



NEXO ENTRE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA DE IMPACTO LOCAL E
MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS EM UM MODELO DE AVALIAÇÃO
INTEGRADA PARA O BRASIL

Mariana Império Meyrelles Thomaz da Silva

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Planejamento Energético.

Orientadores: Alexandre Salem Szklo
Roberto Schaeffer

Rio de Janeiro
Março de 2020

NEXO ENTRE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA DE IMPACTO LOCAL E
MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS EM UM MODELO DE AVALIAÇÃO
INTEGRADA PARA O BRASIL

Mariana Império Meyrelles Thomaz da Silva

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO
LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM
CIÊNCIAS EM PLANEJAMENTO ENERGÉTICO.

Orientadores: Alexandre Salem Szklo
Roberto Schaeffer

Aprovada por: Prof. Alexandre Salem Szklo
Prof. Roberto Schaeffer
Prof. Pedro Rua Rodrigues Rochedo
Prof^a. Joana Portugal Pereira
Dra. Lara Aleluia da Silva Reis
Dr. Edward Anthony Byers

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

MARÇO DE 2020

Silva, Mariana Império Meyrelles Thomaz da

Nexo entre poluição atmosférica de impacto local e mudanças climáticas globais em um modelo de avaliação integrada para o Brasil / Mariana Império Meyrelles Thomaz da Silva – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2020.

XV, 206 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Alexandre Salem Szklo

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2020.

Referências Bibliográficas: p. 184-206.

1. Poluentes atmosféricos. 2. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. 3. Mudanças climáticas. 4. Modelos de avaliação integrada. I. Szklo, Alexandre *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Planejamento Energético. III. Título.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus orientadores Alexandre Szklo e Roberto Schaeffer, por toda a dedicação e disposição para atender às minhas dúvidas, a rapidez nas suas respostas e a sensação de segurança em todos os momentos.

A Joana Portugal, Pedro Rochedo, Lara Reis e Edward Byers, por aceitarem participar da banca e avaliar o trabalho desenvolvido.

Agradeço aos colegas do CENERGIA pelo ambiente agradável e leve que vocês sempre proporcionam. Pelas risadas diárias e pela companhia. Aos que contribuíram diretamente com a minha tese, um muito obrigada adicional.

Aos meus pais, Angela e Renato, por serem a minha base. Aos meus irmãos Luísa e Thiago, por serem os melhores presentes da minha vida.

A todos os familiares e amigos, pelo carinho e por sempre estarem por perto de alguma forma, mesmo quando eu estive distante.

Ao Rafa, por tudo! Por cuidar de mim e da nossa casa, por ter vivido esse ciclo comigo desde o início, e por me fazer sempre feliz.

Aos professores e funcionários do Programa de Planejamento Energético, pela ajuda e pelo apoio nas mais diversas situações. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

NEXO ENTRE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA DE IMPACTO LOCAL E
MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS EM UM MODELO DE AVALIAÇÃO
INTEGRADA PARA O BRASIL

Mariana Império Meyrelles Thomaz da Silva

Março/2020

Orientadores: Alexandre Salem Szklo

Roberto Schaeffer

Programa: Planejamento Energético

A poluição atmosférica é um tema que vem ganhando relevância em discussões nacionais e globais, sobretudo pelos impactos gerados à saúde humana. Os principais poluentes responsáveis pelos danos são o material particulado 2.5 (PM_{2.5}), os óxidos de nitrogênio (NO_x), o dióxido de enxofre (SO₂) e o ozônio (O₃). Esse tema faz parte dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, assim como as mudanças climáticas. O objetivo desta tese é incorporar um módulo de poluição atmosférica contemplando PM_{2.5}, NO_x e SO₂ em um modelo de avaliação integrada nacional, o BLUES, para verificar sinergias e *trade-offs* da análise simultânea da mitigação das emissões de gases de efeito estufa e da redução de emissão de poluentes atmosféricos locais no Brasil. Os resultados mostram que os cenários de mitigação climática levam à redução de emissão de PM_{2.5} e SO₂, mas não necessariamente à redução de emissão do NO_x. Para alcançar emissões tão restritivas desse poluente foi necessária uma nova configuração do sistema energético, em que a integração via *hard-link* do módulo de poluição ao BLUES se mostrou fundamental. Nesses cenários, verificou-se a importância de alternativas ao diesel, como veículos à pilha combustível a etanol e eletrificação. Além disso, foram identificados o aproveitamento energético dos resíduos agrícolas, e o aumento da geração elétrica a partir da gasificação do bagaço de cana e de fontes limpas nos cenários mais restritivos de poluição atmosférica, ressaltando a importância dos recursos renováveis variáveis na transição energética e no cumprimento dos ODS.

Abstract of Thesis presented to COPPE / UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

ATMOSPHERIC POLLUTION AND GLOBAL CLIMATE CHANGE NEXUS IN AN INTEGRATED ASSESSMENT MODEL FOR BRAZIL

Mariana Império Meyrelles Thomaz da Silva

March/2020

Advisors: Alexandre Salem Szklo
Roberto Schaeffer

Department: Energy Planning

Air pollution is a topic of worldwide importance mainly due to the impacts on human health. The main pollutants responsible for the damages are particulate matter 2.5 (PM_{2.5}), nitrogen oxides (NO_x), sulfur dioxide (SO₂) and ozone (O₃). This theme is part of the UN Sustainable Development Goals (SDGs), as well as climate change. The objective of this thesis is to incorporate an air pollution module, covering PM_{2.5}, NO_x and SO₂, in a national integrated assessment model, BLUES, in order to verify synergies and trade-offs of the simultaneous analysis of greenhouse gases emissions' mitigation and local air pollutants emissions' reduction. Results show that the climate mitigation scenarios lead to a reduction in PM_{2.5} and SO₂ emissions, but not necessarily to a reduction in NO_x emissions. In order to achieve stringent reduction of this air pollutant, a new configuration of the energy mix was necessary, in which the hard-link integration of the air pollution module into BLUES proved to be fundamental. In these scenarios, the importance of alternatives to diesel was verified, as electrification and ethanol fuel cell. In addition, it was identified the bioenergy use of agricultural residues, and an increase in electricity generation from clean sources and sugarcane bagasse gasification. It highlights the importance of variable renewable resources in the energy transition and in compliance with the SDGs.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
1.1	Contexto	1
1.2	Objetivo	8
1.3	Estrutura da tese.....	10
2	POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA.....	11
2.1	Poluentes atmosféricos	11
2.1.1	<i>Material Particulado</i>	11
2.1.2	<i>Óxidos de nitrogênio</i>	12
2.1.3	<i>Óxidos de enxofre</i>	13
2.1.4	<i>Ozônio</i>	14
2.2	Poluição atmosférica no mundo e no Brasil	15
2.2.1	<i>Estados Unidos</i>	15
2.2.2	<i>União Europeia</i>	18
2.2.3	<i>Japão</i>	20
2.2.4	<i>Poluição atmosférica no Brasil</i>	21
2.2.5	<i>Comparação Brasil, EUA e Europa</i>	28
2.3	Medidas de controle.....	29
2.3.1	<i>Fontes de combustão</i>	30
2.3.2	<i>Outras emissões</i>	38
2.4	Poluição atmosférica em modelos integrados	39
2.4.1	<i>GAINS</i>	39
2.4.2	<i>IAMs globais</i>	40
2.4.3	<i>IAMs nacionais</i>	42
3	METODOLOGIA.....	47
3.1	Modelo BLUES (<i>Brazilian Land Use and Energy System Model</i>)	48
3.2	Módulo de poluição atmosférica	51
3.2.1	<i>Elaboração da base de dados dos fatores de emissão</i>	51
3.2.2	<i>Medidas de controle inseridas no BLUES</i>	79
3.3	Inclusão no modelo BLUES	99
3.4	Comparação do BLUES com outras fontes de dados.....	100
4	ESTUDO DE CASO	107
4.1	Linha de base para o controle de poluição atmosférica.....	109
4.2	Limites de controle de poluição atmosférica.....	110

5	RESULTADOS	118
5.1	Cenários de longo prazo de mitigação de gases de efeito estufa.....	118
5.1.1	<i>Resultados de energia e uso do solo.....</i>	<i>118</i>
5.1.2	<i>Resultados de emissão de GEE nos cenários de mitigação.</i>	<i>123</i>
5.1.3	<i>Resultados de poluição atmosférica.....</i>	<i>125</i>
5.2	Cenários de controle de poluição atmosférica.....	130
5.2.1	<i>Cenário NDC_CAP</i>	<i>130</i>
5.2.2	<i>Cenário 2C_CAP.....</i>	<i>134</i>
5.2.3	<i>Cenário 1.5C_CAP.....</i>	<i>136</i>
5.2.4	<i>Mudança de uso do solo e resíduos agrícolas.....</i>	<i>139</i>
5.2.5	<i>Poluição atmosférica nos cenários CAP.....</i>	<i>143</i>
5.3	Emissões totais por cenário	145
5.4	Resultados regionais	149
5.5	Custos dos cenários de longo prazo.....	161
5.6	Discussão.....	163
6	CONCLUSÕES, LIMITAÇÕES E ESTUDOS FUTUROS	173
6.1	Conclusões.....	173
6.2	Limitações e estudos futuros	177
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	180

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Emissões relativas por tipo de fonte na região metropolitana de São Paulo...	3
Figura 2 – Metodologia desenvolvida na tese	47
Figura 3 – Modelo BLUES.....	49
Figura 4 – Transição de uso da terra no BLUES	50
Figura 5 – Cálculo de fatores de emissão de transportes rodoviários	56
Figura 6 – Fração de veículos do Ciclo Otto remanescentes, de acordo com a idade....	59
Figura 7 – Fração de veículos do Ciclo Diesel remanescentes, de acordo com a idade.	59
Figura 8 – Projeção das fases do PROCONVE para veículos leves	62
Figura 9 – Projeção das fases do PROCONVE para motocicletas.....	62
Figura 10 – Projeção das fases do PROCONVE para veículos pesados e comerciais leves (Diesel)	62
Figura 11 – Comparação entre os fatores de emissão da linha de base e do controle de poluição atmosférica.....	87
Figura 12 – Comparação da emissão de NO _x com o Inventário Nacional do setor de transportes, para o ano de 2010	101
Figura 13 – Comparação da emissão de PM _{2.5} com o Inventário Nacional do setor de transportes, para o ano de 2010	101
Figura 14 – Comparação da emissão de NO _x dos demais setores com dados do modelo GAINS, para o ano de 2010.....	103
Figura 15 – Comparação da emissão de PM _{2.5} dos demais setores com dados do modelo GAINS, para o ano de 2010.....	104
Figura 16 – Comparação entre os demais setores SO ₂ , para o ano de 2010.....	105
Figura 17 – Cenários analisados no estudo de caso.....	109
Figura 18 – <i>Proxies</i> de concentração NO _x	114
Figura 19 – <i>Proxies</i> de concentração de SO ₂	114
Figura 20 – <i>Proxies</i> de concentração de PM _{2.5}	115
Figura 21 – Limites de emissão de poluentes para os cenários CAP	117
Figura 22 – Consumo de energia primária nos cenários de mitigação de GEE	119
Figura 23 – Geração de eletricidade nos cenários de mitigação de GEE	120
Figura 24 – Consumo de biocombustíveis avançados nos cenários de mitigação de GEE	121
Figura 25 – Mudança de uso do solo em 2050 nos cenários de mitigação de GEE.....	122
Figura 26 – Emissões de CO ₂ nos cenários de mitigação, em Mt.....	124

