que este é emitido, dos processos de produção e remoção e das características meteorológicas (LAWRENCE et al., 2007), como se abordará no item 2.2.

Os seres humanos, em ambientes poluídos, sofrem a médio e longo prazo os efeitos prejudiciais dessa situação. Pesquisas têm demonstrado, nas últimas décadas, a estreita relação que existe entre ambientes com ar poluído e diferentes doenças (ROSALES-CASTILLO et al., 2001; SILLMAN; HE, 2002; SILLMAN, 2003). Ao analisar vários estudos com enfoques clínicos e toxicológicos, Rosales-Castillo et al. (2001) encontraram que alguns efeitos negativos na saúde da população são observados com maior frequência quando a qualidade do ar não é ótima. Entre esses efeitos, estão por exemplo, a diminuição da função pulmonar, incremento da frequência de sintomas respiratórios, hipersensibilidade exaltada celular e nas vias respiratórias, assim como evidências bioquímicas da inflamação nos pulmões.

2.1.1 Principais poluentes e suas fontes. Emissão veicular de gases contaminantes

Muitas substâncias diferentes podem ser definidas como poluentes atmosféricos, e muitas são também suas fontes de emissão. No Brasil, a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA nº 03/1990, que também estabelece os padrões de qualidade do ar (item 2.1.3), define como poluente atmosférico qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar:

- impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde;
- inconveniente ao bem-estar público;
- danoso aos materiais, à fauna e flora;
- prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (MMA, 2011).

De forma geral pode se classificar os poluentes do ar, pelo seu estado físico, em particulados e gasosos (que podem ser orgânicos e inorgânicos). Entre os principais contribuintes para as emissões de particulados estão os processos e

operações industriais vinculados a atividades da construção civil, mineração e queimadas. No caso dos poluentes gasosos as principais fontes estão no setor do transporte e a indústria (DAMILANO, 2006).

Outra classificação é a que divide aos poluentes em primários ou secundários. Os primeiros são emitidos diretamente na atmosfera. Monóxido de carbono (CO), material particulado (PM), dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x = monóxido de nitrogênio (NO) + dióxido de nitrogênio (NO₂) e hidrocarbonetos (HC) (grupo que forma parte dos compostos orgânicos voláteis (COV's)) são exemplos de poluentes primários. Existem mais de sessenta hidrocarbonetos identificados na atmosfera, e eles têm como principais fontes os combustíveis parcialmente queimados ou não queimados emitidos pelos veículos automotores, depósitos e evaporação de derivados de petróleo (DAMILANO, 2006).

Os poluentes secundários são formados por reações fotoquímicas envolvendo alguns dos poluentes primários e os constituintes naturais da atmosfera, na presença de radiação solar. Sua permanência no ar se dá num período de tempo mais prolongado. O ozônio (O₃) é representativo desse tipo de poluente, vindo a ser um subproduto de reações entre os óxidos de nitrogênio (NO_x) e os compostos orgânicos voláteis (COV's) na presença de luz solar (DERWENT et al., 2003).

Existem dois tipos de fontes de emissão de poluentes: antrópicas (causadas pela influência do homem) ou naturais (como exemplo, vulcânicas e biogênicas). As fontes antrópicas associadas às atividades tecnológicas podem ser divididas em duas categorias: estacionárias e móveis. As fontes estacionárias provêm:

- do uso de combustíveis fósseis,
- dos processos industriais e
- da queima de resíduos sólidos (emitindo material particulado, dióxido e trióxido de enxofre, ácido clorídrico e óxidos de nitrogênio).

Por outro lado, as fontes móveis se subdividem em veículos automotores, aviões e barcos (estes dois últimos emitindo principalmente óxidos de enxofre e óxidos de nitrogênio) (ALONSO, 2011).

Especificamente as emissões de veículos automotores, que formam parte das fontes móveis e constituem objeto de estudo desta pesquisa, podem ocorrer pelo escapamento (emissões diretas) ou podem também ser de natureza evaporativa do combustível. As emissões de escapamento decorrem da queima dos combustível

pelo motor e compreende uma serie de substâncias (material particulado, monóxido de carbono e dióxido de carbono (CO_2), óxidos de nitrogênio, hidrocarbonetos não-metano, aldeídos (RCHO) e metano (o mais simples dos hidrocarbonetos, CH_4)). Já as emissões evaporativas são constituídas pelos hidrocarbonetos que evaporam do sistema de alimentação de combustível do veículo.

Essas emissões de veículos automotores são influenciadas por vários fatores, dentre os quais podemos destacar: tecnologia do motor, porte e tipo de uso do veículo, idade do veículo, projeto e materiais do sistema de alimentação de combustível, tipo e qualidade do combustível (pressão de vapor), condições de manutenção e condução, além de fatores meteorológicos (pressão e temperatura ambientes) (MMA, 2011).

Na tabela 1 se apresentam os principais poluentes do ar, com ênfase nas espécies a serem tratadas com mais profundidade neste estudo, assim como suas fontes fundamentais. Os hidrocarbonetos, mesmo sendo parte dos COV's, aparecem de forma independente por sua importância como substâncias precursoras do Ozônio.

Tabela 1 – Principais poluentes do ar e suas fontes.

Poluentes	Fontes
Óxidos de Enxofre (SO _x)	Combustão (refinarias, centrais termoelectricas, veículos a diesel) Processos industriais. [Antropogênica] Vulcanismo. Processos biológicos. [Naturais]
Óxidos de Nitrogênio (NO _x)	Combustão (veículos e indústria). [Antropogênico] Emissões de vegetação. [Naturais]
Compostos Orgânicos Voláteis (COV's)	Refinarias, petroquímicas, veículos. Evaporação de combustíveis e solventes. [Antropogênicos]
Hidrocarbonetos (HC)	Queima incompleta e evaporação dos combustíveis e outros produtos voláteis. [Antropogênicas]
Monóxidos de Carbono (CO)	Combustão (veículos). [Antropogênica] Emissões de vegetação. [Naturais]
Dióxidos de Carbono (CO ₂)	Combustão (veículos). [Antropogênica] Queimadas florestais. [Naturais]
Material Particulado (PM)	Combustão(veículos). Processos industriais. Condensação de outros poluentes. Extração de minerais. [Antropogênicas] Erosão eólica. Vulcanismo. [Naturais]
Ozônio (O ₃)	Ação de luz solar sobre os hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio, resultado do processo de queima de combustíveis, principalmente por veículos. [Naturais (dos precursores) e antropogênicas]

Fonte: adaptado de DAMILANO, (2006).

2.1.2 Características da poluição do ar nas regiões urbanas. Relação entre as concentrações de COV's e NO_x e a formação de O₃ troposférico

A poluição do ar nas regiões urbanas é um problema antigo, vários episódios de extrema gravidade foram registrados ao longo da história, tais como: Vale Meuse, Bélgica, em 1929; Donora, Pensilvânia, em 1948; Seveso, Itália, em 1976; dentre outros (BRASSEUR, 1999). A revolução industrial, que iniciou na Grã Bretanha no século XVIII, agravou consideravelmente a situação e atualmente é um tema que preocupa pelas suas dimensões. Na década passada, estimou-se que 40 % das mortes no mundo foram relacionadas com a degradação ambiental (PIMENTEL et al., 2007), e isso principalmente nas grandes regiões urbanas; onde a poluição do ar afeta significativamente.

O mais clássico e mais grave, dos episódios acerca dos efeitos dos poluentes do ar, foi o ocorrido em Londres, na Grã Bretanha. Durante o inverno de 1952, um episódio de inversão térmica impediu a dispersão de poluentes gerados pelas indústrias e pelos aquecedores domiciliares que utilizavam carvão como combustível. Uma nuvem, composta principalmente por material particulado e enxofre (em concentrações até nove vezes maiores do que a média normalmente observada), permaneceu estacionada sobre a cidade por aproximadamente três dias, levando a um aumento de 4.000 mortes em relação à média de óbitos em períodos semelhantes. Indiscutivelmente, estes trágicos episódios direcionaram os olhos dos pesquisadores para a necessidade de se buscar o controle da emissão de poluentes do ar.

Segundo Rivera e Guerry (2014), existem vários fatores que determinam as características e os efeitos da poluição do ar sobre a saúde das pessoas que moram nas regiões urbanas, pode-se citar por exemplo:

- Intensidade e composição dos contaminantes: as variações da intensidade da concentração dependem, como já se apresentou anteriormente, não só da emissão mas também das condições meteorológicas e do relevo. Além disso, o tipo de contaminante é muito importante por seus diversos efeitos, os períodos de exposição variam com o tipo e concentração do contaminante.

- O horário: as concentrações variam nas diferentes horas do dia, devido às condições meteorológicas locais ou por variações nas emissões, sejam por horários

picos no transporte ou na produção industrial. Para um fluxo de emissão constante a concentração de poluentes no nível do solo depende das chuvas e dos ventos.

Cada fonte contribui de forma diferente com a emissão total de poluentes numa região urbana determinada, para ter uma aproximação dessa contribuição é necessário realizar uma complexa análise sobre diversos fatores. Para uma das fontes mais importantes em ambientes urbanos, a móvel, por exemplo, é necessário conhecer, entre outros aspectos, o tipo e a idade da frota veicular, o comportamento do tráfego e a configuração das vias.

As características particulares das regiões urbanas determinam fatores físicos que estão relacionados com a dispersão dos poluentes, a própria superfície urbana afeta os fluxos de calor sensível, calor latente e de momentum, além de afetar a convergência em superfície, altura da camada limite e suas características. Estas mudanças causam um impacto sobre a dispersão de poluentes, iniciação de tempestades, propriedades ópticas da atmosfera e muitos outros processos físicos e químicos no ambiente urbano (MORRIS et al., 2001). Um exemplo do exposto anteriormente pode ser observado na pesquisa realizada por Freitas (2003) para a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Ele observou que a interação entre a brisa marítima e a ilha de calor urbana intensifica as zonas de convergência no centro da cidade, podendo ocasionar a recirculação de poluentes nessa região. Simulações realizadas pelo autor, sobre o efeito da urbanização, mostraram também que a ilha de calor urbana faz com que haja uma propagação mais rápida da frente de brisa até o centro da RMSP, assim como a propagação da frente de brisa para o interior (na direção SE-NW), poluentes emitidos na RMSP são transportados para áreas remotas, diminuindo a concentração dos mesmos nas regiões emissoras.

Uma espécie a ter em consideração para seu controle nas grandes regiões urbanas é o ozônio, isto por ser altamente tóxica para os seres humanos (SILLMAN, 2003). A produção química do ozônio na troposfera, em regiões poluídas, ocorre a partir de reações envolvendo, principalmente, os compostos orgânicos voláteis e os óxidos de nitrogênio (SEINFELD, 1986). Dada as características complexas das reações químicas que ocorrem entre essas substâncias e outras presentes na atmosfera, fica difícil estabelecer uma relação entre as concentrações dos precursores principais e a formação ou diminuição do ozônio na troposfera. Estudos têm demonstrado que nem sempre a redução nas emissões dos NO_x , um dos

precursores de ozônio, resulta em uma significativa diminuição das concentrações dessa espécie (PONT; FONTAN, 2001), mas a diminuição das emissões de COV's produz, em geral, uma menor formação deste poluente (SEINFELD, 1986; BRÖNNIMANN; NEU, 1997). No entanto, para muitos pesquisadores, a razão entre as concentrações dos precursores NO_x e COV's é o que determina a taxa de formação das moléculas de ozônio.

Segundo Seinfeld (1986), para um determinado nível de COV's existe uma concentração dos NO_x na qual uma quantidade máxima de ozônio é produzida (razão COV's/ NO_x ideal). Quando os COV's estão em abundância, o ozônio pode ser reduzido mais efetivamente através duma redução das emissões dos NO_x (porém até um certo limiar, pois caso contrário um decréscimo nas emissões dos NO_x pode causar um aumento do ozônio devido a redução do consumo de ozônio pelo NO e/ou redução da formação do ácido nítrico (VELA, 2013)), assim a diminuição das emissões de COV's vai ter um efeito menor no ozônio. Esta situação é conhecida como NO_x -limitante ou NO_x -sensível. Onde os NO_x estão em abundância, a formação de ozônio é COV's-limitante ou COV's-sensível, e a diminuição das emissões de COV's é geralmente sugerida (MOLINA; MOLINA, 2002).

Existem divergências em relação aos valores definidos da relação COV's/ NO_x (expressada nas unidades de concentração ppbC/ppbv) para caracterizar uma atmosfera como NO_x ou COV's limitante. Martins (2007) sugere que para razões COV's / NO_x altas (superiores a 15), a atmosfera pode ser classificada como NO_x -limitante. Valores entre 8 e 15 são considerados intermediários, caracterizando locais em que reduções nas emissões de ambos podem ser efetivas no controle dos níveis de ozônio. Já razões inferiores a 8 caracterizam uma atmosfera COV's-limitante. Segundo Molina e Molina (2002), que analisaram diferentes trabalhos sobre estudos de casos, o valor, para a razão COV's / NO_x , que estabelece um limite entre ambas características é dez, assim pode-se caracterizar a atmosfera de NO_x -limitante quando se $\text{COV's}/\text{NO}_x > 10$ e de COV's-limitante quando $\text{COV's}/\text{NO}_x < 10$.

Em geral, pode-se encontrar mais frequentemente que as emissões nas regiões urbanas são COV's -limitante, e nas regiões rurais NO_x -limitante. Exemplo no Brasil, que cumpre com essa classificação geral, é a RMSP onde segundo estudo de Martins e Andrade (2008), a formação de ozônio é mais sensível às variações do

COV's, principalmente, a variações dos aromáticos, alcenos, alcanos, aldeídos e formaldeídos (o mesmo resultado foi obtido posteriormente para os anos 2004 e 2011 por Vela, (2013)). No entanto, recomendasse um estudo específico para cada cidade pois as diferentes características das mesmas podem influir nos resultados; exemplos de grandes regiões urbanas onde, em estudos específicos, a formação de ozônio foi definida como NO_x -limitante são: Atlanta, nos Estados Unidos, devido em parte por uma alta emissão de COV's por fontes biogênicas (SOLOMON et al., 2000) e na Cidade de México (LANL/IMP, 1994) (Ying et al. (2009) obtiveram posteriormente, para outro período de estudo, que na Cidade de México existia uma atmosfera COV's-limitante). Isso faz com que o uso da razão COV's/ NO_x seja também criticada por alguns pesquisadores que a classificam como simplificadora da formação de ozônio. Segundo Molina e Molina (2002), críticos tem apontado que a razão não leva em consideração o transporte e mistura de gases (incluindo na vertical) numa atmosfera não homogênea, na qual diferentes regiões podem ser NO_x -limitante ou COV's-limitante. Também não leva em consideração a diferente capacidade de agir das distintas espécies de HC.

2.1.3 Padrões de qualidade do ar no Brasil

A Organização Mundial de Saúde (OMS) reconhece que os governos dos distintos países, ao formularem políticas de qualidade do ar, devem considerar cuidadosamente suas circunstâncias locais antes de adotarem os valores propostos como padrões nacionais. Ao mesmo tempo, a OMS recomenda diretrizes que devem servir de base para a adoção dos padrões de qualidade do ar, as mesmas são encaminhadas para balancear riscos à saúde, viabilidade técnica, considerações econômicas e vários outros fatores políticos e sociais, que por sua vez dependem, entre outras coisas, do nível de desenvolvimento e da capacidade nacional de gerenciar a qualidade do ar (MMA, 2011).

Para o Brasil, os padrões de qualidade do ar estão estabelecidos na Portaria Normativa nº 348 de 14/03/1990 e na Resolução CONAMA nº 03/1990 (Tabela 2). No artigo Quinto da resolução mencionada fica claro que o monitoramento da qualidade do ar é atribuição dos estados. Também são definidos os seguintes conceitos:

Padrões Primários de Qualidade do Ar: são as concentrações limites de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população.

Padrões Secundários de Qualidade do Ar: são as concentrações limites de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral.

Tabela 2 – Concentrações de referência para padrões de qualidade do ar no Brasil segundo a Resolução CONAMA 03/1990.

Poluentes	Padrão Primário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão Secundário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Partículas Totais em Suspensão	240 ⁽¹⁾⁽²⁾ 80 ⁽³⁾	150 ⁽¹⁾⁽²⁾ 60 ⁽³⁾
Fumaça	150 ^{(1) (2)} 60 ⁽⁴⁾	100 ^{(1) (2)} 40 ⁽⁴⁾
Partículas Inaláveis	150 ^{(1) (2)} 50 ⁽⁴⁾	150 ^{(1) (2)} 50 ⁽⁴⁾
Dióxido de Enxofre	365 ^{(1) (2)} 80 ⁽⁴⁾	100 ^{(1) (2)} 40 ⁽⁴⁾
Monóxido de Carbono	40000 ⁽¹⁾ (35 ppm) concentração média de 1 hora 10000 ⁽¹⁾ (9 ppm) concentração média de 8 horas	40000 ⁽¹⁾ (35 ppm) concentração média de 1 hora 10000 ⁽¹⁾ (9 ppm) concentração média de 8 horas
Ozônio	160 ⁽¹⁾ concentração média de 1 hora	160 ⁽¹⁾ concentração média de 1 hora
Dióxido de Nitrogênio	320 concentração média de 1 hora 100 ⁽⁴⁾	190 concentração média de 1 hora 100 ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ não deve ser excedida mais de uma vez por ano

⁽²⁾ concentração média de 24 horas

⁽³⁾ média geométrica anual

⁽⁴⁾ média aritmética anual

Como prevê a própria Resolução CONAMA nº 03/1990, a aplicação diferenciada de padrões primários e secundários requer que o território nacional seja dividido em classes I, II e III conforme o uso pretendido. A mesma resolução prevê

ainda que enquanto não for estabelecida a classificação das áreas, os padrões aplicáveis serão os primários (MMA, 2011).

Mesmo com os padrões de qualidade do ar estabelecidos e com concentrações observadas, das substâncias tóxicas, abaixo dos padrões, nos últimos anos muitos estudos relacionam problemas na saúde da população no Brasil com a poluição do ar (NARDOCCI et al., 2013; RODRIGUES et al., 2015), prova de que esses padrões são muito tolerantes. Em 2014, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) implementou um grupo de trabalho para a revisão da Resolução CONAMA nº 03/1990. A proposta desse grupo de trabalho era determinar a alteração dos padrões de qualidade do ar em etapas, até atingir os níveis propostos pela OMS. Porém, não foi determinado prazo para que essas etapas entrassem em vigor e não houve um consenso após um ano de discussões, o que inviabilizou a implementação da resolução (RODRIGUES et al., 2015).

2.2 Influência das condições atmosféricas na qualidade do ar

Logo que os poluentes são emitidos na atmosfera, são transportados pelas massas de ar até que atinjam um receptor. O processo de dispersão na atmosfera é diferente para cada tipo de poluente e quanto maior a distância até o receptor menor vai ser a concentração encontrada. Isto acontece porque inúmeros fatores atuam sobre as massas de ar e conseqüentemente o transporte desses poluentes, provocando variações nos movimentos, e diferentes processos como deposição, difusão e reações químicas. Alguns destes fatores são:

- tipos de construção e obstáculos que margeiam as vias;
- condições topográficas;
- processos de remoção/deposição de poluentes e
- condições meteorológicas.

Apesar desses fatores atuarem em conjunto, são as condições meteorológicas que, de forma mais complexa, intervêm na dispersão e eventual concentração dos poluentes na atmosfera. Vários estudos contribuem a validar essa afirmação. Um exemplo é o trabalho feito por Carvalho (2010), onde o autor expõe uma extensa revisão bibliográfica sobre a influência das condições meteorológicas nas concentrações de ozônio. Também Rojas (2013) realiza um estudo sobre as

condições meteorológicas e os níveis de poluição na Região Metropolitana de Lima, obtendo resultados sobre a influência de fatores como as brisas e a circulação geral da atmosfera na dispersão dos poluentes.

Em situações meteorológicas distintas, mas em condições idênticas de emissão de poluentes, poderão ser medidas concentrações atmosféricas completamente diferentes dos mesmos. O regime dos ventos, a umidade do ar, a radiação solar, a temperatura ambiente, a opacidade, a estabilidade atmosférica, a altura da camada de mistura e a ocorrência de chuvas são alguns fatores locais que podem interferir no tempo de permanência dos poluentes na atmosfera. A circulação geral da atmosfera também interfere na dispersão, uma vez que a movimentação das grandes massas de ar afeta a circulação local (DAMILANO, 2006).

Analizando as diferentes variáveis meteorológicas de forma independente, temos que, por exemplo, o vento, com suas três componentes, é responsável pela turbulência (componente z do vento), a diluição e transporte das plumas de poluição. Com o aumento da altura aumenta também a velocidade do vento e, portanto, aumenta a advecção dos poluentes. Na presença de sistemas de alta pressão ou a condições climáticas locais o vento é fraco ou nulo, se produzem aumentos de concentrações de poluentes. As brisas são um fenômeno de grande importância para a caracterização das condições de dispersão dos poluentes devido aos efeitos de recirculação que estão associados, isso foi tratado no item 2.1.2 onde foi apresentado o resultado obtido por Freitas (2003) para a RMSP.

Em relação à umidade relativa, quando ela é baixa pode agravar doenças e quadros clínicos da população, além de causar desconforto nas pessoas saudáveis; esta situação possui semelhança com os sintomas da poluição do ar e muitas vezes leva a confundir os dois fenômenos (DAMILANO, 2006). No entanto, quando a umidade relativa é alta, as concentrações de determinadas espécies poluidoras podem aumentar (MARTINS et al., 2000).

Outra variável que tem grande importância é a radiação solar, da sua intensidade depende a formação de oxidantes na atmosfera que formam parte dos poluentes secundários. Precisamente o ozônio é formado na atmosfera por reações fotoquímicas que dependem da intensidade da radiação solar. Em geral, as concentrações de ozônio aumentarão quando o fluxo de raios ultravioleta for

máximo, com poucas nuvens, e o volume de ar em que os precursores são misturados e transportados é limitado (RYAN et al., 1999).

A temperatura também constitui uma variável de interesse no estudo da dispersão atmosférica de poluentes. Valores elevados de temperaturas conduzem à formação de movimentos verticais ascendentes mais pronunciados (convecção), gerando um eficiente arrastamento dos poluentes localizados dos níveis mais baixos para os níveis mais elevados. Por outro lado, temperaturas mais baixas não induzem aos movimentos verticais termicamente induzidos, o que permite a manutenção de poluentes atmosféricos em níveis mais baixos (DAMILANO, 2006). Seinfeld (1986) demonstrou que as emissões de hidrocarbonetos biogênicos e as emissões evaporativas de COV's aumentam com a temperatura.

A estabilidade atmosférica é que determina a dispersão do poluente verticalmente. Um fenómeno que causa aumento considerável das concentrações de poluentes é a inversão térmica, pois, a capacidade de dispersão fica bem limitada. A inversão forma uma barreira que impede o deslocamento vertical dos poluentes.

Analisando os sistemas sinóticos fundamentais, como os sistemas de altas e baixas pressões e as frentes de massas de ar, sabe-se que de forma geral em centros de altas pressões predomina a estabilidade e, conseqüentemente, pouca mistura vertical e, portanto, fraca dispersão dos poluentes. Na presença de sistemas de baixa pressão ocorrem condições de instabilidade e de grande turbulência favorecendo a dispersão dos poluentes. A ação dos frentes depende da intensidade dos mesmos, mas contribuem favoravelmente com a dispersão e transporte dos contaminantes dado a velocidade e distribuição dos ventos (DAMILANO, 2006).

2.3 Inventários de emissões de poluentes na atmosfera

Anteriormente se tratou sobre os diferentes poluentes do ar e suas fontes, o conhecimento destes aspectos não é suficiente quando se pretende fazer um estudo sobre qualidade do ar a médio e longo prazo. É preciso conhecer também os tipos e quantidades de poluentes que emite cada fonte, isto se obtém mediante um inventário de emissões.

O inventário de emissões de poluentes é um instrumento estratégico para a gestão da qualidade do ar, seu alcance é determinado a partir de quatro dimensões independentes (*What, Why, When and Where* – Que, Por quê, Quando e Onde): os poluentes que são emitidos, as atividades ou setores que geram estas emissões, a variação temporal das emissões e sua localização geográfica (PULLES; HESLINGA, 2010).

A obtenção de um inventário de emissões deve versar como um processo sistemático e organizado a partir do qual se pode obter uma estimativa das emissões geradas pelas atividades objeto de estudo. Os inventários de emissões são sempre projetos dinâmicos que podem ser amplificados e melhorados (NOCEDA, 2013).

Como já se viu anteriormente, dentro de um ambiente urbano a estimação da emissão de um determinado poluente por uma fonte específica envolve um complexo levantamento de diversos fatores. Por diferentes motivos não é possível ter medidas experimentais em todas as fontes emissoras, por isso é necessário realizar estimativas do cálculo das emissões mediante emprego de metodologias auxiliares. A aplicação correta das mesmas assegurará que o cálculo realizado é, não só a melhor aproximação possível dos valores de emissão reais, se não também um processo transparente, consistente e comparável (NOCEDA, 2013).

Um exemplo de metodologia muito utilizada no Brasil e no mundo é a conhecida como “*bottom-up*” (de baixo pra cima), desenvolvida pela “*Environmental Protection Agency*” (<http://www.epa.gov/otaq/ap42.htm>). Ela fundamenta a obtenção das emissões totais para uma região na soma das emissões de todas as atividades individuais. Esta aproximação requer o uso de informação detalhada de cada uma das fontes de emissão individuais o que significa trabalhar com uma grande precisão e um extenso conjunto de dados (EPA, 1999). A *bottom-up* é tipicamente usada para estimativa de emissões de fontes pontuais, mas pode também ser usada para fontes área, desde que se tenha acesso às informações específicas.

A contraparte dessa metodologia é a “*top-down*” (de cima pra baixo), ela se baseia no cálculo das emissões totais e logo na realização de uma distribuição espacial das mesmas utilizando padrões de distribuição. Essa metodologia apresenta uma precisão global satisfatória se são usados os parâmetros adequados das atividades de estudo (NOCEDA, 2013). A vantagem desse método é a facilidade

de se obter as informações dos dados. Por outro lado, pode-se caracterizar uma desvantagem em termos de exatidão nos resultados gerados. No Brasil um exemplo de aplicação dessa metodologia foi numa pesquisa para estimar as emissões anuais de gases de efeito estufa (MCT, 2006), onde também se utilizou a metodologia *bottom-up* e se realizou uma comparação entre os resultados obtidos com ambas.

Realizados a partir da metodologia *top-down*, destacam-se dois inventários globais que comumente são usados em modelos químicos de larga escala: o RETRO (*REanalysis of TROpospheric chemical composition over the past 40 years* – <http://www.ceip.at/>) e EDGAR (*Emission Database for Global Atmospheric Research* – OLIVIER; BERDOWSKI, 2001). O RETRO está disponível para o período 1960–2000, com resolução temporal mensal e resolução espacial de 0,5 graus. O projeto EDGAR provém emissões globais anuais para o ano base 2000 (com resolução espacial de $1^\circ \times 1^\circ$), 2005 ($0,1^\circ \times 0,1^\circ$) e também, no caso do EDGAR-HTAP, cobrindo todo o período 2000 – 2005. ($0,1^\circ \times 0,1^\circ$). Ambos os inventários usam dados nacionais de organizações como a IEA (*International Energy Agency*). A resolução espacial desses inventários globais de emissões é baixa, o que dificulta captar de forma correta as emissões em centros urbanos, tanto espacial como temporalmente. Esse tema foi fundamentado por Alonso (2011) que indicou que embora esses inventários sejam uma ferramenta útil nos estudos de qualidade do ar, a baixa resolução que possuem pode comprometer significativamente suas aplicações em modelos de transporte químico.

Muitos inventários de emissões são realizados cada ano no mundo todo. Diferentes organizações estaduais e federais fazem inventários de emissões, principalmente das fontes veiculares, um exemplo é a série de relatórios feita pela Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo e a Companhia Ambiental do estado de São Paulo (CETESB) (CETESB, 2015). Outros exemplos são o inventário de emissões veiculares para o estado de Rio de Janeiro (AGOSTO, 2011), o primeiro inventário de emissões atmosféricas das fontes móveis do Rio Grande do Sul (RS) (FEPAM, 2010), o inventário de emissões veiculares para a cidade de Pelotas/RS (SILVA, 2014) onde é possível encontrar uma descrição detalhada de outros vários inventários (a metodologia utilizada nos três exemplos anteriores foi a *bottom-up*), e o inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários

(MMA, 2011). Muita informação desses documentos mencionados foi utilizada neste trabalho como pode ser apreciado no capítulo referente aos materiais e métodos.

2.3.1 Cenários de emissão de poluentes

A constante evolução dos setores socioeconômicos (principalmente industriais e de transporte), o crescimento demográfico, as mudanças tecnológicas e outros fatores como a contribuição biogênica, fazem que as emissões dos poluentes variem no tempo, aumentando ou diminuindo de forma altamente incerta. Essa variação pode ser estimada a partir da criação de cenários de emissões, estes relacionam um conjunto de aspectos que podem ser, por exemplo, trocas nos combustíveis, políticas de controle ambiental, desenvolvimento da indústria e trocas de tecnologia.

O uso de inventários fornece uma estimativa da quantidade de contaminantes emitidos na atmosfera por determinada fonte, já nos cenários estima-se como as emissões, associadas à determinada atividade, irão se comportar com as diferentes pressões internas e externas a que são submetidas. Tal informação facilita e auxilia as análises de mudanças climáticas, incluindo modelagem do clima e avaliação de impactos, adaptação e mitigação, proporcionando ferramenta útil para os tomadores de decisão. A possibilidade de que especificamente um dos caminhos únicos de emissões ocorra, tal qual descrito pelos cenários, é bastante remota (IPCC, 2002).

Estes cenários podem ser determinados levando-se em consideração os vários setores energéticos e não energéticos de uma matriz consolidada. No entanto, para estudos concretos, é possível obter cenários de emissão para um só setor, como é o caso do setor de transporte que contribui significativamente com a poluição urbana.

2.3.1.1 Cenários de emissão de poluentes associados à evolução da atividade veicular

No item 2.1.2 deixa-se claro que o setor do transporte contribui significativamente com a poluição urbana. Um exemplo que fortalece essa afirmação é que o ozônio produzido nos domínios das áreas urbanas provém de uma

complexa interação entre os óxidos de nitrogênio (NO_x) e os compostos orgânicos voláteis (COV's), emitidos em sua maioria (acima de 90 %) por veículos automotores (ATKINSON-PALOMBO et al., 2006), isto demonstra a importância e necessidade de se estimar a emissão de poluentes associados à atividade veicular.

A elaboração dos inventários e cenários de emissão, vinculados com o setor do transporte, torna-se muito difícil pelo levantamento de uma série de fatores: o comportamento da frota circulante de veículos para cada cidade, além de outra série de dados que brindam informações sobre as quantidades reais de poluentes que cada tipo de veículo pode emitir, como, por exemplo, os fatores de emissão (que dependem fortemente do padrão de condução do veículo, o qual pode variar em função da localidade (BERKOWICZ et al., 2006), a distância percorrida anual (intensidade de uso) e a autonomia (distância percorrida por quantidade de combustível). Porém, estimar a evolução da frota veicular, em nível nacional ou local, depende de muitos fatores socioeconômicos, e principalmente da oferta/demanda de energia planejada para o futuro (ALONSO, 2011).

Indiscutivelmente a criação dos cenários de emissão associados à evolução da frota veicular torna-se muito difícil, principalmente porque uma das metodologias mais utilizadas e que brinda os resultados mais certos é a *bottom-up* que, como se descreveu no item 2.3, emprega um volume elevado de dados. Cada país tem uma forma diferente de controlar e caracterizar a frota circulante; no Brasil, por exemplo, existem atualmente instituições que disponibilizam informações que podem contribuir na criação destes cenários, entre as instituições com bases de dados mais amplas e confiáveis estão o Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN) e suas unidades estaduais, a Federação Nacional da Distribuição de Veículos Automotores (FENABRAVE) e a Associação Nacional de Fabricantes de Veículos Automotores (ANFAVEA).

Mesmo com a alta complexidade que os pesquisadores enfrentam na elaboração de um cenário de emissão associado à atividade veicular e a incerteza dos resultados, esta ferramenta é fundamental nos estudos sobre qualidade do ar nas regiões urbanas. É comum utilizar os resultados destes cenários como dados de entradas em modelos numéricos para estudos climáticos. Um trabalho que aborda o tema dos cenários de emissão vinculados com a frota veicular é o de Alonso em 2011. O autor utiliza o modelo de oferta e demanda MESSAGE (*Model for Energy*

Supply Strategy Alternatives and their General Environmental Impacts) (MESSNER; STRUBEGGER, 1995), para estimar o consumo final de combustível pelo setor rodoviário. Como resultado final, o autor estimou cenários de emissões associadas à projeção da atividade veicular no Brasil para o período 2003 – 2035. Se observou que as emissões de CO e os HCNM diminuem em relação ao ano base 2010 por conta da renovação da frota e a implantação de programas efetivos de redução das emissões, como o PROCONVE; no entanto as emissões dos NO_x aumentam para o mesmo período.

Um estudo bem amplo que possibilitou a obtenção de cenários de emissões, associadas à atividade veicular, dos principais poluentes foi desenvolvido para o Estado de Rio do Janeiro. O estudo fez parte do Projeto de Estruturação do Embasamento Técnico para Preparação de Estratégia de Economia Verde para a Conferência Rio + 20. Além do levantamento das emissões atmosféricas do transporte rodoviário do ano de 1980 a 2010, o inventário apresenta projeções para os anos entre 2011 e 2030, o que possibilita uma avaliação da evolução das emissões e fornece subsídios para o planejamento de ações de controle. Observou-se na análise dos resultados, que a emissão dos poluentes inventariados, com exceção do CO₂, vinha diminuindo no decorrer dos últimos anos. Essa constatação foi observada também nas estimativas realizadas para o ano de 2030 e grande parte deste resultado é proveniente também das ações de controle implementadas no Brasil (COPPETEC, 2011).

2.4 Modelos numéricos na previsão da química da atmosfera

A modelagem de processos químicos na atmosfera é uma ferramenta importante no diagnóstico e prognóstico da composição química atmosférica no âmbito global e regional. Em vários estudos mostra-se claramente a importância dos modelos na previsão do tempo químico (ALONSO, 2011; GACITA, 2011).

Modelos numéricos que contemplam a solução da química e transporte de gases e aerossóis interligados com a solução do estado atmosférico, representam o *estado da arte* em modelagem acoplada da atmosfera. Tais modelos são comumente denominados “modelos interligados” (ou do inglês, *on-line*) e as duas principais vantagens de um modelo *on-line* são: o uso comum da mesma dinâmica

na solução da meteorologia e da química e o *feedback* (retroalimentação) da presença dos poluentes para a meteorologia (por exemplo, o impacto dos aerossóis nas taxas de aquecimento). A utilização de um sistema único de coordenadas espaciais e a utilização de parametrizações físicas do modelo atmosférico, faz com que o transporte das partículas de aerossol e gases traço seja consistente com o modelo atmosférico em si e minimiza erros numéricos associados às interpolações (FREITAS et al., 2009b).

Existem vários exemplos de modelos numéricos usados para estudos de tempo químico em escala regional. O CFORS (*Chemical weather FORecast System*) (UNO et al., 2003a) é um modelo operacional de previsão de tempo químico, interligado com o modelo regional de mesoescala RAMS (*Regional Atmospheric Modelling System* – PIELKE et al., 1992; COTTON et al., 2003), amplamente utilizado no continente asiático. Uno et al. (2003a,b) mostraram que o modelo conseguiu reproduzir adequadamente relevantes aspectos das observações obtidas durante o experimento ACE-Asia (*Asian Pacific Regional Aerosol Characterization Experiment* – <http://saga.pmel.noaa.gov/Field/aceasia/>).