Figura 27 – Emissões de CH ₄ nos cenários de mitigação, em Mt.....	124
Figura 28 – Emissões de N ₂ O nos cenários de mitigação, em kt	125
Figura 29 – Emissões de PM _{2,5} nos cenários de mitigação de GEE.....	126
Figura 30 – Emissões de PM _{2,5} no setor de AFOLU.....	127
Figura 31 – Emissões de SO ₂ nos cenários de mitigação de GEE	128
Figura 32 – Emissões de NO _x nos cenários de mitigação de GEE.....	129
Figura 33 – Energia primária nos cenários NDC e NDC_CAP	130
Figura 34 – Geração elétrica nos cenários NDC e NDC_CAP	131
Figura 35 – Consumo de biocombustíveis nos cenários NDC e NDC_CAP	132
Figura 36 – Consumo energético do setor de transportes nos cenários NDC e NDC_CAP	133
Figura 37 – Energia primária nos cenários 2C e 2C_CAP	134
Figura 38 – Consumo de biocombustíveis nos cenários 2C e 2C_CAP.....	135
Figura 39 – Geração elétrica nos cenários 2C e 2C_CAP	136
Figura 40 – Energia primária nos cenários 1.5C e 1.5C_CAP	137
Figura 41 – Geração elétrica nos cenários 1.5C e 1.5C_CAP.....	138
Figura 42 – Consumo de biocombustíveis nos cenários 1.5C e 1.5C_CAP.....	139
Figura 43 – Mudança de uso do solo em 2050 para todos os cenários analisados.....	140
Figura 44 – Destinação dos resíduos gerados em todos os cenários	142
Figura 45 – Emissões totais de PM _{2,5} nos cenários de controle de poluição atmosférica	143
Figura 46 – Emissões totais de NO _x nos cenários de controle de poluição atmosférica	144
Figura 47 – Emissões totais de SO ₂ nos cenários de controle de poluição atmosférica	144
Figura 48 – Emissões totais de PM _{2,5} em todos os cenários.....	145
Figura 49 – Emissões totais de NO _x em todos os cenários.....	145
Figura 50 – Emissões totais de SO ₂ em todos os cenários	146
Figura 51 – Emissões totais de CO ₂ em todos os cenários.....	147
Figura 52 – Emissão detalhadas de N ₂ O em todos os cenários.....	148
Figura 53 – Emissão detalhadas de CH ₄ em todos os cenários	149
Figura 54 – Regionalização dos resultados para o cenário NDC	152
Figura 55 – Regionalização dos resultados para o cenário 2C	154
Figura 56 – Regionalização dos resultados para o cenário 1.5C.....	156
Figura 57 – Regionalização dos resultados para o cenário NDC_CAP	158

Figura 58 – Regionalização dos resultados para o cenário 2C_CAP	159
Figura 59 – Regionalização dos resultados para o cenário 1.5C_CAP	160
Figura 60 – Contribuição das fontes renováveis na matriz elétrica brasileira, em todos os cenários analisados	169

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Limites máximos de emissão para fontes fixas estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 382/06 e nº 436/11	23
Tabela 2 – <i>Guidelines</i> da OMS para concentração atmosférica	24
Tabela 3 – Fases do PROCONVE/PROMOT e datas de aplicação	26
Tabela 4 – Limites do PROCONVE para veículos pesados.....	27
Tabela 5 – Limites do PROCONVE para veículos leves	27
Tabela 6 – Limites do PROCONVE para motocicletas	28
Tabela 7 – Comparação entre as experiências.....	29
Tabela 8 – Limites de teor de enxofre nos combustíveis	37
Tabela 9 – Poluição atmosférica em IAMs	44
Tabela 10 – Referências utilizadas para a construção da base de dados dos fatores de emissão	54
Tabela 11 – Participação relativa dos veículos por fase do PROCONVE (%)	60
Tabela 12 – Fatores de emissão para transportes na linha de base de poluição atmosférica	63
Tabela 13 – Teor de enxofre para gasolina e diesel rodoviário.....	65
Tabela 14 – Teor de enxofre médio calculado para o diesel	66
Tabela 15 – Obrigatoriedade de adição de biodiesel.....	67
Tabela 16 – Fatores de emissão de SO ₂ nos combustíveis líquidos, para a linha de base de poluição atmosférica	67
Tabela 17 – Fatores de emissão para queima de resíduos agrícolas.....	72
Tabela 18 – Percentual de colheita de cana-de-açúcar mecanizada	73
Tabela 19 – Fatores de emissão para os cultivos da agricultura, em kg/ha.....	73
Tabela 20 – Fatores de emissão de poluentes locais para desmatamento	74
Tabela 21 – Incremento do desmatamento e percentual de corte raso e degradação florestal	76
Tabela 22 – Fatores de emissão para as emissões de processo e fugitivas.....	78
Tabela 23 – Limites de emissão de poluentes nacionais e internacionais para fontes móveis.....	82
Tabela 24 – Fatores de emissão para transportes no cenário de controle de poluição atmosférica.....	85
Tabela 25 – Limites de NO _x e SO ₂ da IMO para as áreas de controle de emissões.....	88

Tabela 26 – Fatores de emissão de PM _{2.5} decorrentes de desgastes dos pneus, de freios e da pista, em g/km.....	88
Tabela 27 – Fatores de emissão de SO ₂ nos combustíveis líquidos, para a os cenários restritivos de poluição atmosférica	89
Tabela 28 – Custos e eficiências de redução para emissões de processo de NO _x e SO ₂	92
Tabela 29 – Custos e eficiências de redução para emissões de processo de PM _{2.5}	93
Tabela 30 – Custos e eficiências de redução para emissões fugitivas de PM _{2.5}	94
Tabela 31 – Medidas de controle utilizadas para PM _{2.5}	96
Tabela 32 – Medidas de controle utilizadas para NO _x	97
Tabela 33 – Medidas de controle utilizadas para o SO ₂	98
Tabela 34 – Comparação entre os modais não rodoviários, em kt	102
Tabela 35 – <i>Proxies</i> de concentração europeias para 2025	111
Tabela 36 – Compromissos de redução de emissões (% em relação a 2005)	112
Tabela 37 – <i>Proxies</i> de concentração Europa (t/km ²)	113
Tabela 38 – Limites de emissão de poluentes dos cenários de controle de poluição atmosférica.....	116
Tabela 39 – Redução da emissão de poluentes em relação a 2010 (%)	129
Tabela 40 – Aumento de custos dos cenários analisados em relação ao NDC	161
Tabela 41 – Variação relativa da geração de eletricidade em 2050, em %	166
Tabela 42 – Emissão total de poluentes em 2050 e variação relativa a 2010.....	167
Tabela 43 – Percentual de redução de CO ₂ em 2025 e 2030 relativamente aos cenários sem restrição de emissão de poluentes (“sem CAP”) (%).....	170
Tabela 44 – Detalhamento dos resíduos agrícolas gerados pelo BLUES em comparação com EPE (2019c).....	171
Tabela 45 – Fatores de emissão para queima de resíduos agrícolas (g/kg).....	172

Siglas

ANAC	Agência Nacional de Aviação Civil
ANP	Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
ANTT	Agência Nacional de Transportes Terrestres Superintendência
BECCS	<i>Bioenergy with Carbon Capture and Storage</i> – Bioenergia com captura e armazenamento de carbono
BLUES	<i>Brazilian Land Use and Energy System</i>
BNDES	Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
CCS	<i>Carbon Capture and Storage</i> – Captura de e armazenamento de carbono
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CH ₄	Metano
CO	Monóxido de carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
CSP	<i>Concentrating solar power</i> – energia solar concentrada, ou heliotérmica
DETER	Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real
ECA	<i>Emissions Control Areas</i> – Áreas de Controle de Emissões
EEA	<i>European Environment Agency</i> – Agência Europeia do Ambiente
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i> – Agência de Proteção Ambiental
FGD	<i>Flue gas desulphurization</i> – Dessulfurização de gases de combustão
GLP	Gás liquefeito de petróleo
HC	Hidrocarbonetos
IAM	<i>Integrated Assessment Models</i> – Modelos de avaliação integrada
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IECM	<i>Integrated Environmental Control Model</i>
IEMA	Instituto de Energia e Meio Ambiente
IGCC	<i>Integrated gasification combined cycle</i> – ciclo combinado com gaseificação integrada
IMO	<i>International Maritime Organization</i> – Organização Marítima Internacional
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> – Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
ISS	Instituto Saúde e Sustentabilidade

NDC	<i>Nationally Determined Contribution</i> – Contribuição Nacionalmente Determinada
NETL/DOE	<i>National Energy Technology Laboratory</i> – U.S. Department of Energy
NMHC	Hidrocarboneto não-metano
NO _x	Óxidos de nitrogênio
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organizações das Nações Unidas
PAHs	<i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbon</i> - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
RCHO	Aldeídos
PM	<i>Particulate Matter</i> – Material particulado
PROCONVE	Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores
PRONACOP	Programa Nacional de Controle da Poluição Industrial
PRONAR	Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar
QAV	Querosene de aviação
SCR	<i>Selective Catalytic Reduction</i> – Redução Catalítica Seletiva
SNCR	<i>Selective Non-Catalytic Reduction</i> – Redução Não-Catalítica Seletiva
SO _x	Óxidos de enxofre
TEA	<i>Total-Economy Assessment</i>
THC	<i>Total hydrocarbons</i> – Hidrocarbonetos totais
UTE	Usina termelétrica
VOC	<i>Volatile Organic Compound</i> – Compostos Orgânicos Voláteis

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contexto

A poluição atmosférica é um tema de importância em todo o mundo, que vem ganhando cada vez mais peso em discussões nacionais e globais, principalmente pelos impactos gerados à saúde humana. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), a poluição atmosférica já é o quarto maior fator de risco de óbitos (WHO, 2016), responsável por oito milhões de mortes prematuras, no mundo, em 2016 (WHO, 2018a). Os principais poluentes responsáveis pelos danos são o material particulado 2,5 (PM_{2.5}), os óxidos de nitrogênio (NO_x), o dióxido de enxofre (SO₂) e o ozônio (O₃) (RAFAJ *et al.*, 2018)¹. Dentre eles, o PM_{2.5} é o poluente mais danoso à saúde humana; o NO_x atua indiretamente como precursor de ozônio troposférico; e o SO₂ causa doenças respiratórias e é um precursor da chuva ácida (RAFAJ *et al.*, 2018). Além disso, PM_{2.5}, NO_x e SO₂ são precursores também do material particulado secundário¹ (KIESEWETTER *et al.*, 2015).

Os poluentes citados geram doenças como asma, bronquite crônica, infarto do miocárdio, doenças pulmonares obstrutivas crônicas, obesidade, câncer de pulmão, entre outras. Os principais grupos populacionais afetados são crianças com menos de cinco anos de idade, idosos e pessoas com doenças crônicas (RODRIGUES *et al.*, 2015). As crianças, antes mesmo do nascimento, já podem ser afetadas pela poluição atmosférica, causando problemas na formação pulmonar. Por outro lado, os idosos são afetados com mais severidade pela poluição atmosférica por conta, em geral, de sua baixa imunidade, que vai sendo comprometida com o passar dos anos (RODRIGUES *et al.*, 2015).

Os poluentes atmosféricos são provenientes de diversas fontes de emissão, e em muitos casos são associados a uma variedade de combustíveis. O PM_{2.5}, por exemplo, é majoritariamente emitido pela queima da biomassa para cocção e nos processos de combustão de fontes fixas e móveis. O SO₂, por sua vez, é emitido pela queima de combustíveis que contêm compostos orgânicos de enxofre na sua composição em processos de combustão de fontes fixas e em processos industriais. Por fim, o NO_x é oriundo do nitrogênio presente em certos combustíveis (como carvão e óleos pesados)

¹ Os poluentes atmosféricos serão detalhados na subseção 2.1 Poluentes atmosféricos, onde se encontra também uma explicação sobre os poluentes primários e secundários.

e/ou formado a partir da oxidação do nitrogênio do ar, quando a queima ocorre a elevadas temperaturas (ROY *et al.*, 2009). Logo, turbinas a gás emitem muito NO_x, assim como a queima de querosene de aviação (QAV) em turbinas de avião.

A poluição *indoor* decorrente da utilização de combustíveis sólidos para cocção causa 3,8 milhões de mortes anuais (WHO, 2018a), principalmente na Ásia e África subsaariana, decorrentes da emissão de PM_{2.5} (RAFAJ *et al.*, 2018). Já a poluição *outdoor*, proveniente das emissões de transportes e da indústria causa 4,2 milhões de mortes prematuras por ano (WHO, 2018a).

Rafaj et al (2018) analisaram cenários de poluição atmosférica na presença e na ausência de preocupação com a emissão desses poluentes. Eles concluíram que é possível reduzir cerca de 1,8 e 1,5 milhões de mortes prematuras em 2030 e 2040, respectivamente, nos países em desenvolvimento, caso medidas de controle de poluição atmosférica sejam implementadas.

Essas medidas envolvem a efficientização das tecnologias de transformação e usos finais de energia, além de troca de combustíveis para aqueles que emitem menos poluentes em sua queima. Os custos associados à implementação dessas medidas, considerando apenas o sistema energético, seriam da ordem de 9 trilhões de dólares (USD – valores de 2015), relativamente ao cenário de não implementação das mesmas no ano de 2040 (RAFAJ *et al.*, 2018).

Em termos de estudos para o território brasileiro, faltam avaliações nacionais e integradas acerca das emissões de poluentes atmosféricos. Algumas pesquisas são conduzidas localmente em grandes metrópoles, principalmente para a avaliação da qualidade do ar decorrente da emissão de veículos (KRECL *et al.*, 2018, 2020, PÉREZ-MARTÍNEZ *et al.*, 2015, 2017, TARGINO *et al.*, 2020). Em nível nacional, encontram-se apenas inventários para o setor de transporte, sendo eles duas edições referentes aos veículos automotores (MMA, 2011, 2014), uma edição para aviação civil (ANAC, 2014) e uma para transporte terrestre (ANTT, 2012). Parte dessa ausência de documentos nacionais pode estar relacionada à regulação dos poluentes no Brasil. Para setores mais regulados, como o de transportes, encontram-se os inventários nacionais; já para o setor de serviços, por exemplo, que não sofre regulação, não são encontradas essas informações (KUMAR *et al.*, 2016). Há muitos restaurantes como pizzarias, que utilizam fornos a lenha, e churrascarias, que contribuem com a poluição do ar ao queimarem biomassa nas cidades, mas poucos estudos são encontrados sobre isso (KUMAR *et al.*, 2016, VIEIRA-FILHO *et al.*, 2013). Por outro lado, existem cidades como Nova Deli, na Índia, onde a

regulação está mais avançada nesse setor, determinando a utilização de fornos elétricos e a gás em restaurantes (KUMAR *et al.*, 2016). Nova Deli é um local com grandes níveis de poluição *indoor*, e por consequência, maior preocupação com essa questão. Isso pode explicar a diferença nas legislações, ao mesmo tempo em que revela diferentes características da poluição local entre países.

Sendo assim, na falta de uma avaliação nacional, a Figura 1 traz as emissões relativas aos poluentes PM_{2.5}, NO_x e SO_x para a região metropolitana de São Paulo. Essa distribuição não pode ser considerada representativa para o todo o Brasil, visto que ela ilustra a maior metrópole do país que se diferencia da maioria das outras cidades. No entanto, ela mostra a influência de alguns setores em relação à emissão dos poluentes (CETESB, 2019b). É possível perceber o impacto dos transportes na emissão de NO_x, bem como o predomínio da indústria nas emissões de SO_x e a contribuição dos poluentes secundários no total de emissão de PM_{2.5}.

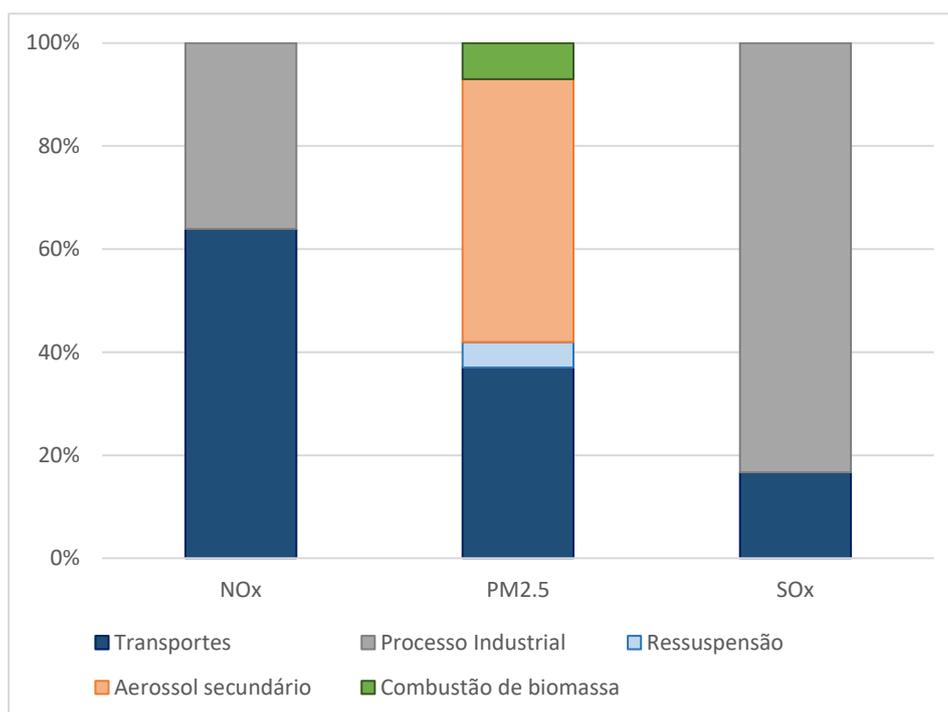


Figura 1 – Emissões relativas por tipo de fonte na região metropolitana de São Paulo

Fonte: Elaboração própria com base em CETESB (2019b)

Além disso, percebe-se em CETESB (2019b) que não são mencionadas as emissões residenciais, que podem causar poluição *indoor*. Tal fato pode ser atribuído pela sua baixa contribuição nas emissões atmosféricas totais, dado que em regiões metropolitanas o impacto das emissões dos setores de transporte e indústria são mais

relevantes. Outro ponto a ser considerado é o acesso de aproximadamente 95% da população brasileira à combustíveis considerados limpos para a cocção, como o gás liquefeito de petróleo (GLP) e o gás natural (IBGE, 2015). Com isso, o perfil de emissão atmosférica no Brasil se diferencia de locais como Ásia e África, onde as emissões residenciais têm uma contribuição maior em relação ao total emitido (RAFAJ *et al.*, 2018).

Rodrigues *et al.* (2015) analisaram os efeitos da poluição por PM_{2.5} no estado de São Paulo, em relação ao número de mortes prematuras, internações e custos de internações para o setor público do estado. Os resultados mostraram que o total de óbitos em função de doenças causadas pela poluição atmosférica em 2030 deve variar entre 236 mil e 256 mil. Esses valores representam aproximadamente 4% do total de mortes do estado de São Paulo, fazendo parte de uma média global de 3% a 8% de mortes por poluição atmosférica, identificada pela OMS (RODRIGUES *et al.*, 2015, WHO, 2006).

Ainda segundo Rodrigues *et al.* (2015), as internações por doenças cardiovasculares aumentariam em 73% entre 2011 e 2030, saindo de 36.146 para 62.689. Tal fato geraria um gasto público de mais de 1,5 bilhão de reais a valores de 2011, o que representa 0,3% do PIB da cidade de São Paulo no mesmo ano.

Outra dimensão de custos da poluição foi analisada por Miraglia e Gouveia (2014). Os autores estudaram as 20 mil mortes ocorridas em 29 regiões metropolitanas do Brasil em decorrência da elevada concentração de PM. Os resultados mostraram que o custo das mortes² prematuras no Brasil é 1,7 bilhão de dólares anualmente, o que equivale a 2% do orçamento do Ministério da Saúde para o ano de 2014 (MIRAGLIA *et al.*, 2014).

Considerando que o custo resultante se refere apenas a uma parcela do país e não considera internações, medicamentos e redução de produtividade das pessoas afetadas, Miraglia e Gouveia (2014) ponderam que o valor está subestimado, destacando a importância de implementação de políticas públicas de controle das emissões de poluentes locais.

² O custo das mortes é calculado através da valoração dos anos de vida perdidos ou vividos com incapacidade (método DALY – *Disability Adjusted Life Years*) devido aos danos causados pela alta concentração de material particulado. O método DALY é uma medida de saúde representando o tempo em anos. O seu valor econômico é obtido através do conceito de valor da vida (VOLY – *value of life*). Para mais informações, ver MIRAGLIA e GOUVEIA (2014).

Nesse contexto, de forma a solucionar essas e outras questões de importância mundial, a Organizações das Nações Unidas (ONU) lançou a Agenda 2030, com 17 objetivos para o atingimento do desenvolvimento sustentável. Segundo a ONU (2015), o desenvolvimento sustentável é o atendimento das necessidades atuais sem comprometer o atendimento das necessidades das gerações futuras. Esses objetivos envolvem erradicação da pobreza e da fome, saúde e bem-estar, educação e qualidade, igualdade de gênero, energia limpa e acessível, cidades e comunidades sustentáveis, ações contra a mudança global do clima, entre outros.

Especificamente, a poluição atmosférica se encaixa nos objetivos “reduzir substancialmente a poluição atmosférica, causadora de mortes prematuras e doenças”, “acesso a combustíveis e tecnologias limpos” e “melhorar a qualidade do ar nas cidades” (RAFAJ *et al.*, 2018, UNITED NATIONS, 2015).

Paralelamente, a mudança global do clima se mostra uma dimensão relevante para o atingimento do desenvolvimento sustentável, uma vez que afeta diversos ODS, como energia limpa e acessível, a disponibilidade de terra para agricultura, vida marinha, vida terrestre, entre outros, além, é claro, do ODS ação contra a mudança global do clima.

Anualmente, os países se encontram para debater questões relevantes ao tema das mudanças climáticas. Em 2015, na COP 21, os países determinaram compromissos nacionais voluntários para mitigar o aquecimento da temperatura média do planeta. Esses compromissos, em geral, envolvem a aplicação de tecnologias mais eficientes e menos emissoras de gases de efeito estufa (GEE) nas atividades econômicas.

No âmbito das grandes cidades, são de extrema importância as emissões relacionadas ao setor de transportes, e às fontes de combustão em instalações industriais. No meio rural, tem-se as emissões provenientes do desmatamento e da agricultura. Essas fontes de emissão são responsáveis tanto pela emissão de poluentes atmosféricos, quanto pela emissão de gases de efeito estufa, em diferentes proporções para cada setor, combustível e/ou tecnologia.

A poluição atmosférica se caracteriza por apresentar impactos locais, de efeitos mais imediatos à saúde humana. Já as mudanças climáticas apresentam impactos globais, com efeitos a longo prazo sobre regimes de chuvas, elevação de nível dos oceanos, mudanças de temperaturas, eventos extremos como enchentes, secas e ondas de calor, entre outros (ALLEN *et al.*, 2018).