O modelo WRF/Chem (*Chemical Weather Research and Forecasting Model* – GRELL et al., 2005) é uma versão do WRF (*Weather Research and Forecasting Model* – MICHALAKES et al., 2001) que permite a simulação da emissão, transporte, transformações químicas e deposição de gases traços e aerossóis. Trata-se de um modelo no estado da arte amplamente utilizado, um exemplo é o trabalho de Chapman et al. (2008) onde aproveitaram a abordagem *on-line* do modelo para avaliar a influência local e regional de fontes pontuais de aerossóis.

O modelo CCATT-BRAMS (*Coupled Chemistry Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System*) (LONGO et al., 2013), que será descrito com mais detalhes no item 3.2, é um modelo de transporte químico atmosférico 3D *on-line*, capaz de simular as emissões, transporte, processos de remoção de gases traços e aerossóis e a reatividade química na atmosfera. O modelo atmosférico BRAMS é baseado no RAMS, com várias melhorias associadas com a representação de cúmulos de convecção, inicialização de umidade do solo, esquema de superfície ajustada para o continente sul-americano, entre outros. Além do transporte na escala da grade, estão incluídos os efeitos de turbulência na escala sub-grade, o transporte convectivo guiado pela

convecção rasa e profunda, a ascensão da pluma associada com focos de vegetação, entre outros (FREITAS et al., 2009b). Precisamente os trabalhos de Gácita (2011) e Alonso (2011) se baseiam na utilização deste modelo, o primeiro utiliza o CCATT-BRAMS no estudo da química da atmosfera para a região do Caribe e América Central com ênfase em Cuba, e o segundo, já abordado em sessões anteriores, na previsão do tempo químico para América do Sul.

Com relação aos modelos numéricos usados para estudos de tempo químico em escala global cita-se: o MOZART (*Model of Ozone and Related Chemical Tracers*) (HOROWITZ et al., 2003), operacionalmente na sua segunda versão que assimila os campos meteorológicos gerados pelo *Middle Atmosphere version of the Community Climate Model* (MACCM3); o modelo *Geórgia Tech/Goddard Global Ozone Chemistry Aerosol Radiation and Transport model* (GOCART), que assimila os campos meteorológicos gerados pelo *Goddard Earth Observing System Data Assimilation System* (GEOS DAS). Seus principais produtos são: espessura óptica do aerossol e concentração para componentes individuais de aerossóis como sulfato, carbono negro e orgânico, poeira e sal marinho.

Os modelos numéricos que resolvem a química e transporte de gases e aerossóis independente da solução do estado atmosférico são conhecidos como desacoplados (*off-line*). Os modelos desacoplados são computacionalmente menos onerosos em relação aos modelos interligados e podem ser usados, por exemplo, para análises de sensibilidade de mecanismos químicos (MQ, ver item 2.4.2), em situações nas quais o impacto da meteorologia é mínimo (DALVI, 2007). Porém, os modelos desacoplados apresentam erros numéricos associados à interpolação em (x,y,z,t) , o que pode levar, dentre outros problemas, à violação da conservação de massa (FREITAS et al., 2009b). Para uma descrição mais realista da atmosfera, em modelos de tempo químico é de suma importância utilizar uma abordagem que contemple a retroalimentação dos processos químicos e atmosféricos. Nessa característica reside a principal diferença entre os modelos interligados e desacoplados.

2.4.1 Base física e matemática dos modelos

O sistema de equações fundamentais que descrevem os processos atmosféricos pela física clássica não possui solução analítica, e é resolvido numericamente através de metodologias de discretização numérica, a partir da qual se obtém a solução em pontos de grade. Resumidamente, pode ser dito que esta solução corresponde a uma média estatística de cada variável prognóstica na célula do espaço-tempo discretizado. Comumente, utiliza-se a decomposição de Reynolds para a solução numérica das equações atmosféricas, na qual cada variável (v) é separada em termos de sua média ($\overline{v}$) e de sua flutuação em torno desta (v').

$$(v) = (\overline{v}) + (v') \quad (1)$$

Em função do espaçamento da grade e do intervalo de tempo adotado, dividem-se os fenômenos atmosféricos em duas famílias principais, dependendo se sua solução é explícita ou não: resolvidos e não-resolvidos (ALONSO, 2011).

Para se obter o prognóstico final em modelos *on-line*, resolve-se a tendência total através da solução individual de cada termo de tendência local. Portanto, a razão de mistura de uma determinada espécie é influenciada tanto por processos não-resolvidos, como a turbulência e a convecção, quanto por processos resolvidos na escala da grade, como a advecção. O transporte resolvido numericamente por esquemas de advecção deve conservar a massa, ser monotônico, isto é, não gerar oscilações de Gibbs, manter a solução positivo definida e não demandar excessiva informação lateral para compor os gradientes necessários para a solução numérica (FREITAS et al., 2009b). Já o transporte na escala sub-grade, associado aos processos de difusão da Camada Limite Planetária (CLP), é parametrizado aplicando-se a teoria K, na qual os fluxos turbulentos são proporcionais ao gradiente da quantidade média transportada através de um coeficiente de difusividade (K).

Esquemas que seguem esta abordagem são muito dependentes dos coeficientes de difusividade, que podem ser especificados como uma função da rugosidade da superfície, estabilidade termodinâmica da atmosfera, cisalhamento do vento, dentre outros. Além do transporte, os gases e partículas em suspensão sofrem processos de deposição. A deposição seca de gases e partículas consiste no

transporte destes materiais da atmosfera para a superfície, controlada pela turbulência atmosférica, propriedades químicas das espécies e pela natureza da superfície receptora (FREITAS et al., 2009b). O processo de deposição úmida ocorre quando o material em questão está embebido dentro de uma porção de água condensada em precipitação depositando-o sobre a superfície abaixo. Para parametrizar esse processo, assume-se a lei de Henry, que estabelece um estado de equilíbrio entre as fases gasosa e aquosa (ALONSO, 2011).

2.4.2 Mecanismos químicos implementados nos modelos

Para poder realizar um estudo da química da atmosfera é necessário considerar uma grande quantidade de espécies que participam em milhares de reações químicas. Entretanto, esse elevado número de espécies e reações, resulta em uma limitação para a sua implementação em modelos numéricos de previsão de tempo químico (ALONSO, 2011). Para resolver esse problema, comumente se utilizam determinados critérios para reduzir consideravelmente e de forma razoável o números de espécies e reações contidas em um mecanismos. Sobre essa perspectiva, o mecanismo químico (que inclui espécies e reações específicas) é um dos mais importantes componentes dos modelos regionais para se entender o efeito das emissões antrópicas e biogênicas na qualidade do ar (STOCKWELL, 1986).

As informações necessárias para a caracterização do MQ incluem: as espécies químicas consideradas, as reações químicas, as taxas de velocidade de reação (as quais dependem da temperatura e pressão do ar), as razões de mistura de alguns gases fixos da atmosfera como oxigênio e nitrogênio, a razão de mistura de vapor de água e as taxas de fotólise (também variáveis com o ângulo zenital, a localização, o albedo superficial, a altura da coluna de ozônio, entre outros).

Existem mecanismos com alto detalhamento químico, como o MCM (*Master Chemical Mechanism*) com aproximadamente 2400 espécies químicas, que, entretanto, demandam tempo de processamento e requisito memória de acesso aleatório (RAM por ser sigla no inglês) muito altos (GROSS; STOCKWELL, 2003). Portanto, agregar as espécies químicas em grupos, com base no peso molecular, reatividade ou outras características físico-químicas, foi a solução encontrada para simular os processos de reação química nos atuais modelos atmosféricos regionais.

Nas últimas décadas foram realizados vários estudos onde se comparam diferentes MQ para determinar aqueles aos que melhores resultados são associados nos estudos de qualidade do ar (exemplo STOCKWELL, 1986; KUHN et al., 1998; GROSS; STOCKWELL, 2003). A continuação mostra-se (Tabela 3) a lista de alguns dos principais mecanismos químicos de processos troposféricos fase-homogênea utilizados em modelos regionais de qualidade do ar.

Tabela 3 – Exemplos de mecanismos químicos utilizados em modelos regionais de qualidade do ar.

Mecanismo	Número de espécies inorgânicas	Número de espécies orgânicas	Número de reações químicas
RACM	21	56	214
RADM	21	42	137
EMEP	22	57	117
RELACS	12	35	111
CBM-IV	14	22	88
SAPRC	24	48	184

Fonte: ALONSO, (2011).

2.5 Inventários de emissões e estudos de qualidade do ar na Região Metropolitana de Porto Alegre

A Região Metropolitana de Porto Alegre está localizada no meio-leste do Rio Grande do Sul (RS), o estado mais ao sul do Brasil, compreendendo 34 municípios distribuídos sobre uma área de 10.097,196 km² correspondendo a aproximadamente 3,7 % do território do RS. É uma área de alta densidade populacional com aproximadamente 4 milhões de habitantes, o que equivale a 36,7 % da população do Estado (IBGE, 2015).

Como a RMPA tem um alto desenvolvimento econômico e social e considerável crescimento demográfico, elementos que influenciam consideravelmente na qualidade do ar, é preciso realizar investigações que abordem estes aspectos nesta região, pois existem muito poucos trabalhos atuais que tratam o tema. Neste item apresenta-se alguns dos estudos mais importantes que tem sido realizados para a RMPA vinculados com a química atmosfera e a qualidade do ar:

Martins et al. (2000) correlacionaram os fatores meteorológicos como temperatura, fluxo de energia solar, umidade e altura da camada de mistura com a

qualidade do ar, com a concentração de oxidantes fotoquímicos na RMPA, em especial com o ozônio. Foram utilizados os modelos SAPRC (*Statewide Air Pollution Research Center*) (para a química) e o OZIPR (*Kinetic Model and Ozone Isopleth Package for Research*) (para a atmosfera), uma versão para pesquisa do programa OZIPP (*Kinetic Model and Ozone Isopleth Package*) da EPA (GERY; CROUSE, 1990). Os autores concluíram que os principais fatores que afetaram os resultados das simulações foram o fluxo solar actínico (efetivo), a altura máxima da camada de mistura e a temperatura. O parâmetro químico que mais afetou os resultados simulados foi a relação COV's /NO_x /CO.

Teixeira et al. (2008) estudaram as emissões de fontes móveis na RMPA. A metodologia adotada neste trabalho foi baseada no método para elaboração de inventários de emissões veiculares conhecido *como bottom-up* (tratado no item 2.3). Foi realizado o levantamento e organização dos dados da frota veicular do consumo de combustíveis, da qualidade dos combustíveis e da autonomia dos veículos e fatores de emissão obtidos junto à Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). Posteriormente, dados intermediários e emissões totais foram calculados aplicando-se a metodologia modificada segundo Melchioris et al. (2003). Como resultado mais importante dessa pesquisa se obteve dados de emissões totais de poluentes atmosféricos vinculados com veículos a gasolina, álcool, diesel, gás natural veicular (GNV) e motos no ano de 2004 na RMPA. Na tabela 4 aparecem os valores das emissões obtidos no estudo, para várias espécies poluidoras.

Tabela 4 – Emissões totais de poluentes atmosféricos de veículos a gasolina, álcool, diesel, GNV e motos no ano de 2004 na RMPA (1000t/ano).

Combust./Poluente	CO	NO _x	SO _x	MP	HC
Gasolina	129,80	6,75	0,27	0,75	13,57
Álcool	16,97	1,00	*	*	2,02
Diesel	35,11	25,64	1,62	1,60	5,72
GNV	0,40	0,45	*	*	0,22
Motos	13,46	0,27	*	*	1,92

* Não determinado.

Fonte: TEXEIRA et al. (2008).

Um análise das variações semanais e estacionais do ozônio na superfície, assim como dos principais precursores, pode ser encontrado no trabalho de Teixeira et al. (2009). Utilizando dados de medições realizadas em duas estações da RMPA, no ano 2006, os autores obtiveram como resultado que as concentrações de O_3 mantiveram-se quase constante durante todos os dias da semana e as dos NO_x diminuía nos domingos devido à menor circulação de veículos na cidade. Também observaram que as máximas concentrações de O_3 se registram nas estações de verão e primavera, e no caso dos NO_x , nos meses mais frios. Em relação aos ciclos diurnos, descreveu-se uma relação inversa entre as concentrações de O_3 e NO_x , muito devido à formação fotoquímica de O_3 .

Borrego et al., (2010) apresentaram um estudo para avaliar a poluição fotoquímica sobre a RMPA usando os modelos CAMx (*Comprehensive Air quality Model with extensions*) e CALGRID (*Californian Grid Model*) num período de verão. Estes modelos utilizaram informação meteorológica proporcionada pelo o *Fifth-Generation Penn State/NCAR Mesoscale Model* (MM5). Segundo os resultados obtidos nas simulações, as concentrações de ozônio superaram os padrões de qualidade, isso para períodos específicos e principalmente na periferia da zona urbana de Porto Alegre.

Como já foi mencionado no item 2.3, em 2010 a Fundação Estadual De Proteção Ambiental (FEPAM) realizou o “1º Inventário de Emissões Atmosféricas das Fontes Móveis do Estado do Rio Grande do Sul – Ano base – 2009”. Nesse inventário foram determinadas, mediante a metodologia *bottom-up* por ser a que melhor se harmoniza ao cenário gaúcho, as emissões das fontes móveis dos principais poluentes para o ano 2009. Para facilitar os cálculos, o Estado Rio Grande do Sul foi dividido em várias macrorregiões (FEPAM, 2010), na figura 1 observam-se os valores determinados para as emissões na macrorregião ocupada pela RMPA.

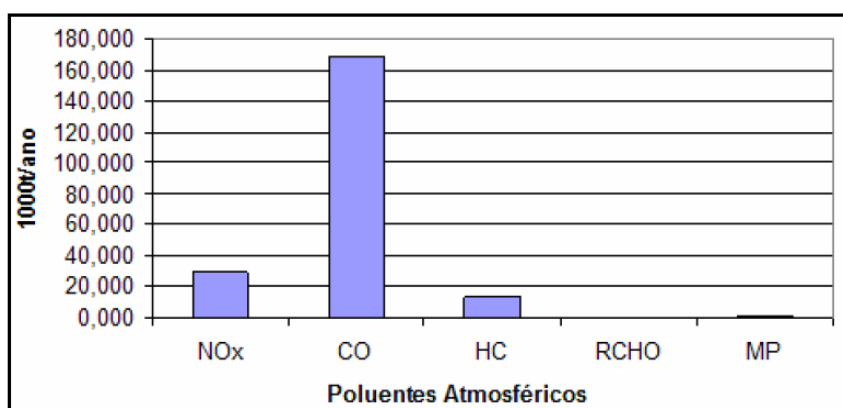


Figura 1 – Emissões de alguns gases poluentes, estimadas para o ano 2009 pela FEPAM e vinculadas à atividade veicular.

Fonte: FEPAM, (2010).

Teixeira et al. (2012), estudaram o impacto nas emissões, na RMPA, da lei 11.097/2005, que determinou o uso da mistura B2 (2 % de biodiesel no diesel do petróleo) a partir de janeiro de 2008 e posteriormente, em janeiro de 2010, o nível aumentou a 5 % (B5). Foram determinadas as emissões de alguns contaminantes (CO, NO_x, HC, SO_x, y PM) pela frota que utilizava o diesel como combustível na RMPA. Os resultados mostraram que com a adição de biodiesel se produziu uma diminuição das emissões de PM, CO e HC, e um ligeiro aumento das emissões dos NO_x.

Em uma pesquisa desenvolvida por Cuchiara (2011), vinculada à modelação das reações fotoquímicas associadas com fontes veiculares, o autor determinou a porcentagem de emissão de hidrocarboneto não-metano (HCNM) particionado por espécies para a Região Metropolitana de Porto Alegre, tomando como base o trabalho de Grosjean et al. (1998) para a cidade de Porto Alegre, o trabalho de Campos et al. (1999) para a cidade de Rio de Janeiro e o trabalho de Ying et al. (2009) para a cidade de México. O autor realizou também um estudo do comportamento das concentrações dos principais poluentes através de simulações numéricas com o modelo WRF/Chem. O modelo simulou bem a evolução dos valores observados, entretanto, em muitas situações não reproduziu bem os valores dos máximos e mínimos de concentrações, concluindo que entre os fatores que podem impedir um melhor desempenho deste modelo estava a incerteza com relação as estimativas das emissões a partir das fontes móveis.

Uma das investigações mais atualizadas sobre o tema das emissões de poluentes na RMPA foi realizada por Souza em 2013. A autora estudou o comportamento das concentrações de ozônio de superfície, óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono e hidrocarbonetos na RMPA, através de simulações numéricas realizadas utilizando o PREP-CHEM-SRC nos modelos CCATT-BRAMS e WRF/Chem. O domínio da modelagem foi implementado sobre a RMPA, dando ênfase às fontes antrópicas (móveis) e biogênicas. Para a validação dos resultados, utilizaram-se dados de monitoramento da qualidade do ar na RMPA, fornecidos pela rede PROAR da FEPAM. Concluiu-se que entre os fatores que podiam estar impedindo um melhor desempenho do modelo CCATT-BRAMS estava a especiação dos HC feita no PREP-CHEM-SRC (a mesma determinada por Cuchiara (2011)). A autora concluiu que a especiação não contemplou todas as espécies de HC do mecanismo RACM, fazendo com que os valores de O₃ fossem superestimados para RMPA.

Materiais e métodos

Para o cumprimento dos objetivos propostos neste trabalho se realizou um conjunto de ações, resumidas a seguir:

- Foram obtidos cenários de evolução da frota veicular para cada ano do período 2002 – 2030, na RMPA, que proporcionam informação detalhada sobre a quantidade de veículos por tipo, idade e combustível utilizado. Para isto foi necessário caracterizar a frota existente no ano 2001 (ano tomado como base para a criação destes cenários de evolução da frota) na RMPA e estimar os licenciamentos de veículos novos, por tipo e combustível desde o ano 2002 até 2030 para a mesma região. Utilizou-se informação disponibilizada por várias entidades e organizações, entre elas DENATRAN, ANFAVEA, FENABRAVE, ABRACICLO (Associação Brasileira de Fabricantes de Motocicletas, Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares) e RBSC (*Roland Berger Strategy Consultants*).

- A partir desses cenários de evolução da frota veicular e utilizando informação sobre parâmetros relacionados com os distintos tipos de veículos, tais como a autonomia (quilômetros percorridos por unidade de combustível), intensidade de uso (distância anual percorrida) e os fatores de emissão (em g/km), foram obtidos cenários de emissão associados à atividade veicular até 2030 para as espécies CO, NO_x e HCNM, na RMPA. Utilizou-se a metodologia *bottom-up* (item 2.3) e a ferramenta estatística LEAP que modela os processos de produção e consumo de energia.

No item 3.3.2.1 faz-se uma descrição detalhada dos procedimentos realizados para a obtenção dos cenários de evolução da frota veicular e os de emissão de poluentes associados com a frota.

- Com a utilização do pré-processador de emissões PREP-CHEM-SRC (item 3.3.1), a informação da emissão de poluentes disponibilizada pelas distintas bases de dados globais e os dados da emissão veicular na RMPA, se obtiveram os inventários de emissões no domínio estudado, para o ano 2009 (ano tomado como base para as condições iniciais e de fronteira meteorológicas e químicas nas diferentes simulações realizadas) e 2030 (ano de comparação para o análise do impacto da evolução da frota veicular na qualidade do ar na RMPA).

- Utilizando o sistema de modelagem CCATT-BRAMS (item 3.2), realizaram-se várias simulações das condições meteorológicas e químicas da atmosfera para a RMPA, isso em períodos de tempo selecionados correspondentes ao ano 2009 (Conjunto de simulações 1 (CS1)). O CCATT-BRAMS, recebe informação do PREP-CHEM-SRC e também das ferramentas SPACK (*Simplified Preprocessor for Atmospheric Chemical Kinetics*) (DJOUAD, 2002) (em sua versão modificada, *Modified-SPACK* ou M-SPACK) e DPREP-CHEM (LONGO et al., 2013), estas últimas estão relacionadas com os mecanismos químicos (M-SPACK) e com a inclusão de espécies químicas às condições iniciais e de contorno atmosféricas (DPREP-CHEM).

Com os resultados dessas simulações e com os dados medidos nas estações localizadas na RMPA, foi possível analisar o desempenho do modelo na representação das condições da atmosfera na região e período de estudo e assim propor ajustes. No item 3.4 se faz uma descrição dos principais índices estatísticos utilizados.

- Também com o sistema de modelagem CCATT-BRAMS e mantendo as condições iniciais e de fronteira, tanto meteorológicas como químicas, do ano base 2009, se realizou uma simulação para o período de tempo selecionado em 2030. No inventário de emissões de poluentes para a RMPA, utilizado pelo CCATT-BRAMS para realizar esta simulação, se incluiu a informação local de emissão de poluentes associada à atividade veicular no ano 2030, que foi obtida a partir do cenário de emissão veicular. A comparação entre simulações permitiu finalmente determinar a influência da evolução da frota na qualidade do ar na RMPA.

No item 3.2.1 mostram-se as características e configurações das simulações realizadas, tanto para a avaliação e calibração (Conjunto de Simulações 1 (CS1)),

como a correspondente ao ano 2030 (*Jan30-1*). Na figura 2 mostra-se o fluxograma geral das ferramentas empregadas e as simulações realizadas.

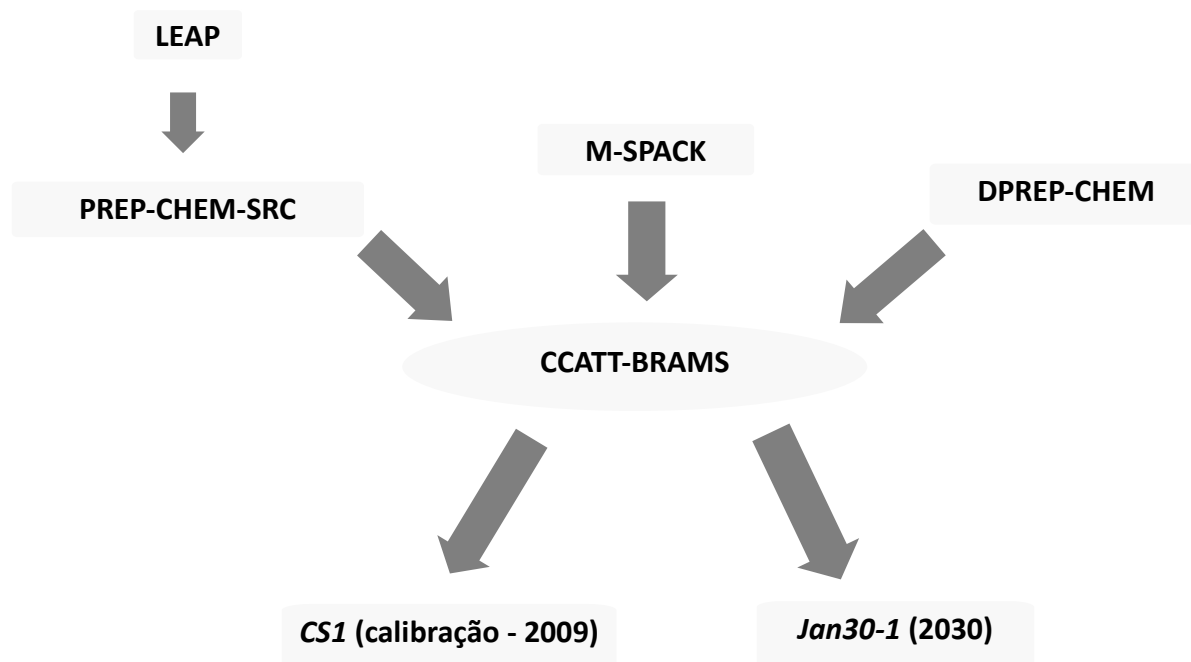


Figura 2 – Fluxograma geral das ferramentas empregadas e as simulações realizadas.

O ano escolhido para realizar a comparação e obter o impacto da evolução da frota veicular na qualidade do ar foi 2030, vinculado ao plano energético nacional e mais próximo do ano base. As emissões dependem, entre outros fatores, das políticas públicas implantadas, do crescimento da economia, do aumento da população e consequente aumento das cidades e das novas tecnologias, todos parâmetros de muita imprevisibilidade e difíceis de se estimar para uma margem maior que 50 anos.

Na continuação se faz uma descrição da área de estudo e uma caracterização da rede de monitoramento da qualidade do ar na região. Também se descrevem as ferramentas computacionais utilizadas na investigação, as configurações das simulações realizadas, a metodologia para a obtenção dos cenários de evolução da frota assim como os de emissão associados e os índices estatístico empregados na avaliação e das simulações.

Segundo dados do Departamento de Transito em RS (DETRAN/RS), a frota de veículos no estado teve um crescimento de 72,4 % nos últimos 10 anos e existe atualmente uma proporção de 1,8 pessoas por veículo. O total da frota em circulação, registrada pelo mesmo órgão em fevereiro de 2015 na RMPA, era de 2203911 veículos, sendo os automóveis a categoria de maior presença e os maiores contribuintes com a poluição veicular. Vinculado com o transporte na RMPA, há que se destacar a importância da estrada federal, RODOVIA BR 116, que interliga a maior parte das cidades da região metropolitana. O trecho norte desta via, entre Porto Alegre e Novo Hamburgo, constitui o 2º trecho mais movimentado do Brasil (o 1º é a Rodovia Dutra, que liga o Rio de Janeiro a São Paulo).

Na RMPA, segundo dados da Fundação Estadual de Proteção Ambiental de Rio Grande do Sul (FEPAM/RS), existem 12 estações automáticas fixas (Figura 4, Tabela 5), e 6 estações manuais de monitoramento da qualidade do ar (Tabela 6).

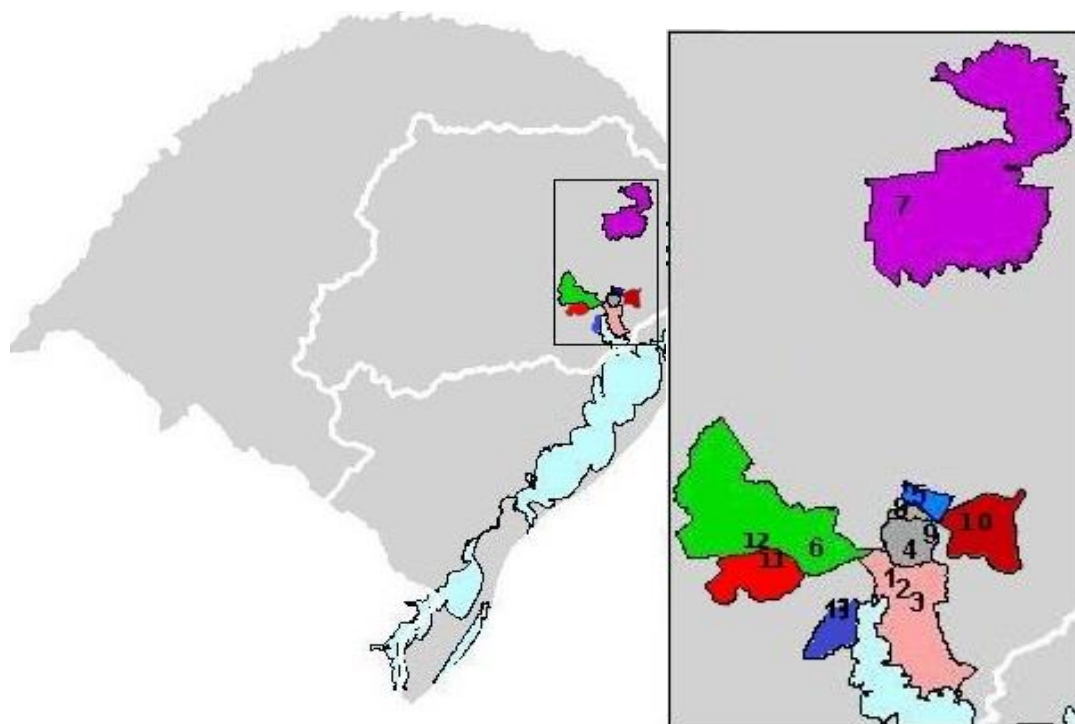


Figura 4 – Localização das estações automáticas de monitoramento do ar no Rio Grande do Sul.

Fonte: FEPAM/RS (2015).

Na Rede Manual são realizadas coletas de 24 horas, de seis em seis dias, cujas amostras são transportadas das estações ao laboratório para serem

analisadas. Na Rede Automática, também denominada Ar Do Sul, as análises são realizadas, automaticamente, por equipamentos que utilizam princípios físicos e químicos no instante em que o ar é amostrado, sendo os dados gerados e enviados via rede telefônica a uma central, o que permite acompanhamento *on-line* da qualidade do ar e das condições meteorológicas nos locais onde estão instaladas (FEPAM/RS, 2015). Apesar desta ampla rede de monitoramento e da forma em que se diz estar implantado o processo de recompilação de dados, na realidade, muitas dessas estações estão desatualizadas e não funcionam de forma operativa e contínua em decorrência da falta de aporte de recursos necessários para sua efetiva operação (manutenção, instrumentação, peças de reposição, gases de calibração, etc.). No entanto, para a realização deste trabalho foi possível utilizar valores reais de concentrações de contaminantes para as avaliações estatísticas dos resultados das simulações, obtidos a partir de medições em algumas estações que funcionam parcialmente (segundo a tabela 5 as estações automáticas 2, 3, 4, 5, 6, 8 e 9).

Das estações automáticas, de onde foi possível obter dados para a realização deste trabalho, quatro são influenciadas principalmente pela atividade veicular e urbana (as estações 2, 3, 4 e 8); já as estações 5, 6 e 9 são influenciadas principalmente por a atividade industrial. Não foi possível obter os dados das estações manuais.

Um estudo realizado pela FEPAM obteve uma climatologia mensal das concentrações de algumas espécies de poluentes do ar para a RMPA. Utilizou-se as medições realizadas nas estações de monitoramento da qualidade do ar, no período 2003 – 2012 (FEPAM, 2014). Na figura 5 são mostrados alguns desses resultados, os referentes às espécies de maior interesse para este trabalho (CO, NO₂ e O₃).

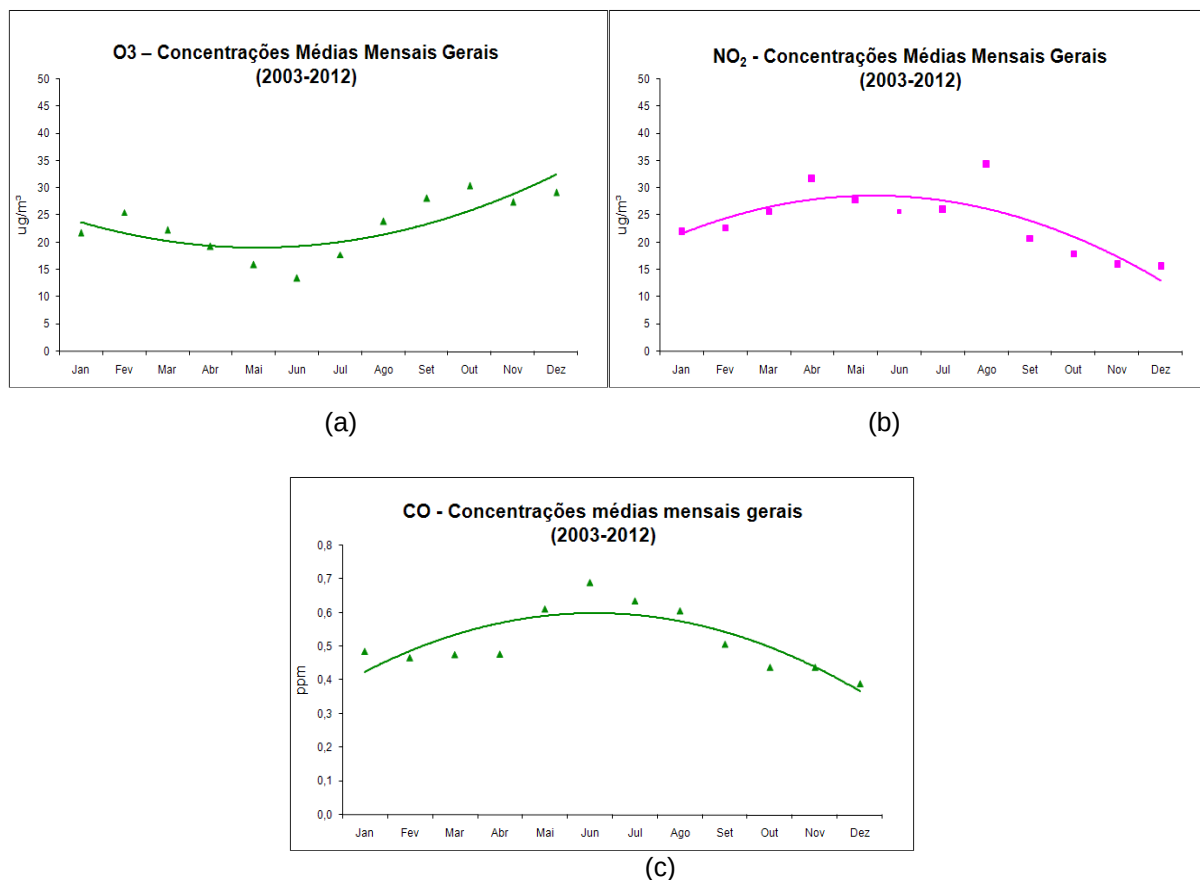


Figura 5 – Concentrações médias mensais gerais (2003 – 2012). (a) Espécie O₃. (b) Espécie NO₂. (c) Espécie CO.

Fonte: FEPAM/RS (2014).

Observa-se que as maiores concentrações médias para a espécie O₃ são registradas nos meses de primavera e verão, principalmente nos meses de outubro e dezembro, onde a radiação solar incidente é elevada e se produz em maior medida a fotólise. Os valores mínimos médios de O₃ registram-se nos meses de maio, junho e julho.

Para as espécies NO₂ e CO sucede o contrário, as maiores concentrações médias se registram nos meses de outono e inverno, especificamente no mês de agosto para o NO₂ e no mês de junho para o CO. Já as mínimas para essas espécies, ocorrem nos meses de primavera e verão.

Tabela 5 – Informação sobre as estações automáticas de monitoramento do ar mostradas na figura 4.

Nº no mapa	Município	Estação	Localização	Parâmetros de Monitoramento
1	Porto Alegre	Centro /Rodoviária	Largo Edgar Koëtz	PI10, SO2, CO, NOx, O3 e Parâmetros Meteorológicos
2	Porto Alegre	Santa Cecília /Escola de Bombeiros	Av. Silva Só, 340	PI10, SO2, CO, NOx, O3
3	Porto Alegre	Jardim Botânico / Escola de Educação Física	Rua Felizardo, 750	PI10, SO2, CO, NOx, O3
4	Canoas	V COMAR	Av. Guilherme Schell, 3950	PI10, SO2, O3
5	Sapucaia do Sul	SESI	Rua Lúcio Bittencourt, 1080	PI10, SO2, CO, NOx, O3 e Parâmetros Meteorológicos
6	Triunfo	Pólo Petroquímico	Rua 3, junto à Brigada Militar	PI10, SO2, CO, NOx, O3
8	Esteio	Vila Ezequiel	Rua Ezequiel Nunes Filho, 3	PI10, SO2, NOx, O3, CO, Hidrocarbonetos e Parâmetros Meteorológicos
9	Canoas	Parque Universitário	Rua Viana Moog, 101	PI10, SO2, NOx, O3, CO, Hidrocarbonetos e Parâmetros Meteorológicos
10	Gravataí	Condomínio Jardim Timbaúva	Rua Getúlio Celso Nunes, s/n	PI10, SO2, NOx, O3, CO, Hidrocarbonetos e Parâmetros Meteorológicos
11	Charqueada	Arranca Toco	Esquina das ruas José Rui de Ruiz e Júlio Rosa	PI10, SO2, NOx, O3, CO
12	Triunfo	DEPREC	Superintendência de Portos e Hidrovias	SO2, NOx
13	Guaíba	Parque 35	Rua São Paulo, 800	PI10, PTS, SO2, CO, NOx, TRS, O3 e Parâmetros Meteorológicos

Fonte: FEPAM/RS (2015).