Com relação aos gases que geram esses dois tipos de impacto, o CO₂, o CH₄ e o N₂O são os principais responsáveis pelo aquecimento global, enquanto os poluentes

precursores do ozônio troposférico e do material particulado causam sérios danos relacionados à poluição local (WHO, 2020). Esses gases se distinguem também quanto ao seu tempo de vida. Uma vez emitido, o CO₂ continua na atmosfera por centenas de anos³ e o N₂O persiste por mais de cem anos, ambos sendo considerado *long-lived gases*. Por sua vez, o CH₄ vive por 12 anos e, por isso, é considerado *short-lived gas* (CCAC, 2014). No entanto, os gases que geram poluição atmosférica têm seu tempo de vida ainda mais curto. O carbono negro é um dos componentes do material particulado, e vive por alguns dias, enquanto o ozônio troposférico, formado a partir do NO_x e dos compostos orgânicos voláteis, por semanas (CCAC, 2014). Sendo assim, o impacto causado pela poluição atmosférica pode ser considerado bem mais imediato do que aquele causado pela mudança do clima. Enquanto alguns gases responsáveis pela mudança do clima são acumulados na atmosfera durante centenas de anos, causando impactos globais que afetam gerações, aqueles responsáveis pela poluição atmosférica geram impactos de forma relativamente mais rápida. Da mesma forma, soluções para melhorar a qualidade do ar geram resultados mais imediatos, como por exemplo a melhora alcançada com a renovação da frota de ônibus em São Paulo (NOGUEIRA et al., 2019), enquanto as medidas de mitigação de gases de efeito estufa geram resultados a longo prazo. Dito isso, evidencia-se que a poluição atmosférica e as mudanças climáticas apresentam escalas temporais e impactos bastante diferentes.

Por outro lado, a poluição atmosférica e as mudanças climáticas têm fontes comuns e se afetam mutuamente, como é o caso dos combustíveis fósseis (carvão, óleo diesel, óleo combustível, entre outros), que emitem tanto gases de efeito estufa quanto poluentes atmosféricos. Esse é um dos principais pontos de interação no nexo poluição atmosférica e mudanças climáticas, e evidenciam as sinergias diretas que uma dimensão tem sobre a outra. Quando da redução de fontes fósseis de combustão, por exemplo, há uma redução simultânea da emissão tanto de gases de efeito estufa, quanto de poluentes atmosféricos.

No entanto, a relação entre poluição atmosférica local e mudança climática global vai além das mesmas fontes de emissão. Alguns poluentes podem contribuir simultaneamente para a poluição local e para o aquecimento global, como são os casos

³ O IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) não define um tempo de vida específico para o CO₂, devido às diferentes taxas de absorção dos processos de remoção de carbono (HUANG et al., 2013). Por isso, o IPCC tem utilizado as funções de resposta ao impulso proposta por (JOOS et al., 2013).

do carbono negro, aerossóis e do metano. O carbono negro é produzido pela combustão ineficiente do diesel, carvão e outros combustíveis e é um dos principais componentes do PM_{2,5}, sendo fino o suficiente para ser inalado e alojado nos pulmões (EPA, 2020a). Ao mesmo tempo, o carbono negro absorve a luz visível, aquecendo a atmosfera (KLIMONT *et al.*, 2017, STREFLER *et al.*, 2014). O metano, além de ser um gás de efeito estufa, também reage com outros poluentes para formar o ozônio troposférico (WHO, 2018b). Esses são exemplos de sinergias entre as duas dimensões, quando o aumento da poluição local também contribui para o aquecimento global. Porém, alguns componentes como aerossóis derivados do SO₄²⁻ geram um efeito de resfriamento (STOHL *et al.*, 2015, STREFLER *et al.*, 2014), mostrando um efeito contrário. Sendo assim, a redução desses aerossóis causaria um aumento local da temperatura, ilustrando um *trade-off* entre a poluição local e a mudança climática.

Além disso, alterações no clima como temperatura, umidade, regime de ventos e precipitação, provocadas pelas mudanças climáticas, podem afetar o transporte, a deposição e a concentração de poluentes atmosféricos, em nível local (NRC, 2001). O clima mais quente, provocando eventos extremos como maior frequência e dimensão de incêndios florestais, ou o clima mais seco provocando mais tempestades de areia, levam ao aumento da emissão de particulados e outros poluentes, piorando a qualidade do ar (WHO, 2018b).

Outro aspecto importante a ser mencionado é a relação entre emissão de poluentes atmosféricos, as suas respectivas concentrações na atmosfera e os impactos gerados na saúde humana. A emissão dos poluentes é proveniente de diversas fontes, como emissões de combustão de fontes fósseis ou biomassa, emissões de processo no setor industrial, emissões de motores do ciclo Otto ou ciclo diesel no setor de transportes, entre outras. Essas emissões ocorrem ao longo do tempo, em diferentes taxas. As emissões dos transportes são acentuadas na hora de maior engarrafamento e movimentação de pessoas, as emissões industriais podem ser mais constantes ao longo do dia, e as emissões de combustão em usinas podem ocorrer em momentos de maior demanda de eletricidade, ou em qualquer momento que atenda ao Operador Nacional do Sistema (ONS).

Essa diversidade retrata tanto as múltiplas origens das emissões atmosféricas quanto os diversos momentos em que elas são liberadas na atmosfera. A concentração dessas emissões, no entanto, não apresenta uma relação direta com as emissões. Os poluentes emitidos diretamente das fontes (poluentes primários) podem reagir na atmosfera para formar poluentes secundários. Isso ocorre, por exemplo, com parte do SO₂

e NO_x que são convertidos em material particulado secundário. Ainda, através de reações químicas, condensação ou aglomeração, diversas combinações ocorrem entre os poluentes para a formação de material particulado de diversas granulometrias e composições químicas (IEA, 2016). Além disso, a formação de ozônio troposférico a partir da reação do NO_x com outros poluentes também é um exemplo das modificações que ocorrem na atmosfera e que deixam a relação entre emissão e concentração não-linear e mais complexa.

A concentração dos poluentes depende ainda da sua dispersão na atmosfera, que, por sua vez, é influenciada pela direção do vento, pelo relevo nas proximidades, e por outras condições meteorológicas e geográficas. Uma mesma quantidade de emissão provocada por uma fonte fixa, por exemplo, pode ocasionar diferentes concentrações atmosféricas dependendo das características do local onde a fonte está instalada. Da mesma forma, os impactos na saúde humana e no meio ambiente causados por essa fonte também serão diferentes dependendo da densidade populacional e das características do meio físico ao seu redor (IEA, 2016). Emissões que ocorrem nos centros urbanos de uma metrópole, como emissões veiculares, têm um impacto muito maior do que a emissão oriunda de uma fonte industrial na zona rural. As emissões das áreas mais afastadas podem conseguir se dispersar antes de atingir uma área mais densa populacionalmente.

Dito isso, verifica-se a existência de muitas interações entre a mudança do clima e a qualidade do ar, bem como a complexidade das relações que ocorrem na atmosfera. Ao mesmo tempo, existem poucos estudos no Brasil que analisam essas interações (SCHUCH *et al.*, 2019). Por isso, é interessante uma modelagem conjunta dessas duas dimensões da agenda do desenvolvimento sustentável, permitindo a identificação das sinergias existentes e/ou *trade-offs* que possam surgir entre ambos os esforços. É válido destacar também que um maior conhecimento público a respeito dos efeitos da poluição local sobre doenças já bastante disseminadas pode ser um aliado à mitigação da mudança do clima, através da exploração das sinergias dessas duas dimensões.

1.2 Objetivo

O objetivo desta tese é desenvolver um módulo de poluição atmosférica, que contabiliza as emissões atmosféricas de $\text{PM}_{2.5}$, NO_x e SO_2 , bem como a avalia medidas de controle que possam ser aplicadas para esses poluentes. Esse módulo será utilizado de forma unificada em um modelo de avaliação integrada que considera ambos o sistema

energético e o uso da terra: o modelo BLUES (*Brazil Land Use and Energy Systems*), já existente (ANGELKORTE, 2019, KÖBERLE, 2018, ROCHEDO, SOARES-FILHO, *et al.*, 2018, ROELFSEMA *et al.*, 2020). Ele permitirá incorporar a poluição atmosférica via *hard-link*⁴ ao modelo de otimização, e poderão ser feitas análises de duas maneiras. A primeira envolve a utilização de custos de emissão dos poluentes considerados na função objetivo, enquanto a segunda envolve a restrição de emissão, via inequações do modelo de otimização. Para testar o modelo desenvolvido, esse tese realizará um estudo de caso avaliando as emissões de poluentes atmosféricos, frente a cenários restritivos de mitigação de gases de efeito estufa para o Brasil; isto é, quais as sinergias e os *trade-offs* entre a poluição do ar e a mitigação das mudanças climáticas. Serão considerados tanto os setores produtivos, quanto os setores de consumo, transportes, setor energético e o uso da terra. Dessa forma, é possível ampliar a análise dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável dentro dos modelos de análise integrada, mais especificamente, em relação ao ODS 3 (vida saudável e bem estar), mas também aos ODS 13 (ação contra a mudança global do clima) e ODS 7 (energia limpa e acessível).

Pretende-se ter uma representação nacional das emissões atmosféricas do Brasil, e quantificar possíveis interações das mesmas num contexto de descarbonização do sistema energético brasileiro. O BLUES representa o Brasil em cinco sub-regiões, que são muito diferentes entre si em termos de concentração populacional, vegetação, usinas instaladas, infraestrutura e atividades econômicas. Acoplar um módulo de poluição atmosférica ao BLUES multirregional permite uma avaliação abrangente das emissões dos principais poluentes atmosféricos associados aos impactos da poluição do ar no Brasil, e as especificidades das suas regiões. Cenários de longo prazo para a poluição atmosférica são necessários aos modelos climáticos globais e às análises de impactos da poluição do ar em diferentes setores da economia (RAO *et al.*, 2017).

É importante notar que a integração via *hard-link* da dimensão de poluição atmosférica a um modelo de avaliação integrada é uma contribuição inovadora para o caso brasileiro. Essa metodologia permite avaliar não apenas os impactos de poluição atmosférica, decorrentes das decisões tomadas em relação ao sistema energético e ao uso da terra, mas também as mudanças necessárias a esses sistemas em cenários de maior

⁴ Na abordagem *hard-link*, o cálculo de emissões atmosféricas é feito no próprio modelo integrado, afetando a decisão da otimização. Já na abordagem *soft-link*, a atividade do modelo energético é um insumo para um modelo de cálculo de emissões atmosféricas, e, por isso, não é capaz de alterar a decisão do modelo.

controle de poluição atmosférica. Todo esse arcabouço foi pensado para avaliar simultaneamente as estratégias de controle da poluição atmosférica e das mudanças climáticas no Brasil. Sendo assim, a poluição atmosférica incluída no BLUES é tratada como parte do processo decisório da otimização do modelo, via inequação de restrição.

1.3 Estrutura da tese

Além desta introdução, a tese é composta por mais seis capítulos: capítulo 2 – poluição atmosférica, em que são descritos os combustíveis e fontes de emissão dos poluentes tratados no presente estudo. Um panorama geral da poluição atmosférica, com as principais regulamentações, nacionais e internacionais, e os modelos de avaliação integrada, que tratam a poluição atmosférica, serão expostas neste capítulo. O capítulo 3 – metodologia, mostra a metodologia de inserção da poluição atmosférica no BLUES para cada tipo de tecnologia e setor de uso final, com a construção da base de dados de fatores de emissão e as medidas de controle. O capítulo 4 – estudo de caso, apresenta as premissas utilizadas e descrição dos cenários analisados. O capítulo 5 – resultados e discussão, expõe os principais resultados da integração da poluição atmosférica a cenários de mudanças climáticas, destacando as trocas de combustíveis, entrada de novas tecnologias e custos do atingimento simultâneo de limites de emissão de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos. Por fim, o capítulo 6 traz as conclusões, limitações e estudos futuros.

2 Poluição Atmosférica

2.1 Poluentes atmosféricos

Os poluentes atmosféricos são gases e partículas sólidas, como poeiras e pós, dispersas na atmosfera, que são oriundas tanto das atividades antropogênicas, quanto de fenômenos naturais (EEA, 2018), e que alteram a composição da atmosfera seja via variação de concentração seja via reações químicas. Entre as fontes antropogênicas, são exemplos os veículos movidos a combustíveis fósseis ou biocombustíveis, plantas de energia elétrica e indústrias. Dentre as fontes naturais, são exemplos a degradação de matéria orgânica e a atividade vulcânica (MMA, 2019c).

Os poluentes podem ser classificados como primários, quando são emitidos diretamente na atmosfera, ou secundários, quando são formados pela reação de outros poluentes precursores presentes na atmosfera (EEA, 2018, MMA, 2019c). Os poluentes atmosféricos primários são, por exemplo, aqueles emitidos pelo tubo de escapamento dos veículos, como o monóxido de carbono (CO), os óxidos de nitrogênio e enxofre, hidrocarbonetos, aldeídos, entre outros. Enquanto isso, os poluentes atmosféricos secundários são formados pela oxidação e por outras reações a partir de poluentes primários. A formação de material particulado secundário, por exemplo, ocorre através de reações dos poluentes primários SO_2 , NO_x e NH_3 , que formam SO_2^{4+} , NO_3^- e NH_4^+ , respectivamente. O ozônio troposférico é um poluente secundário formado através de reações químicas que ocorrem quando o NO_x , os compostos orgânicos voláteis (VOC – *volatile organic compound*), o metano (CH_4), o monóxido de carbono e a radiação solar atingem uma certa concentração específica na atmosfera (CCAC *et al.*, 2016, MARTINS *et al.*, 2008). Ele não é emitido diretamente.

As fontes dos poluentes atmosféricos são classificadas geralmente entre fontes fixas, que são lançadas na atmosfera em um único ponto, como a chaminé dos gases de exausto de uma indústria ou termelétrica; e fontes móveis, representada pelo setor de transporte, como veículos automotores, trens, aviões e embarcações marítimas.

2.1.1 Material Particulado

O material particulado (PM – *particulate matter*) é uma mistura de partículas com diâmetro aerodinâmico muito pequeno, características físicas e químicas bastante diversas, e com origem em diferentes fontes, como chaminés de fábricas e usinas, vias

não pavimentadas, queimadas (MMA, 2019b). O PM é classificado de acordo com o diâmetro aerodinâmico médio das partículas:

- PM₁₀: partículas com diâmetro aerodinâmico menor que 10 μm ;
- PM_{2.5}: as partículas finas, com diâmetro aerodinâmico menor que 2,5 μm ;
- PM_{0.25}: partículas quase-ultrafinas, com diâmetro aerodinâmico menor que 0,25 μm ;
- PM_{0.1}: partículas ultrafinas, com diâmetro aerodinâmico menor que 0,10 μm .

Sendo assim, o PM₁₀ abrange toda a classe de material particulado, enquanto o PM_{2.5} apenas as partículas finas, e assim por diante. A classificação de acordo com o tamanho das partículas é importante devido à capacidade de se alojar em diferentes partes do sistema respiratório. As partículas consideradas grossas (com diâmetro entre 2,5 e 10 μm), podem se alojar nas vias respiratórias superiores, enquanto as partículas finas alcançam ainda o trato respiratório no nível alveolar. Dessa forma, enquanto as partículas grossas estão associadas ao agravamento de doenças respiratórias como a asma, as partículas finas (PM_{2.5}) estão associados a mortes prematuras, doenças mutagênicas e problemas respiratórios (FREITAS e SOLCI, 2009).

Em relação às fontes de emissão de PM, as partículas grossas são oriundas de atividades de construção, operações de moagem e suspensão de partículas de viasfaltadas e não pavimentadas, enquanto as partículas finas são oriundas principalmente de processos de combustão de fontes fósseis ou biomassa (EPA, 2018, WHO, 2006), seja na combustão de fontes fixas ou em veículos automotores (OLIVEIRA; MARTINS; ROMANO, 1997). Além da emissão por fontes primárias, o material particulado também pode ser um poluente secundário, quando formado, por exemplo, a partir da reação do dióxido de enxofre com outros compostos.

2.1.2 Óxidos de nitrogênio

Os óxidos de nitrogênio (NO_x) são a denominação usada para se referir aos óxidos de nitrogênios totais, que representa a soma das concentrações dos principais óxidos de nitrogênio que contribuem para a contaminação da qualidade do ar: o óxido nítrico (NO) e o dióxido de nitrogênio (NO₂).

Ele pode ser formado de duas maneiras. Uma delas ocorre devido à presença de nitrogênio nos combustíveis. Dessa forma, durante a combustão o nitrogênio se combina com o oxigênio, formando o NO_x. No entanto, o teor de nitrogênio nos combustíveis é baixo, e apenas 5 a 25% desse nitrogênio é convertido em NO_x (COFALA *et al.*, 1998a).

Na segunda maneira possível, conhecida como NO_x térmico, a formação do NO_x ocorre através da reação do nitrogênio do ar com o oxigênio. Sendo assim, a formação do NO_x pode ocorrer em qualquer processo de combustão. Essa formação é favorecida quando em temperaturas elevadas de combustão, superiores a 1400°C (VERGNHANINI FILHO, 2016). A formação do NO_x térmico também varia em função do excesso de ar na câmara de combustão (COFALA *et al.*, 1998a), uma vez que o excesso de ar diminui a temperatura de queima, limitando a formação do NO_x .

Entre as principais fontes antropogênicas de NO_x no Brasil, estão a combustão nos motores de veículos a diesel, que corresponderam a 78,8% das emissões totais de NO_x em 2005 (HENRIQUE *et al.*, 2011). Além disso, usinas termelétricas a gás natural, devido às altas temperaturas de queima, também são grandes contribuintes na formação do NO_x . Na indústria, alguns processos industriais, especialmente no setor químico, também emitem NO_x devido ao uso de ácido nítrico, nitratos e nitritos.

Na agricultura, a queima de resíduos também é uma fonte emissora de NO_x . Além disso, o NO_x pode reagir com outras substâncias, formando material particulado secundário. Esse é o caso da formação de nitrato de amônia a partir da reação do NO_x das máquinas agrícolas com a amônia proveniente da fertilização do solo e do esterco, formando nitrato de amônia (DENTENER, 2015).

2.1.3 Óxidos de enxofre

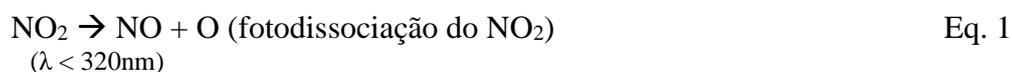
Os óxidos de enxofre são formados majoritariamente a partir da combustão de combustíveis fósseis que contenham enxofre na sua composição – não sendo afetadas por design e tamanho de equipamentos de combustão –, e das emissões de processos que ocorrem em algumas atividades industriais. A emissão de SO_x é composta predominantemente por dióxido de enxofre (SO_2). Em média, cerca de 95% do teor de enxofre é convertido para SO_2 , enquanto de 1 a 5% é oxidado para trióxido de enxofre (SO_3) e de 1 a 3% é emitido como particulado de sulfato (OFFICE OF AIR QUALITY PLANNING AND STANDARDS, 1995).

A regulamentação da quantidade de enxofre no combustível é importante tanto por razões técnicas, quanto ambientais. Tecnicamente, elevados teores de enxofre tendem a reduzir a vida útil dos motores. O SO_x também compromete a atividade de catalisadores de filtros de particulado e de SCR para controle de NO_x , elevando as emissões de particulados e NO_x (DOE, 1999, EPA, 2010, KUMAR *et al.*, 2017). Ambientalmente, o

enxofre gera elevadas emissões de SO₂ e SO₃ – que podem contribuir para a formação da chuva ácida –, além de aumentar a emissão de material particulado, devido à presença de sulfatos. Por fim, o enxofre também representa um indicativo de qualidade do combustível: quanto menor o seu teor, maior a qualidade do produto (ANP, 2019).

2.1.4 Ozônio

O ozônio é um poluente secundário, formado através de reações químicas que acontecem entre o dióxido de nitrogênio, os compostos orgânicos voláteis e a radiação solar, como representado no modelo simplificado de Stern et al (1986) nas Equações 1 a 3.



Onde: M refere-se a um terceiro composto que pode ser oxigênio ou nitrogênio, na atmosfera

Além disso, Prather et al (1995) afirmam que as olefinas, assim como o metano e o monóxido de carbono, junto com NO, geram ozônio troposférico. O monóxido de carbono gera o radical hidroperóxido. Este hidroperóxido regenera a hidroxila e forma o NO₂ que se dissocia segundo a reação para gerar o ozônio troposférico (Equações 4 a 6):



O radical hidroperóxido formado reage com o NO para formar o NO₂. O radical alcoxi, RO, formado, acaba por formar HO₂ e RO₂ na reação com o oxigênio, que também reagem com NO para gerar o NO₂.

No final, temos o mecanismo mais geral de formação de Kley et al. (1991) (Equações 7 a 10):





Onde: NHMC = hidrocarboneto não-metano

Vale ainda notar que para ocorrer a reação $3\text{NO}_2 + \text{H}_2\text{O} = 2\text{HNO}_3 + \text{NO}$ é necessário muito vapor na atmosfera e usualmente ocorre à noite. Isto porque sua constante de equilíbrio, K , é baixa, igual a $0,004 \text{ atm}^{-1}$ (25°C). Porém, com o excesso de água, 10% de NO_2 é convertido a ácido nítrico (Kley, 1997). Por isso, durante o dia, sem grande umidade no ar, a formação de O_3 é favorecida, se na atmosfera houver VOCs.

O ozônio tem efeitos diferentes, dependendo da camada da atmosfera em que se encontra. Quando na estratosfera, a camada de ozônio absorve a radiação solar, sendo responsável por diminuir a quantidade de raios ultravioletas que chegam à superfície terrestre. No entanto, quando na troposfera, a camada inferior da atmosfera, ele é altamente oxidante, agravando problemas de saúde em idosos e crianças, bem como afetando a vegetação e o ecossistema (EPA, 2020b). Por isso, o ozônio é considerado o segundo poluente mais importante em relação aos riscos para a saúde humana (HENDRIKS *et al.*, 2016). Além disso, o ozônio absorve radiação infravermelha, sendo considerado também um GEE.

2.2 Poluição atmosférica no mundo e no Brasil

2.2.1 Estados Unidos

Nos EUA, as primeiras regulamentações sobre controle da poluição em nível federal surgiram em 1955 (KUKLINSKA *et al.*, 2015). Nesta data, o congresso aprovou o Ato de Controle da Poluição do Ar (*Air Pollution Control Act*), que reconhecia a emissão de poluentes como um problema de ordem pública e previa recursos para pesquisa sobre o tema. Esse ato determinava, ainda, que o controle da poluição era responsabilidade dos governos estaduais.

Em 1963, surgiu o primeiro *Clean Air Act* (CAA), que autorizava o desenvolvimento de um programa nacional visando enfrentar essa questão. Ele também autorizava pesquisas em técnicas que monitorassem e minimizassem a poluição do ar. Apesar disso, esse ato não determinava reduções nos níveis de poluentes atmosféricos (KUKLINSKA *et al.*, 2015).