Tabela 6 – Informação sobre a localização exata das estações manuais de monitoramento do ar da FEPAM.

Município	Estação	Localização
Porto Alegre	Jardim Botânico / 8º DISME	Estação Meteorológica do 8º Distrito de Meteorologia do INMET
Porto Alegre	Anchieta / CEASA/RS	CEASA, Av. das Indústrias
Charqueadas	CORSAN	Estação da CORSAN
Montenegro	Parque Centenário	Parque Centenário
Triunfo	Pólo Petroquímico	SINE, no III Pólo Petroquímico
Triunfo	Escola Osvaldo Aranha	Escola Osvaldo Aranha

Fonte: FEPAM/RS (2015).

3.2 Sistema de modelagem de previsão do tempo químico-meteorológico CCATT-BRAMS

O CCATT é um modelo euleriano de transporte atmosférico que prognostica a razão de mistura de gases traço através da solução da equação da conservação de massa, que inclui os processos de advecção, mistura turbulenta na camada limite planetária, deposição seca e úmida, ascensão da pluma associada com focos de queimadas, e transporte vertical associado a convecção rasa (não precipitante) e profunda. Além disso, o modelo inclui reatividade química e interação de aerossóis com a radiação solar e terrestre (ALONSO, 2011).

O modelo BRAMS é a versão brasileira do modelo RAMS (*Regional Atmospheric Modelling System*), desenvolvido na Universidade do Estado do Colorado, nos Estados Unidos de América, a partir de um modelo de mesoescala (PIELKE, 1974) e de um modelo de nuvens (TRÍPOLI; COTTON, 1982). O BRAMS é capaz de simular escoamento em escalas de metros a centenas de quilômetros, e inclui um grande número de opções físicas, as quais podem ser selecionadas pelo usuário. Todos os processos físicos associados à formação de nuvens, precipitação, transferência de radiação, transporte turbulento de calor, umidade e momentum, e interação com a superfície podem ser ativados.

Vistos os modelos CCATT e BRAMS, pode se dizer então que o sistema de modelagem CCATT-BRAMS, do qual se falou também no item 2.4, está formado por um modelo euleriano de transporte químico atmosférico 3D acoplado (*on-line*) com um modelos atmosféricos de área limitada. O sistema está projetado para estudos

locais e regionais de química atmosférica da superfície e para baixa estratosfera, tanto para fins operacionais como de pesquisa (LONGO et al., 2013). Além disso o CCATT-BRAMS foi desenvolvido utilizando ferramentas digitais avançadas, convertendo-o em um sistema de modelos flexível e multiuso, que permite ao usuário escolher as espécies químicas, tipo de emissão e bases de dados a utilizar (SOUZA, 2013).

No sistema CCATT-BRAMS a advecção é resolvida com um esquema de 2ª ordem e limitadores de fluxo para manter a solução positiva definida (TREMBACK et al., 1987). Para calcular o transporte na escala da sub-grade associado à difusão dentro da CLP utiliza-se o esquema de Mellor e Yamada (1982). O modelo CCATT-BRAMS pode virtualmente ser configurado com qualquer mecanismo químico (ver item 2.4.2), através do uso da versão modificada da ferramenta para pré-processamento químico M-SPACK (*Simplified Preprocessor for Atmospheric Chemical Kinetics*) (DJOUAD, 2002). O M-SPACK permite acoplamento direto com o CCATT-BRAMS para os seguintes mecanismos: CB-07 (*Carbon Bond Mechanism version 07*, versão adaptada do CB-04) (GERY et al., 1988), RACM (*Regional Atmospheric Chemistry Mechanism*) (STOCKWELL et al., 1997), RADM2 (*Regional Acid Deposition Model, version 2*) (STOCKWELL et al., 1990), RELACS (*Regional Lumped Atmospheric Chemical Scheme*) (CRASSIER et al., 2000).

O modelo trabalha com duas opções para as taxas de fotólise: condições padrão para um conjunto de ângulos zenitais ou cálculo atualizado a cada passo no tempo com o código de transferência radiativa (iterativo com nuvens e aerossóis) utilizando o modelo FAST-TUV (*Fast Tropospheric Ultraviolet-Visible*) (TIE et al., 2003), esta última opção foi a considerada nesta pesquisa. O integrador numérico dos mecanismos químicos é baseado no método *Rosenbrock* (HAIRER; WANNER, 1991).

Na figura 6 estão representados alguns dos processos de sub-grade envolvidos no transporte de gases e aerossóis que são simulados pelo sistema de modelagem CCATT-BRAMS.

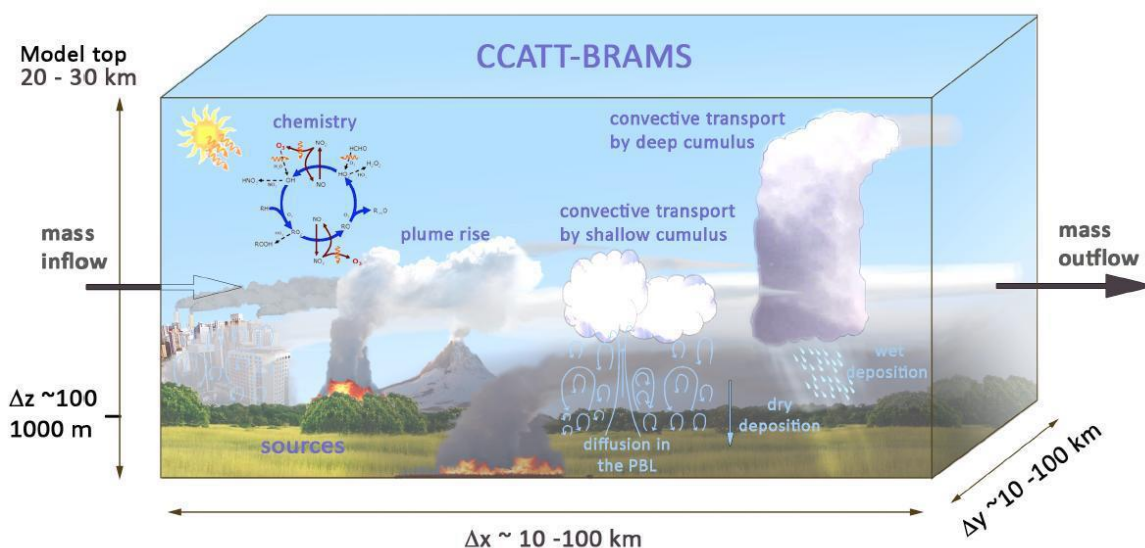


Figura 6 – Alguns dos processos de sub-grade envolvidos no transporte de gases e aerossóis que são simulados pelo sistema de modelagem CCATT-BRAMS.

Fonte: LONGO et al. (2013).

Como foi mostrado na figura 2, o CCATT-BRAMS também utiliza as informações que proporciona o pré-processador DPREP-CHEM, ferramenta que é utilizada para incluir espécies químicas às condições iniciais e de contorno atmosféricas, isso no formato necessário para o modelo (FONSECA, 2012). Os dados diários de emissões de poluentes são processados pela ferramenta PREP-CHEM-SRC, a tratar no item 3.3.1, e incorporados no sistema de modelos CCATT-BRAMS que distribui esses valores diários segundo os ciclos diurnos para cada espécie e que depende da região de estudo. Neste trabalho se utiliza o ciclo diurno para a RMPA, determinado por Cuchiara (2011) levando em consideração dados de médias horárias de concentração registrados nas estações da FEPAM. Na figura 7 se apresentam os pesos de emissão para cada espécie (CO, hidrocarbonetos totais (HCT) e NO_x) no período de 24 horas, estes representam a porcentagem do valor total das emissões que se emite em cada hora. Pode-se observar que os picos de emissão ocorrem nas primeiras horas da manhã e no final da tarde. As taxas de emissão dos hidrocarbonetos são informadas pela FEPAM como HCT, pois não possui a informação de HCNM particionada em cada uma de suas espécies (CUCHIARA, 2011).

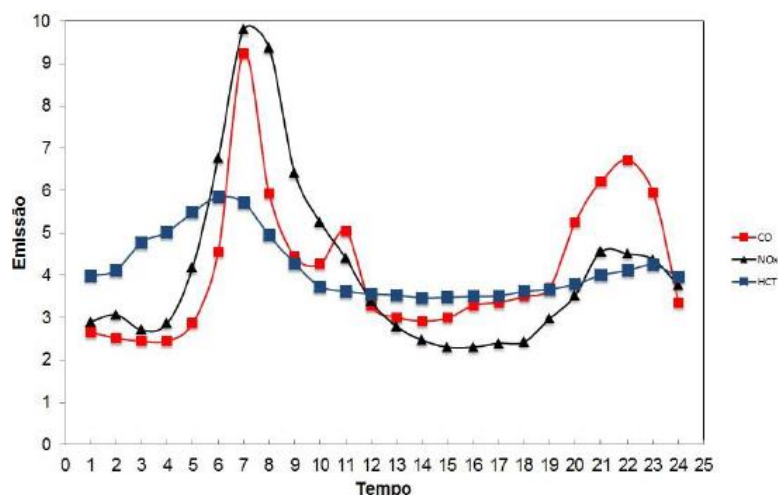


Figura 7 – Ciclos diurnos das porcentagem de emissões na RMPA para as espécies CO, NO_x e HCT, no período de 24 horas.

Fonte: Souza (2013).

Tanto no DPREP-CHEM como no PREP-CHEM-SRC, a informação sobre o mecanismo químico é proporcionada pelo M-SPACK. Na figura 8 estão representados os processos de intercâmbio de informação entre as distintas ferramentas e o sistema de modelagem CCATT-BRAMS.

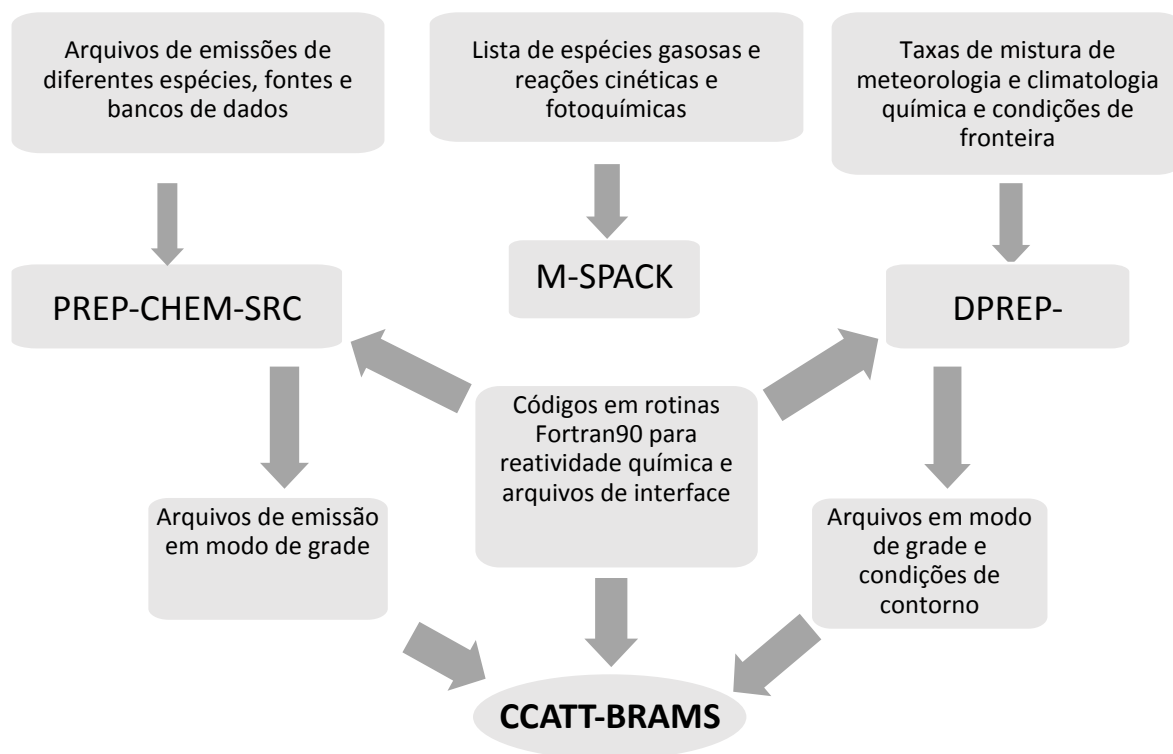


Figura 8 – Esquema do sistema CCATT-BRAMS.

Fonte: adaptado de LONGO et al. (2013).

Uma vez obtidos os arquivos de saída ou análises do sistema de modelos CCATT-BRAMS (em formato *vfm*) logo terminadas as simulações, um pós-processador, o RAMSPOST (RAMS-POST *processing*), os usa para produzir arquivos correspondentes ao formato de entrada dos softwares GrADS (*Grid Analysis and Display System*) (<http://www.iges.org/grads/>) o que facilita a visualização dos resultados (SIQUEIRA; GÁCITA, 2012).

Cada pré-processador que aporta informação ao CCATT-BRAMS, o pós-processador RAMSPOST e o próprio modelo têm um arquivo onde se especificam os parâmetros de execução (*nome_do_arquivo.inp* para os pré-processadores e pos-processador, RAMSIN para o CCATT-BRAMS). Estes arquivos permitem ao usuário selecionar e definir uma configuração qualquer, tanto na seleção dos domínios de estudos e as parametrizações, como no mecanismo químicos utilizado. Também é onde o usuário especifica os caminhos dos dados de entrada e os das saídas.

3.2.1 Características e configurações gerais das simulações realizadas

Em correspondência com os objetivos propostos neste trabalho, foram realizadas várias simulações com o CCATT-BRAMS, na versão 4.3.3. Do total de simulações, dois formam o CS1 sendo utilizadas para a avaliação e calibração do sistema de modelagem (ver item 3.2.1.1). Uma simulação, denominada *Jan30-1*, foi utilizada para obter o cenário de concentrações de poluentes e analisar a influência da evolução da frota veicular na qualidade do ar.

De forma geral, as simulações foram realizadas com configurações semelhantes, variando-se especificamente as emissões, conforme período de estudo. Utilizou-se em todos os casos um computador com RAM de 8GB e 4 processadores (modelo: Dual-Core AMD Opteron(tm) Processor 2210 com 2,00 GHz de frequência), para um total de 8 núcleos de processamento, alocado nas dependências do Centro de Previsão e Pesquisas Meteorológicas Darci Pegoraro Casarin (CPPmet). Foi usada em todas as simulações a capacidade de corrida em paralelo do modelo CCATT-BRAMS.

O domínio de estudo escolhido inclui duas grades aninhadas (Figura 9), ambas cobrindo a RMPA.



Figura 9 – Disposição das grades utilizadas nas simulações. (a) Grade 1 e Grade 2. (b) Grade 2.

Fonte: Google Maps (com alterações).

A primeira grade, mais grossa com uma resolução na horizontal de 50x50 km, está centrada em 30° S e 53° W e tem uma extensão de 1150x750 km abarcando todo o estado de RS e parte de Paraguai, Uruguai, Argentina e do estado brasileiro de Santa Catarina. A segunda grade é menor, tem uma resolução na horizontal de 10x10 km e uma extensão de 260x260 km, suficiente para uma validação usando-se as estações de observação, sem extrapolar a capacidade do cluster. Está centrada em 30° S e 51° W e abarca toda a RMPA assim como municípios adjacentes. Na tabela 7 mostram-se as características das grades que cformam o domínio de estudo e outras configurações comuns nas simulações.

Os campos meteorológicos que foram utilizados como condição inicial e de contorno, de todas as simulações, foram obtidos do modelo global do CPTEC/INPE (Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) com resolução T126042 (<http://previsaonumerica.cptec.inpe.br/>). As condições iniciais e de contorno químicas são baseadas na climatologia mensal das análises do modelo global MOCAGE (*MODèle de Chimie Atmosphérique à Grande Echelle*) (PEUCH et al., 1999) para o continente sul-americano.

Tabela 7 – Caracterização das grades que conformam o domínio das simulações. Alguns parâmetros associados.

Características	Grade 1 (Grossa)	Grade 2 (Fina)
Centro	30 S, 53 W	30 S, 51 W
Extensão horizontal (km)	1150x750	260x260 *
Número de nodos na horizontal	24x16	27x27 *
Resolução horizontal (km)	50x50	10x10
Níveis verticais	33 níveis 60 metros de espessura da primeira camada com uma razão de aumento de 1,2 vezes (progressão geométrica) e um máximo de separação de 950 m.	
Passo de tempo meteorológico (segundos)	60	12
Passo de tempo químico (segundos)	240	

* Para a simulação *Jan09-1* (ver item 3.2.1.1) foi utilizado um número diferente de nodos na horizontal (22x22 nodos) e por tanto uma extensão horizontal de 210x210 km.

3.2.1.1 Descrição das simulações realizadas com o CCATT-BRAMS para a RMPA

Antes de começar qualquer estudo, onde se utilizem os modelos numéricos para a obtenção de algum resultado, é preciso determinar se os mesmos são suficientemente eficazes na representação do estudo em questão. Neste trabalho, onde parte da informação simulada não pode ser verificada com exatidão por corresponder-se a períodos de tempo futuros e, portanto, não sujeita a validação com dados reais, torna-se importante uma avaliação prévia. O ano tomado como base para a calibração foi 2009, por apresentar maior número de estações ativas e menos falhas nos dados observados. Cabe ressaltar (ver item 3.1) que as estações de medição de concentração de poluentes, na RMPA, deixaram de funcionar por falta de manutenção e atualmente as medições são escassas (FEPAM, 2015).

Com o propósito de avaliar e calibrar, foram realizadas e analisadas duas simulações principais para o mês de janeiro do ano 2009 (CS1), que permitiram em conjunto diagnosticar, propor ajustes no sistema de modelagem CCATT-BRAMS e representar adequadamente as concentrações de poluentes na RMPA para esse período de tempo, o que permitiu a continuidade do estudo. Além dessas simulações para janeiro, foram realizadas outras para intervalos de dias correspondentes aos meses de junho, julho e outubro, no entanto o processo de calibração para esses períodos não foi possível ser realizado. Como uma das justificativas dessa impossibilidade, destacasse o fato de ter emissões locais anuais distribuídas pelo PREP-CHEM-SRC de forma equitativa para cada dia do ano. As características desiguais da circulação real de veículos na RMPA e nas diferentes estações do ano, além das próprias condições meteorológicas, fazem que essa distribuição equitativa das emissões seja um fator negativo atuando em desfavor da obtenção de resultados aceitáveis.

Um aspecto importante que se avaliou com o CS1 foi a inclusão da especiação de hidrocarbonetos não-metano para a RMPA determinada por Cuchiara (2011) (item 2.5). Tal especiação foi implantada parcialmente e utilizada por Souza (2013) especificamente para o mecanismo químico RACM (item 2.4.2). Com este trabalho adaptou-se a especiação sugerida para o mecanismo RELACS. Mais detalhes sobre a especiação de HCNM e sua implantação no PREP-CHEM-SRC podem ser encontrado no item 3.3.1.1. Na tabela 8 se descrevem aspectos específicos de cada uma das duas simulações que contemplam o CS1.

No CS1, as condições iniciais e de contorno atmosféricas e químicas utilizadas se corresponderam exatamente com o período simulado. O mecanismo químico RELACS (*Regional Lumped Atmospheric Chemical Scheme*), utilizado nas duas simulações deste conjunto, está formado computacionalmente por várias sub-rotinas programadas na linguagem de programação Fortran que foram criadas pelo M-SPACK.

Tabela 8 – Caracterização das simulações correspondentes ao CS1.

Simulações	Período de tempo modelado	Mecanismo químico	Dados de emissão de fontes urbanas e industriais
<i>Jan09-1</i>	00 UTC (<i>Universal Time Coordinate</i>) – 01/01/2009 até 00 UTC – 13/01/2009	RELACS (<i>Regional Lumped Atmospheric Chemical Scheme</i>)	São contabilizadas das bases de dados globais RETRO/EDGAR (ver item 2.3). Se incluem emissões locais dos NO _x , HCT e CO correspondentes à RMPA, obtidas com o cenário de emissões (item 3.3.2.1) para o ano 2009. Utilizou-se o PREP-CHEM-SRC, versão 1.2.1.
<i>Jan09-2</i>	00 UTC – 01/01/2009 até 00 UTC – 01/02/2009		São contabilizadas da base de dados global EDGAR HTAP (ver item 2.3). Se incluem emissões locais dos NO _x , HCNM e CO correspondentes à RMPA, obtidas com o cenário de emissões (item 3.3.2.1) para o ano 2009. A especiação dos hidrocarbonetos não-metano são fixadas segundo a investigação de Cuchiara (2011) e em relação com o mecanismo químico empregado. Os dados de emissão, das espécies químicas obtidos da base de dado global, são multiplicados pela razão de variação NO _x *. Utilizou-se o PREP-CHEM-SRC, versão 1.5.

* Razão entre os dados de emissão dos NO_x obtidos no cenário local e os contidos na base global de emissões.

No CS1, as condições iniciais e de contorno atmosféricas e químicas utilizadas se corresponderam exatamente com o período simulado. O mecanismo químico RELACS (*Regional Lumped Atmospheric Chemical Scheme*), utilizado nas duas simulações deste conjunto, está formado computacionalmente por várias sub-rotinas programadas na linguagem de programação Fortran que foram criadas pelo M-SPACK.

No caso das simulações *Jan30-1* (Tabela 9), o objetivo foi obter cenários de condições ambientais definidos principalmente pela evolução da frota veicular na RMPA.

Tabela 9 – Caracterização da simulação *Jan30-1*.

Simulação	Período de tempo modelado	Mecanismo químico	Dados de emissão de fontes urbanas e industriais
<i>Jan30-1</i>	00 UTC – 01/01/2030 até 00 UTC – 01/02/2030	RELACS (<i>Regional Lumped Atmospheric Chemical Scheme</i>)	As mesmas características da simulação <i>Jan09-2</i> . A única diferença está nas emissões locais dos NO _x , HCNM e CO correspondentes à RMPA, que são substituídas pelas obtidas para o ano 2030 no cenário de emissões (item 3.3.2.1).

As condições iniciais e de contorno, tanto meteorológicas como químicas da simulação *Jan30-1*, foram as mesmas do ano tomado como base, 2009. Estudou-se exclusivamente o papel das emissões veiculares na qualidade do ar em 2030, excluindo qualquer outro fator.

3.3 Obtenção de inventários de emissão de poluentes para a RMPA

Para a confecção dos inventários de emissão de poluentes na RMPA, que foram utilizados nas simulações com o sistema de modelagem CCATT-BRAMS, foi utilizado o pré-processador PREP-CHEM-SRC. Esta ferramenta permite obter arquivos com informação integrada de emissões de várias fontes, sejam antropogênicas ou naturais.

De forma geral, o PREP-CHEM-SRC utiliza informação de várias bases de dados globais de emissão a qual é juntada de forma lógica e dependente das espécies que cada base de dado contabiliza. Entre as opções de bases de dados que podem ser utilizadas estão a RETRO, EDGAR, e GOCART para as emissões antropogênicas e para as biogênicas o inventário do programa GEIA/ACCENT (*Global Emissions Inventory Activity / Atmospheric Composition Change the European Network*) (<http://www.aero.jussieu.fr/projet/ACCENT/description.php>) na resolução espacial de 1 x 1 grau ou também a partir do modelo MEGAN (*Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature*) (GUENTHER et al., 2006) utilizado para estimativa da emissão líquida de gases e aerossóis por ecossistemas terrestres. Neste trabalho, para a obtenção de todos os inventários de emissão total

para a RMPA, utilizaram-se as bases de dados especificadas nas tabelas 8 e 9 para as emissões antrópicas assim como o MEGAN para as emissões biogênicas; não se faz uso de emissões vulcânicas.

Os inventários globais são, conforme exposto por Alonso (2011), capazes de representar o estado da arte na estimativa das emissões, mas possuem baixa resolução espacial e apresentam variações na representação das emissões em grandes centros urbanos, o que pode comprometer sua aplicação, como única alternativa, em modelos de previsão do tempo químico. Dada essa situação fica clara a importância cada vez maior dos inventários locais de emissão, como é o caso do inventário regional de emissões veiculares para a América do Sul (ALONSO et al., 2010). Para aumentar a confiabilidade dos inventários de emissão na RMPA, foram criados cenários de evolução da frota veicular. Como resultado mais importante desses cenários se obtiveram valores de emissão anual dos principais precursores de ozônio (NO_x e HCNM) assim como de CO , vinculados todos com a atividade veicular; esses valores, além das bases de dados de emissão globais, formam parte dos dados de entrada do PREP-CHEM-SRC (item 3.3.1.1). Na figura 10 se representa, de forma simplificada, o processo de obtenção dos inventários de emissão total na RMPA.

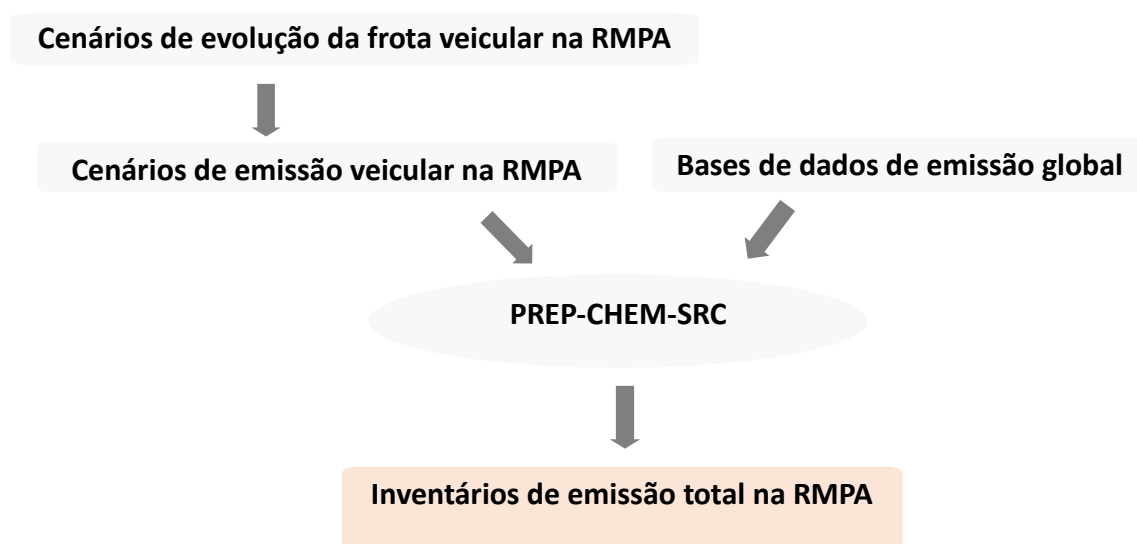


Figura 10 – Fluxograma que representa a criação dos inventários de emissão total na RMPA.

3.3.1 Módulo de pré-processamento de emissões PREP-CHEM-SRC

O pré-processador de emissões PREP-CHEM-SRC, (FREITAS et al., 2011) é uma ferramenta para a preparação dos campos de emissões para uso nos modelos regionais e globais de qualidade do ar e considera fontes urbanas/industriais, biogênicas, por queima de biomassa e vulcânicas. Os dados de saída desta ferramenta são utilizados pelo CCATT-BRAMS e em outros modelos como o WRF/Chem (GRELL et al., 2005).

A resolução espacial das grades é flexível, podendo ser de alcance regional ou global, e existem diversas projeções geográficas disponíveis. Tal flexibilidade permite também a utilização de uma grade previamente configurada e que corresponda com a utilizada por um modelo de previsão de tempo químico como é o CCATT-BRAMS, procedimento específico utilizado neste trabalho. Precisamente, e como se explicou no item 3.2, um arquivo (*prep-chem-src.inp*) permite ao usuário escolher as opções de configuração, exemplo delas são as bases de dados globais de emissão a serem utilizadas, o mecanismo químico para o qual serão preparadas as emissões e também os caminhos onde os dados de saída vão ser guardados para sua posterior utilização.

Na parametrização da emissão dos gases traços e aerossóis pela queima da biomassa (LONGO et al., 2010) e na emissão da fonte de queima (para CO, CO₂, CH₄, NO_x e PM_{2.5}) usa os produtos de fogo GOES-12 - WF_ABBA (*Geostationary Operational Environmental Satellite with Wildfire Automated Biomass Burning Algorithm*) (PRINS et al., 1998; <http://cimss.ssec.wisc.edu/goes/burn/abba.html>) GOES-12 – AVHRR (*Geostationary Operational Environmental Satellite - Advanced Very High Resolution Radiometer*), do MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) pelo CPTEC/INPE (<http://www.cptec.inpe.br/queimadas/>), e fatores de combustão e emissão derivados de medidas diretas (ANDREAE; MERLET, 2001; YOKELSON et al., 2007 e 2008). Para cada fogo captado por sensoramento remoto, estima-se a massa emitida de gás traço ou aerossol através da obtenção da biomassa disponível para a queima, os respectivos fatores de combustão e emissão e a área de queima. O tipo de vegetação que está queimando é obtido do mapa de vegetação de 1km do IGBP-INPE (*International Geosphere-Biosphere Programme* e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais)

(<http://www.cptec.inpe.br/proveg/>). Esse modelo é denominado *Brazilian Biomass Burning Emission Model* (3BEM) (LONGO et al., 2010).

Emissões biogênicas são obtidas a partir do modelo MEGAN utilizado para estimativa da emissão líquida de gases e aerossóis por ecossistemas terrestres. Esse modelo requer prévio conhecimento de variáveis que incluem cobertura do solo e condições meteorológicas e químicas.

As emissões originais de fontes urbana e industrial são contabilizadas de bases de dados como RETRO (*Reanalysis of the Tropospheric chemical composition*) e EDGAR (*Emission Database for Global Atmospheric Research*), das quais se falou anteriormente. As emissões provenientes destes inventários são interpoladas para as grades do modelo usando o esquema do vizinho mais próximo.

Dado que cada mecanismo químico utilizado leva em conta espécies que em alguns casos coincidem, mas em outros diferem, é preciso que os arquivos de saída do PREP-CHEM-SRC sejam específicos para cada um dos mecanismos e devem conter informação para todas as espécies. Para isso o pré-processador possui várias sub-rotinas que se encarregam da compatibilização entre mecanismos e os inventários, especificamente de indicar, para cada espécie do inventário, a espécie do mecanismo à qual pertence e o coeficiente de agregação com o qual as emissões do inventário entram no valor de emissão da espécie do mecanismo químico (GÀCITA, 2011).

3.3.1.1 Inclusão de dados locais de emissão veicular de poluentes no inventario de emissões

O PREP-CHEM-SRC possui um sistema de inclusão de dados locais de emissão, estes são interpolados no domínio de estudo usando um esquema de interpolação chamado “delimitado por área”. A metodologia foi criada e implementada por Alonso et al. (2010), permitindo originalmente incluir dados de NO_x e CO; logo com o trabalho de Souza (2013) se incluiu a capacidade de processar dados locais de HC. Souza (2013) sugeriu também a inclusão da especiação de HCNM que foi determinada por Cuchiara (2011) para a RMPA, já mencionada anteriormente e que se mostra na tabela 10. No entanto, Souza (2013) implantou tal especiação para obter um inventario de emissões das espécies que

são compatíveis com o mecanismo químico RACM (STOCKWELL et al., 1997) (ver item 2.4.2). Como neste estudo utilizou-se o mecanismo químico RELACS (CRASSIER et al., 2000), adaptou-se a especiação conforme tabela 10.

Tabela 10 - Porcentagem de emissão dos hidrocarbonetos não-metano, particionados por espécie, para a RMPA.

Espécies do MQ RELACS	Espécie do MQ RACM	Especiação Cuchiara (2011) (espécie e %)	Especiação para ser utilizada com o MQ RELACS (%)
ALKA	HC ₃	HC ₃ (29,8)	41,53
	HC ₅	HC ₅ (9,26)	
	HC ₈	HC ₈ (2,47)	
ALKE	ETE	OL2 (13,31)	25,9
	OLT	OLT (4,46)	
	OLI	OLI (8,13)	
ARO	TOL	TOL (22,66)	32,47
	XYL	XYL (9,81)	

A informação dos cenários de emissão veicular para a RMPA foi inserida no PREP-CHEM-SRC conforme se segue:

- Se obtiveram os valores de emissão veicular total anual das espécies NO_x, CO e HCNM para a RMPA a partir dos cenários criados. Isto para o ano 2009 e 2030, anos de calibração do modelo e de análise da influência da evolução da frota na qualidade do ar respectivamente.

- Se determinou, para o ano de 2009, a porcentagem que representam os automóveis em cada um dos 34 municípios da RMPA em relação com o total, isto com a finalidade de utilizar tais valores como *peso* para distribuir por municípios a emissão total na região em ambos anos de estudo (2009 e 2030). Portanto, ao multiplicar o valor de emissão total anual, de cada uma das três espécies mencionadas no passo anterior, pelo peso determinado com o procedimento descrito, se obteve um aproximado de emissão total anual por município para cada espécie. A categoria selecionada para esse cálculo foi a de automóvel precisamente por possuir mais unidades. Os dados da frota por municípios foram extraídos da informação disponibilizada pelo DETRAN/RS.

- Esses valores de emissão total anual por município, para as três espécies (NO_x , CO e HCNM), foram inseridos num arquivo ASCII que posteriormente é utilizado pelo PREP-CHEM-SRC. Os valores anuais de emissão são distribuídos pela ferramenta de forma equitativa para cada dia do ano. A unidade de medida que se utiliza para esses valores é $10^7 \text{ kg/m}^2/\text{ano}$. Nesse arquivo se especificam também as coordenadas dos limites de cada uma das áreas de estudo (neste caso os 34 municípios da RMPA).

3.3.2 Ferramenta estatística LEAP

O LEAP (*Long range Energy Alternatives Planning System*) (COMMEND, 2014) é uma ferramenta de modelagem integrada que pode ser utilizada para realizar um estudo do consumo de energia, produção e a extração de recursos em todos os setores de uma economia. Também se emprega para determinar as emissões de gases de efeito estufa nos setores energéticos e não energéticos.

O LEAP não trata de um sistema de energia em particular, esta é na realidade uma ferramenta que se pode utilizar para criar modelos de diferentes sistemas de energia que requerem suas próprias estruturas de dados. Tem a capacidade de operar em dois níveis conceituais básicos, num primeiro nível os cálculos incorporados no LEAP se encarregam de medir e trabalhar com toda a energia não convencional, das emissões e da contabilidade do custo-benefício. No segundo nível, os usuários introduzem informação que se pode utilizar para especificar a variação temporal a ser aplicada no primeiro nível.

Esse modelo está desenhado ao redor do conceito de análises de cenários em longo prazo, outra característica que favorece a utilização desta ferramenta nesta investigação. Os cenários mostram como um sistema pode evoluir no tempo. O uso do LEAP permite então criar e avaliar cenários tendo em conta os benefícios sociais, custo e impactos ambientais (COMMEND, 2014).

3.3.2.1 Obtenção de cenários de evolução da frota veicular e cenários de emissão de poluentes associados com a frota

Para poder cumprir o objetivo principal deste trabalho, que consiste em analisar o impacto da evolução da frota veicular na qualidade do ar, foi necessário obter informação detalhada dessa frota e de suas emissões nos anos de estudo. Com esse propósito foram criados cenários para a RMPA que abarcam ambos os aspectos, os cenários de evolução da frota e consequentemente os de emissão veicular.