O CAA foi emendado pelo *Motor Vehicle Pollution Control Act* (MVPC) em 1965. Ele estabelecia os primeiros limites de emissão para veículos comerciais leves, definindo reduções para hidrocarbonetos e CO em relação aos níveis de 1963. Esses limites deveriam se aplicar a todos os modelos de veículos comerciais leves a partir de 1968.

Em 1967, surgiu o *Air Quality Act* (AQA). Ele estabelecia que os estados seriam responsáveis por criar padrões de qualidade do ar, desde que condizentes com os critérios estabelecidos pelo governo federal. A ideia era que os estados se coordenassem para controlar as emissões entre eles, porque os poluentes se dispersam pela vizinhança de cada localidade. Os estados deveriam criar planos para implementar os padrões que seriam definidos. Além disso, o AQA permitiu que o governo federal expandisse os estudos sobre inventários, técnicas de monitoramento e de controle da poluição do ar.

Em 1970, houve uma grande emenda no *Clean Air Act*, que determinava, dentre outras medidas, o estabelecimento de padrões nacionais para a qualidade do ar, emissões de fontes estacionárias e poluentes nocivos. Autorizava, ainda, lançamento de requerimentos para controle da emissão de veículos (EPA, 2020). Os poluentes tratados neste documento foram SO₂, NO₂, CO, O₃, PM e chumbo (KUKLINSKA et al., 2015).

No mesmo ano foi criada a *Environment Protection Agency* (EPA). A definição de padrões e gestão da qualidade do ar em nível nacional, acompanhamento e supervisão de políticas estaduais estão entre as suas principais atribuições (KUKLINSKA et al., 2015).

O CAA passou por uma segunda emenda em 1990. Houve o estabelecimento de limites de emissão para fontes específicas e poluentes nocivos, incluindo novos poluentes na legislação. Foi definido um programa de duas fases com o objetivo de reduzir a emissão de SO₂ nas usinas de geração de eletricidade. Primeiramente, as plantas mais emissoras teriam cinco anos para reduzir suas emissões desse poluente. Em segundo lugar, a partir de 2000, as plantas menos emissoras também deveriam cumprir limites de emissão estabelecidos no ato. Esse programa permitia a comercialização de licenças de emissão para o dióxido de enxofre entre plantas de geração de eletricidade.

Além disso, o CAA de 1990 trouxe normas mais rígidas para poluentes emitidos por veículos e o incentivo para utilização de combustíveis alternativos. Por fim, foi determinada a redução de uso de substâncias geradoras de ozônio.

Em termos de definição de responsabilidades, o ato determinava que os estados deveriam escrever um plano de execução para o atingimento dos objetivos do CAA de

1990 e apresentá-lo ao governo federal. Nesse plano, denominado *State Implementation Plan* (SIP), eles poderiam apresentar padrões mais restritivos que os nacionais, nunca menos.

O CAA e os SIPs continuam existindo até os dias de hoje, sendo adaptados sempre que necessário. O CAA define os padrões que devem ser revistos a cada cinco anos, porque eles devem acompanhar o estado da arte das tecnologias de controle (IEMA, 2012). No caso de existir uma tecnologia que é capaz de controlar mais emissões do que o padrão, esse valor deve ser revisto.

Em termos estaduais, cada estado continua com o dever de apresentar ao governo federal o seu próprio SIP. Esses planos devem conter os seguintes elementos:

- Monitoramento da qualidade do ar;
- Inventário de emissões;
- Quantificação das reduções necessárias;
- Limites obrigatórios de emissões;
- Disponibilização da informação a sociedade em geral.

Para o caso de não cumprimento das metas estabelecidas e/ou não observância de melhoria na qualidade do ar da região analisada, o estado pode deixar de receber recursos federais para obras de infraestrutura, por exemplo, construção de rodovias. Além disso, o governo federal pode passar a ser o responsável pela política de controle do estado, transformando o *State Implementation Plan* em *Federal Implementation Plan* (FIP).

Segundo IEMA (2012), atualmente, os EUA estabelecem padrões de qualidade do ar para CO, chumbo, NO₂, O₃, PM₁₀, PM_{2,5} e SO₂.

O setor de transportes trata-se de um caso particular, porque é regulado por dois padrões de emissão: (i) um federal, estabelecido pela EPA e (ii) um estabelecido pelo estado da Califórnia (*California Air Resources Board – CARB*), que é mais rigoroso.

O poluente mais regulado é o PM_{2,5} (KUKLINSKA *et al.*, 2015). Como o óleo diesel emite muito mais material particulado do que a gasolina, tanto o governo federal quanto a Califórnia optaram por atuar primeiramente no diesel. Para os veículos de passageiros, os limites válidos atualmente são o TIER 3 e LEV III, que definem padrões consideravelmente diferentes para o PM_{2,5}: 22 mg/km e 4 mg/km respectivamente. Essa informação reflete o interesse da Califórnia em reduzir a emissão de dióxido de enxofre com uma velocidade muito maior do que o governo federal.

2.2.2 União Europeia

As primeiras experiências de controle de poluição da Europa foram observadas no Reino Unido na segunda metade do século XIX, com os *Alkali Acts*. O objetivo era reduzir a emissão de ácido muriático gasoso, um poluente gerado na produção do carbonato de sódio. O primeiro *Alkali Act* data de 1863. Ele sofreu emendas em 1874, 1881, 1892 e 1906, sempre focando em poluentes da indústria química. Em 1958, o *Alkali Order* generalizou reduções de poluentes para emissão de resíduos industriais e fumaça oriunda do tabaco.

Historicamente e até os dias de hoje, a Europa trabalha com dois tipos de limites de concentração de um determinado poluente (IEMA, 2012):

- Valores-alvo: devem ser atendidos na medida do possível até uma certa data. Se não forem atendidos, não geram punições.
- Valores-limite: devem ser atendidos obrigatoriamente a partir da data que entram em vigor. Se não forem, podem gerar punições.

A primeira iniciativa em termos de União Europeia veio apenas em 1979, na convenção de Genebra. Naquele momento, surgiu o consenso de que o controle da poluição atmosférica era importante. As diretivas seguintes, estabelecidas durante a década de 1980, trataram especificamente dos poluentes: SO₂, NO_x, NH₃, compostos voláteis orgânicos, metais pesados, poluentes orgânicos persistentes (POPs), PM₁₀ e PM_{2.5} (KUKLINSKA *et al.*, 2015).

Em 1990, surgiu a Agência Ambiental Européia (*European Environmental Agency, EEA*). As suas principais atribuições atualmente são (KUKLINSKA *et al.*, 2015):

- Combate às mudanças climáticas;
- Combate à perda de biodiversidade e identificação de mudanças no uso do solo;
- Proteção da saúde humana e qualidade de vida;
- Exploração e gerenciamento de recursos naturais e resíduos;
- Divulgação de relatórios quinquenais sobre o estado do meio-ambiente, assim como revisões de publicações e eventos relevantes.

Em 1992, a Comissão Europeia lançou uma diretiva que estabeleceu valores-alvo para a emissão de ozônio. Em 1996, foi publicada uma diretiva importante (96/62/EC): *Ambient Air Quality Assessment and management*, que definiu limites para a qualidade

do ar e ações para prevenir ou limitar os efeitos da poluição atmosférica sobre a saúde humana e o meio-ambiente.

Além disso, a diretiva 96/62/EC também definiu métodos e critérios de avaliação da qualidade do ar que deveriam ser adotados por todos os países da União Europeia. Embora tenha destacado a importância da definição de padrões de qualidade do ar para a saúde humana, a diretiva não foi efetiva, porque definiu limites permissivos para compostos químicos específicos (KUKLINSKA *et al.*, 2015).

Esta diretiva gerou quatro diretivas subsequentes, que determinavam limites para diferentes poluentes, que deveriam ser atingidos em uma data específica. A diretiva 1999/30 tratou de dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio, monóxido de nitrogênio, poeira e chumbo. A diretiva 2000/69 estabeleceu limites para monóxido de carbono e benzeno. Já a diretiva 2002/3 tratava do ozônio na atmosfera. Por fim, a diretiva 2004/107 estabeleceu valores-limites para arsênio, cádmio, níquel e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs – *Polycyclic Aromatic Hydrocarbon*).

Assim como os EUA, a Europa também implementou normas e limites para as fontes estacionárias e motores de veículos. Para as fontes estacionárias, o foco foi a definição de limites para a emissão de SO₂ e NO_x nas plantas de geração de eletricidade movidas a carvão. Para os veículos, foi feita uma diretiva para automóveis e uma para caminhões.

Em 2001, houve a criação do CAFE (*Clean Air for Europe Programme*): programa com o objetivo de verificar se as legislações vigentes já eram suficientes para atingir os objetivos ambientais europeus⁵. Em 2005, a Comissão Europeia apresentou uma estratégia temática de combate à poluição, afirmando que era importante atualizar a regulação sobre os poluentes mais importantes.

Como resultado desse diagnóstico, um novo marco regulatório foi a diretiva de 2008, que começou a vigorar em 2010, substituindo outras diretivas mais antigas. Essa diretiva de 2008 determinava que os Estados devem garantir que os níveis estabelecidos de substâncias no ar sejam respeitados. Ela estabelecia, ainda, padrões mínimos, mas permite que os Estados definam padrões mais rigorosos se julgarem necessário.

A diretiva de 2008 demonstra preocupação com as partículas finas (PM_{2.5}), obrigando que níveis máximos de concentração de PM_{2.5} fossem definidos. A principal

⁵ Esses objetivos eram definidos nos EAPs: *Environment Action Programme*

motivação para essa determinação é que essas partículas podem afetar consideravelmente a saúde humana (KUKLINSKA et al., 2015). As evidências científicas dessas descobertas subsidiaram a Comissão Europeia a implementar limites e a demonstrar preocupação com o material particulado fino. Foram definidos valores-limite e valores-alvo para esse poluente (IEMA, 2012). Adicionalmente, essa regulamentação considera as diferenças sociais, econômicas e ambientais de cada Estado-membro da União Europeia, dando mais prazo para alguns Estados cumprirem as exigências, por exemplo.

Uma importante determinação da diretiva de 2008 é que os Estados-membro da Europa devem elaborar planos de qualidade do ar para as regiões definidas. Esses planos devem conter:

- Dados sobre a localização da poluição atmosférica;
- Informações sobre movimentação dos poluentes (origens e destinos das partículas);
- Situação atual de cada Estado-membro, incluindo justificativas de não-atendimento dos padrões, quando necessário;
- Planos e medidas a serem aplicadas para melhorar a qualidade do ar e monitoramento dos efeitos resultantes;
- Descrição das medidas de gerenciamento e controle da poluição atmosférica, considerando tempo esperado para o atingimento do objetivo, melhoria projetada na qualidade do ar e cronograma de implementação das medidas.

Nos dias de hoje, a Europa define valores-limites para PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, CO, chumbo e benzeno e valores-alvo para PM_{2.5}, ozônio, arsênio, cádmio, níquel e PAHs (IEMA, 2012).

2.2.3 Japão

O Japão é um país que merece destaque quando se trata de efficientização dos transportes, contribuindo para a redução da poluição do ar. O país fez grandes investimentos em transporte público, em mobilidade não rodoviária, e fomentou a comercialização de veículos mais limpos e eficientes (UNEP, 2015). Com isso, atualmente, alcançou alguns resultados como possuir uma das malhas ferroviárias mais utilizadas do mundo, ter 16% dos trajetos feitos de casa para o trabalho por bicicletas, e concessão de isenção de impostos para compra de veículos verdes e eficientes (UNEP, 2015).

No Japão, a qualidade do ar se deteriorou muito nas décadas de 1950 e 1960, tendo melhorado a partir da primeira regulação sobre fontes estacionárias (*Air Pollution Control Law*), em 1968 (MIDORI, 2015). Nessa época, houve também a criação da Agência do Meio Ambiente (posteriormente transformada no Ministério do Meio Ambiente), e do estabelecimento dos padrões de qualidade ambiental (WAKAMATSU *et al.*, 2013). Como na maioria dos países, os estados e municípios devem seguir as legislações nacionais, podendo ser mais restritivos (MIDORI, 2015).

No entanto, a alta concentração de poluentes persistiu em cidades como Tóquio e Osaka até a década de 1990 devido ao alto uso de veículos. Por isso, em 1992, foi lançada a *Automobile NO_x Law*, para redução da emissão de NO_x de automóveis em determinadas áreas. Em 2001, essa lei foi emendada para considerar também a emissão de material particulado (WAKAMATSU *et al.*, 2013). Além disso, algumas medidas adicionais foram adotadas para reduzir ainda mais a concentração de gases poluentes. Na área metropolitana de Tóquio, só são autorizados veículos que obedecem limites de emissões mais restritivos que os nacionais (MIDORI, 2015).

Adicionalmente, o Ministério da Economia, Comércio e Indústria e o Ministério da Terra, Infraestrutura, Transporte e Turismo estabeleceram padrões para a melhoria da eficiência dos combustíveis usados nos automóveis no país (LIBRARY OF CONGRESS, 2019). Para o estabelecimento desses padrões são considerados os melhores índices de eficiência existentes, bem como a prospecção de desenvolvimento tecnológico no futuro próximo (LIBRARY OF CONGRESS, 2019).

2.2.4 Poluição atmosférica no Brasil

O monitoramento e controle da poluição atmosférica no âmbito nacional começou a se estruturar em 1989 através da Resolução CONAMA nº 05/1989 (BRASIL, 1989) que institui o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar (PRONAR), definindo seus objetivos, principais agentes e suas competências. O PRONAR foi criado a partir de um entendimento de que o desenvolvimento industrial e urbano, juntamente com o crescimento da frota de veículos, o aumento de desmatamentos e de queimadas, entre outros fatores, levam ao aumento da concentração de poluentes atmosféricos, provocando danos à saúde e ao ecossistema.

Nesse contexto, o PRONAR tem o objetivo de ser um instrumento nacional da gestão ambiental, garantindo a proteção da saúde e a melhoria da qualidade de vida da

população, através de melhorias da qualidade do ar. Para tal, o PRONAR estabelece a necessidade da adoção de limites máximos de emissão para fontes poluidoras e a adoção de padrões de qualidade do ar em todo âmbito nacional (BRASIL, 1989). Além disso, define como estratégica a criação de uma Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade do Ar, o licenciamento prévio das fontes de poluição, e a criação de um inventário nacional de fontes de emissão de poluentes atmosféricos.

O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) é colocado como órgão responsável pela coordenação do PRONAR junto aos diversos órgãos estaduais e municipais e às entidades privadas (BRASIL, 1989). Cabe ao IBAMA o apoio na formulação dos programas de controle e inventários do PRONAR. Por outro lado, cabe aos estados a criação de programas estaduais de controle da poluição do ar, podendo determinar, inclusive, limites mais restritivos do que os limites federais. Nesse caso, deve-se cumprir sempre aquele limite que for mais restritivo.

Os instrumentos utilizados para viabilizar o PRONAR são o estabelecimento de limites máximos de emissão e padrões da qualidade do ar, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), o Programa Nacional de Controle da Poluição Industrial (PRONACOP), o Programa Nacional de Avaliação da Qualidade do Ar, o Programa Nacional de Inventário de Fontes Poluidoras do Ar e os Programas Estaduais de Controle da Poluição do Ar (BRASIL, 1989).

A primeira principal contribuição do PRONAR veio com a Resolução CONAMA nº 03/1990 (BRASIL, 1990a), que definiu os primeiros padrões de qualidade do ar, tendo como base as recomendações da Organização Mundial da Saúde (MMA, 2019a). Além disso, definiu as concentrações de poluentes atmosféricos a partir das quais a saúde e o meio ambiente podem ser afetados e firmou a necessidade de elaboração de um Plano de Controle de Emissões Atmosféricas por parte dos órgãos ambientais estaduais e distrital.

Nessa mesma linha de complementar o PRONAR, a Resolução CONAMA nº 08/90 (BRASIL, 1990b) estabeleceu os primeiros limites máximos de emissão de poluentes no ar, para partículas totais (TPS) e dióxido de enxofre (SO₂), referente aos processos de combustão externa em fontes fixas. Nesse momento, os limites nacionais foram estabelecidos para carvão mineral e óleo combustível, ficando a cargo dos estados o estabelecimento de limites para outros combustíveis, se necessário.

Apenas em 2006 houve uma atualização dos limites de emissão por meio da Resolução CONAMA nº 382/06 (BRASIL, 2006), que estabeleceu novos limites máximos para fontes fixas instaladas a partir de 2007, especificando esses valores por

tipo de fonte e de combustível. Além disso, restringe a emissão de treze segmentos industriais para os principais poluentes atmosféricos. Essas resoluções foram uma das ações com maior impacto ambiental aprovada pelo CONAMA até então, permitindo uma diminuição das emissões industriais e de impactos na saúde, uma vez que muitas indústrias no Brasil se encontram em áreas densamente populadas (MMA, 2019a). Essa resolução foi complementada pela Resolução CONAMA nº 436/11 (BRASIL, 2011c), que trata de fontes fixas instaladas antes de 2007. Dessa forma, essas resoluções juntas visam modernizar as instalações mais antiga, igualando suas emissões com as emissões das instalações mais novas (Tabela 1).

Tabela 1 – Limites máximos de emissão para fontes fixas estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 382/06 e nº 436/11

mg/Nm ³ base seca	Resolução CONAMA nº 382/06				Resolução CONAMA nº 436/11			
	Fontes instaladas a partir de 2007				Fontes instaladas antes de 2007			
	Potência (MW)	MP	NO _x	SO _x	Potência (MW)	MP	NO _x	SO _x
Óleo Combustível (3% O₂)	<10	300	1.600	2.700	<10	300	1.600	2.700
	10 - 70	250	1.000	2.700	10 - 70	250	1.000	2.700
	> 70	100	1.000	1.800	> 70	100	1.000	1.800
Gás Natural (3% O₂)	10 - 70	-	320	-	10 - 70	-	400	-
	> 70	-	200	-	> 70	-	320	-
Biomassa Cana-de- Açúcar (8% O₂)	<10	280	-	-	<50	520	-	-
	10 - 75	230	350	-	50 - 100	450	350	-
	> 75	200	350	-	> 100	390	350	-
Derivados de Madeira (8% O₂)	<10	730	NA	-	<10	730	NA	-
	10 - 30	520	650	-	10 - 50	520	650	-
	30 - 70	260	650	-	> 50	300	650	-
	> 70	130	650	-				-

Fonte: Elaboração própria com base em (BRASIL, 2006, 2011c)

Em novembro de 2018, a Resolução CONAMA nº 491/18 (BRASIL, 2018) estabelece novos padrões de qualidade do ar (Tabela 2), baseados nos valores guia de qualidade do ar recomendados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) em 2005 (WHO, 2006).

Tabela 2 – Guidelines da OMS para concentração atmosférica

	média anual ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	média 24-horas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	média 1-hora ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	média 8-horas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	média 10- minutos ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
PM _{2.5}	10	25			
PM ₁₀	20	50			
NO ₂	40		200		
O ₃				100	
SO ₂		20			500

Fonte: Elaboração própria baseada em (WHO, 2006)

No entanto, passados 30 anos da instituição do PRONAR a realidade atual é bem diferente daquela prevista em 1989. Dois estudos sobre diagnóstico da rede de monitoramento no Brasil, o primeiro feito pela Instituto de Energia e Meio Ambiente (IEMA) em 2014 (IEMA, 2014), e o segundo feito pelo Instituto Saúde e Sustentabilidade (ISS) em 2019 (ISS, 2019) mostram que as estações de monitoramento cobrem pouco do território nacional e provêm dados de baixa qualidade. Apenas sete unidades federativas (Distrito Federal, Espírito Santo, Minas Gerais, Pernambuco, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul e São Paulo) monitoram a qualidade do ar, com um total de 375 estações de monitoramento, sendo 319 ativas (ISS, 2019). Dessas estações ativas, 93% ficam na região Sudeste, e a informação disponibilizada é em sua maior parte qualitativa, desatualizada e descontínua. Dessa forma, a falta de constância e da qualidade dos dados coletados compromete o tipo de informação que se pode analisar, como por exemplo, correlações significativas de causa e efeito da presença de contaminantes com danos à saúde (IEMA, 2014). Outro dado relevante é que cerca de 47% das estações são privadas, instaladas para fins de licenciamento ambiental e utilizadas pelo estado para o monitoramento, e a maioria não apresenta dados em tempo real (ISS, 2019).

Quando se analisam os casos dos estados que elaboram o inventário de emissões de gases poluentes para fontes fixas e móveis, encontram-se apenas cinco: Espírito Santo, Minas Gerais, Pernambuco, Rio de Janeiro e São Paulo, mas em geral sem atualizações periódicas. O estado de São Paulo é o que apresenta os dados mais atualizados. Por meio da CETESB, elabora-se os Planos de Controle de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo a cada três anos, além dos relatórios anuais de emissões veiculares (CETESB, 2019a). Essa conjuntura mostra uma ineficácia na aplicação do PRONAR.

2.2.4.1 Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE)

O Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), foi criado e regulamentado pela Resolução CONAMA nº 18/86, com o objetivo de reduzir a emissão de poluentes atmosféricos provenientes de veículos automotores, fomentar o desenvolvimento tecnológico nacional, criar programas de inspeção e manutenção para veículos em atividade, conscientizar a população sobre os problemas da poluição do ar, entre outros (BRASIL, 1986).

Para tal, o PROCONVE instituiu limites de emissão de monóxido de carbono, hidrocarbonetos, óxidos de nitrogênio, e conteúdo de enxofre no combustível para os veículos leves do ciclo Otto e pesados do ciclo Diesel, estabeleceu exigências tecnológicas para os veículos e padronizou a realização de ensaios de teste. Os primeiros passos do PROCONVE são anteriores ao estabelecimento do Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar (PRONAR).

Ao longo dos anos, os limites do PROCONVE têm sido atualizados e expandidos através do lançamento de novas fases do programa. Sendo assim, os limites foram se tornando mais restritivos e são representados pelas fases “L” (L1 a L8) para os veículos leves, a pelas fases “P” (P1 – P8) para os veículos pesados. Uma nova etapa chamada de MAR foi incluída no PROCONVE e se destina a limitar emissões de máquinas agrícolas e rodoviárias (BRASIL, 2011b). Além disso, foi criado o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares (PROMOT) para controlar as emissões de ciclomotores, motocicletas e similares, que tem são representados pelas fases “M”.

Atualmente, estão em vigor as fases L6, para os veículos leves, P7, para os veículos pesados, e M4, para as motocicletas, já estando aprovadas as fases seguintes para todos os veículos (Tabela 3 Tabela 1). As fases do PROCONVE tem uma correspondência com as fases do programa europeu de controle de emissões veiculares (EURO), mas com uma diferença considerável no ano de aplicação. Enquanto a fase P7 no Brasil foi aplicada em 2012, a fase correspondente EURO V já havia sido aplicada em 2008 na Europa. O mesmo vale para a próxima fase P8, que será aplicada em 2022, enquanto na Europa já está em vigor desde 2014 (FAÇANHA, 2016).