Um grande conjunto de dados foi recompilado de várias fontes que serão especificadas posteriormente, estes foram analisados e inseridos na ferramenta estatística LEAP. O ano base ou de partida selecionado para a criação dos cenários foi 2001, isto porque é precisamente nesse ano que se tem a primeira informação detalhada de licenciamentos de veículos por municípios no Brasil (DENATRAN, 2015); é preciso deixar claro que quanto maior a quantidade de informação maior a possibilidade de que os cenários se correspondam com a realidade. Além disso, é conveniente não tomar um ano muito próximo do ano que se pretende analisar, no caso desse estudo os anos de 2009 e 2030, para evitar erros derivados das aproximações dos dados utilizados para os anos anteriores ao ano base.

Os cenários de evolução da frota veicular consistem em informações anuais da quantidade de veículos por categorias e por tipo de combustível empregado. As categorias de veículos utilizadas neste trabalho são baseadas nas informadas nos documentos publicados pelo DENATRAN, agrupadas como se mostra na tabela 11.

Tabela 11 – Categorias de veículos utilizadas neste trabalho em relação com as informadas por DENATRAN.

Categorias utilizadas neste trabalho	Categorias do DENATRAN*
Veículos Leves (VL) Veículos Leves Flex (VLF)	Automóveis
Comerciais Leves (CL) Comerciais Leves Flex (CLF)	Caminhonete Camioneta Utilitário
Caminhões (CM)	Caminhão Caminhão Trator
Motocicletas (MT)	Ciclomotor Motoneta Motocicleta
Ônibus (ONS)	Micro-Ônibus Ônibus

* A definição das categorias de veículos regulados por DENATRAN e utilizados neste trabalho encontra-se no Anexo A.

O procedimento detalhado, utilizado na obtenção dos cenários de evolução da frota veicular se descreve a seguir:

Primeiramente, levantou-se a caracterização da frota circulante na RMPA no ano base 2001 (Tabela 12). Utilizaram-se os dados de frota por município que são informados anualmente pelo DENATRAN.

Tabela 12 – Frota por categoria de veículos na RMPA no ano 2001.

Veículos Leves	Veículos Leves Flex	Comerciais Leves	
778089	0	80076	
Comerciais Leves Flex	Caminhões	Motocicletas	Ônibus
0	40339	104631	12402

Fonte: DENATRAN, (2015)

A próxima etapa foi a determinação dos licenciamentos de veículos por categoria e tipo de combustível no período de 2002 a 2030 (Figura 11).

Com relação ao período de 2002 – 2014, os novos licenciamentos por categoria foram extraídos das bases de dados do DENATRAN. Salienta-se que para cada um desses anos, os dados de licenciamentos apontados correspondem a diferença entre a frota registrada em dezembro do ano analisado e a registrada em dezembro do ano anterior. Para determinar a quantidade de veículos por tipo de combustível no caso das categorias Veículos Leves, Veículos Leves Flex, Comerciais Leves Flex (para cada uma destas três categorias se diferenciou entre os que utilizam gasolina ou etanol) e Comerciais Leves (além dos que utilizam gasolina ou etanol também se consideraram as unidades que utilizam o combustível diesel) se utilizou a informação do Anuário da Indústria Automobilística Brasileira de 2014 divulgado pela ANFAVEA. Esse documento fornece dados nacionais anuais de licenciamentos para essas categorias por tipo de combustível até 2014, informações que foram utilizadas para a RMPA. Para as categorias Caminhões e Ônibus o total de novos licenciamentos utiliza diesel como combustível, no caso das Motocicletas se assume que o total de unidades trabalha com gasolina. Não se trabalhou com veículos que utilizam GNV.

Para o ano 2015 obteve-se uma estimativa a partir de informações disponibilizadas pela FENABRAVE e ABRACICLO, que projetaram uma porcentagem de diminuição das vendas no Brasil. Para separar a informação dos licenciamentos por tipo de combustível aplicou-se a mesma porcentagem utilizada no ano 2014.

Para elaborar uma projeção para o período de 2016 a 2030 foi necessário analisar várias estimativas de licenciamentos (MMA, 2011; RBSC, 2015; BNDES, 2015; EPE, 2015), e determinar dois tipos de cenários de evolução da frota, no primeiro os novos licenciamentos são baseados em uma estimativa pessimista (maior número de licenciamentos) e no segundo se projeta uma estimativa otimista (menor número de licenciamentos). Na tabela 13 se mostram os valores utilizados para ambos os critérios em por cento de aumento no ano dos licenciamentos em relação ao ano anterior, para o período (2016 – 2030).

Tabela 13 – Porcentagem de crescimento dos licenciamentos de veículos novos, por categorias e para o período 2016 – 2030.

Categorias de veículos	Crescimento pessimista	Crescimento otimista
VL + VLF	6,6 %	3,8 %
CL + CLF	6,6 %	3,8 %
CM	5 %	3 % entre 2015 e 2025 1,5 % entre 2026 e 2030
MT	4,4 %	3,8 %
ONS	1,7 %	1,7 %

Para separar por tipo de combustível empregado se aplicou a mesma porcentagem utilizada no ano 2014 aos licenciamentos deste período.

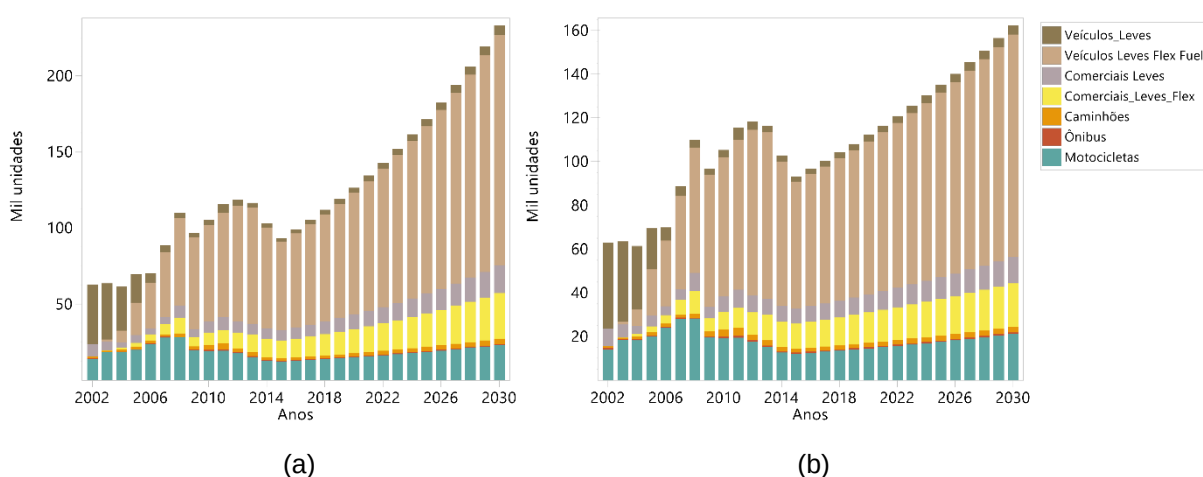


Figura 11 – Novos licenciamentos para o período 2002 – 2030 na RMPA. (a) Com enfoque pessimista. (b) com enfoque otimista.

Em continuidade, obteve-se as taxas de sobrevivência para cada categoria de veículo e tipo de combustível, a partir da informação disponibilizada pelo Ministério do Meio Ambiente no relatório do Primeiro Inventário Nacional (MMA, 2011). Também se determinou a idade da frota, por categoria, no ano base 2001 a partir da informação de novos licenciamentos disponibilizada pela ANFAVEA (2014) e a frota de motos no estado de Rio Grande do Sul (DETRAN/RS, 2015).

Por último, toda essa informação obtida nos três passos anteriores foi inserida na ferramenta LEAP que computou os cenários de evolução da frota desde 2002 e até 2030 (lembrando que a partir de 2016 se obtiveram dois cenários para cada ano, um pessimista e outro otimista, com relação aos licenciamentos de veículos). A

equação fundamental que o LEAP utiliza para calcular a frota total por categoria e tipo de tipo de combustível é a seguinte:

$$Fj = \sum_{n=j-50}^j Vn * S(t) \quad (2)$$

Onde:

Fj – Frota circulante no ano j, ano onde se determina o cenário.

Vn – Licenciamentos de veículos novos no ano n.

S(t) – Taxa de sobrevivência de veículos com idade t.

Com a determinação dos cenários de evolução da frota veicular na RMPA foi possível obter-se a emissão de poluentes vinculados à frota. Para isto se utilizou a metodologia já descrita parcialmente no item 2.3 e que é denominada *bottom-up*. Esses cenários de emissão veicular, que foram determinados para cada ano do mesmo período que os cenários da frota (2002 – 2030, tomando como ano base 2001), consistem em valores de emissão total anual de cada uma das três espécies que foram analisadas (CO, NO_x e HCNM). Esses valores são especificados para cada uma das sete categorias de veículo que foram utilizadas nos cenários da frota (Tabela 11). Também foi possível derivar as informações com relação ao combustível utilizado (neste estudo se trabalhou com gasolina, etanol e diesel), o que quer dizer que, por exemplo, para o total de unidades que utilizam diesel num ano específico foi possível relacionar os valores de emissão total de cada espécie mencionada anteriormente.

Como os cenários de emissão veicular são associados aos de evolução da frota, foi possível determinar os cenários de emissão veicular associados as projeções pessimista e otimista da frota para o período 2016 – 2030. Como se explica nos resultados desta pesquisa, para as simulação *Jan30-1*, que é analisada no item 4.4.1, foram utilizadas as emissões para a RMPA associadas ao cenário pessimista de evolução da frota, por ser o pior cenário de emissões possível, o que resulta em maior interesse para os tomadores de decisão e gestores públicos na área de transporte.

Além dos dados da frota foi necessário recompilar ou gerar informação sobre os fatores de emissão associados a cada categoria por tipo de combustível e por espécie, assim como de intensidade de uso. Uma vez organizados todos os dados, as taxas de emissão de cada uma das três espécies de estudo foram calculadas utilizando a seguinte equação:

$$Ei(j) = \sum_{n=j-50}^j Fe(n,j) * Fdf(t) * lu * Fdi(t) * NV(n,j) \quad (3)$$

Onde:

$Ei(j)$ – Emissão anual total da categoria de veículo (i), que utiliza um tipo específico de combustível, no ano (j). (ton/ano)

$Fe(n,j)$ – Fator de emissão vinculado com os veículos da categoria e tipo de combustível (i) que foram licenciados no ano (n) e circulam no ano (j). (g/km)

$Fdf(t)$ – Fator de degradação dos fatores de emissão para os veículos da categoria e tipo de combustível (i) com idade (t).

lu – Intensidade de uso (distância percorrido anual por os veículos da categoria e tipo de combustível (i)). (km)

$Fdi(t)$ – Fator de degradação da intensidade de uso para os veículos da categoria e tipo de combustível (i) com idade (t).

$NV(n,j)$ – Número total de veículos da categoria e tipo de combustível (i), que foram licenciados no ano (n) e circulam no ano (j).

Os fatores de degradação presentes na equação e que se aplicam aos fatores de emissão e a intensidade de uso, representam o envelhecimento da tecnologia com o passar dos anos. Por exemplo, um veículo antigo que circula na atualidade emite mais que quando foi fabricado e licenciado, igual ocorre com a intensidade de uso, normalmente um carro mais novo percorre uma distância maior no ano que outro mais antigo.

Na tabela 14 dispõe-se a informação relacionada com a procedência dos dados utilizados de fatores de emissão e de intensidade de uso, isto para cada uma das sete categorias de veículos que foram estudadas.

Tabela 14 – Informação sobre a procedência dos dados utilizados de fatores de emissão e intensidade de uso.

Categoria	Combustível	Fator de Emissão (Fe)	Intensidade de uso (Iu)
VL	Gasolina	1 – e	2 *
	Etanol	1 – e	
VLF	Gasolina	1 – e	
	Etanol	1 – e	
CL	Gasolina	1 – e	
	Etanol	1 – e	
	Diesel	(1990 – 2008) – 2 – e (A partir de 2008) – 1 – e	2 – e
CLF	Gasolina	(Até 2006) – 1 ** (A partir de 2006) – 1 – e	2 *
	Etanol	(Até 2006) – 1 ** (A partir de 2006) – 1 – e	
CM	Diesel	1 – e	2 – e
ONS	Diesel	1 – e	2 – e
MT	Gasolina	1 – e	2 – e

(1) Dados disponibilizados no “Relatório de Emissões Veiculares do Estado de São Paulo” publicado em 2013 (CETESB, 2013).

(2) Dados disponibilizados pelo Ministério do Meio Ambiente no relatório do Primeiro Inventário Nacional (MMA, 2011).

(e) Dados específicos para a categoria e tipo de combustível.

(*) Mesmo conjunto de dados de Iu para as categorias VL, VLF, CL do ciclo Otto e CLF.

(**) Iguais aos valores de VLF que utilizam o mesmo combustível.

Os fatores de emissão, extraídos do “Relatório de Emissões Veiculares do Estado de São Paulo” publicado em 2013, se baseia principalmente em informação do “Relatório de Valores de Emissão de Produção”, criado pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente, e dados de vendas. Nesses relatórios, os fabricantes ou importadores informam os valores de emissão dos ensaios realizados em amostras dos veículos em produção. As taxas de amostragem variam de 0,1 % a 0,4 %, o que implica em aproximadamente 10 mil ensaios realizados anualmente (CETESB, 2013).

Para a categoria caminhões os fatores de emissão são especificados por tipo (semi-leves, leves, médios, semi-pesados e pesados). Como neste trabalho se tratou

a categoria de Caminhões como uma só, utilizaram-se os dados de novos licenciamentos de caminhões por tipo e por ano, informados pela ANFAVEA para o cálculo da porcentagem que representou cada tipo de caminhão nos licenciamentos anuais. Para os dados de intensidade de uso dos caminhões se procedeu da mesma forma, pois o inventário do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2011) também proporciona informação desta variável para cada tipo de caminhão.

Na categoria motocicletas, os fatores de emissão são especificados por cilindrada, neste trabalho se utilizou a informação ponderada de novos licenciamentos por cilindrada fundamentada na informação disponibilizada pela ABRACICLO (90 % de novos licenciamentos para motos com cilindrada < 150 centímetro cúbico (cc) e 10 % para motos com cilindrada entre 150 e 500cc). Aplicou-se a porcentagem aos fatores de emissão obtendo um único valor por ano e espécie.

Para o período 2015 – 2030, onde ainda não é possível encontrar dados de emissão, assumiram-se os valores do último ano informado.

A tabela 15 mostra dados de intensidade de uso utilizados para as diferentes categorias de veículos. Salienta-se que para o ano zero ou de fabricação o valor é menor, pois este é ponderado tendo em conta que nem todos os veículos novos entram em circulação no começo do ano, por exemplo, aqueles que são licenciados em dezembro terão menor circulação o que diminui o cálculo do valor final de intensidade de uso.

Tabela 15 – Valores do parâmetro intensidade de uso (km) para todas as categorias de veículos em estudo, correspondentes ao ano de fabricação (ano zero) e ao primeiro ano de circulação (ano um).

idade/categorias	VL, VLF, CL (Otto) e CLF	CL (Diesel)	Caminhões	Ônibus	Motocicletas
Ano zero	10000	10000	46005	45000	6000
Ano um	19400	19600	90169	88200	11600

3.4 Avaliação dos resultados das simulações. Índices estatísticos utilizados

Uma vez obtidos os resultados das simulações se realizou uma análise quantitativa entre a informação simulada e a real. Os resultados do CS1 foram comparados com os valores reais obtidos nas estações no ano 2009. A análise

estatística foi realizada com os índices que se mostram a continuação, todos estabelecem relação entre os valores obtidos nas simulações e os valores reais medidos nas estações para o mesmo período de tempo:

- erro médio (ME), mede a tendência de o modelo superestimar ou subestimar em relação ao dado observado (WILKS, 1995),

$$ME = \frac{1}{n} * \sum_1^n (Sim(i) - Obs(i)) \quad (4)$$

- raiz quadrática do erro médio (RMSE), é comumente usada para expressar a acurácia dos resultados numéricos com a vantagem de que apresenta valores do erro na mesma dimensão da variável analisada (WILKS, 1995),

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} * \sum_1^n (Sim(i) - Obs(i))^2} \quad (5)$$

- índice de concordância (d), oferece informação sobre o tamanho relativo das diferenças entre as séries de dados simulados e os observados e toma valores entre 0 e 1 (WILLMOTT, 1981), o valor 1 indica concordância perfeita e o valor 0 indica não concordância. É um índice sensível aos valores extremos devido às diferenças elevadas ao quadrado (LEGATES; MCCABE, 1999),

$$d = 1 - \frac{\sum_1^n (Sim(i) - Obs(i))^2}{\sum_1^n (|Sim(i) - \overline{Obs}| + |Obs(i) - \overline{Obs}|)^2} \quad (6)$$

Onde:

Sim(i) – valores da simulação i,

Obs – valores reais medidos nas estações da FEPAM,

n – número total de dados,

$\overline{Obs}$ - Média dos valores reais observados nas estações.

Resultados e discussões

Neste capítulo apresentam-se os resultados obtidos nesta investigação. Mostram-se os diferentes cenários para a evolução da frota veicular e das emissões associadas na RMPA até 2030. Posteriormente se faz uma breve descrição das características meteorológicas presentes no período de análises e se descrevem os resultados das simulações feitas com o sistema de modelagem CCATT-BRAMS para a RMPA, principalmente as realizadas no processo de avaliação e calibração do modelo. Em todas as simulações foram utilizados dados de emissão local de gases contaminantes, obtidos com os cenários de emissão. Por último se apresentam os resultados referentes a análise do impacto das emissões veiculares na qualidade do ar em 2030, através da modelagem numérica, objetivo principal deste trabalho.

4.1 Emissões de gases contaminantes associadas à atividade veicular na Região Metropolitana de Porto Alegre

A partir das análises e processamento de um amplo conjunto de dados se obtiveram, como foi explicado no item 3.3.2.1, dois cenários de evolução da frota veicular para a RMPA (cenário pessimista e cenário otimista de crescimento da frota). Com esses cenários foi possível associar fatores de emissão e outros dados, característicos da frota local, para criar os cenários de emissão de gases contaminantes. Foram computadas emissões para os gases NO_x, CO e HCNM. Se utilizou a ferramenta LEAP (item 3.3.2) para realizar os cálculos, e o enfoque da metodologia *bottom-up*, descrita no item 2.3.

4.1.1 Cenários de evolução da frota veicular

Foram obtidos cenários de quantidade de veículos para cada uma das sete categorias de estudos no período de 2002 – 2030, assumindo-se o ano base de 2001. Dada a falta de dados de novos licenciamentos para período 2016 – 2030 foi necessário trabalhar com estimativas, criou-se então o cenário pessimista (de maior quantidade de licenciamentos no período) e o otimista (de menor quantidade de licenciamentos no período).

Na figura 12 mostram-se os gráficos dos cenários pessimista e otimista com o crescimento da frota veicular especificado para as sete categorias.

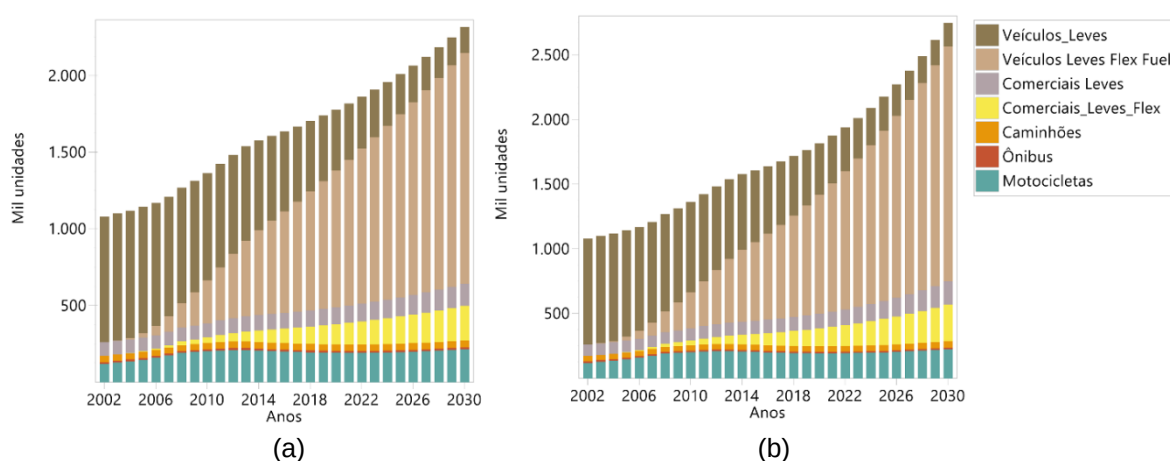


Figura 12 – Cenários de evolução da frota, por categorias de veículos, na RMPA (período 2002 – 2030). (a) Cenário otimista da frota (de menor quantidade de licenciamentos no período). (b) Cenário pessimista de frota (de maior quantidade de licenciamentos no período).

Em ambos os tipos de cenário observa-se uma diminuição da frota de veículos correspondente à categoria Veículos Leves e um aumento, o mais importante, da frota da categoria Veículos Leves Flex, pela troca da tecnologia que se iniciou a partir de 2003. A categoria VLF configura a maior quantidade de unidades a partir do ano 2015 em ambos os cenários, chegando a constituir 66,4 % da frota total estimada para 2030 no cenário pessimista e um 65,1 % no otimista.

Na figura 13 se mostram os cenários da frota, para a categoria VLF, por tipo de combustível empregado. Observa-se que nessa categoria a gasolina é o combustível mais utilizado, seguindo a tendência atual. Isto se deve fundamentalmente a pouca vantagem em se utilizar etanol, comparado a gasolina,

pela baixa eficiência do mesmo associada a pequena diferença entre os preços de ambos os combustíveis.

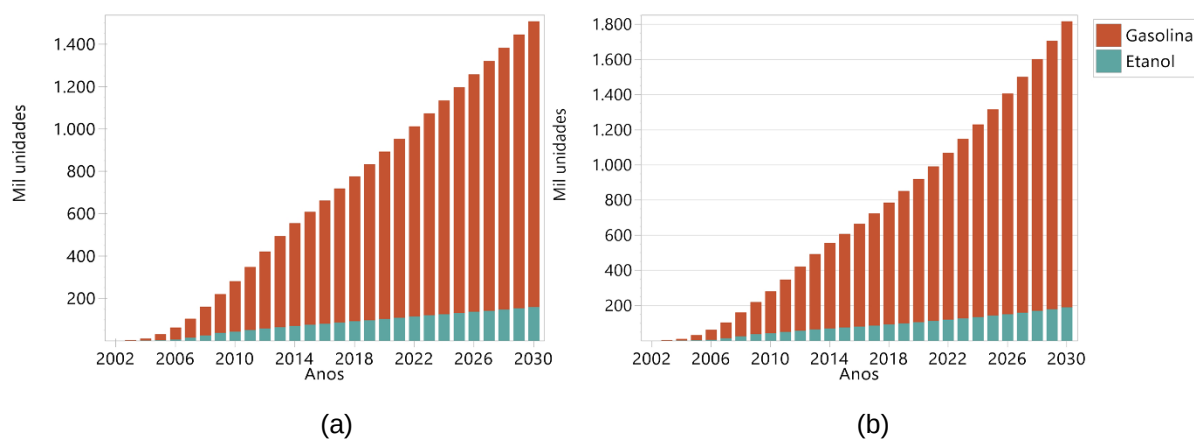


Figura 13 – Cenários de evolução da frota pertencente à categoria VLF, por tipo de combustível utilizado, na RMPA (período 2002 – 2030). (a) Cenário otimista de frota. (b) Cenário pessimista da frota.

No caso da categoria referente aos Comerciais Leves, os cenários reproduzem um aumento da frota, principalmente utilizando diesel como combustível (Figura 14), com preço menor no mercado e que proporciona maior potência. A categoria referente a Comerciais Leves Flex também apresenta um aumento significativo no número total de unidades.

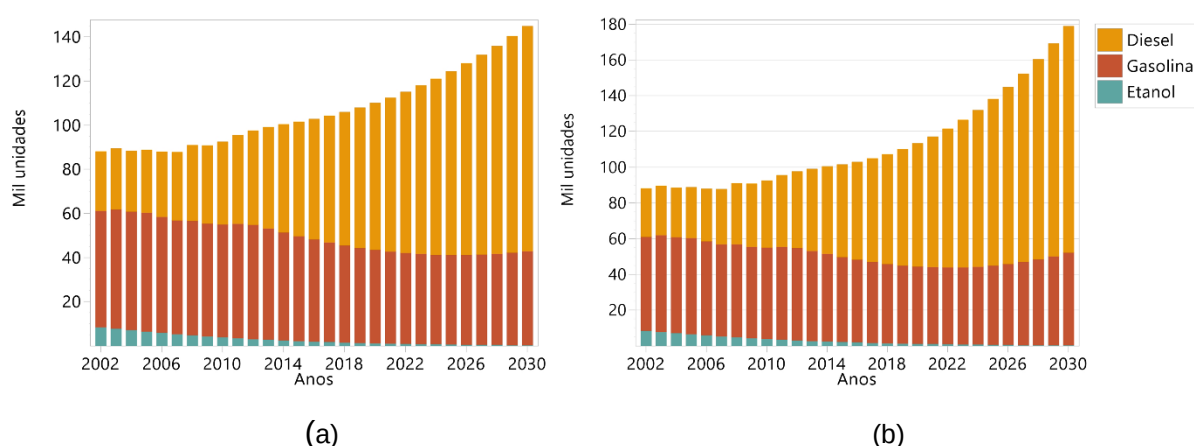


Figura 14 – Cenários de evolução da frota pertencente à categoria CL, por tipo de combustível utilizado, na RMPA (período 2002 – 2030). (a) Cenário otimista de frota. (b) Cenário pessimista da frota.

Em relação aos veículos pesados a diesel houve pouca variação na frota total, inclusive os resultados mostram uma pequena diminuição na frota de Ônibus

quando são comparados os dados para 2015 e 2030 (Tabela 16). Essa diminuição se deve ao fato dos licenciamentos projetados não serem suficientes para compensar as unidades que são removidas de circulação.

As unidades pertencentes à categoria Motocicletas aumentam ligeiramente em ambos os cenários quando se compara o ano de 2030 em relação a 2009. Os cenários mostram que no período entre o ano 2015 e 2020 a tendência é de diminuição do número total de unidades, posteriormente a tendência volta a aumentar.

A tabela 16 mostra os resultados dos cenários para a frota total, por categoria na RMPA, isto para os anos 2009, 2015 e 2030, a este último se associam tanto o cenário pessimista como o otimista de frota. Em 2030, em comparação com o ano 2009, os resultados mostram um aumento do 109,2 % na frota total para o cenário pessimista e de 76,5 % para o cenário otimista. Em comparação com o cenário pessimista da frota total para o 2030 na RMPA, o otimista é 15,6 % menor.

Tabela 16 – Frota total por categoria de veículo para a RMPA segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.

Categorias	Frota – 2009 (mil unidades)	Frota – 2015 (mil unidades)	Frota – 2030 (mil unidades) Pessimista	Frota – 2030 (mil unidades) Otimista
VL	724,7	553	179,7	167,3
VLF	218,3	607,5	1816,6	1507,5
CL	90,8	101,5	178,9	144,9
CLF	30,4	85,6	282,6	224,8
CM	38,9	42,5	50,3	44,4
ONS	12,1	12,9	12,5	12,5
MT	197,3	197,7	225,8	215,7
TOTAL	1312,5	1606,2	2746,4	2317,1

A tabela 17 contém os dados da frota veicular total na RMPA por tipo de combustível utilizado, isto para os anos 2009, 2015 e 2030. As unidades que utilizam

gasolina constituem, em todos os casos apresentados, mais de 80 % da frota total e as unidades que utilizam diesel menos de 7 %.

Tabela 17 – Frota total por tipo de combustível para a RMPA segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.

Combustível	Frota – 2009 (mil unidades)	Frota – 2015 (mil unidades)	Frota – 2030 (mil unidades) Pessimista	Frota – 2030 (mil unidades) Otimista
Gasolina	1096,4	1363,5	2332,5	1970,4
Etanol	129,7	135,5	224,3	187,7
Diesel	86,4	107,2	189,6	159
TOTAL	1312,5	1606,2	2746,4	2317,1

4.1.2 Cenários de emissão de poluentes

Uma vez determinados os cenários de evolução da frota veicular na RMPA, foi possível criar os cenários de emissão de poluentes associados, isto para as três espécies em estudo (CO, NO_x e HCNM). No APÊNDICE A estão disponíveis todos os dados de emissões, por categoria de veículos, para estas espécies, tanto as emissões associadas à estimativa pessimista da frota como as associadas à estimativa otimista

Na figura 15 mostram-se os gráficos com os cenários de emissão veicular de CO para a RMPA, associados à estimativa pessimista da frota e especificados por categorias de veículos e por tipo de combustível empregado. Observa-se que depois de um aumento substancial até 2014 se manifesta uma diminuição gradual que só se inverte em 2029, um ano antes do último inventário estimado.

A diminuição da emissão de CO para os Veículos Leves se deve principalmente ao sucateamento das unidades antigas associado também à incorporação de novas tecnologias que apresentam menor fator de emissão. As emissões de CO vinculadas as categorias VLF e CLF aumentam de ano em ano desde a entrada da tecnologia Flex no mercado em 2003, evidenciando que o aumento da frota circulante, nesse cenário em específico, domina a diminuição dos

fatores de emissão por conta da introdução de novas tecnologias. No resto das categorias (CL, CM, ONS e MT) as emissões de CO diminuem em 2030 em relação ao ano de 2009 (Tabela 18).

Quando se faz a análise por tipo de combustível empregado (Figura 15b), fica claro que os maiores valores de emissão de CO se correspondem com aqueles veículos que utilizam gasolina como combustível. Os veículos que trabalham com diesel são os que menos aportam na emissão total de CO.

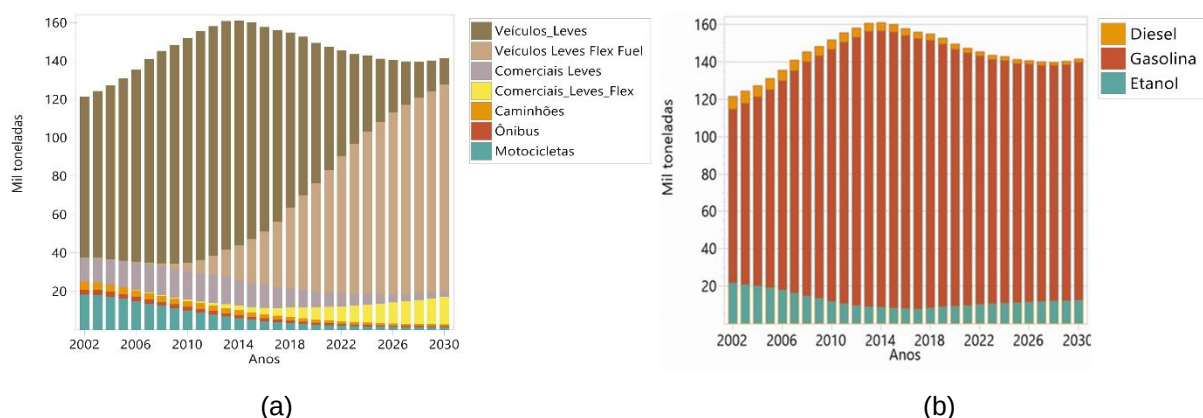


Figura 15 – Cenários de emissão de CO na RMPA (associados à estimativa pessimista da frota) para o período 2002 – 2030. (a) Cenários por categorias de veículos. (b) Cenários por tipo de combustível.

Comparando os cenários de emissões de CO, associados às estimativas pessimista e otimista de crescimento da frota respectivamente, observa-se uma diferença de 6,55 % da emissão em 2030 entre os cenários (Tabela 18). Analisando a categoria que mais aportou nas emissões entre os dois cenários para o 2030, se tem que as emissões vinculadas aos veículos da categoria VLF foram responsáveis por 76,2% das emissões totais (para as emissões associadas ao cenário otimista da frota) e 76,3% (para as emissões associadas ao cenário pessimista da frota).

As emissões de CO para 2030, associadas à estimativa otimista da frota, mostram que um total de 15600 toneladas deste poluente deixarão de ser emitidas nesse ano em relação a 2009, o que representa uma diminuição de 10,5 %. No caso das emissões associadas ao cenário pessimista da frota, esse valor é de 6900 toneladas, representando uma diminuição de 4,7 %.

Tabela 18 – Valores totais de emissão, por categoria, da espécie CO, vinculados com a atividade veicular na RMPA, segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.

Categoria	Emissão – 2009 (1000 ton/ano)	Emissão – 2015 (1000 ton/ano)	Emissão – 2030 (1000 ton/ano) Crescimento otimista da frota	Emissão – 2030 (1000 ton/ano) Crescimento pessimista da frota
VL	113,7	112,6	13,3	13,6
VLF	2,9	22,7	101,2	107,9
CL	15,0	12,7	2,7	2,9
CLF	0,4	2,8	12,8	14,2
CM	3,0	2,4	0,9	1,0
ONS	2,0	1,5	0,5	0,5
MT	11,4	5,3	1,4	1,4
TOTAL	148,3	160,1	132,7	141,4

Na tabela 19, apresentam-se os valores da emissão de CO segundo o tipo de combustível utilizado pela frota, para os anos 2009, 2015 e 2030. Se cumpre o exposto anteriormente a partir da informação na figura 15b, as unidades que utilizam gasolina são as maiores responsáveis pela emissão desta espécie.

Tabela 19 – Valores totais de emissão, por combustível utilizado, da espécie CO, vinculados com a atividade veicular na RMPA, segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.

Comb.	Emissão – 2009 (1000 ton/ano)	Emissão – 2015 (1000 ton/ano)	Emissão – 2030 (1000 ton/ano) Crescimento otimista da frota	Emissão – 2030 (1000 ton/ano) Crescimento pessimista da frota
Gasolina	129,9	147,8	119,6	127,3
Etanol	13,2	8,2	11,6	12,5
Diesel	5,2	4,1	1,5	1,6
TOTAL	148,3	160,1	132,7	141,4

A tendência das emissões dos NO_x, como se pode observar na figura 16, é de diminuição. Apesar dos ligeiros aumentos nas emissões desta espécie vinculados

com as categorias Flex, a diminuição significativa nas categorias Caminhões e Ônibus, dada principalmente pelas novas tecnologias introduzidas fazem com que a tendência geral seja de diminuição. Ressalta-se que em todos os anos as unidades da categoria Caminhões, que usam o combustível diesel, foram as responsáveis pela maior porcentagem de emissões com 41,7 % das emissões totais (para as emissões associadas ao cenário otimista da frota) e 42,7 % (para as emissões associadas ao cenário pessimista da frota).

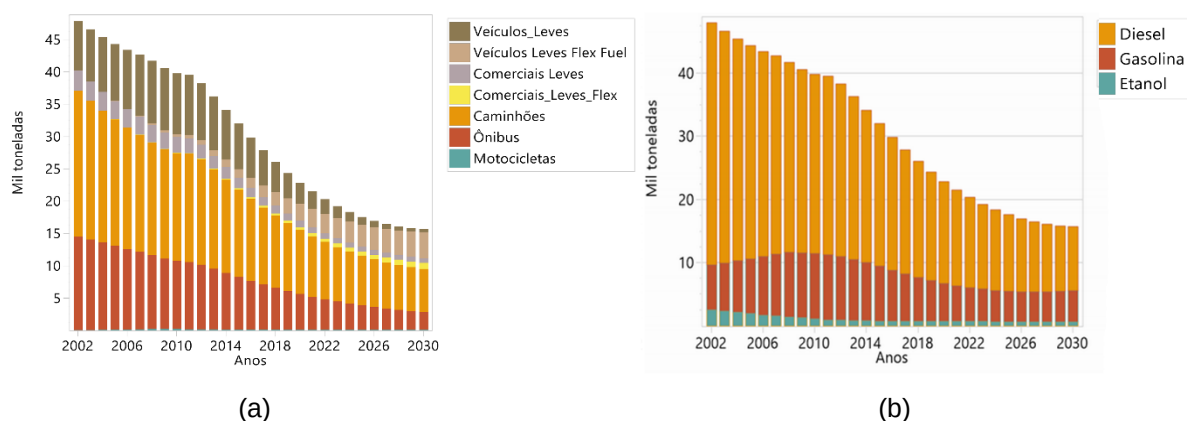


Figura 16 – Cenários de emissão dos NO_x na RMPA (associados à estimativa pessimista da frota) para o período 2002 – 2030. (a) Cenários por categorias de veículos. (b) Cenários por tipo de combustível.

Observa-se que a emissão para 2030, associada à estimativa pessimista da frota, é 9,02 % maior que a emissão associada à estimativa otimista da frota. Em ambos cenários para o ano de 2030 os valores das emissões obtidos da espécie NO_x são marcadamente menores em relação às emissões para o 2009 e 2015. A emissão total em 2030, vinculada com a estimativa pessimista da frota, é 61,33 % menor que a estimativa para o ano de 2009 (Tabela 20).

Para os NO_x, a emissão associada ao cenário pessimista da frota veicular no ano de 2030 mostra que um total de 24900 toneladas deste poluente deixarão de ser emitidas nesse ano em relação ao 2009, apresentando uma diminuição de 61,3 %. No caso das emissões associadas ao cenário otimista da frota, esse valor é de 26200 toneladas que representa uma diminuição de 64,5 %.

Tabela 20 – Valores totais de emissão, por categoria, da espécie NO_x, vinculados com a atividade veicular na RMPA, segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.

Categoria	Emissão – 2009 (1000 ton/ano)	Emissão – 2015 (1000 ton/ano)	Emissão – 2030 (1000 ton/ano) Crescimento otimista da frota	Emissão – 2030 (1000 ton/ano) Crescimento pessimista da frota
VL	9,6	7,0	0,4	0,4
VLF	0,3	1,3	3,6	4,1
CL	2,6	1,6	0,6	0,7
CLF	0,1	0,2	0,8	0,9
CM	16,9	13,5	6,0	6,7
ONS	10,9	8,1	2,8	2,8
MT	0,2	0,2	0,1	0,1
TOTAL	40,6	32,0	14,4	15,7

Ao contrário do que sucede com a espécie CO, as emissões dos NO_x na RMPA estão associadas principalmente aos veículos que utilizam diesel como combustível (ultrapassam 60 % das emissões totais desta espécie, ver tabela 21). Os veículos que utilizam etanol são os que menos contribuem na emissão deste precursor de ozônio.

Tabela 21 – Valores totais de emissão, por combustível utilizado, da espécie NO_x, vinculados com a atividade veicular na RMPA, segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.

Comb.	Emissão – 2009 (1000 ton/ano)	Emissão – 2015 (1000 ton/ano)	Emissão – 2030 (1000 ton/ano) Crescimento otimista da frota	Emissão – 2030 (1000 ton/ano) Crescimento pessimista da frota
Gasolina	10,3	8,7	4,4	5,0
Etanol	1,3	0,8	0,6	0,6
Diesel	29,0	22,5	9,4	10,1
TOTAL	40,6	32,0	14,4	15,7

Em relação aos HCNM (Figura 17), a tendência mostrada é de diminuição a partir do ano de 2014. Sucede algo semelhante ao ocorrido com o CO, as emissões vinculadas com os veículos da categoria VL diminuem consideravelmente a partir de 2014 e as vinculadas com os veículos da categoria VLF aumentam. Também aumentam com o tempo, em menor proporção, as emissões de HCNM dos veículos pertencentes à categoria CLF.

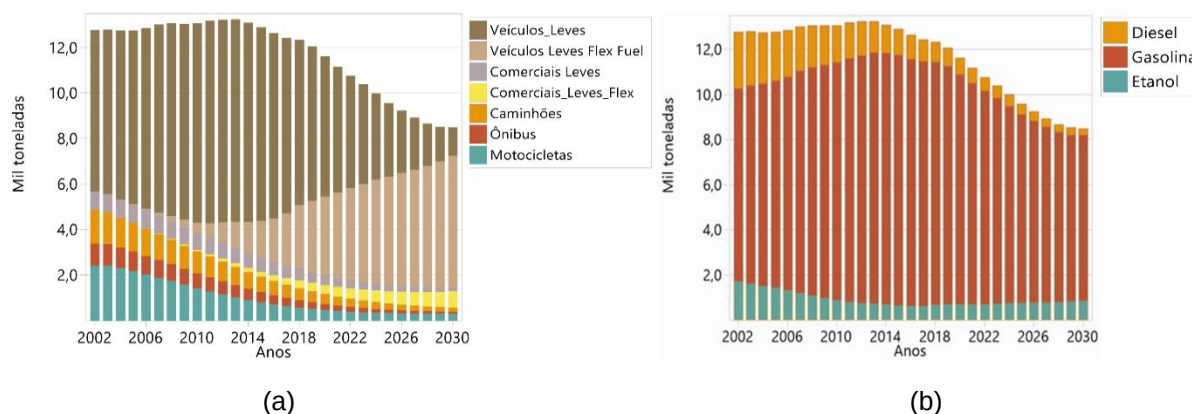


Figura 17 – Cenários de emissão de HCNM na RMPA (associados à estimativa pessimista da frota) para o período 2002 – 2030. (a) Cenários por categorias de veículos. (b) Cenários por tipo de combustível.

Na tabela 22 é possível observar a pouca diferença que existe entre os valores para as emissões de ambos cenários no ano 2030 (emissões associadas ao cenário pessimista da frota são 6,2 % maiores em relação às associadas ao cenário otimista).

O valor da emissão dos HCNM no ano de 2030, associado ao cenário pessimista da frota veicular, evidencia que um total de 4500 toneladas deste poluente deixarão de ser emitidas nesse ano em relação ao 2009, representando uma diminuição de 34,6 %. No caso das emissões associadas ao cenário otimista da frota, o valor é de 5000 toneladas, o que representa uma diminuição de 38,5 %.

Tabela 22 – Valores totais de emissão, por categoria, da espécie HCNM, vinculados com a atividade veicular na RMPA, segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.

Categoria	Emissão – 2009 (1000 ton/ano)	Emissão – 2015 (1000 ton/ano)	Emissão – 2030 (1000 ton/ano) Crescimento otimista da frota	Emissão – 2030 (1000 ton/ano) Crescimento pessimista da frota
VL	8,6	8,5	1,2	1,2
VLF	0,3	1,6	5,4	5,8
CL	0,8	0,6	0,2	0,2
CLF	0,1	0,2	0,6	0,7
CM	1,0	0,7	0,2	0,2
ONS	0,7	0,4	0,1	0,1
MT	1,6	0,8	0,3	0,3
TOTAL	13	12,9	8,0	8,5

Em relação aos combustíveis utilizados, o comportamento é igual ao observado para a espécie CO, as maiores emissões de HCNM se vinculam, em todos os anos dos cenários, aos veículos que empregam gasolina e em menor medida aos que trabalham com etanol (Tabela 23). Para todos os anos onde foi estimada a emissão de HCNM, os veículos que utilizam gasolina como combustível são responsável por mais do 75 % das emissões totais desse poluente.

Tabela 23 – Valores totais de emissão, por combustível utilizado, da espécie HCNM, vinculados com a atividade veicular na RMPA, segundo os cenários da frota para 2009, 2015 e os cenários otimistas e pessimistas para 2030.

Comb.	Emissão – 2009 (1000 ton/ano)	Emissão – 2015 (1000 ton/ano)	Emissão – 2030 (1000 ton/ano) Crescimento otimista da frota	Emissão – 2030 (1000 ton/ano) Crescimento pessimista da frota
Gasolina	10,2	11,1	7,0	7,4
Etanol	1,0	0,6	0,7	0,8
Diesel	1,8	1,2	0,3	0,3
TOTAL	13,0	12,9	8,0	8,5

O comportamento, no aspecto qualitativo, das emissões associadas ao cenário otimista da frota na RMPA é o mesmo das emissões associadas ao cenário pessimista de evolução da frota. As diferenças estão dadas nos valores reais de emissão de cada espécie.

Para as simulação *Jan30-1*, que será analisada no item 4.4.1, foram utilizadas as emissões para a RMPA associadas ao cenário pessimista de evolução da frota, por ser o pior cenário de emissões possível, o que resulta em maior interesse para os tomadores de decisão e gestores públicos na área de transporte.

4.2 Características meteorológicas do período de estudo

Como foi descrito no item 2,2, as condições meteorológicas de uma determinada região são fatores importantes a se considerar quando se estuda a qualidade do ar, influenciando alguns mecanismos como a emissão, produção e dispersão de poluentes.

A RMPA, dada a posição geográfica em que se encontra, é influenciada por vários fenômenos meteorológicos característicos como: frentes frias, brisa do mar e da Lagoa dos Patos, os terraís, sistemas convectivos, inversões térmicas, bloqueios, etc. Soma-se também a influência de características locais como a ilha de calor urbana e os corredores de vento formados pela presença de altos prédios (cânion urbano). Tudo isso, em conjunto, faz com que o ciclo anual das principais variáveis meteorológicas seja bem acentuado, típico de latitudes médias. Essa variação do tempo meteorológico influi nas concentrações dos poluentes presentes no ar na RMPA.

Para o mês de janeiro, período de estudo selecionado, a região encontra-se na estação de verão. Segundo os dados das normais climatológicas fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), as temperaturas máximas nesse mês na RMPA variam entre 29 °C e 31 °C, as mínimas entre 18 °C e 20 °C. A precipitação média é de 100 mm a 140 mm.

Especificamente para janeiro do 2009, segundo o Boletim Climanálise (CPTEC/INPE), o fenômeno *La Niña* se intensificou ao longo dos setores central e oeste do Pacífico Equatorial, inibindo a formação de nuvens e consequentemente ocasionando precipitações abaixo da média climatológica no interior do estado. No

entanto, a atuação de sistemas de baixa pressão, assim como o jato subtropical, determinaram que as precipitações no leste do RS ocorressem acima da média. As temperaturas observadas, tanto máximas como mínimas, estiveram também acima da média. Três sistemas frontais atuaram diretamente sobre o estado de RS no mês de janeiro de 2009, número que ficou abaixo da média histórica.

A seguir uma análise detalhada das condições meteorológicas para o mês em estudo. Utilizaram-se informações do satélite (GOES-10), das cartas sinóticas disponibilizadas pela Marina do Brasil (https://www.mar.mil.br/dhn/chm/meteo/prev/cartas/cartas.htm), do Boletim Climanalise (CPTEC/INPE) e do trabalho de Souza (2013).

No primeiro dia de janeiro de 2009, um sistema frontal vindo do Uruguai, atingiu o sul do estado e posteriormente se deslocou para o oceano deixando uma zona de instabilidade, com chuva associada, sobre a RMPA. No dia 03/01 áreas de instabilidade associadas a um centro de baixa pressão que se formou no litoral do Paraná (figura 18), favoreceu a ocorrência de chuvas fortes na RMPA.

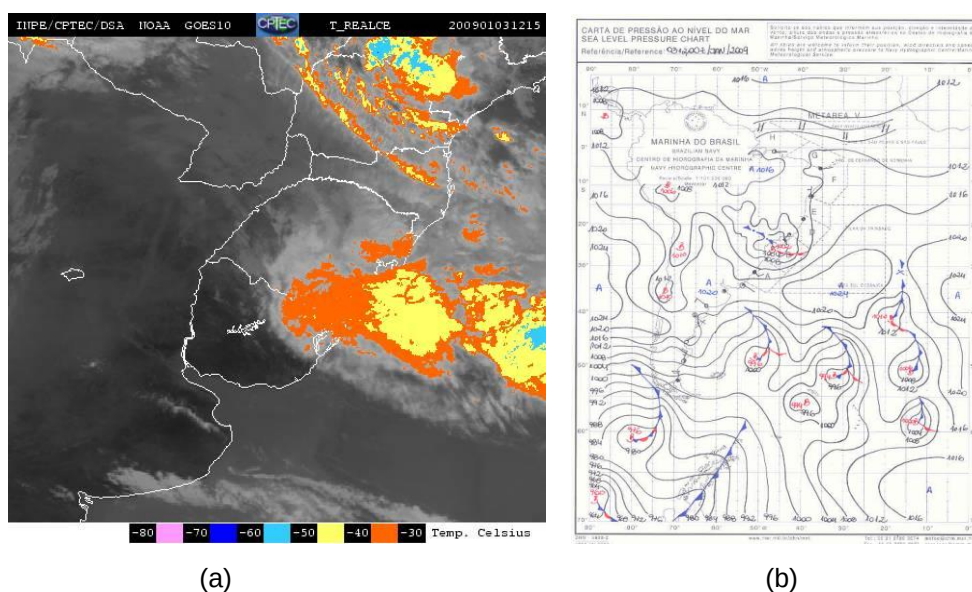


Figura 18 – (a) Imagem do satélite GOES-10 para o dia 03/01/2009 às 12:15 UTC. (b) Carta sinótica do dia 03/01/2009 às 12:00 UTC (Marina do Brasil).

No dia 05/01 o RS estava sob a influência de uma ampla área de alta pressão (1015 hPa), classificada como pós-frontal, associada à passagem da frente fria nos dias anteriores. O sistema de alta pressão permaneceu atuando até o dia 07/01

provocando a diminuição da temperatura, estabilidade na superfície, menor intensidade dos ventos e inibiu a formação de nebulosidade.

A partir do dia 08/01 o tempo na RMPA começa a ser influenciado pela passagem de outra frente fria no oceano Atlântico. A circulação no oeste do continente favoreceu a advecção de umidade da região Amazônica para o sul do Brasil. Além disso, o acoplamento de um cavado ajudou na formação da convecção sobre a RMPA (Figura 19a) (SOUZA, 2013). Posteriormente, a partir do dia 09/01, a massa de ar fria associada a frente, que ingressou pelo sul de RS e logo deslocou-se para o oceano, deixou as temperaturas amenas na faixa litorânea do estado até o dia 11/01. Ao mesmo tempo a nebulosidade diminuiu e a atmosfera ficou seca.

No dia 12/01 o escoamento do vento passa a ser de oeste e a intensidade do vento aumenta por causa do Jato Subtropical. Nos dias seguintes o tempo na RMPA foi influenciado pela atividade convectiva típica da estação, com chuva forte ocasional. No dia 17/01, com um sistema convectivo atuando sobre o norte do RS, observam-se temperaturas altas na RMPA e nebulosidade quase nula o que contribuiu para o aumento da radiação solar incidente.

No dia 18/01 o terceiro sistema frontal atuando diretamente sobre RS ingressou pelo sul do estado (Figura 19b), este sistema deslocou-se até o litoral de Florianópolis-SC, onde se posicionou no dia 20/01. A frente fria provocou chuva forte sobre a RMPA. Nos dias posteriores à frente uma alta pós-frontal atuou sobre a RMPA até o dia 23/01, as temperaturas diminuíram consideravelmente.

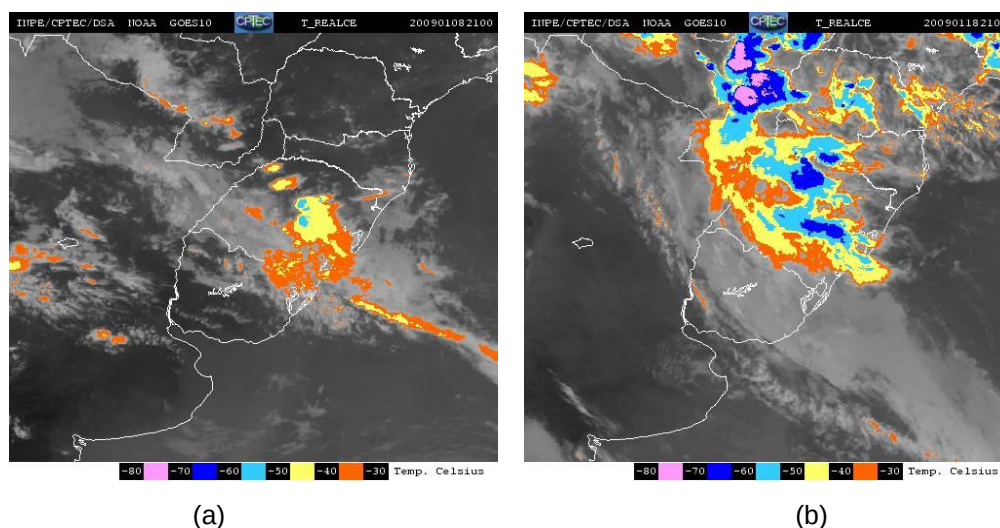


Figura 19 – (a) Imagem do satélite GOES-10 para o dia 08/01/2009 às 21:00 UTC. (b) Imagem do satélite GOES-10 para o dia 18/01/2009 às 21:00 UTC.

A partir do dia 24/01 predominou sobre a RMPA tempo estável, com chuvas associadas a convecção típica do verão. Destacam os dias 26/07 e 27/01 com nebulosidade quase nula e altas temperaturas sobre a região (Figura 20), o que pode provocar um aumento na produção de ozônio pela maior radiação solar incidente.

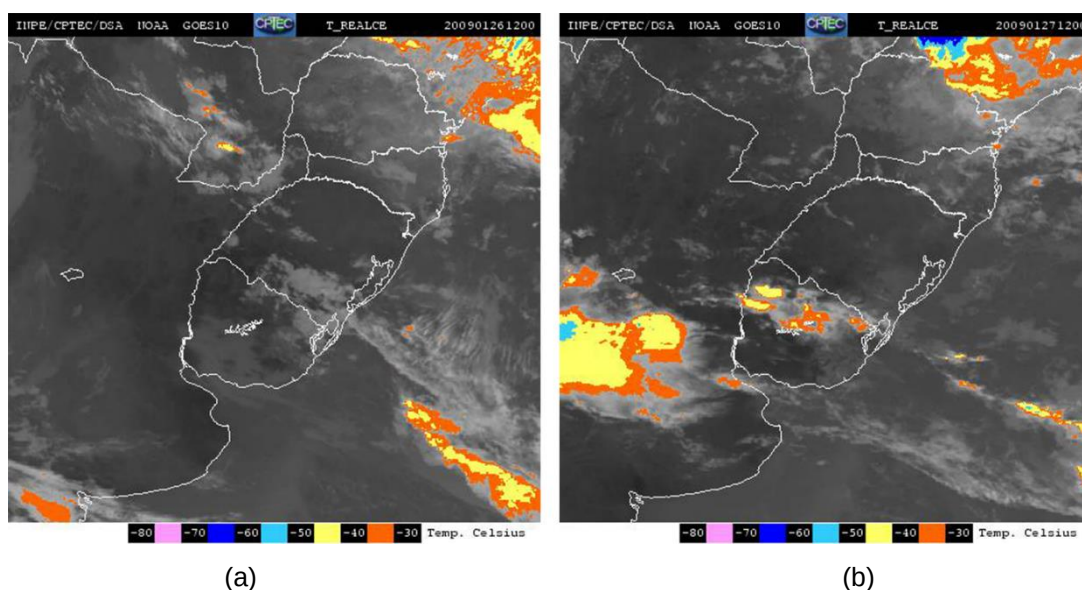


Figura 20 – (a) Imagem do satélite GOES-10 para o dia 26/01/2009 às 12:00 UTC. (b) Imagem do satélite GOES-10 para o dia 27/01/2009 às 12:00 UTC.

No dia 29/01 houve a formação de um ciclone extratropical entre o Uruguai e o sul do RS. Este ciclone associou-se às áreas de instabilidade que se formaram sobre as Regiões Sudeste e Centro-Oeste do Brasil, intensificadas, por sua vez, pela atuação do jato subtropical e de cavados na média troposfera (CPTEC/INPE). Sobre a RMPA o ciclone provocou pouca nebulosidade durante os dias 30/01 e 31/01.

4.3 Avaliação e calibração do sistema de modelagem CCATT-BRAMS

Uma vez configurado o CATT-BRAMS para ser utilizado na região de estudo, e realizada a implementação da especiação de hidrocarbonetos não-metano, (determinada para a RMPA por Cuchiara (2013) e adaptada neste trabalho para o mecanismo químico RELACS (ver item 2.4.2)), procedeu-se à avaliação do modelo com relação a sua aplicabilidade no estudo da química da atmosfera sobre a RMPA.

Foram considerados na avaliação as espécies químicas NO_x e O_3 e também as variáveis meteorológicas pressão em superfície, temperatura do ar em 2 metros e velocidade do vento.

Os resultados da simulação realizada para janeiro do 2009 (*Jan09-2*), período avaliado satisfatoriamente, encontram-se expostos de forma detalhada nos próximos itens. Para as comparações entre os dados observados e os simulados de NO_x , foi possível utilizar as medições realizadas nas estações 2 e 9 da FEPAM. No caso das comparações para a espécie O_3 , utilizaram-se os dados das estações 3, 4, 5, 6, 8 e 9 (ver item 3.1 para as características de cada estação). Em relação às variáveis meteorológicas, foram empregados dados da estação 8 em Esteio e da estação instalada no 8º Distrito de Meteorologia do Instituto de Meteorologia (DISME/INMET) em Porto Alegre ($-30,05^\circ \text{ S}$; $-51,16^\circ \text{ W}$)

Pelo fato de ter sido possível a avaliação e consequente calibração do sistema de modelagem CCATT-BRAMS para o mês de janeiro do ano de 2009, os resultados principais deste trabalho centram-se nesse período de tempo que possui características específicas de emissões de O_3 e NO_x (ver item 3.1).

4.3.1 Resultados obtidos na simulação *Jan09-2* vinculados às condições meteorológicas

Na avaliação dos resultados obtidos na simulação *Jan09-2* para as variáveis meteorológicas, foi possível utilizar dados observados nas estações mencionadas anteriormente, para o período entre o dia 02/01/2009 (21:00 hora local) e o dia 13/01/2009 (00:00 hora local). Utilizaram-se as séries dos valores médios entre os dados para cada uma das duas estações, tanto simulados como observados. Tiveram-se em consideração as seguintes variáveis meteorológicas: pressão em superfície, temperatura do ar a 2 metros e velocidade do vento.

Na figura 21 a comparação entre os dados observados e os simulados de pressão em superfície. Observa-se que o modelo faz uma subestimação considerável dos valores observados, sendo que a diferença média entre ambas séries é de aproximadamente 10 hPa. Dentre os possíveis fatores responsáveis por essa subestimação estão os dados de análise utilizados para as condições meteorológicas iniciais e de contorno.

A tendência dos valores de pressão é, de forma geral, bem estimada. Os máximos relativos, vinculado com a influência de massas de ar mais frio (áreas de alta pressão), são estimados de forma satisfatória para os dias 05/01, 09/01 e 10/01 (ver item 4.2). Também se observam os dias de baixa pressão vinculados às frentes frias que atuaram sobre o estado no período de tempo representado no gráfico.

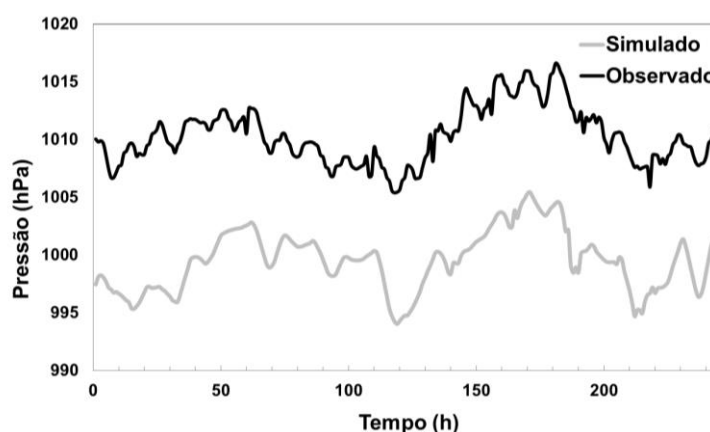


Figura 21 – Séries de dados observados e simulados de pressão em superfície (hPa) para o período de tempo entre o dia 02/01/2009 (21:00 hora local) e o dia 13/01/2009 (00:00 hora local).

Para a variável temperatura do ar a 2 metros ($^{\circ}\text{C}$), o modelo realizou a estimativa de forma aceitável (Figura 22). O ciclo diurno é bem representado e as diferenças entre os valores simulado e observados não chegam a ser tão grandes, no entanto, na maioria dos dias aprecia-se uma superestimação da temperatura máxima, superestimação que chega a atingir 4°C . Os valores de temperatura mínima são estimados de forma correta, porém, em alguns dias se produz uma ligeira defasagem na hora em que esta é alcançada.

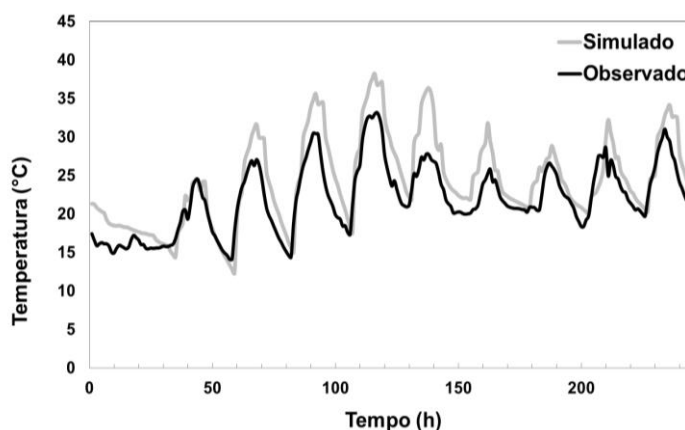


Figura 22 – Séries de dados observados e simulados de temperatura em 2 metros ($^{\circ}\text{C}$) para o período de tempo entre o dia 02/01/2009 (21:00 hora local) e o dia 13/01/2009 (00:00 hora local).

Na figura 23 são apresentadas as séries observadas e simuladas para a velocidade do vento (m/s). De forma geral a tendência dos valores estimados está em concordância com os observados, nesse critério a representação é aceitável. No entanto nota-se uma superestimação dos valores pelo modelo. Nos dados observados não se apreciam picos extremos, contrário ao que sucede nos dados simulados onde estes estão presentes principalmente nos dias onde as frentes frias atuavam sobre a região de estudo.

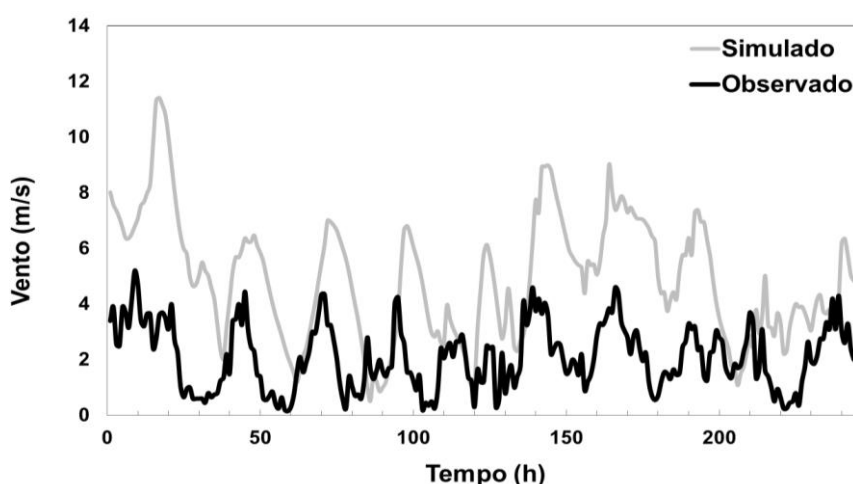


Figura 23 – Séries de dados observados e simulados de velocidade do vento (m/s) para o período de tempo entre o dia 02/01/2009 (21:00 hora local) e o dia 13/01/2009 (00:00 hora local).

4.3.2 Resultados obtidos na simulação *Jan09-2* vinculados à estimativa das espécies químicas

Com a utilização da ferramenta PREP-CHEM-SRC e as características específicas da simulação *Jan09-2* (ver item 3.2.1.1), foi possível obter os arquivos de emissão para as diferentes espécies. Na figura 24, dispõem-se a representação espacial das emissões de quatro gases poluentes (NO_x , CO, HCNM, CH_4). Como era de esperar, em todos os casos os valores máximos de emissão são representados nas intermediações do município de Porto Alegre, onde se experimenta a maior circulação de veículos.

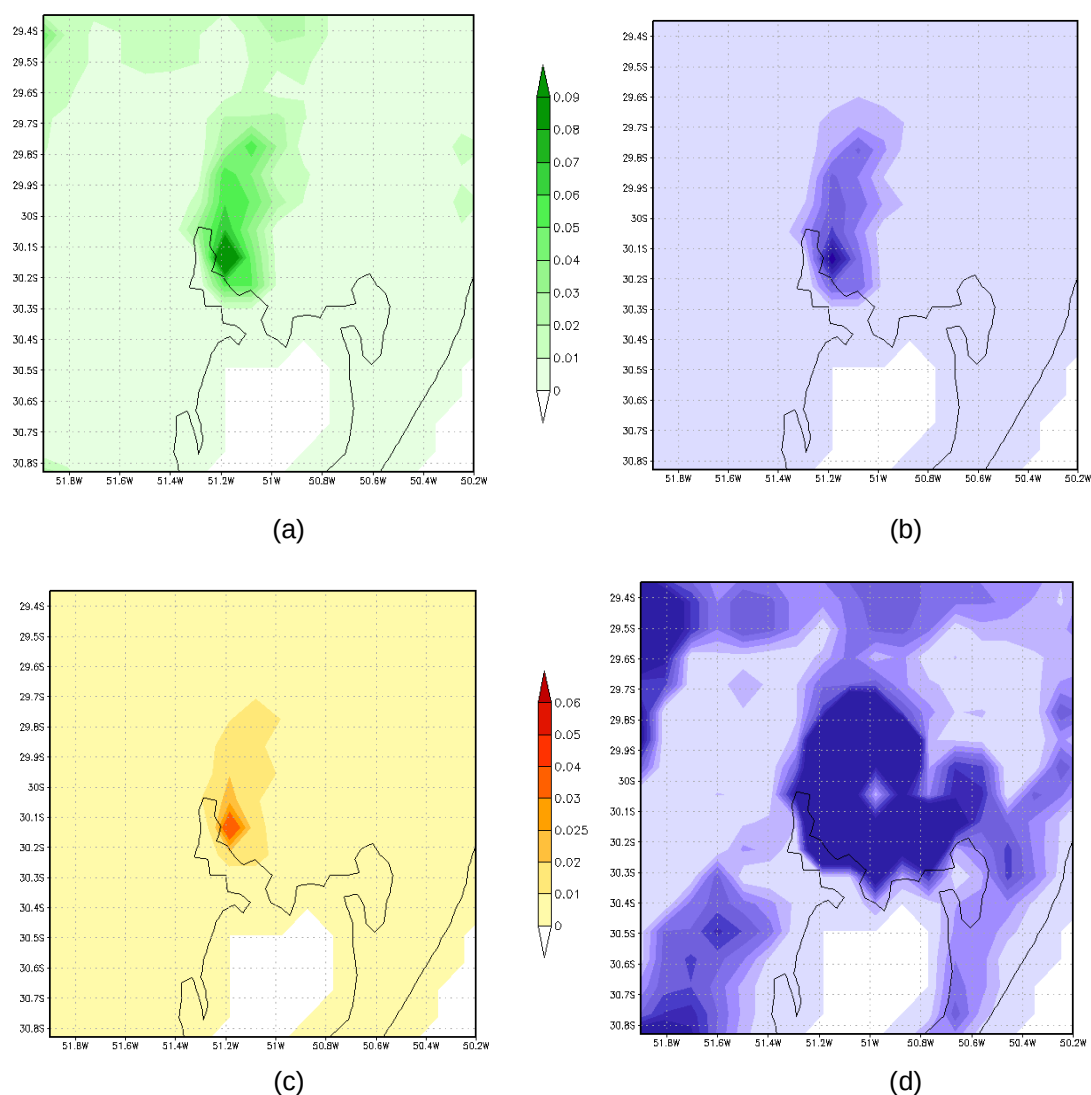


Figura 24 – Valores (em g/m^2) e distribuição espacial das emissões para janeiro de 2009 na RMPA, obtidos com a ferramenta PREP-CHEM_SRC (versão 1.5) e utilizados na simulação *Jan09-2*. (a) Emissões para NO_x . (b) Emissões para CO. (c) Emissões para HCNM. (d) Emissões para CH_4 .

Foi avaliada a capacidade do sistema de modelagem CCATT-BRAMS para estimar as concentrações dos NO_x e O_3 . No caso dos NO_x , na figura 25 mostram-se as comparações entre os valores médios horários das concentrações simuladas e as observadas para as duas estações com dados disponíveis, estações 2 e 9 respectivamente. Em ambos os casos o sistema de modelagem subestimou as concentrações dos NO_x registradas na RMPA mas manteve-se dentro do desvio padrão temporal do dado observado.

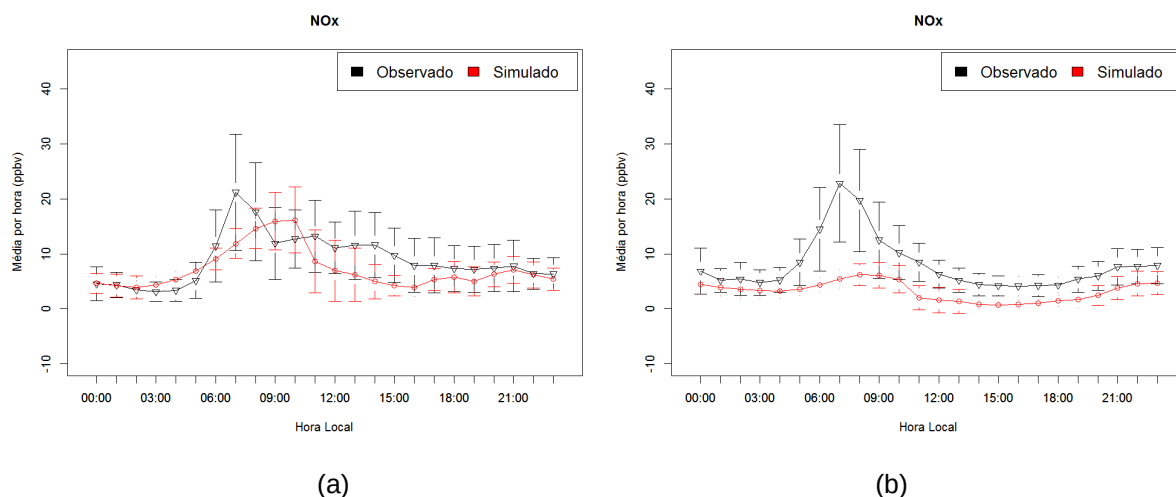


Figura 25 – Valores médios horários observados e simulados (*Jan09-2*) das concentrações dos NO_x . (a) Dados para a estação 2 da FEPAM. (b) Dados para a estação 9 da FEPAM.

Na tabela 24 apresentam-se os valores para os índices estatísticos de correlação entre os dados observados e simulados. O índice de concordância passou de 0,5 em todos os casos o que, apesar de não ser um excelente resultado, é considerado aceitável dada as condições da simulação onde só estão se contabilizando emissões veiculares para a espécie NO_x .

Tabela 24 – Índices estatísticos calculados ao comparar a simulação *Jan09-2* com os dados observados (para a espécie NO_x).

	Simulação Jan09-2		
	ME	RMSE	d
NO_x estação 2	-1,59	9,06	0,55
NO_x estação 9	-4,59	9,05	0,51
NO_x (Média)	-2,99	7,95	0,52

Na figura 26 estão representados os valores médios horários observados e simulados de O_3 para as estações 4 e 9 respectivamente. Os resultados são satisfatórios para ambas estações e o ciclo diurno geral está bem representado com o mínimo no período da noite e o máximo a tarde.

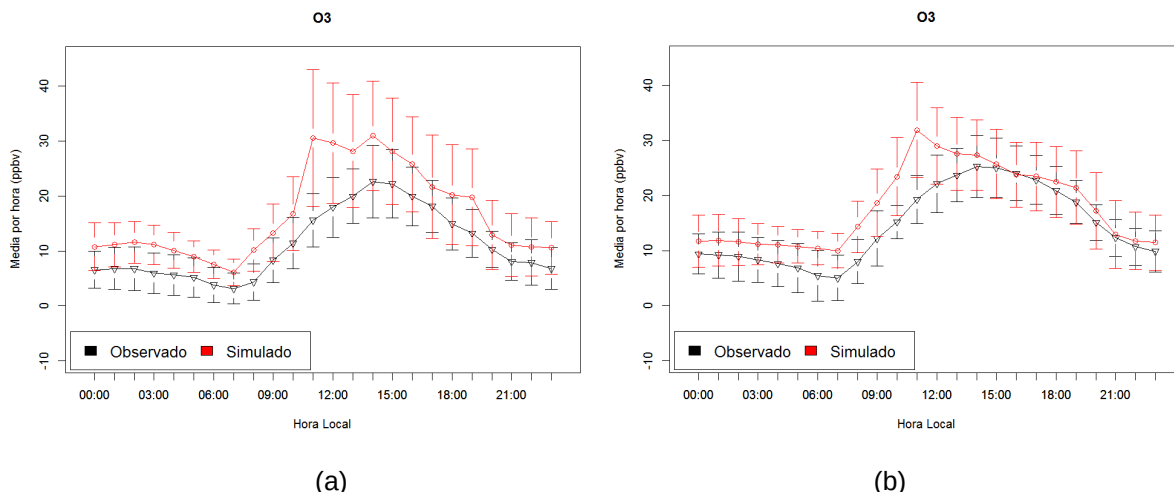


Figura 26 – Valores médios horários observados e simulados (*Jan09-2*) das concentrações de O₃. (a) Dados correspondentes à estação 4 da FEPAM. (b) Dados correspondentes à estação 9 da FEPAM.

Ao analisar os dados que representam a média entre os valores horários de concentração das 6 estações de estudo e especificamente a média horaria desses dados (Figura 27), aprecia-se uma correspondência entre a tendência de ambas séries. O modelo faz uma superestimação das concentrações de ozônio. O ciclo diurno é bem representado, no entanto existe um defasagem do pico em relação ao observado. O valor médio mensal observado é de 10,44 ppbv e o simulado de 17,10 ppbv.

Os valores do desvio padrão são baixos em ambas séries, no caso da série de dados observados estes são quase constantes para todas as horas. Já na série de concentrações simuladas observa-se que para as horas que compreendem o começo da tarde e o início da noite, o desvio padrão é maior em relação ao resto do período, mostrando a dispersão dos dados em relação à média horaria.

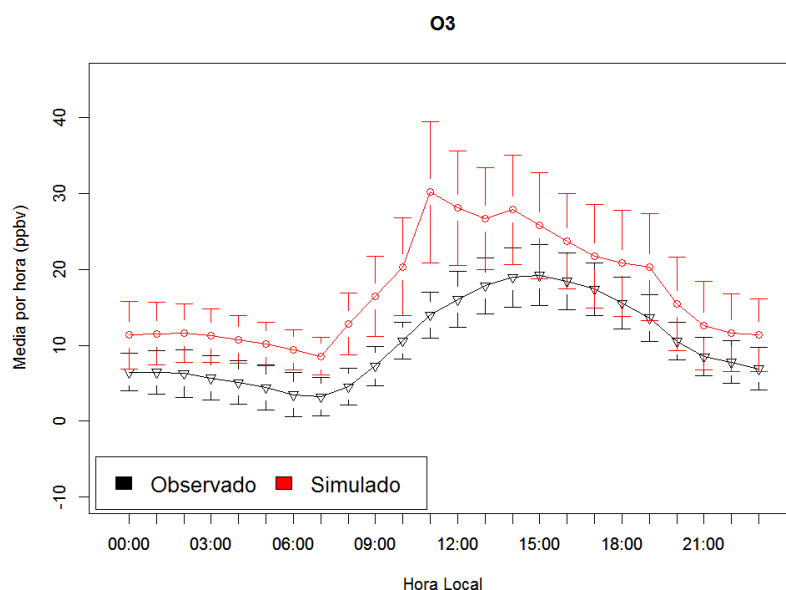


Figura 27 – Curvas dos dados médios horários das séries de valores médios, de concentrações de O_3 , entre as seis estações em estudo (observados e simulados (*Jan09-2*)).

O cálculo dos índices estatísticos de correlação mostram um resultado aceitável na estimação das concentrações de O_3 pela simulação *Jan09-2*. O índice de concordância esteve por acima de 0,5 em todos os casos e alcançou valores superiores a 0,7 para as estações 4, 6 e 9, assim como para as séries de valores médios. (Tabela 25).

Tabela 25 – Índices estatísticos calculados ao comparar a simulação *Jan09-2* com os dados observados (para a espécie O_3).

	ME	RMSE	d
O_3 estação 3	8,57	11,87	0,55
O_3 estação 4	5,02	10,66	0,75
O_3 estação 5	6,30	11,91	0,70
O_3 estação 6	8,78	12,46	0,55
O_3 estação 8	7,73	13,47	0,57
O_3 estação 9	3,57	9,66	0,75
O_3 (Média)	6,66	10,47	0,71

A figura 28 (a, b) mostra a distribuição espacial das concentrações medias mensais dos NO_x e do O_3 e o campo de vento médio simulados. Os máximos valores das concentrações encontram-se nas regiões onde os ventos médios são

mais fracos. Ao comparar os valores médios mensais para ambas as espécies, verifica-se que as regiões de máximos valores de concentração dos NO_x provocam zonas de mínimos locais na concentração de O_3 . Para essas regiões, as reações de consumo de O_3 e produção NO_2 se produzem numa velocidade maior em comparação com as reações de produção de O_3 . A figura 28 (c, d) mostra a distribuição espacial das concentrações médias das espécies NO_x e O_3 nos horários 10:00 hora local e 11:00 hora local respectivamente, também o campo de vento médio simulados para esse horários.

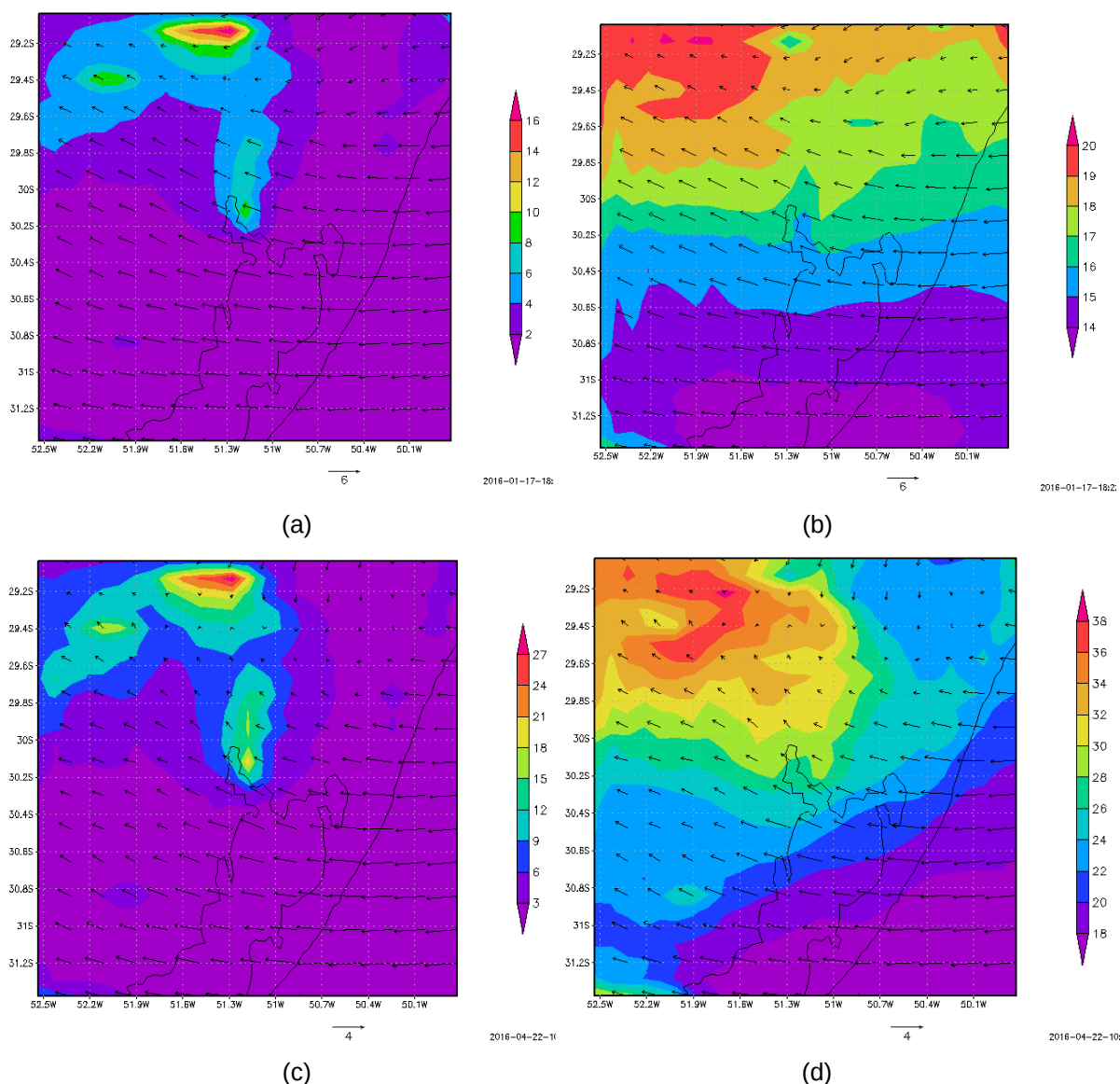


Figura 28 – Valores médios das concentrações (em ppbv) para todo período simulado (acima) e para os horários de máximas concentrações simuladas (abaixo) assim como a representação espacial média na superfície (*Jan09-2*). Velocidade e direção do vento representados através de vectores. (a) Espécie NO_x , média mensal. (b) Espécie O_3 , média mensal. (c) Espécie NO_x , média para o horário 10:00 hora local. (d) Espécie O_3 , média para o horário 11:00 hora local.

Na simulação *Jan09-2*, de forma geral, foi possível obter uma representação satisfatória do ciclo diurno das concentrações das espécies em estudo, mesmo com a defasagem nas horas de pico. Também se obteve valores relativamente altos do índice de concordância se levarmos em consideração que estão sendo utilizados valores de emissão dos NO_x e HCNM (precursores do O₃) atualizados apenas dos inventários locais de atividade veicular, mantendo-se as demais atividades antrópicas (industrial, queima de carvão mineral, entre outras) da base de dado global EDGAR HTAP. Ao mesmo tempo as emissões não são georreferenciadas por vias dentro da área urbana. Esses aspectos impossibilitam a estimação exata das concentrações das substâncias poluidoras.

Os resultados obtidos foram considerados aceitáveis e suficientes para realizar um estudo de impacto de cenários da frota veicular na qualidade do ar utilizando como base a simulação *Jan09-2*.

4.4 Análises do impacto da evolução da frota veicular na qualidade do ar na Região Metropolitana de Porto Alegre

Para analisar quantitativa e qualitativamente o impacto provável da evolução da frota veicular na RMPA, para o período de estudo selecionado, compararam-se duas simulações: *Jan09-2*, caracterizada no item anterior, e a *Jan30-1* (ver item 3.2.1.1). As duas simulações possuem a mesma configuração e mesma condição de contorno químico e meteorológico, pois o objetivo é analisar unicamente o impacto das emissões da RMPA, baseando-se nos cenários propostos no item 4.1.2. Portanto, na simulação *Jan30-1*, foram usados os dados de emissão veicular obtidos para o ano 2030 no cenário de emissão associado à estimativa pessimista da frota (ver Tabela 18, 20 e 22), por ser o pior dos casos prováveis para a poluição e que desperta maior interesse nos estudos sobre a saúde da população. Salienta-se que as emissões urbanas e da base global EDGAR HTAP no entorno da RMPA permanecem as mesmas, isso possibilita analisar, por exemplo, se uma alteração da emissão na Região Metropolitana afeta cidades vizinhas.

Devido a todo esse tratamento na configuração do experimento *Jan30-1*, é importante afirmar que ele não representa a estimativa real do que seriam as

condições meteorológicas e químicas da atmosfera para o período de tempo proposto.

A seguir, os resultados obtidos na simulação *Jan30-1*, e posteriormente as análises do impacto da evolução da frota veicular nas concentrações dos gases poluentes NO_x e O₃.

4.4.1 Resultados obtidos na simulação *Jan30-1*

Com a simulação *Jan30-1* se estimaram as condições meteorológicas e químicas da atmosfera na RMPA para o período entre o 1 e o 31 de janeiro, utilizando-se as condições iniciais e de contorno do ano 2009 e com os valores de emissão local da RMPA estimados no cenário de emissão veicular pessimista para o ano 2030.

Na figura 29 se apresentam os valores e a distribuição espacial das emissões, depois de processadas pela ferramenta PREP-CHEM-SRC, de três espécies poluentes. Observa-se que para as três espécies os valores das emissões estimadas para o ano de 2030 são menores que as vinculadas no ano base e estas encontram-se também localizadas principalmente no município de Porto Alegre e ao redor dele.

Também na figura 29, a representação dos porcentagem que representam a diminuição das emissões em 2030 em relação com 2009. Aprecia-se que as distribuições espaciais dos valores percentuais para as três espécies são muito semelhantes, destaca-se a RMPA com cor mais forte o que significa maiores valores. Isso acontece devido que metodologia utilizada, para particionar as emissões anuais na região em emissões diárias por município, é a mesma. Os valores percentuais, de diminuição de concentração na RMPA, correspondem-se com os descritos no item 4.1.2 onde se analisam os cenários de emissão para 2030 vinculado à atividade veicular.

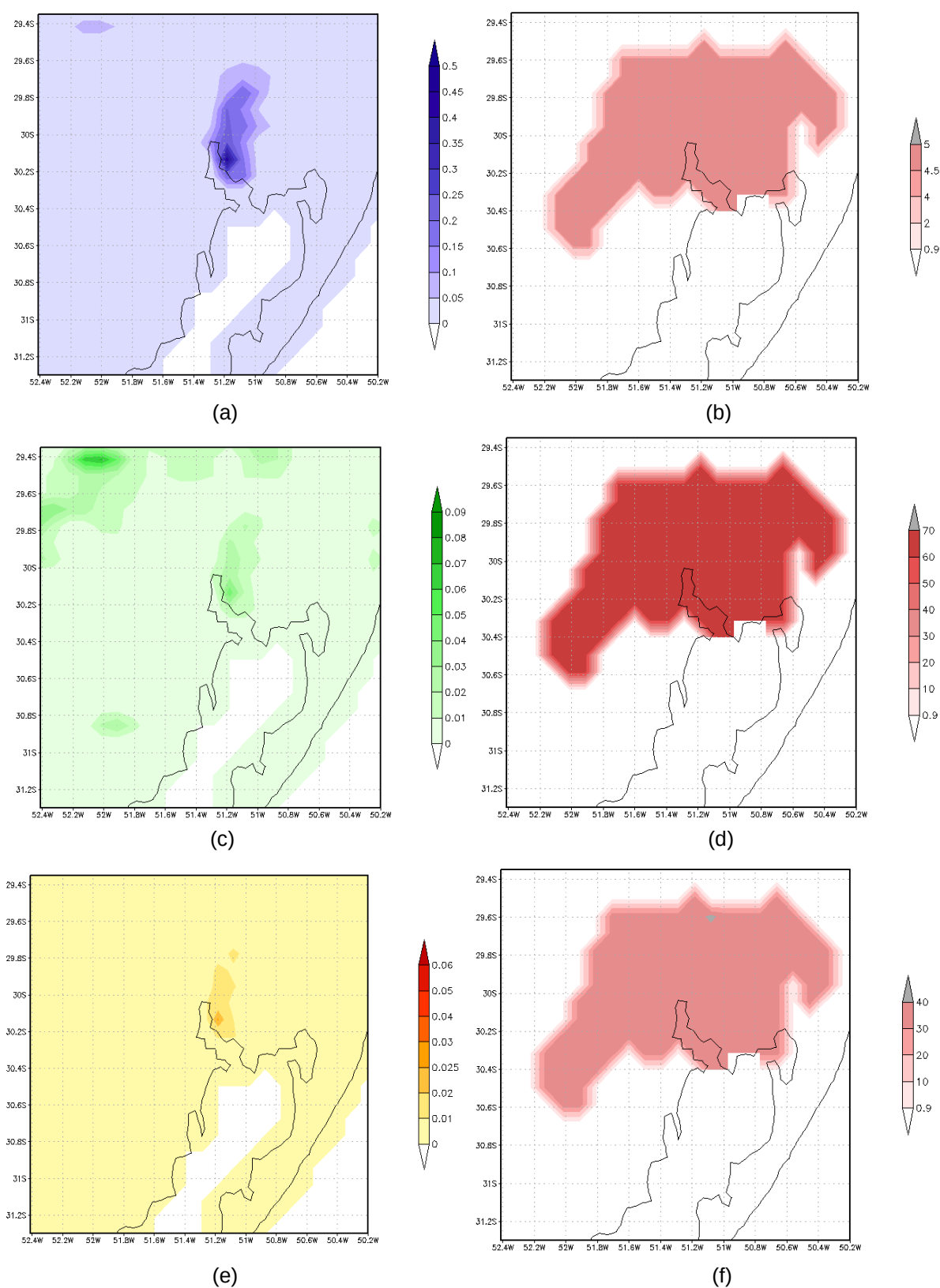


Figura 29 – Valores (em g/m^2) e distribuição espacial das emissões para janeiro de 2030 na RMPA, obtidos com a ferramenta PREP-CHEM-SRC (versão 1.5) e utilizados na simulação *Jan30-1* (esquerda). Representação da porcentagem que representa a diminuição das emissões em 2030 em relação com 2009. (a-b) Dados para CO. (c-d) Dados para os NO_x . (e-f) Dados para os HCNM.

Na figura 30 mostram-se os valores médios horários e média diária, respectivamente, das concentrações simuladas para os NO_x . Para calcular essas médias para cada hora e dia empregou-se os pontos geográficos das estações 2 e 8, utilizadas anteriormente para validação do modelo.

Observam-se em ambos os gráficos valores baixos de concentrações, o que demonstra a influência direta da estimativa de redução da emissão dos NO_x associada à atividade da frota, com impacto direto da troca de tecnologia e da aplicação dos programas de controle veicular. Analisando os valores médios para cada hora, encontra-se que estes não passam o limiar de 10 ppbv e o pico se produz às 09:00 hora local (duas horas depois de produzir-se os maiores valores de emissões dos NO_x segundo o ciclo diurno de emissões, para a RMPA, representado na figura 7). Posterior ao pico se observa uma diminuição drástica das concentrações, coincidindo com o começo do período de máxima fotólise onde se consome NO_x ao produzir-se ozônio, com a diminuição das emissões veiculares e devido ao aumento da mistura da camada limite diurna.

Os valores médios diários apresentam valores baixos de background. Picos relativos ocorrem os dias 03/01, 07/01, 11/01, 14/01, 18/01, 26/01 e 30/01, em todos os casos coincidindo com condições meteorológicas relacionadas com sistemas de alta pressão, de vento fraco e baixa nebulosidade (ver item 4.2).

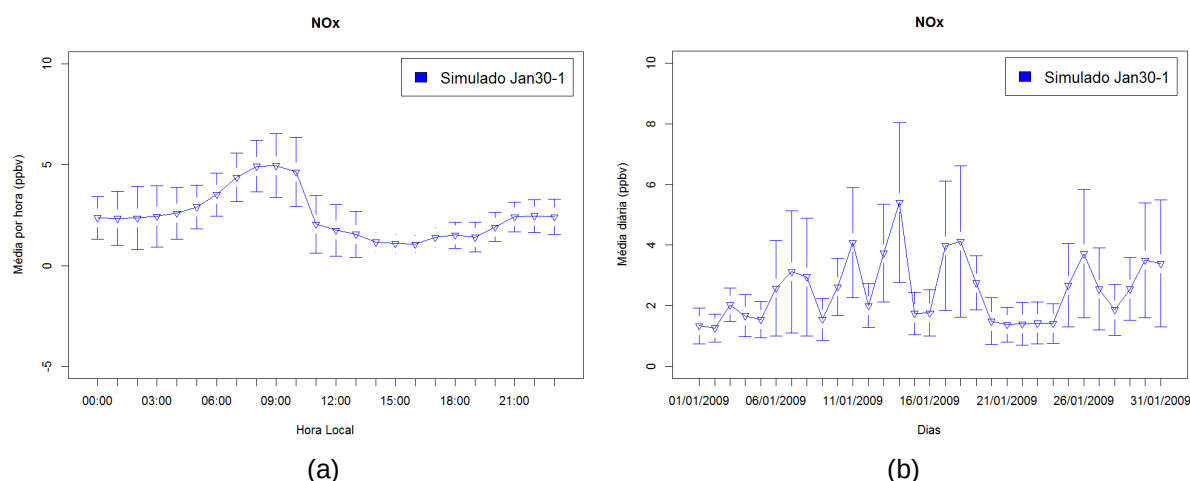


Figura 30 – Curvas associadas às séries de valores médios, de concentrações dos NO_x , entre as duas estações em estudo. Simulação Jan30-1. (a) Valores médios horários. (b) Valores médios diários.

Para o ozônio, a série de dados simulados foi constituída pelas médias horárias obtidas nos pontos geográficos das estações 3, 4, 5, 6, 8 e 9, utilizadas

para validação prévia dessa espécie. Conforme visto na figura 31a, observa-se o máximo de ozônio às 11:00 hora local, coincidindo com o momento em que se produz a diminuição nas concentrações dos NO_x .

No gráfico dos valores médios diários (Figura 31b) observam-se sete picos relativos, para os dias 03/01, 07/11, 11/01, 14/01, 18/01, 25/01 e 29/01, coincidindo quase na sua totalidade como os picos observados para os NO_x onde as condições meteorológicas favoreciam a maior intensidade da fotólise. Os valores das médias diárias oscilam entre 10 ppbv e 30 ppbv, com o máximo para o dia 07/01.

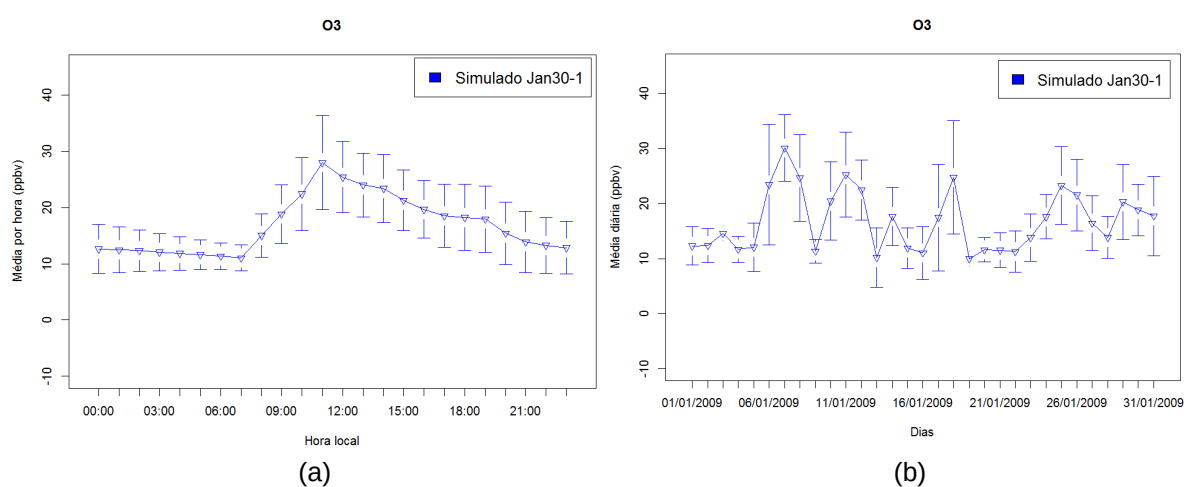


Figura 31 – Curvas associadas às séries de valores médios, de concentrações de O_3 , entre as seis estações em estudo. Simulação *Jan30-1*. (a) Valores médios horários. (b) Valores médios diários.

4.4.2 Análises do impacto nas concentrações dos poluentes de estudo. Comparação entre simulações *Jan09-2* e *Jan30-1*

Nesta sessão, faz-se uma comparação direta entre os resultados obtidos nas simulações *Jan09-2* e *Jan30-1*, para as concentrações das espécies NO_x e O_3 , no intuito de se expor os possíveis impactos das emissões veiculares na qualidade do ar na RMPA. Para a realização dos gráficos de concentrações observadas utilizou-se as respectivas séries dos valores horários para as mesmas estações de monitoramento utilizadas na validação do modelo (ver item 4.3).

4.4.2.1 Poluente NO_x

Quando analisadas as emissões locais dos óxidos de nitrogênio, associadas à atividade veicular, apreciou-se a considerável diminuição em 2030 em comparação com o ano 2009. Essa diminuição influenciou diretamente, como foi exposto no item anterior, nas concentrações registradas na simulação *Jan30-1*. Na figura 32 se mostra o gráfico com os valores médios horários de concentrações dos NO_x, para ambas as simulações em comparação com os dados observados. O ciclo diurno dos dados das simulações é esperado, os valores de concentração são máximos no horário da manhã, com um defasagem do pico em relação com os dados observados, e mínimas no horário de máxima fotólise a tarde.

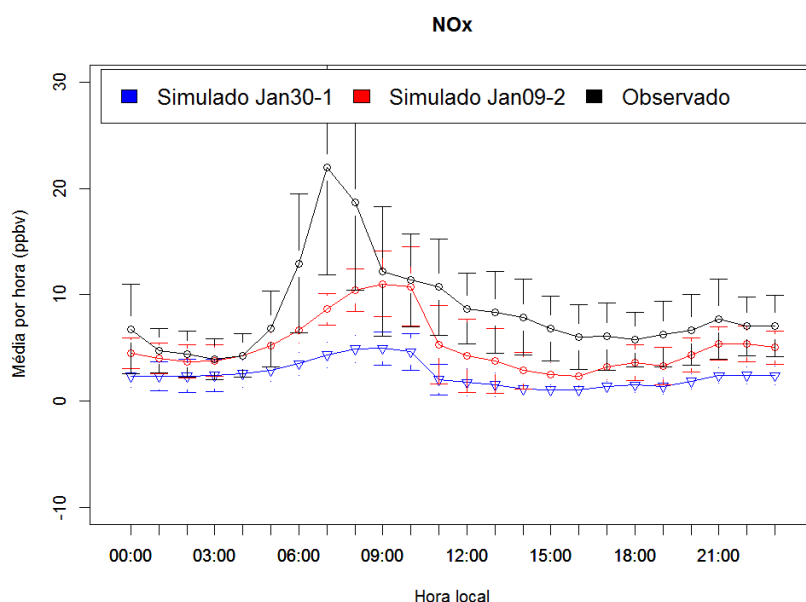


Figura 32 – Curvas dos dados médios horários das séries de valores médios, de concentrações dos NO_x, entre as duas estações em estudo (observados, simulados (*Jan09-2*) e simulado (*Jan30-1*)).

As maiores variações das concentrações dos NO_x, quando comparam-se os resultados simulados do cenário com o ano base, foram registradas no período da manhã, alcançando o máximo às 10:00 hora local (Figura 33a). A redução das emissões veiculares para o ano 2030 faz com que a série das concentrações médias horárias seja mais suave, isto é, as diferenças entre o valor registrado na hora do pico e os valores registrados nas horas restantes são baixas quando comparadas com as observadas para a simulação no ano base.

É possível verificar que para todas as horas se produz uma diminuição que varia entre 40 % e 60 %, valores significativos (Figura 33b). A menor variação nas concentrações de NO_x para o 2030, em relação às concentrações registradas para 2009, se obteve para as 03:00 hora local, horário de mínima circulação de veículos automotores. A maior porcentagem de variação em relação ao 2009 se produz às 11:00 hora local, momento em que começa o período de máxima fotólise.

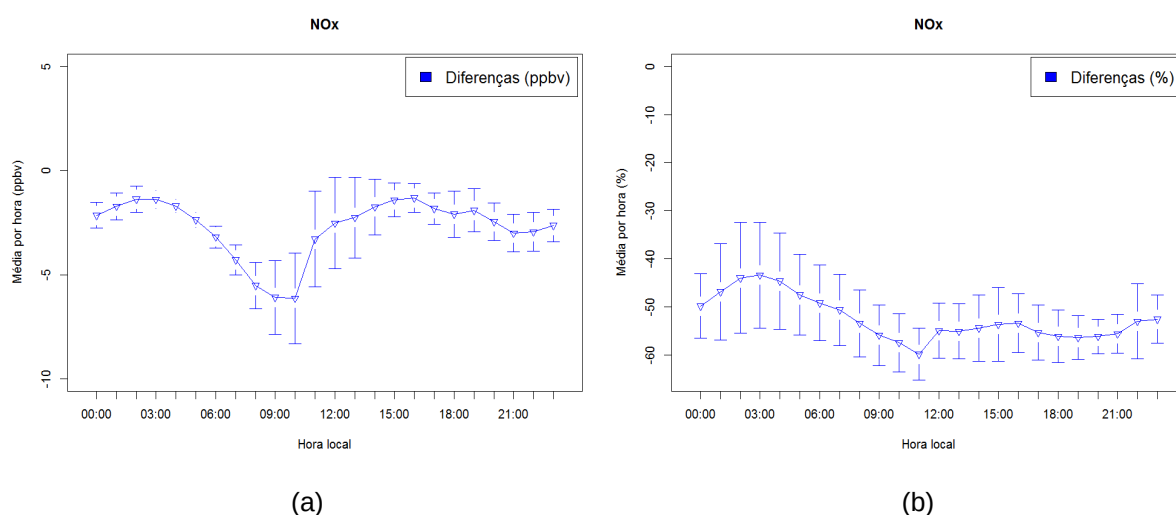


Figura 33 – Curvas associadas às séries de valores médios, de concentrações simuladas dos NO_x , entre as duas estações em estudo. (a) Curva dos valores das diferenças médias horarias entre as concentrações dos NO_x estimadas para o ano 2030 e as estimadas para 2009. (b) Curva dos valores de porcentagens que representam as diferenças em relação às concentrações estimadas para o ano 2009.

Em relação aos valores médios diários registrados de concentração dos NO_x , observa-se a diminuição dos mesmos para o ano 2030 (Figura 34a). Mas aprecia-se uma variação diária com pouca alteração, a tendência é quase a mesma principalmente porque não alterou-se a condição de contorno meteorológico no cenário.

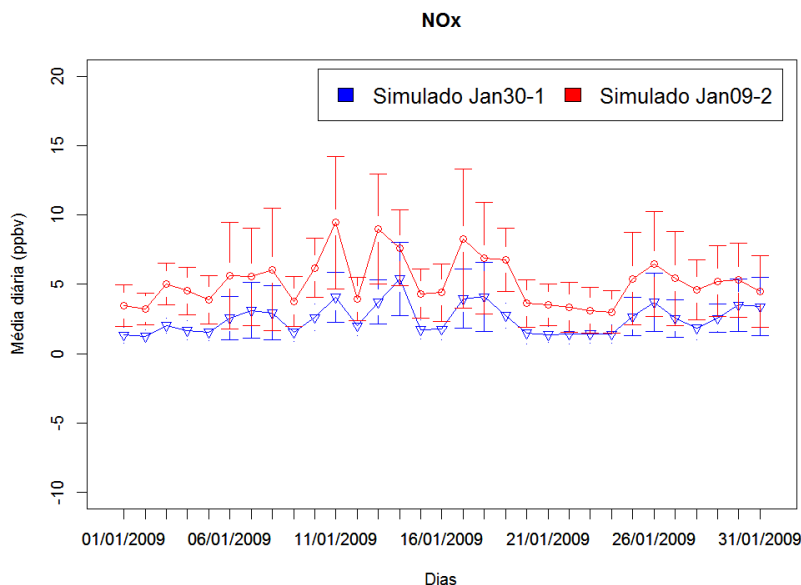


Figura 34 – Curvas dos valores médios diários para as concentrações dos NO_x associadas às séries de valores médios, de concentrações simuladas de NO_x, entre as duas estações em estudo.

Na figura 35a se observa a distribuição espacial e magnitude das diferenças entre as concentrações médias mensais dos NO_x para 2030 e 2009. Registra-se uma maior diminuição dos NO_x sobre os municípios de Porto Alegre e Canoas (Figura 3b), que justamente apresentam maior tráfego de veículos na RMPA.

Na figura 35b se mostra a distribuição e magnitude das porcentagens que representam as diferenças do cenário simulado para o ano de 2030 com relação às concentrações médias mensais para o ano de 2009 (*Jan09-2*). A diminuição dos NO_x ultrapassa em 55 % no município de Porto Alegre. Salienta-se que a diminuição da emissão dos NO_x sobre a RMPA influenciou a concentração nas áreas circunvizinhas, evidenciando o forte impacto dos grandes centros urbanos em municípios e áreas rurais vizinhas.

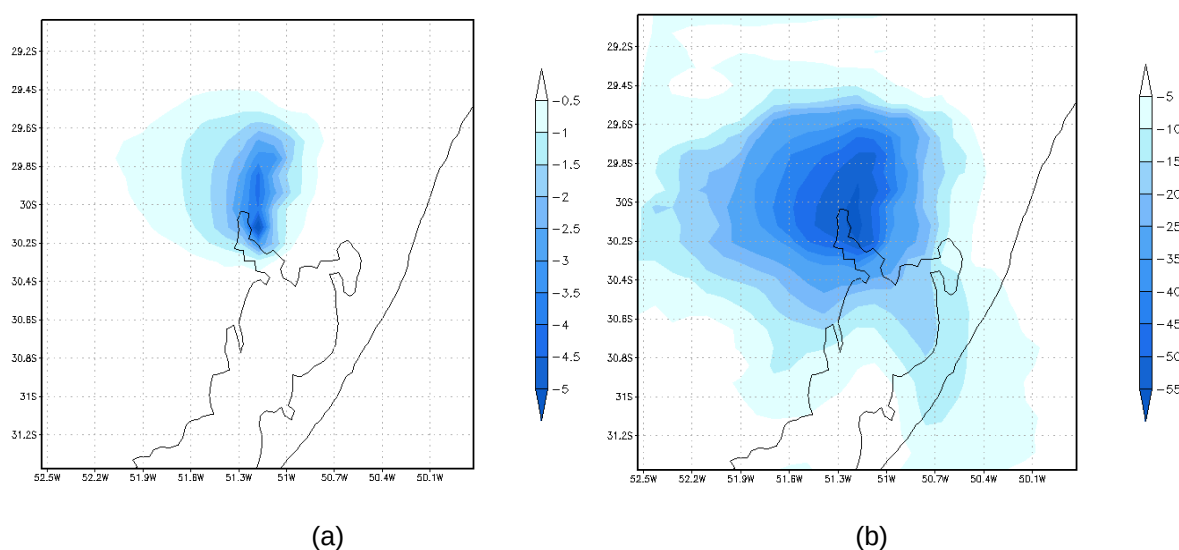


Figura 35 – (a) Valores e distribuição das diferenças (abaixo de -0,5 ppbv) entre os valores médios mensais das concentrações dos NO_x para as simulações *Jan30-1* e *Jan09-2*. (b) Valores e distribuição das porcentagens que representam essas diferenças em relação às concentrações médias mensais para o ano 2009 (*Jan09-2*).

Para a média mensal correspondente às 11:00 hora local (de maior porcentagem de diferença entre as concentrações dos NO_x para o ano 2030 e o 2009, segundo o gráfico da figura 33b) observa-se uma área maior onde os valores ultrapassam os 55 % (Figura 36).

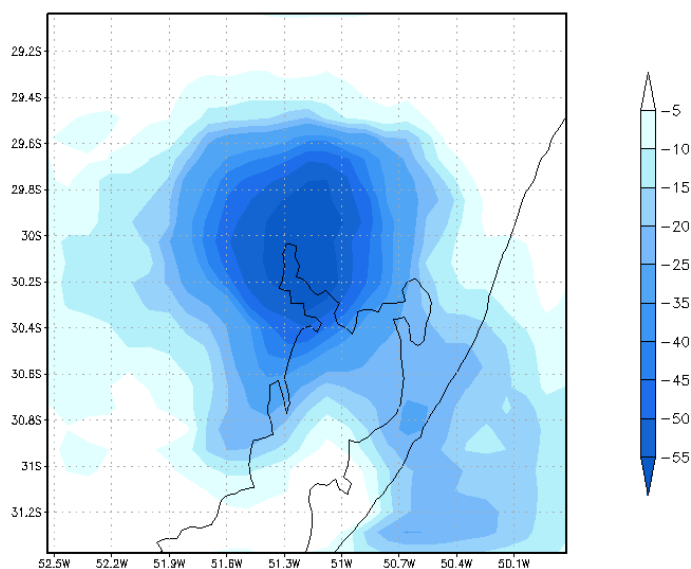


Figura 36 – Valores e distribuição das porcentagens, para às 11:00 hora local, que representam as diferenças de concentrações médias mensais dos NO_x entre as simulações *Jan30-1* e *Jan09-2*, em relação às concentrações médias mensais para o ano 2009 (*Jan09-2*).

4.4.2.2 Poluente O₃

Para o ozônio troposférico, especificamente o medido na superfície, a situação é diferente dos óxidos de nitrogênio. Os valores médios horários para o 2030, quando comparados com o ano de 2009, se mostram maiores para todo o período da noite e pela manhã e menores para o período da tarde e começo da noite (Figura 37).

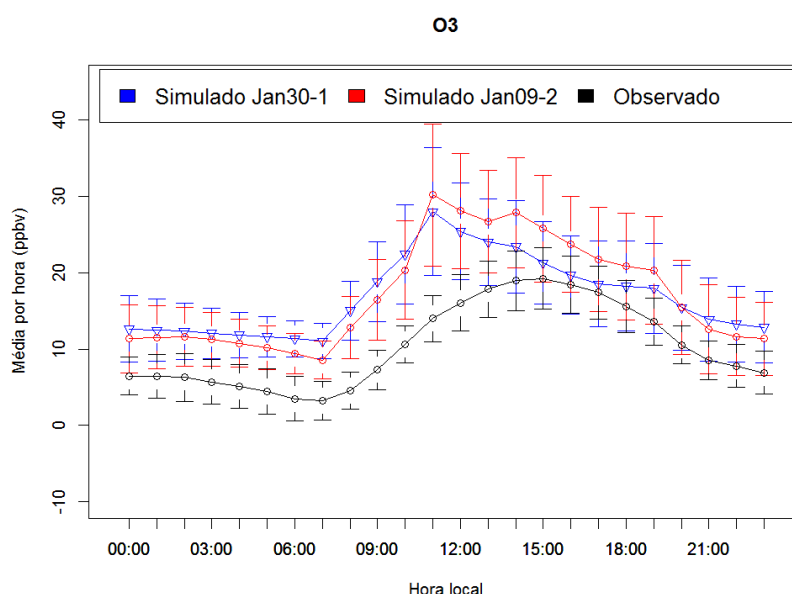


Figura 37 – Curvas dos dados médios horários das séries de valores médios, de concentrações de O₃, entre as seis estações em estudo (observados, simulados *Jan09-2* e simulado *Jan30-1*).

Os ciclos diurno observados para os dados estimados nas simulações *Jan09-2* e *Jan30-1* tem pouca variação, o pico se mantém às 11:00 hora local, desfasado em relação ao dados observados, e o mínimo às 07:00 hora local coincidindo com os dados observados.

Mesmo sendo maiores os valores das diferenças para o período da tarde, ao analisar a porcentagem, que representa essa diferença em relação aos valores de concentração obtidos para 2009, se obtém resultados contrários. É nas horas da manhã e começo da noite onde os porcentagens alcançam os maiores valores, chegando a ser significativamente altos (quase um 40 % maiores as concentrações médias para as 07:00 hora local no ano 2030 em relação com o ano 2009). Na madrugada se registram os menores valores percentuais das diferenças (Figura 38).

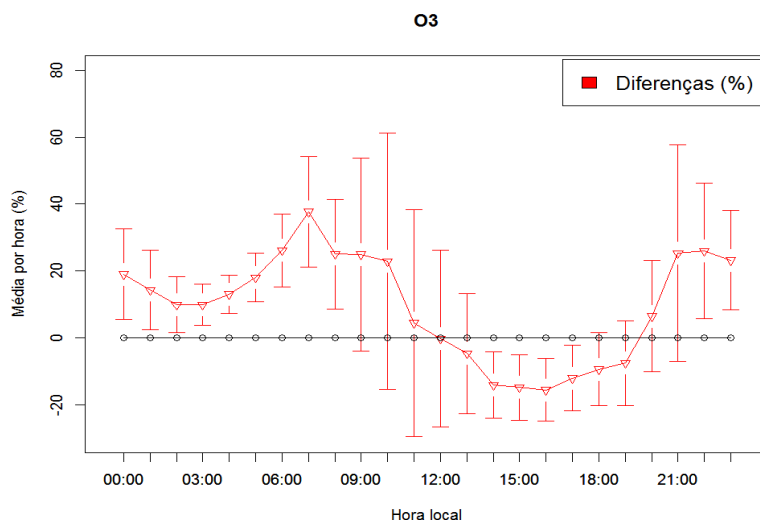


Figura 38 – Curva dos valores de porcentagens que representam as diferenças de concentrações de O₃ entre ambas simulações em relação às concentrações estimadas para o ano 2009 (Jan09-2).

A diminuição das emissões veiculares dos NO_x, HCNM, CO e as outras espécies da base de dado global provocam uma diminuição nas concentrações médias registradas no ano 2030 para os NO_x e um aumento das concentrações médias de O₃ no horário da noite e a manhã assim como uma diminuição para essa espécie no horário da tarde e começo da noite (Figura 39). A redução dos NO_x parece explicar a redução de O₃ à noite. Neste trabalho se obteve um resultado similar ao obtido por Pont e Fontan (2001), nem sempre a redução nas emissões dos NO_x resulta em uma significativa diminuição das concentrações de ozônio.

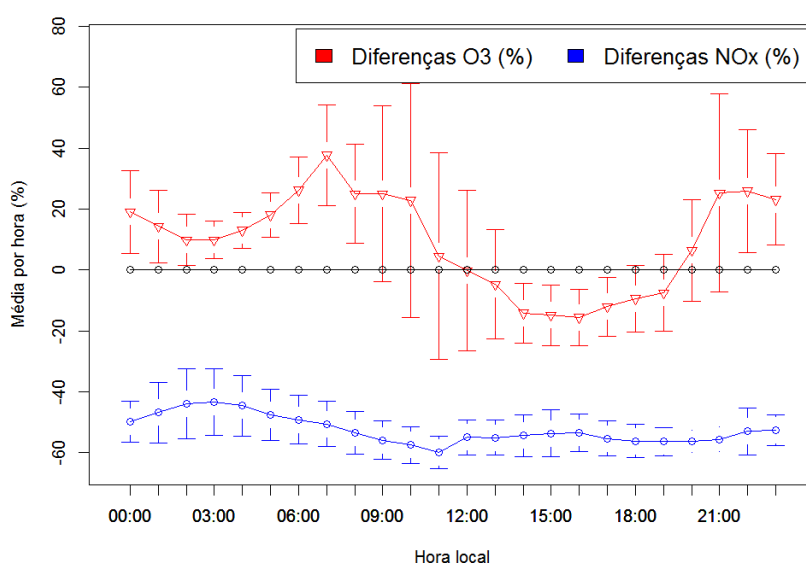


Figura 39 – Curva dos valores de porcentagens que representam as diferenças média horária entre as concentrações de O₃ e NO_x estimadas para o ano 2030 e as estimadas para 2009, em relação às concentrações estimadas para o ano 2009.

A figura 40 apresenta a distribuição espacial das diferenças entre as concentrações médias mensais de O_3 , para 2030 e 2009. No geral a concentração média mensal do ozônio aumentou em parte da RMPA, principalmente no município de Porto Alegre e arredores, impulsionada fundamentalmente pelo aumento registrado no período de ausência ou mínima fotólise do ozônio. Isso ocorre porque não há nitrogenados suficientes para as reações de depreciação do ozônio nesse intervalo.

Sobre os municípios de Charqueadas, Triunfo, São Jerônimo (Figura 3b) e outras áreas mais ao noroeste da RMPA, se observa a maior diminuição nas concentrações médias de O_3 , diminuição que ultrapassa em 5 % os valores de concentrações registrados para o ano 2009. Para as áreas restantes as diferenças medias mensais são mínimas.

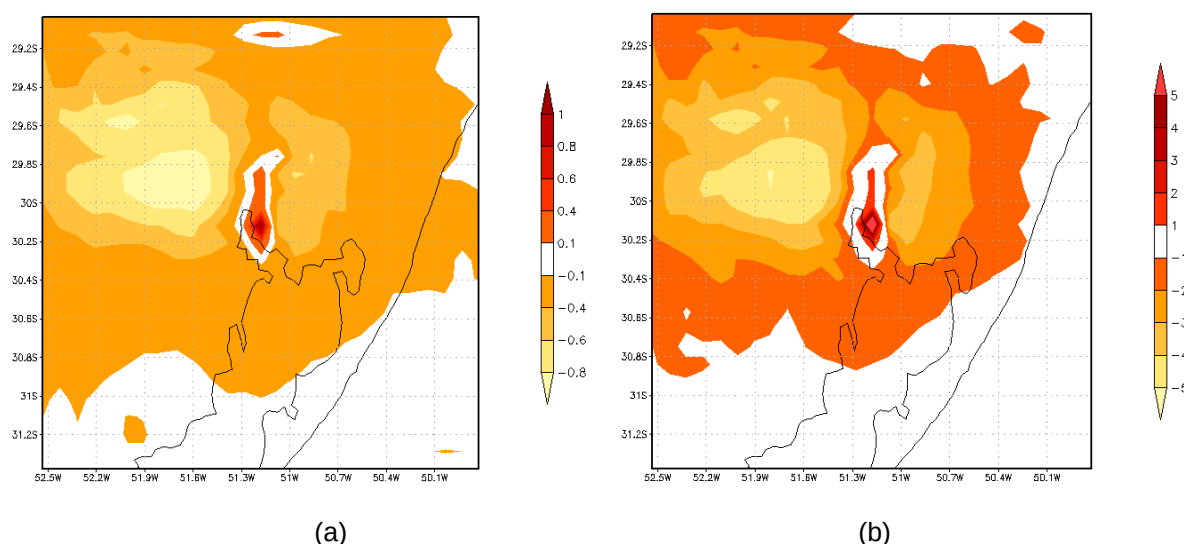


Figura 40 – (a) Valores e distribuição das diferenças entre os valores médios mensais das concentrações de O_3 para as simulações *Jan30-1* e *Jan09-2* (em ppbv). (b) Valores e distribuição dos percentagens que representam essas diferenças em relação às concentrações médias mensais para o ano 2009 (*Jan09-2*).

Na figura 38 observa-se que as 07:00 hora local registrou-se o maior aumento de ozônio do cenário com relação ao ano base e as 16:00 hora local, registraram-se as maiores porcentagens de diminuição. Ao representar essa porcentagem para toda a grade de estudo e especificamente para as 07:00 hora (Figura 41a), se aprecia que os valores positivos predominam e são significativamente altos, passando de 30 %, em Porto Alegre e regiões circundantes.

Quando se faz a mesma análise para as 16:00 horas local (Figura 41b), observa-se o contrário, os valores negativos, que representam diminuição, predominam na grade. Uma ampla área com valores percentuais significativos (menores a -20 %) de redução de concentrações de O_3 , em relação com o ano 2009, cobre vários dos municípios da RMPA. No resto da grade a diminuição nas concentrações não ultrapassa os 4 %.

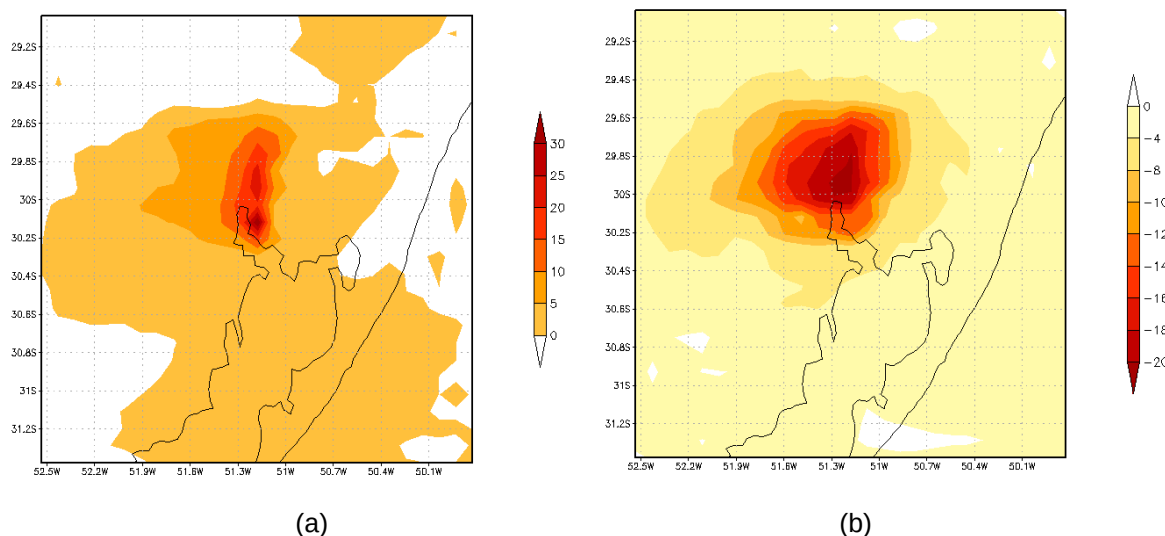


Figura 41 – Valores e distribuição dos porcentagens que representam as diferenças entre as concentrações de O_3 estimadas para os ano 2030 (*Jan30-1*) e 2009 (*Jan09-2*), em relação com as concentrações estimadas para o ano 2009. (a) Valores médios e distribuição correspondentes às 07:00 hora local. (b) Valores médios e distribuição correspondentes às 16:00 hora local.

Por último, e tendo em consideração o conteúdo apresentado no item 2.1.2, se fez uma análise da relação que se estabelece entre as concentrações de COV's não-metano (em ppbC) e as dos NO_x (em ppbv) para determinar a sensibilidade do ozônio com relação aos seus precursores na RMPA. Para extrair os valores das concentrações utilizados no cálculo da razão, selecionaram-se dois pontos da grade de estudo (ponto 1: 30,12 graus de latitude sul e 51,077 graus de longitude oeste; ponto 2: 29,94 graus de latitude sul e 51,63 graus de longitude oeste) onde foram estimados valores altos e baixos de concentrações respectivamente. Nos gráficos da figura 42, são apresentados os valores das concentrações dos NO_x e COV's não-metano para cada hora de cada dia do mês de janeiro e para as simulações *Jan09-2* e *Jan30-1* (ambos pontos).

Para a simulação *Jan09-2* em ambos pontos de estudo, observaram-se, em várias horas, valores da razão entre concentrações que entram na classificação de

atmosfera COV's-limitante (menores que 10 ou que 8 segundo diferentes autores, ver item 2.1.2) ou intermediários (entre 15 e 8), no entanto para a maioria das horas a atmosfera pode ser classificada como NO_x-limitante (valores maiores que 10 ou que 15 segundo diferentes autores). Já para janeiro de 2030 só encontram-se alguns valores, para horas e dias específicos, dentro da zona intermediária, isso devido à drástica diminuição nas concentrações dos NO_x estimadas para esse ano. Nas horas restantes o valor da razão ultrapassou de 15, pelo que a atmosfera para o ano 2030, na RMPA, pode ser classificada também como NO_x-limitante ou NO_x-sensível.

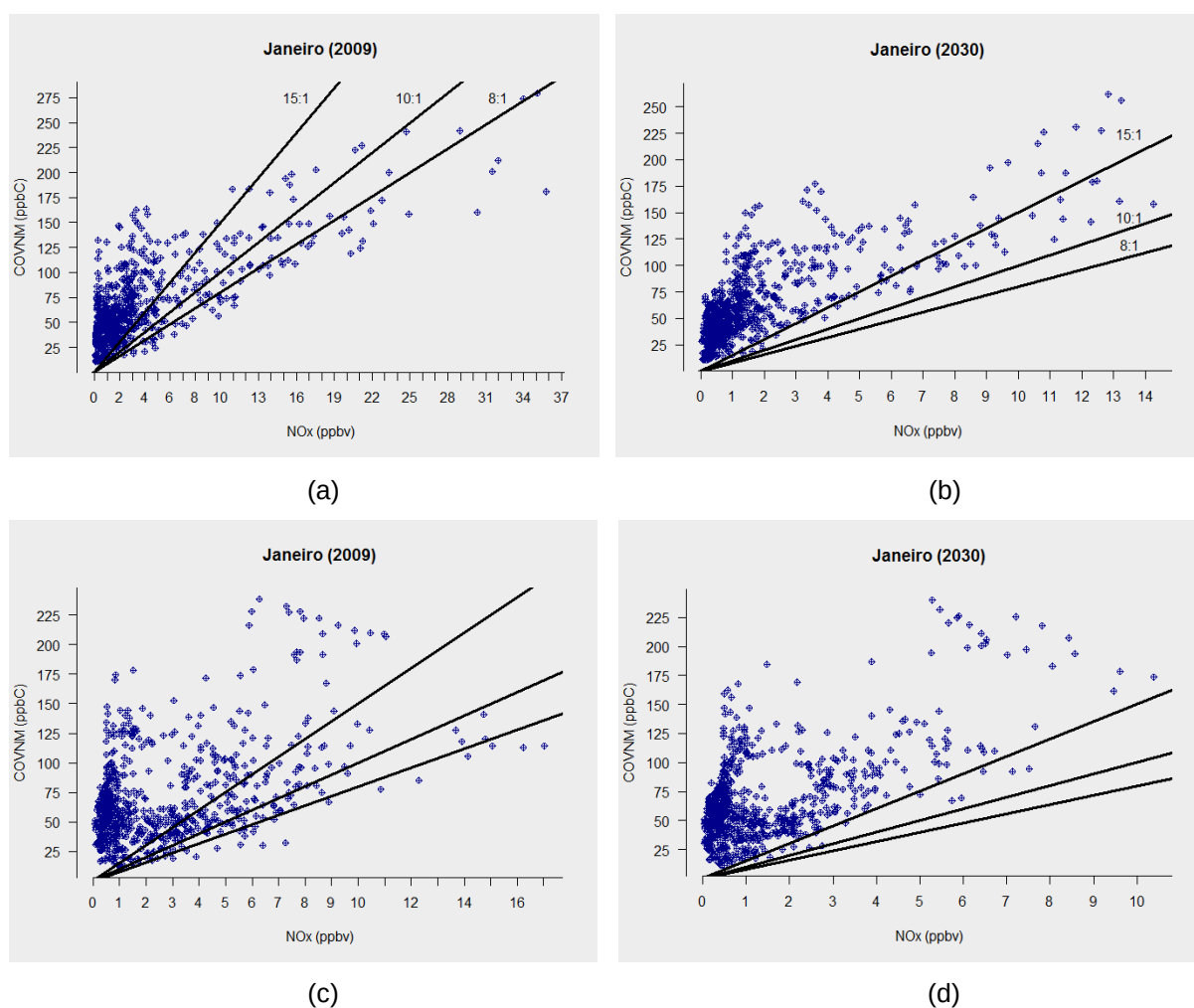


Figura 42 – Razão entre as concentrações de COV's e NO_x (ppbC/ppbv). Ponto 1 (acima), ponto 2 (abaixo). (a-c) Simulações Jan09-2. (b-d) Simulação Jan30-1.

Conclusões

Neste trabalho estudou-se o impacto da evolução da frota veicular na qualidade do ar na RMPA, utilizando modelagem numérica, com vista a facilitar a planificação de ações por parte dos tomadores de decisões. Para cumprir esse objetivo foram realizadas várias atividades independentes que quando vinculadas permitiram obter os resultados de forma satisfatória.

Em um primeiro momento foi possível obter para a RMPA, os cenários de evolução da frota veicular no período 2002 – 2030 (pessimista e otimista com relação aos licenciamentos de veículos) assim como os cenários associados às emissões de CO, HCNM e NO_x. As análises dos cenários de evolução da frota veicular mostram o aumento exponencial da frota total na região, sendo a categoria de Veículos Leves Flex a que mais contribui com o incremento. Esse aumento da frota, segundo os cenários obtidos até o 2030, não vai provocar um acréscimo das emissões dos gases contaminantes pois a renovação da tecnologia nos novos veículos juntamente com os programas de controle de emissões implementados pelo governo atuam satisfatoriamente no controle das emissões veiculares. Salienta-se que os cenários se baseiam na efetiva implantação de controle e inspeção veicular na RMPA.

Tanto o cenário pessimista quanto o otimista de evolução da frota apresentam estimativas com tendência de diminuição das emissões até o ano de 2030, sendo os NO_x o que experimentam a maior redução (mais de 60 % em relação ao ano base). No entanto, salienta-se que essa tendência pode mudar caso não se aplique efetivamente os programas de desenvolvimento sustentável no setor do transporte. Fica evidente nos gráficos da evolução anual das emissões que o crescimento da

frota associado a uma estagnação na tecnologia de controle veicular e das políticas públicas de redução das emissões pode reverter a tendência de diminuição a partir de 2030.

Em um segundo momento foi configurado o sistema de modelagem CCATT-BRAMS para ser utilizado no estado de RS e especificamente na RMPA. Toda a informação necessária para a realização das simulações foi recompilada, sendo necessário a criação dos inventários de emissões para a região e períodos de estudo. Esses inventários foram obtidos satisfatoriamente com a ferramenta PREP-CHEM-SRC depois de ser implementada a especiação de HCNM para a RMPA e de serem incluídas as emissões locais calculadas nos cenários de emissões associados à frota veicular.

Posteriormente validou-se o modelo CCATT-BRAMS para o mês de janeiro de 2009, período de estudo proposto. Em resumo, o sistema de modelagem estimou de forma aceitável a evolução diurna das variáveis meteorológicas de temperatura do ar em 2 m, pressão em superfície e velocidade do vento, no caso das duas últimas o modelo faz uma superestimação dos valores em comparação com os observados possivelmente por conta das condições de contorno utilizadas.

Avaliou-se também a capacidade de estimar as concentrações dos gases poluentes NO_x e O_3 . Utilizou-se informação real registrada nas estações da FEPAM para realizar a comparação com os dados simulados. O modelo subestimou as concentrações dos NO_x registradas na RMPA mas manteve-se dentro do desvio padrão temporal do dado observado. Em relação à espécie O_3 , o ciclo diurno foi bem representado e os valores simulados estão em correspondência com os observados. Em geral os resultados obtidos foram considerados aceitáveis e suficientes para realizar um estudo de impacto da evolução da frota veicular na qualidade do ar utilizando como base a simulação para janeiro de 2009.

Numa última etapa foram realizadas as análises do impacto de evolução da frota na qualidade do ar da RMPA no mês de janeiro de 2030, em comparação com o ano base proposto, baseando-se nos cenários estimados de emissão veicular. Verificou-se que para todas as horas se produz uma diminuição significativa das concentrações dos NO_x , no ano de 2030, que varia entre 40 % e 60 % em relação aos dados observados em 2009. Para o O_3 , as variações nas emissões dos principais precursores provocaram um aumento das concentrações médias no

horário da noite e pela manhã assim como uma diminuição para essa espécie no horário da tarde e começo da noite. No geral, quando se analisam médias diárias, se verifica um aumento das concentrações de O_3 nos municípios de maior circulação de veículos e arredores. Isso ocorre pelo fato de não existir suficientes nitrogenados, no período de ausência ou mínima fotólise, para as reações de depreciação do ozônio nesse intervalo. A análise espacial das concentrações dos gases poluentes mostrou a influência das emissões na RMPA sobre as concentrações registradas nas áreas circunvizinhas, evidenciando o forte impacto dos grandes centros urbanos em municípios e áreas rurais vizinhas.

Os resultados mostram a complexidade que existe nos estudos da química da atmosfera, sendo evidente a importância e influência que exercem as características específicas de todo tipo das regiões de estudo. Demonstra-se que nem sempre uma redução na concentração de determinado precursor pode acarrear uma diminuição nas concentrações de O_3 troposférico, resultado já encontrado por outros autores. Importante destacar que para um estudo mais completo sobre o impacto da evolução da frota, seria conveniente analisar o comportamento das concentrações em um número maior de meses e em estações do ano distintas. Esse aspecto não foi possível nesta pesquisa, entre outros impedimentos, pela impossibilidade de poder distribuir as emissões de forma não homogênea para cada mês levando em consideração as intensidades reais de circulação de veículos. No entanto os resultados obtidos neste trabalho constituem uma boa referência sobre o que esperar no futuro próximo em relação à qualidade do ar na RMPA, além de constituir um ponto de partida para futuras pesquisas vinculadas aos cenários de poluição do ar na região.

Referências

AGOSTO, M. A.; SOUZA, C. D. R.; SILVA, D. S.; SILVA, M. A. V.; JUNIOR, I. C. L.; RODRIGUES, J. M. M; ALMEIDA, M. L. R.; BARBOZA, A. P. Inventário de emissões atmosféricas por veículos automotores do estado do Rio de Janeiro. Relatório Final. Secretaria do Ambiente, 2011.

ALONSO, M. F. ; LONGO, K. M. ; FREITAS, S. R. ; FONSECA, R. M. ; MARECAL, V. ; PIRRE, M. ; GALLARDO, L. . An urban emissions inventory for South America and its application in numerical modeling of atmospheric chemical composition at local and regional scales. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 5072–5083, 2010.

ALONSO, M. F. **Previsão do tempo químico para a América do Sul: Impacto relativo das emissões urbanas nas escalas local e regional**. 2011, 218 p. Tese (Doutorado em Meteorologia) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos.

ANDREAE, M.; MERLET, P. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 15, n. 4, p. 955–966, 2001.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE FABRICANTES DE MOTOCICLETAS, CICLOMOTORES, MOTONETAS, BICICLETAS E SIMILARES (ABRACICLO). Disponível em: <<http://www.abraciclo.com.br/>>. Acesso em: 8 jan. 2016.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE FABRICANTES DE VEICULOS AUTOMOTORES (ANFAVEA). Anuário da Indústria Automobilística Brasileira. 2014. Disponível em: <<http://www.anfavea.com.br/>>. Acesso em: 8 jan. 2016.

ARBEX, M. A.; SANTOS, U. P.; MARTINS, L. C.; SALDIVAR, P. H. N.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F. A poluição do ar e o sistema respiratório. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 38, n. 5, p. 643–655, 2012.

ARYA, P. S. **Air Pollution, Meteorology and Dispersion**. New York: Oxford University Press, 1999. 32p.

BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO (BNDES). Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/>> Acesso em: 8 jan. 2016.

ATKINSON-PALOMBO, C.; MILLER, J. A.; BALLING, JR.; ROBERT, C. Quantifying the ozone " weekend effect " at various locations in Phoenix, Arizona. **Atmospheric Environment**, n. 40, p. 7644–7658, 2006.

BERKOWICZ, R.; WINTHER, M.; KETZEL, M. Traffic pollution modeling and emission data. **Environmental Modelling & Software**, v. 21, p. 454–460, 2006.

BORREGO, C.; MONTEIRO A.; FERREIRA J.; MORAES M. R.; CARVALHO, A.; RIBEIRO L.; MIRANDA A. I.; MOREIRA, D. M. Modelling the photochemical pollution over the metropolitan area of Porto Alegre, Brazil. **Atmospheric Environment**, n.44, p.370–380, 2010.

BRASSEUR, G. P. **Atmospheric chemistry and global change**. Oxford: National Center for Atmosphere, Oxford University Press, 1999. 654 p.

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

CAMPOS, I. C. B.; PIMINTEL, A. S.; CORRÊA, S. M.; ARBILLA, G. Simulation of Air Pollution from Mobile Source Emissions in the City of Rio de Janeiro. **Journal of Brazilian Chemical Society**, v 10, n. 3 p. 03–208, 1999.

CARVALHO, V. S. D. **O impacto das megacidades na qualidade do ar em escala local e regional: os casos das Regiões Metropolitanas de São Paulo e do Rio de Janeiro**. 2010, 237p. Teses (Doutorado em Meteorologia) - Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, USP, São Paulo.

CENTRO DE PREVISÃO DE TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS (CPTEC/INPE). Disponível em: <<http://www.cptec.inpe.br/>>. Acesso em: 10 jan. 2016.

CHAPMAN, E. G.; GUSTAFSON, W. I.; EASTER, Jr., R. C.; BBARNARD, J. C.; GHAN, S. J.; PEKOUR, M. S.; FAST, J. D.. Coupling aerosol-cloud-radiative processes in the WRF/Chem model: investigating the radiative impact of elevated point sources. **Atmospheric Chemistry and Physics Discussions**, v. 8, p. 14765–14817, 2008.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Disponível em: < <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>>. Acesso em: 10 jan. 2016.

COMMUNITY FOR ENERGY, ENVIROMENT AND DEVELOPMENTE (COMMED). Disponível em: <<http://www.energycommunity.org/default.asp?action=47>>. Acesso em: 8 jan. 2016.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Relatório de emissões veiculares no Estado de São Paulo. 2013. Disponível em: < <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/ar/emissoes/relatorio-emissoes-veiculares-2013.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2016.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). RESOLUÇÃO CONAMA Nº 18, de 6 de maio de 1986. 1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res1886.html>>. Acesso em: 10 mar. 2016.

COPPETEC FUNDAÇÃO (COPPETEC). Inventário de emissões atmosféricas por veículos automotores do Estado do Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <http://download.rj.gov.br/documentos/10112/975111/DLFE-51272.pdf/Inventario_2011.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2016.

COTTON, W. R.; PIELKE, R. A.; WALKO, R. L.; LISTON, G. E.; TREMBACK, C. J.; JIANG, H.; MCANELLY, R. L.; HARRINGTON, J. Y.; NICHOLLS, M. E.; CARRIO, G. G.; MCFADDEN, J. P. RAMS 2001: Current status and future directions. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 82, Issue 1-4, p. 5–29, 2003.

CRASSIER, V.; SUHRE, P.; TULET, P.; ROSSET, R. Development of a reduced chemical scheme for use in mesoscale meteorological models. **Atmospheric Environment**, v. 34, p. 2633–2644, 2000.

CUCHIARA, G. C. **Modelagem da poluição do ar por reações fotoquímicas associada à fonte veiculares na região metropolitana de Porto Alegre**. 2011. 127 p. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Faculdade de Meteorologia, UFPel, Pelotas.

DALVI, M.; GRELL G.; PECKMAN S. Development of an offline WRF/Chemistry model. In: WRF USERS WORKSHOP, 8. 2007. Disponível em: <http://www.mmm.ucar.edu/wrf/users/workshops/WS2007/abstracts/8-3_Dalvi.pdf> Acesso em: 8 jan. 2016.

DAMILANO, D. C. R. **Estudo da influência da poluição atmosférica e das condições meteorológicas na saúde em São José dos Campos**. 2006, 44 p. Relatório final de projeto de iniciação científica – CPTEC/INPE, São José Dos Campos.

DEPARTAMENTO ESTADUAL DE TRÂNSITO (DETRAN/RS). Disponível em: <<http://www.detran.rs.gov.br>>. Acesso em: 8 jan. 2016.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO (DENATRAN). Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/frota.htm>>. Acesso em: 8 jan. 2016.

DERWENT, R. G.; JENKIN, M. E.; SAUNDERS, S. M.; PILLING, M. J.; SIMMONDS, P. G.; PASSANT, N. R.; DOLLARD, G. J.; DUMITREAN, P.; KENT, A. Photochemical ozone formation in north west Europe and its control. **Atmospheric Environment**, v. 37, p 1983–2006, 2003.

DJOUAD, R.; SPORTISSE, B.; AUDIFFEN, N. Numerical simulation of aqueous-phase atmospheric models: use of a non-autonomous Rosenbrock method. **Atmospheric Environment**, v. 36, n. 5, p. 873–879, 2002

DODGE, M. C. **Effect of selected parameters on predictions of a photochemical model**. Research Triangle Park, North Carolina: US Environment Protection Agency, 1977. (Rep. EPA-60013-77- 048).

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/Paginas/default.aspx>> Acesso em: 8 jan. 2016.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Compilation of Air Pollutant Emission Factors**. 1999. Disponível em: < <http://www.epa.gov/> >. Acesso em: 8 jan. 2016.

FEDERAÇÃO NACIONAL DA DISTRIBUIÇÃO DE VEÍCULOS AUTOMOTORES (FENABRAVE). Disponível em: <<http://www.fenabrave.org.br>>. Acesso em: 8 jan. 2016.

FONSECA, R. M. Hands-on guide: DPREP-CHEM. 2012

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (FEPAM/RS). Primeiro inventário de emissões atmosféricas das fontes móveis do Rio Grande do Sul. 2010. Disponível em: < <http://www.detran.rs.gov.br/conteudo/33918/1%EF%BF%BD-inventario-de-emissoes-atmosfericas-das-fontes-moveis-do-estado-do-rio-grande-do-sul> >. Acesso em: 8 jan. 2016.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (FEPAM/RS). Diagnóstico da Qualidade do Ar no Rio Grande do Sul no período de 2003 a 2012. Rede Estadual de Monitoramento Automático da Qualidade do Ar Rio Grande do Sul, 2014. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br> >. Acesso em: 10 jan. 2016.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (FEPAM/RS). Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/monitor_ar.asp>. Acesso em: 8 jan. 2016.

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

FREITAS, S. R.; LONGO, K. M.; SILVA DIAS, M. A. F.; CHATFIELD, R.; SILVA DIAS, P.; ARTAXO, P.; ANDREAE, M. O; GRELL, G.; RODRIGUES L. F.; FAZENDA, A.; PANETTA, J. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments of the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS). Part 1: Model description and evaluation. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 9, p. 2843–2861, 2009a.

FREITAS, S. R.; LONGO, K. M.; RODRIGUES, L. F. Modelagem numérica da composição química da atmosfera e seus impactos no tempo, clima e qualidade do ar, **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.24, n.2, p. 188–207, 2009b.

FREITAS, S. R.; LONGO, K. M.; ALONSO, M. F.; PIRRE, M.; MARECAL, V.; GRELL, G.; STOCKLER, R.; MELLO, R. F.; GÁCITA, S. M. PREP-CHEM-SRC – 1.0: a preprocessor of trace gas and aerosol emission fields for regional and global atmospheric chemistry models. **Geoscientific Model Development**, n. 4, p. 419–433, 2011.

GÁCITA, M. S. **Estudos numéricos de química atmosférica para a região do Caribe e América Central com ênfase em Cuba**. 2011, 450 p. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos.

GERY, M. W.; WHITTEN, G. Z.; KILLUS, J. P. **Development and Testing of the CBM-IV For Urban and Regional Modeling**, Washington, EPA-600/ 3-88-012, January, 1988.

GERY, M. W.; CROUSE, R.R. **User's Guide for Executing OZIPR**. New York> Environmental Protection Agency Research, 2009

GRELL, G. A.; PECKMANN, S.; SCHMITZ, R.; MCKEEN, S. A.; FROST, G.; SKAMAROCK, W. C.; EDER, B. Fully coupled “online” chemistry within the WRF model. **Atmospheric Environment**, v. 39, p. 6957–6975, 2005.

GROSJEAN, E.; GROSJEAN, D.; RASMUSSEN, R. A. Ambient Concentrations, Sources, Emission Rates, and Photochemical Reactivity of C2-C10 Hydrocarbons in Porto Alegre, Brazil. **Environment Science Technology**, n. 32, p. 2061–2069, 1998.

GROSS, A.; STOCKWELL W. R. Comparison of the EMEP, RADM2 and RACM. Mechanisms. **Journal of Atmospheric Chemistry**, v. 44, n. 2, p. 151–170, 2003.

GUENTHER, A.; KARL, T.; HARLEY, P.; WIEDINMER, C.; PALMER, P. I.; GERON, C. Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 6, p. 3181–3210, 2006.

HAIRER, E.; WANNER, G. **Solving ordinary differential equations II. Stiff and differential-algebraic problems**. Berlin: Springer-Verlag, 1991. 630p.

HEAPS, C. G., Long-range Energy Alternatives Planning (LEAP) system. [Software version 2014.0.1.9] Stockholm Environment Institute. Somerville, MA, USA. 2012.

HOROWITZ, L. W.; WALTERS, S.; MAUZERALL, D. L.; EMMONS, L. K.; RASCH, P. J.; GRANIER, C.; TIE, X.; LAMARQUE, J. F.; SCHULTZ, M. G.; TYNDALL, G. S.; ORLANDO, J. J.; BRASSEUR G. P. A global simulation of tropospheric ozone and related tracers: Description and evaluation of MOZART, version 2. **Journal of Geophysical Research**, v. 108, D24, p. 1–18, 2003

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 8 jan. 2016.

KUHN, M.; BUILTJES, P. J. H.; POPPE, D.; SIMPSON, D.; STOCKWELL, W. R.; ANDERSON-SKOLD, Y.; BAART, A.; DAS M.; FIEDLER, F.; HOV, O.; KIRCHNER, F.; MAKAR, P. A.; MILFORD, J. B.; ROEMER, M. G. M.; RUHNKE, R.; STRAND, A.; VOGEL, B.; VOGEL, H. Intercomparison of the gas phase chemistry in several chemistry and transport models. **Atmospheric Environment**, v. 32, p. 693–709, 1998.

LAWRENCE, M. G.; BUTLER, T. M.; STEINKAMP, J.; GURJAR, B.R. LELIEVELD, J. Regional pollution potentials of megacities and other major population centers. **Atmospheric Chemistry and Physics**, n 7, p. 3969–3987, 2007.

LEGATES, D. R.; MCCABE, G. J. Evaluating the Use of "Goodness-of-Fit" Measures in Hydrologic and Hydroclimatic Model Validation. **Water Resources Research**, v. 35, n. 1, p. 233–241, 1999.

LONGO, K. M.; FREITAS, S. R.; SETZER, A.; PRINS, E.; ARTAXO, P.; ANDREAE, M. O. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS) – Part 2: Model sensitivity to the biomass burning inventories. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 9, p. 2843–2861, 2009.

LONGO, K. M.; FREITAS, S. R.; ALONSO, M. F.; RODRIGUES, L. F.; DA FONSECA, R. M.; STOCKLER, R.; MOREIRA, D. New air quality product at CPTEC/INPE: forecasting troposphere ozone and its precursors from biomass burning and urban emissions. **Boletim da Sociedade Brasileira de Meteorologia**, v. 33, p. 39–48, 2010.

LONGO, K. M.; FREITAS, S. R.; PIRRE, M.; MARECAL, V.; RODRIGUES, L. F.; PANETTA, J.; ALONSO, M. F.; ROSARIO, N. E.; MOREIRA, D. S.; GÁCITA, M. S.; ARTETA, J.; FONSECA, R.; STOCKLER, R.; KATSURAYAMA, D. M.; FAZENDA, A.; BELA, M. The chemistry CATT–BRAMS model (CCATT–BRAMS 4.5): a regional atmospheric model system for integrated air quality and weather forecasting and research. **Geoscience Model Developing**, v. 6, p. 1389–1405, 2013.

LOS ALAMOS NATIONAL LABORATORY (LANL); INSTITUTO MEXICANO DEL PETRÓLEO (IMP). Disponível em: <<http://www.witpress.com/papers/view/12901>>. Acesso em: 10 jan. 2016

MARTINS, E. M.; MACHADO, M. C. S.; CORRÊA, S. M.; ARBILLA, G.; MOREIRA, A.; MOREIRA, L. F. Impacto dos Fatores Meteorológicos na Qualidade do Ar da Região Metropolitana de Porto Alegre. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, 11.2000, Rio de Janeiro-RJ. **Anais do XI Congresso Brasileiro de Meteorologia**. Rio de Janeiro, 2000.

MARTINS, L. D. **Sensibilidade da formação do ozônio troposférico às emissões veiculares na região metropolitana de São Paulo**. 2007, 219 f. Tese (Doutorado em Meteorologia) - Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo.

MARTINS, L. D.; ANDRADE, M. F. Ozone formation potentials of volatile organic compounds and ozone sensitivity to their emission in the megacity of São Paulo, Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v.195, n.1, p. 201–213, 2008.

MAZZOLI, C. R. **Estudo Numérico da Influência das Mudanças Climáticas e das Emissões Urbanas no Ozônio Troposférico da região Metropolitana de São Paulo**. 2013, 162 f. Tese (Doutorado em Meteorologia) - Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo.

MASCARENHAS M. D. M.; VIEIRA L. C.; LANZIERI T. M.; LEAL A. P.; DUARTE A. F.; HATCH D. L. Poluição atmosférica devida a queima de biomassa florestal e atendimentos de emergência por doença respiratória em Rio Branco, Brasil- Setembro, 2005. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v 34, n. 1, p. 42–46, 2008.

MCT - Ministerio da Ciência e Tecnologia. Emissões de gases de efeito estufa no setor energético por fontes móveis. 2006. Disponível em <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0008/8848.pdf>. Acesso em: 5 jan. 2016.

MELCHORS, D. J.; SANTANA, E. R. R. S.; SILVA, I. M. C.; SOARES, N. B. Metodologia modificada para cálculo de emissões. In: Congresso Interamericano de Qualidade do Ar, 3.2003, Canoas-RS. **Anais do Congresso Interamericano de Qualidade do Ar**, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental e Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Canoas, Brasil, 2003.

MELLOR, G. L.; YAMADA, T. Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problems. **Reviews of Geophysics and Space Physics**, v. 20, p. 851–875, 1982.

MESSNER, S.; STRUBEGGER, M. User's guide for MESSAGE III. Laxemburg, Austria: International Institute for Applied Systems Analysis, 1995, Disponível em: <<http://www.iiasa.ac.at/Admin/PUB/Documents/WP-95-069.pdf>>. Acesso em: 15 abril 2016.

MICHALAKES, J.; CHEN, S.; DUDHIA, J.; HART, L.; KLEMP, J.; MIDDLECOFF, J.; SKAMAROCK, W. Development of a next generation regional weather research and forecast model, in developments intercomputing. In: ECMWF WORKSHOP ON THE USE OF HIGH PERFORMANCE COMPUTING IN METEOROLOGY, 9.2001, Singapore. Singapore: World Scientific, 2001. p. 269–276.

MINISTERIO DE MEIO AMBIENTE (MMA). Primer inventario nacional e emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários. 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_publicacao/163_publicacao27072011055200.pdf>. Acesso em: 8 jan. 2016.

MOLINA, L. T.; MOLINA, M. J. **Air quality in the Mexico Megacity**. Dordrecht-Boston-Londres: Kluwer Academic Publishers, 2002. 383p.

MORRIS, C. J. G.; SIMMONDS, I.; E PLUMMER, N. Quantification of the influences of wind and cloud on the nocturnal urban heat island of a large city. **Journal of Applied Meteorology**, n. 40, p. 169–182, 2001.

NARDOCCI, A. C.; FREITAS, C. U.; PONCE DE LEON, A. C. M.; JUNGER, W. L.; GOUVEIA, N. C. Poluição do ar e doenças respiratórias e cardiovasculares: estudo de séries temporais em Cubatão, São Paulo, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 29, n. 9, p. 1867–1876, 2013.

NOCEDA, M. D. **Estimación, análisis y evaluación de inventarios de emisiones atmosféricas antropogénicas a escala local, regional y continental**. 2013, 242 p. Teses (Doutorado em Química) – Departamento de Ingeniería Química, USC, Santiago de Compostela.

OLIVIER, J. G. J.; BERDOWSKI, J. J. M. Global emissions sources and sinks. In: BERDOWSKI, J.; GUICHERIT, R.; B. J. HEIJ (EDS.) **The climate system**, Lisse, The Netherlands. Balkema Publishers/Swets & Zeitlinger Publishers, 2001. p. 33–78.

PAINEL INTERGOVERNAMENTAL DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (IPCC). Disponível em: <http://www.centroclima.coppe.ufrj.br/new2/ccpdf/IPCC_Emissions_Cenarios.pdf>. Acesso em: 8 jan. 2016.

PEUCH V.-H.; AMODEI, M.; BARTHET, T.; CATHALA, M.-L.; JOSSE, B.; MICHOU, M.; SIMON, P. MOCAGE, MOdèle de Chimie Atmosphérique à Grande Echelle. **Proceedings of Météo-France workshop on atmospheric modelling**, 33–36, 1999.

PIELKE, R. A. A comparison of three-dimensional and two-dimensional numerical predictions of sea breezes. **Journal of the Atmospheric Sciences**, v. 31, p. 1577–1585, 1974.

PIELKE, R. A.; COTTON, W.R.; WALKO, R. L.; TREMBACK, C. J. ; LYONS, W. A.; GRASSO, L. D. ; NICHOLLS, M. E. ; MORAN, M. D.; WESLEY, D. A. ; LEE T. J.; COPELAND, J. H. A comprehensive meteorological modeling system –RAMS. **Meteorology and Atmospheric Physics**, n. 49, p. 69–91, 1992.

PIMENTEL, D.; COOPERSTEIN, S.; RANDELL, H.; FILIBERTO, D.; SORRENTINO, S.; KAYE, B.; NICKLIN, C.; YAGI, J.; BRIAN, J.; O’HERN, J.; HABAS, A.; WEINSTEIN, C. Ecology of Increasing Diseases: Population Growth and Environmental Degradation. **Human Ecology**, v. 35, p. 653–668, 2007.

PONT, V.; FONTAN, J. Comparison between weekend and weekday ozone concentration in large cities in France. **Atmospheric Environment**, v.35, p. 1527–1535, 2001.

PRINS, E M.; FELTZ, J M.; MENZEL, W. P.; WARD, D. E. An overview of GOES-8 diurnal fire and smoke results for SCAR-B and 1995 fire season in South America. **Journal of Geophysical Research**, v. 103, n. D24, p. 31821–31835, 1998.

PULLES, T.; HESLINGA, D. **The Art of Emission Inventorying**. The Netherlands: Utrecht, TNO Netherlands Organization for Applied Scientific Research, 2010.

RIVERA, J.; GUERRY, A. Propuesta de Evaluación de Impacto Ambiental Vial para la Ciudad de La Plata Disponível em: <http://lemac.frlp.utn.edu.ar/wp-content/uploads/2011/12/2002_Evaluacion_SEPAVIAM.pdf>. Acesso em: 8 jan. 2016.

RODRIGUES, C. G.; VORMITTAG, E. M. P. A.; CAVALCANTE, J. A.; SALDIVA, P. H. N. Projeção da mortalidade e internações hospitalares na rede pública de saúde atribuíveis à poluição atmosférica no Estados de São Paulo entre 2012 e 2030. **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 32, n. 3, p. 488–509, 2015.

ROJAS, C. S. A. **Condições meteorológicas e níveis de Poluição na região metropolitana de Lima – Perú**. 2013, 148 p. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) - Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, USP, São Paulo.

ROLAND BERGER STRATEGY CONSULTANTS (RBSC). Disponível em: <<http://www.rolandberger.com/>> Acesso em: 8 jan. 2016.

ROSALES-CASTILLO, J. A.; TORRES-MEZA, V. M.; OLAIZ-FERNÁNDEZ, G.; BORJA-ABURTO, V. H. Los efectos agudos de la contaminación del aire en la salud de la población: evidencias de estudios epidemiológicos. **Salud Pública de México**, v. 43, n. 6, p. 544–555, 2000.

RYAN, W. F.; PIETY, C. A.; LUEBEHUSEN, E. D. Air Quality Forecasts in the Mid-Atlantic Region: Current Practice and Benchmark Skill. **Weather and Forecasting**, n. 15, 1999.

SALDIVA, P. H. N. Editorial: Nossos doentes pneumopatas e a poluição atmosférica. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 34, n. 1, 2008

SANTOS, U. P.; TERRA FILHO, M.; LIN, C.; PEREIRA, L. A. A.; VIEIRA, T. C.; SALDIVA, P. H. N.; BRAGA, A. L. F. Cardiac Arrhythmia Emergency Room Visits and Environmental Air Pollution in São Paulo, Brazil. **Journal of Epidemiology and Community Health**, n. 62, p. 267–272, 2008.

SECRETARIA DE PLANEJAMIENTO, GESTÃO E PARTICIPAÇÃO CIDADÃ (SEPLAG). Disponível em: <http://www.scp.rs.gov.br/upload/mapa_rmpa_2013.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2016.

SEINFELD, J.H. **Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution**. New York: John Willey & Sons, 1986. 1232p.

SIQUEIRA, R. A.; GÁCITA, M. S. Guia de instalação e uso do RAMSPOST, Versão 5.0. 2012.

SILLMAN, S.; HE, D. Some theoretical results concerning O₃-NO_x-VOC chemistry and NO_x-VOC indicators. **Journal of Geophysics Research**, v. 107, n. 22, 2002.

SILLMAN, S. Tropospheric ozone and photochemical smog. In: LOLLAR, B. S. (ed.). **Environmental geochemistry**: treatise on geochemistry. [S.l.] Elsevier, 2003. v.9, p. 407–431, Ch. 11.

SILVA, K. L. A. **Inventário de emissões veiculares para a cidade de Pelotas/RS**. 2014, 45 p. Trabalho de conclusão de curso (Meteorologia) – Faculdade de Meteorologia, UFPel, Pelotas.

SOLOMON, P.; COWLING, E.; HIDY, G. M.; FURNESS, C. Comparison of scientific findings from major ozone field studies in North America and Europe. **Atmospheric Environment**, v. 34, p. 1885–1920, 2000.

SOUZA, L. P. **Estudo do impacto das emissões de poluentes na Região Metropolitana de Porto Alegre – RS**. 2013, 156 p. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Faculdade de Meteorologia, UFPel, Pelotas.

STOCKWELL, W. R. A homogeneous gas phase mechanism for use in a regional acid deposition model. **Atmospheric Environment**, v. 20, p. 1615–1632, 1986.

STOCKWELL, W. R.; MIDDLETON, P.; CHANG, J. S.; TANG, X. The second generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modeling. **Journal of Geophysical Research**, v. 95, n. D10, 16343–16367, 1990.

STOCKWELL, W. R.; KIRCHNER, F.; KUHN, M. A new mechanism for regional atmospheric chemistry modeling. **Journal of Geophysical Research**, v. 102, n. d22, p. 25847–25879, 1997.

TEIXEIRA, E. C.; FELTES, S.; SANTANA, E. R. R. Estudo das emissões de fontes móveis na Região Metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul. **Química Nova**, v. 31, n. 2, p. 244–248, 2008.

TEIXEIRA, E. C.; SANTANA, E. R.; WIEGAND, F.; FACHEL, J. Measurement of surface ozone and its precursors in an urban area in South Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 13, p. 2213–2220, 2009.

TEIXEIRA, E. C.; MATTIUZI, C. D.P.; FELTES S.; WIEGAND F.; SANTANA E. R. R. Estimated atmospheric emissions from biodiesel and characterization of pollutants in the metropolitan area of Porto Alegre-RS. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 84, n. 3, p. 655–667, 2012.

TIE, X.; MADRONICH, S.; WALTERS, S.; ZHANG, R.; RASCH, P.; COLLINS, W. Effect of clouds on photolysis and oxidants in the troposphere. **Journal of Geophysical Research**, v. 108, n. D20, p. 4642–4664, 2003.

TREMBACK, C.; POWELL, J.; COTTON, W. R.; PIELKE, R. The forward in time upstream advection scheme: Extension to higher orders. **Monthly Weather Review**, v. 115, p. 540–555, 1987.

TRIPOLI, G. J.; COTTON, W. R. The Colorado State University three-dimensional cloud/mesoscale model - 1982. Part I: General theoretical framework and sensitivity experiments. **Journal de Recherches Atmospheriques**, v. 16, p. 185–220, 1982.

UNO, I.; CARMICHAEL, G. R.; STREETS, D. G.; SATAKE, S.; TAKEMURA, T.; WOO, JUNG-HUN; UEMATSU, M.; OHTA, S. Analysis of Surface Black Carbon Distributions during ACE Asia using a Regional Scale Aerosol Model. **Journal of Geophysical Research**, n.108, D28, p. 1–11, 2003a.

UNO, I.; CARMICHAEL, G. R.; STREETS, D. G.; TANG, Y.; YIENGER, J. J.; SATAKE, S.; WANG, Z.; WOO, JUNG-HUN; GUTTIKUNDA, S.; UEMATSU, M.; MATSUMOTO, K.; TANIMOTO, H.; YOSHIOKA, K.; IIDA, T. Regional chemical weather forecasting system CFORS: Model descriptions and analysis of surface observations at Japanese island stations during the ACE-Asia experiment. **Journal of Geophysical Research**, n.108, D23, p. 36–53, 2003b.

VELA, A. L. V. **Avaliação do impacto da mudança dos fatores de emissão veicular na formação de ozônio troposférico na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP)**. 2013, 145p. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) - Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, USP, São Paulo.

WIKIPEDIA. Disponível em:

<http://pt.wikipedia.org/wiki/Região_Metropolitana_de_Porto_Alegre#mediaviewer/Filme:RioGrandedoSul_RM_PortoAlegre.svg>. Acesso em: 2 dez. 2015.

WILKS, D. S. **Statistical methods in the atmospheric science**. San Diego: Academic Press, 1995. 467p.

WILLMOTT, C. J. On the validation of models. **Physical Geography**, v. 2, p. 184–194, 1981.

YASSI, A.; KJELLSTROM, T.; DE KOK, T.; GUIDOTTI, I. **Salud Ambiental Básica México DF: INHEM, PNUMA, 2002. 551p.**

YING, Z. M.; TIE, X.; LI, G. H. Sensitivity of ozone concentrations to diurnal variations of surface emissions in Mexico City: A WRF/Chem modeling study. **Atmospheric Environment**, n. 43, p. 851–859, 2009.

YOKELSON, R. J.; KARL, T.; ARTAXO, P.; BLAKE, D. R.; CHRISTIAN, T. J.; GRIFFITH, D. W. T.; GUENTHER, A.; HAO, W. M. The Tropical Forest and fire emissions experiment: overview and airborne fire emission factor measurements. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 7, p. 6903–6958, 2007.

YOKELSON, R. J.; CHRISTIAN, T. J.; KARL, T. G.; GUENTHER, A. The tropical forest and fire emissions experiment: Laboratory fire measurements and synthesis of campaign data. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 8, p. 3509–3527, 2008.

ZALDIVAR, L. C. **Influencia de los Tipos de Situaciones Sinópticas en la deposición total de metales pesados. Caso de estudio**. 2013, 132 p. Trabalho de conclusão de curso (Meteorologia) – Facultad de Medio Ambiente, InSTEC, Habana.

APÊNDICE A – Valores das emissões de CO, HCNM e NO_x associadas à atividade veicular na RMPA (2002 – 2030).

Tabela A1 - Valores de emissão de CO, vinculados com a atividade veicular na RMPA, para o período 2002 – 2015 (1000 ton/ano).

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
VL	83,716	86,576	90,496	94,869	100,35	105,89	110,54	113,70	116,82	119,32	119,57	119,09	116,71	112,63
VLF	-	0,007	0,050	0,201	0,518	0,988	1,728	2,852	4,464	6,783	10,024	14,239	18,184	22,738
CL	12,552	13,022	13,313	13,690	14,142	14,669	14,957	14,989	14,938	14,759	14,492	14,094	13,455	12,744
CLF	-	0,002	0,008	0,027	0,066	0,137	0,264	0,410	0,579	0,859	1,319	1,913	2,313	2,755
CM	4,148	3,919	3,716	3,555	3,401	3,249	3,130	3,047	2,996	2,993	2,904	2,716	2,538	2,366
ONS	2,654	2,554	2,453	2,348	2,252	2,170	2,071	1,980	1,938	1,931	1,869	1,753	1,639	1,527
MT	18,376	18,307	17,360	16,266	14,944	13,734	12,568	11,358	10,129	8,974	7,923	6,956	6,087	5,312
Total	121,44	124,38	127,39	130,95	135,67	140,84	145,26	148,34	151,86	155,62	158,10	160,76	160,93	160,07

Tabela A2 - Valores de emissão de CO, vinculados com a atividade veicular na RMPA, associados à estimativa pessimista da frota para o período 2016 – 2030 (1000 ton/ano).

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
VL	106,459	99,500	91,195	82,657	73,159	64,054	55,064	46,752	39,232	32,699	27,146	22,583	18,870	15,934	13,599
VLF	27,850	34,052	41,919	49,287	56,333	63,876	71,479	78,232	84,986	90,128	95,027	98,659	101,98	104,92	107,90
CL	11,913	10,978	10,138	9,163	8,233	7,434	6,644	5,883	5,247	4,641	4,143	3,705	3,360	3,075	2,852
CLF	3,217	3,903	4,869	5,577	6,291	7,054	7,784	8,538	9,393	10,115	10,925	11,668	12,454	13,303	14,196
CM	2,203	2,051	1,910	1,780	1,660	1,550	1,451	1,360	1,279	1,206	1,141	1,084	1,034	0,991	0,955
ONS	1,420	1,318	1,222	1,132	1,048	0,971	0,899	0,833	0,773	0,719	0,670	0,627	0,588	0,554	0,524
MT	4,639	4,054	3,549	3,114	2,744	2,435	2,179	1,973	1,807	1,676	1,576	1,507	1,463	1,434	1,420
Total	157,70	155,85	154,80	152,70	149,46	147,37	145,49	143,57	142,71	141,18	140,62	139,83	139,75	140,21	141,44

Tabela A3 - Valores de emissão de CO, vinculados com a atividade veicular na RMPA, associados à estimativa otimista da frota para o período 2016 – 2030 (1000 ton/ano).

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
VL	106,45	99,500	91,194	82,654	73,154	64,046	55,048	46,724	39,186	32,631	27,053	22,454	18,693	15,700	13,294
VLF	27,846	34,033	41,873	49,200	56,187	63,616	71,035	77,521	83,913	88,598	92,884	95,725	98,051	99,754	101,223
CL	11,913	10,977	10,136	9,159	8,227	7,424	6,629	5,861	5,215	4,597	4,084	3,627	3,259	2,948	2,693
CLF	3,216	3,898	4,857	5,555	6,254	6,990	7,675	8,366	9,137	9,754	10,427	10,999	11,573	12,168	12,758
CM	2,203	2,050	1,908	1,776	1,654	1,541	1,438	1,343	1,257	1,179	1,107	1,042	0,984	0,931	0,883
ONS	1,420	1,318	1,222	1,132	1,048	0,971	0,899	0,833	0,773	0,719	0,670	0,627	0,588	0,554	0,524
MT	4,638	4,053	3,547	3,110	2,738	2,426	2,167	1,958	1,788	1,651	1,546	1,471	1,421	1,386	1,364
Total	157,69	155,82	154,73	152,58	149,26	147,01	144,89	142,60	141,26	139,12	137,77	135,94	134,57	133,44	132,74

Tabela A4 - Valores de emissão dos NO_x, vinculados com a atividade veicular na RMPA, para o período 2002 – 2015 (1000 ton/ano).

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
VL	7,6784	8,0439	8,4407	8,7824	9,0693	9,4572	9,6285	9,5792	9,3999	9,2226	8,7560	8,2669	7,6773	7,0100
VLF	-	0,0007	0,0070	0,0301	0,0732	0,1324	0,2207	0,3244	0,4408	0,5793	0,7656	0,9516	1,1208	1,3083
CL	3,0727	3,0414	2,9121	2,8218	2,7992	2,7838	2,7099	2,5531	2,4095	2,2771	2,1261	1,9612	1,7868	1,6424
CLF	-	0,0002	0,0011	0,0039	0,0099	0,0204	0,0380	0,0574	0,0718	0,0925	0,1223	0,1584	0,1845	0,2109
CM	22,598	21,424	20,381	19,568	18,799	18,024	17,385	16,895	16,683	16,744	16,289	15,337	14,426	13,530
ONS	14,464	14,009	13,511	12,962	12,464	12,061	11,488	10,904	10,552	10,387	9,997	9,355	8,733	8,121
MT	0,0933	0,1066	0,1294	0,1525	0,1796	0,2129	0,2375	0,2434	0,2370	0,2288	0,2204	0,2089	0,1955	0,1819
Total	47,908	46,626	45,383	44,321	43,394	42,692	41,708	40,557	39,794	39,531	38,276	36,240	34,125	32,004

Tabela A5 – Valores de emissão dos NO_x, vinculados com a atividade veicular na RMPA, associados à estimativa pessimista da frota para o período 2016 – 2030 (1000 ton/ano).

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
VL	6,2275	5,4163	4,6455	3,8857	3,2463	2,6894	2,2176	1,8033	1,4722	1,1914	0,9626	0,7769	0,6325	0,5177	0,4287
VLF	1,5057	1,7732	2,0829	2,3362	2,5768	2,8009	3,0046	3,1543	3,2800	3,3991	3,5176	3,6386	3,7590	3,8975	4,0602
CL	1,5030	1,3596	1,2352	1,1232	1,0276	0,9452	0,8763	0,8211	0,7786	0,7489	0,7292	0,7182	0,7167	0,7232	0,7366
CLF	0,2400	0,2806	0,3446	0,3845	0,4308	0,4719	0,5126	0,5538	0,5941	0,6423	0,6925	0,7476	0,8012	0,8564	0,9140
CM	12,677	11,890	11,164	10,499	9,895	9,346	8,854	8,416	8,029	7,692	7,401	7,154	6,949	6,787	6,663
ONS	7,5382	6,9867	6,4685	5,9851	5,5357	5,1205	4,7400	4,3911	4,0751	3,7901	3,5341	3,3066	3,1049	2,9290	2,7759
MT	0,1693	0,1581	0,1481	0,1396	0,1325	0,1268	0,1224	0,1191	0,1169	0,1157	0,1154	0,1159	0,1172	0,1191	0,1218
Total	29,860	27,8648	26,089	24,354	22,844	21,500	20,327	19,259	18,345	17,579	16,952	16,458	16,080	15,830	15,700

Tabela A6 - Valores de emissão dos NO_x, vinculados com a atividade veicular na RMPA, associados à estimativa otimista da frota para o período 2016 – 2030 (1000 ton/ano).

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
VL	6,2275	5,4163	4,6454	3,8854	3,2458	2,6887	2,2165	1,8016	1,4698	1,1881	0,9583	0,7712	0,6251	0,5083	0,4170
VLF	1,5052	1,7707	2,0767	2,3245	2,5573	2,7697	2,9571	3,0853	3,1833	3,2693	3,3457	3,4148	3,4722	3,5354	3,6092
CL	1,5026	1,3579	1,2315	1,1165	1,0169	0,9295	0,8544	0,7918	0,7406	0,7009	0,6696	0,6456	0,6293	0,6194	0,6144
CLF	0,2399	0,2798	0,3426	0,3807	0,4244	0,4617	0,4971	0,5315	0,5631	0,6012	0,6387	0,6784	0,7139	0,7478	0,7809
CM	12,674	11,881	11,145	10,465	9,8400	9,2660	8,7443	8,2710	7,8424	7,4588	7,1130	6,8009	6,5198	6,2705	6,0489
ONS	7,5382	6,9867	6,4685	5,9851	5,5357	5,1205	4,7400	4,3911	4,0751	3,7901	3,5341	3,3066	3,1049	2,9290	2,7759
MT	0,1693	0,1580	0,1479	0,1392	0,1318	0,1258	0,1211	0,1174	0,1148	0,1130	0,1122	0,1120	0,1126	0,1138	0,1157
Total	29,857	27,851	26,057	24,296	22,752	21,362	20,130	18,989	17,989	17,121	16,371	15,729	15,177	14,724	14,361

Tabela A7 - Valores de emissão de HCNM, vinculados com a atividade veicular na RMPA, para o período 2002 – 2015 (1000 ton/ano).

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
VL	7,0780	7,2198	7,4085	7,6329	7,9389	8,2686	8,4591	8,5981	8,7407	8,8900	8,9030	8,8736	8,7274	8,5062
VLF	-	0,0006	0,0065	0,0311	0,0774	0,1402	0,2340	0,3455	0,4763	0,6585	0,8914	1,1497	1,3804	1,6342
CL	0,8091	0,8014	0,7890	0,7826	0,7834	0,7852	0,7786	0,7573	0,7357	0,7168	0,7003	0,6782	0,6448	0,6123
CLF	-	0,0001	0,0010	0,0039	0,0110	0,0221	0,0378	0,0534	0,0681	0,0929	0,1279	0,1653	0,1909	0,2106
CM	1,4918	1,4079	1,3298	1,2621	1,1978	1,1347	1,0728	1,0106	0,9599	0,9209	0,8673	0,8006	0,7378	0,6785
ONS	0,9639	0,9365	0,8957	0,8521	0,8115	0,7753	0,7324	0,6876	0,6513	0,6194	0,5794	0,5331	0,4883	0,4455
MT	2,4253	2,4281	2,3171	2,1889	2,0317	1,8879	1,7487	1,5908	1,4300	1,2878	1,1579	1,0329	0,9177	0,8137
Total	12,768	12,794	12,747	12,753	12,851	13,014	13,063	13,043	13,062	13,186	13,227	13,233	13,087	12,901

Tabela A8 - Valores totais de emissão de HCNM, vinculados com a atividade veicular na RMPA, associados à estimativa pessimista da frota para o período 2016 – 2030 (1000 ton/ano).

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
VL	8,1298	7,7117	7,2437	6,7847	6,1604	5,5242	4,9278	4,3769	3,7691	3,2311	2,7360	2,2762	1,8531	1,5081	1,2265
VLF	1,9348	2,3148	2,8013	3,1300	3,4456	3,7521	4,0539	4,3198	4,5895	4,7720	4,9853	5,1677	5,3533	5,5549	5,7972
CL	0,5710	0,5363	0,5063	0,4682	0,4286	0,3912	0,3541	0,3204	0,2901	0,2616	0,2367	0,2163	0,1970	0,1839	0,1745
CLF	0,2447	0,2877	0,3483	0,3765	0,4030	0,4266	0,4553	0,4812	0,5134	0,5390	0,5695	0,5967	0,6302	0,6670	0,7100
CM	0,6226	0,5708	0,5225	0,4780	0,4370	0,3992	0,3647	0,3334	0,3048	0,2792	0,2560	0,2351	0,2164	0,1998	0,1852
ONS	0,4050	0,3666	0,3306	0,2971	0,2659	0,2371	0,2107	0,1866	0,1648	0,1452	0,1276	0,1120	0,0982	0,0861	0,0755
MT	0,7228	0,6441	0,5763	0,5183	0,4694	0,4290	0,3961	0,3703	0,3502	0,3351	0,3247	0,3188	0,3166	0,3169	0,3196
Total	12,630	12,432	12,329	12,052	11,609	11,159	10,762	10,388	9,9821	9,5632	9,2359	8,9228	8,6648	8,5168	8,4885

Tabela A9 - Valores totais de emissão de HCNM, vinculados com a atividade veicular na RMPA, associados à estimativa otimista da frota para o período 2016 – 2030 (1000 ton/ano).

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
VL	8,1298	7,7117	7,2436	6,7844	6,1600	5,5235	4,9267	4,3751	3,7665	3,2274	2,7311	2,2695	1,8443	1,4966	1,2118
VLF	1,9344	2,3129	2,7968	3,1217	3,4317	3,7295	4,0181	4,2662	4,5131	4,6676	4,8443	4,9804	5,1087	5,2411	5,4009
CL	0,5710	0,5362	0,5060	0,4677	0,4278	0,3900	0,3524	0,3179	0,2869	0,2573	0,2312	0,2094	0,1884	0,1734	0,1618
CLF	0,2446	0,2873	0,3473	0,3746	0,3999	0,4216	0,4476	0,4696	0,4971	0,5169	0,5401	0,5582	0,5808	0,6047	0,6326
CM	0,6226	0,5707	0,5223	0,4775	0,4362	0,3981	0,3633	0,3315	0,3024	0,2761	0,2522	0,2304	0,2107	0,1930	0,1771
ONS	0,4050	0,3666	0,3306	0,2971	0,2659	0,2371	0,2107	0,1866	0,1648	0,1452	0,1276	0,1120	0,0982	0,0861	0,0755
MT	0,7228	0,6439	0,5757	0,5173	0,4679	0,4267	0,3931	0,3663	0,3451	0,3289	0,3172	0,3097	0,3060	0,3045	0,3053
Total	12,630	12,429	12,322	12,040	11,589	11,126	10,711	10,313	9,8760	9,4194	9,0436	8,6698	8,3371	8,0994	7,9650

ANEXO A – Definição das categorias de veículos utilizadas.

Tabela A1 - Definição das categorias de veículos contabilizados por DENATRAN e utilizados neste trabalho.

Termos e Definições	
Automóvel	Veículo automotor destinado ao transporte de passageiros, com capacidade para até oito pessoas, exclusive o condutor
Caminhão	Veículo automotor destinado ao transporte de carga, com carroçaria, e peso bruto total superior a 3500 Kg
Caminhão trator	Veículo automotor destinado a tracionar ou arrastar outro
Caminhonete	Veículo automotor destinado ao transporte de carga, com peso bruto total de até 3500 Kg.
Camioneta	Veículo automotor, misto, com quatro rodas, com carroçaria, destinado ao transporte simultâneo ou alternativo de pessoas e carga no mesmo compartimento.
Ciclomotor	Veículo de duas ou três rodas, provido de um motor de combustão interna cuja cilindrada não exceda a 50 cm ³ (3,05 polegadas cúbicas) e cuja velocidade máxima de fabricação não exceda a 50 Km/h
Micro-ônibus	Veículo automotor de transporte coletivo com capacidade para até 20 passageiros
Motocicleta	Veículo automotor de duas rodas, com ou sem side-car, dirigido em posição montada.
Motoneta	Veículo auto-motor de duas rodas, dirigido por condutor em posição sentada
Ônibus	Veículo automotor de transporte coletivo com capacidade para mais de 20 passageiros, ainda que, em virtude de adaptações com vista à maior comodidade destes, transporte número menor
Utilitário	Veículo misto caracterizado pela versatilidade do seu uso, inclusive fora da estrada.

Fonte: DENATRAN (2015).