A Tabela 3 traz a cronologia de implementação das fases do PROCONVE, enquanto as Tabela 4, Tabela 5, Tabela 6 trazem seus limites para monóxido de carbono

(CO), hidrocarbonetos (HC), óxidos de nitrogênio (NO_x), material particulado (PM), hidrocarbonetos não-metano (NMHC) , metano (CH₄), aldeídos (RCHO) e dióxido de carbono (CO₂).

Tabela 3 – Fases do PROCONVE/PROMOT e datas de aplicação

Fase	Resolução	Data de implementação
Motocicletas e ciclomotores		
M1	Res. CONAMA nº 297, de 26 de fev. de 2002	01/01/2003
M2	Res. CONAMA nº 342, de 25 de set. de 2003	01/01/2006
M3	Res. CONAMA nº 342, de 25 de set. de 2003	01/01/2009
M4	Res. CONAMA nº 432, de 13 de jul. de 2011	01/01/2014 (novos modelos) 01/01/2016 (todos)
M5	Res. CONAMA nº 493, de 24 de jun. de 2019 Res. CONAMA nº 456, de 29 de abr. de 2013	01/01/2023 (novos modelos) 01/01/2025 (todos)
Veículos automotores leves		
L1	Res. CONAMA nº 18, de 6 de maio de 1986	01/01/1988
L2	Res. CONAMA nº 18, de 6 de maio de 1986	01/01/1992
L3	Res. CONAMA nº 15, de 13 de dez. de 1995	01/01/1997
L4	Res. CONAMA nº 315, de 29 de out. de 2002	01/01/2007
L5	Res. CONAMA nº 315, de 29 de out. de 2002	01/01/2009
L6	Res. CONAMA nº 415,25 de set. de 2009	01/01/2013 (ciclo Diesel) 01/01/2014 (ciclo Otto)
L7	Res. CONAMA nº 492, de 20 de dez. de 2018	01/01/2022
L8	Res. CONAMA nº 492, de 20 de dez. de 2018	01/01/2025 01/01/2027 01/01/2029 01/01/2031
Veículos automotores pesados		
P1	Res. CONAMA nº 18, de 06 de maio de 1986	1989
P2	Res. CONAMA nº 08, de 31 de ago. de 1993	1994
P3	Res. CONAMA nº 08, de 31 de ago. de 1993	1996
P4	Res. CONAMA nº 08, de 31 de ago. de 1993	2000
P5	Res. CONAMA nº 315, de 29 de out. de 2002	01/01/2006
P6	Res. CONAMA nº 315, de 29 de out. de 2002	01/01/2009
P7	Res. CONAMA nº 403, de 11 de nov. de 2008	01/01/2012
P8	Res. CONAMA nº 490, de 16 de nov. de 2018	01/01/2022

Fonte: Elaboração própria com base em (BRASIL, 1993, 1995, 2002b, a, 2008, 2011a, 2013, 2019, BRASIL *et al.*, 2018, CONAMA, 2018, 1986)

Tabela 4 – Limites do PROCONVE para veículos pesados

PROCONVE	EURO	Ciclo teste	Poluentes (g/kWh)					
			CO	HC	NO _x	PM	NMHC	CH ₄
P-2 (1996)	n.a	R-49	11,2	2,45	14,4	0,6	n,a	n,a
P-3 (2000)	EURO I (1991)	R-49	4,9 / 4,5 ^a	1,2 / 1,1 ^a	9,0 / 8,0 ^a	0,4 / 0,3 ^a	n,a	n,a
P-4 (2002)	EURO II (1996)	R-49	4,0	1,1	7,0	0,15	n,a	n,a
P-5 (2006)	EURO III (2000)	ESC/ELR ETC	2,1 / 5,45	0,66 / n,a	5,0 / 5,0	0,10 / 0,13 ^b / 0,16 / 0,21 ^b	0,78	1,6
P-6 (n.a)	EURO IV (2005)	ESC/ELR ETC	1,5 / 4,0	0,46 / n,a	3,5 / 3,5	0,02 / 0,03	n,a / 0,55	n,a / 1,1
P-7 (2012)	EURO V (2008)	ESC/ELR ETC	1,5 / 4,0	0,46 / n,a	2,0 / 2,0	0,02 / 0,03	n,a / 0,55	n,a / 1,1
P-8 (TBD)	EURO VI (2014)	WHSC WHTC	1,5 / 4,0	0,13 / n,a	0,4 / 0,46	0,01 / 0,01	n,a / 0,16	n,a / 0,5

Nota: n.a – não se aplica.

^a Valores dos padrões EURO.

^b Para motores com menos de 0.75 dm³ de volume aspirado por cilindro e uma velocidade nominal mais de 3000/min.

Fonte: Elaboração própria

Tabela 5 – Limites do PROCONVE para veículos leves

PROCONVE	Poluentes (g/km)						
	CO	HC	NMHC	NO _x	RCHO ^a	PM ^b	
L-1 (1986)	24,0	2,10	n,a	2,0	n,a	n,a	
L-2 (1992)	12,0	1,20	n,a	1,4	0,15	n,a	
L-3 (1997 / 2003)	2,0	0,30	n,a	0,6	0,03	0,05	
L-4 (2005 / 2006 / 2007)	2,0	0,3 ^d	0,16 ^e	0,25 ^c / 0,6 ^b	0,03	0,05	
L-5 (2009 / 2012 ^a)	2,0	0,3 ^d	0,05 ^e	0,12 ^c / 0,25 ^b	0,02	0,05	
L-6 (2013 ^b / 2014 ^g / 2015)	1,3	n,a / 0,3 ^d	0,05 ^e	0,08	n,a / 0,02	0,025 / n,a	

Nota: n.a – não se aplica

^a Apenas para veículos do ciclo Otto, exceto a GNV.

^b Apenas para veículos do ciclo Diesel.

^c Para veículos do ciclo Otto.

^d Apenas para veículos a GNV.

^e Exceto para veículos a GNV

^f Limites de 2.0 caso procedimento câmara de volume variável.

^g Apenas para os novos lançamentos de veículos do ciclo Otto.

Fonte: Elaboração própria

Tabela 6 – Limites do PROCONVE para motocicletas

PROCONVE	Poluentes (g/km)			
	CO	HC	NO _x	CO ₂
M1 (2003)	13,0	3,00	0,3	n,a
M2 (2005 ^a / 2006)	5,5	1,20	0,3	n,a
M3 (2009)	2,0	0,80	0,15	n,a
M4 (2014 ^a / 2016)	2,0	0,8 / 0,56	0,15 / 0,13	^d

Nota: n.a – não se aplica
^a Apenas para os novos lançamentos.
^b Para deslocamento volumétrico $\leq 250 \text{ cm}^3$.
^c Para deslocamento volumétrico $> 250 \text{ cm}^3$.
^d Fabricante deverá informar o valor obtido no ensaio.

Fonte: Elaboração própria

2.2.5 Comparação Brasil, EUA e Europa

A experiência de regulamentações de poluição atmosférica brasileira se mostra semelhante às de EUA e Europa na estrutura de elaboração das regulamentações, com diferenças na execução e nos resultados obtidos. Inicialmente, os três países apresentam uma instituição federal que define programas e regulamentações sobre a poluição atmosférica. Nos EUA, esse órgão é a EPA, enquanto na Europa, a instituição responsável é a Comissão Europeia, formada por membros de todos os países do bloco europeu. No Brasil, a instituição federal com essa incumbência é o IBAMA.

Um foco inicial das regulamentações nos três países foram as fontes móveis. O MVPC de 1965 foi a primeira iniciativa dos EUA dando atenção a essas fontes. Desde então, os limites de emissões vêm sendo atualizados regularmente. A normativa europeia é a EURO e a brasileira é o PROCONVE. A diferença foi o ano em que cada país lançou sua primeira normativa: EUA e Europa o fizeram muito antes do Brasil.

Para as fontes fixas, os três países estabeleceram limites mandatórios, que são atualizados com o tempo por conta da evolução das tecnologias de controle. Uma diferença a ser destacada é que a Europa também estabelece os chamados valores-limites, que são níveis de emissão a serem atingidos, na medida do possível até uma certa data.

Além disso, no que tange a evolução dos limites de emissão de poluentes atmosféricos, Brasil e Estados Unidos definem limites para combustíveis e poluentes específicos, enquanto a Europa limita apenas os poluentes. Por outro lado, nas três regiões os estados podem definir limites mais rígidos do que aqueles definidos pela esfera federal, nunca menos. A Tabela 7 resume essas informações.

Tabela 7 – Comparação entre as experiências

	EUA	Europa	Brasil
Órgão responsável	EPA	Comissão Europeia	IBAMA
Regulamentação fontes móveis	MVPC	EURO	PROCONVE
Objeto de regulamentação	Combustíveis e poluentes	Apenas poluentes	Combustíveis e poluentes

Fonte: Elaboração própria

Outra diferença importante da experiência dos países é que EUA e Europa apresentam um mapeamento satisfatório das áreas de poluição atmosférica dos seus respectivos territórios. Com isso, eles são aptos a reconhecer as diferenças entre as regiões de um mesmo local e alinhar as metas com as especificidades de cada localidade. Esse é um dos condicionantes mais importantes para a eficácia da política de controle da poluição local (KUKLINSKA et al., 2015).

Já o Brasil não apresenta um mapeamento adequado. Apenas sete estados monitoram a qualidade do ar e somente cinco elaboram inventários de emissões de gases poluentes (ISS, 2019). Isso mostra que o país enfrenta dificuldades para mapear as emissões de poluentes atmosféricos em toda a extensão de seu território.

Além da falta de monitoramento completo da poluição atmosférica, a experiência brasileira se diferencia das experiências de EUA e União Europeia pelo fato de que as unidades federativas não têm a obrigação de elaborar planos com informações referentes à poluição atmosférica. Na Europa e EUA, esses planos apresentam a descrição das medidas de controle a serem implementadas, melhoria esperada da qualidade do ar e monitoramento da situação da poluição atmosférica em cada localidade. ISS (2019) destaca, inclusive, que o PRONAR fracassou justamente pelo fato de não ter estabelecido metas e sanções ao não cumprimento das mesmas.

2.3 Medidas de controle

As emissões atmosféricas podem ser controladas através de diversas formas, dependendo do tipo de tecnologia e do poluente em questão. Nessa seção, serão apresentadas as principais medidas de controle, separadas entre fontes de combustão e outras emissões. Dentre as fontes de combustão, tem-se as fontes fixas, abrangendo indústria, usinas e edificações, e as fontes móveis, que tratam do setor de transportes.

Dentre as outras emissões, tem-se as emissões de processo e emissões fugitivas. Para cada uma dessas categorias, são apresentadas as principais medidas de redução de emissões atmosféricas para os NO_x, SO₂ e material particulado, que são os poluentes considerados nessa tese.

2.3.1 Fontes de combustão

2.3.1.1 Fontes fixas

As fontes fixas de emissão são “qualquer instalação, equipamento ou processo, situado em local fixo, que libere ou emita matéria para a atmosfera, por emissão pontual ou fugitiva” (BRASIL, 2006). Elas ocupam uma área relativamente limitada, e, por isso, é possível que as emissões sejam avaliadas diretamente na fonte (MMA, 2019a). Como exemplo de algumas fontes fixas de combustão, tem-se caldeiras e fornos industriais, turbinas em usinas termelétricas, fogões e aquecedores em residências. A seguir são apresentadas as principais medidas de controle, separadas por poluente. Parâmetros técnico-econômicos dessas medidas são apresentadas na metodologia (subseção 3.2.2.3).

2.3.1.1.1 Material Particulado

O material particulado emitido por uma fonte fixa de combustão pode ser removido de algumas formas antes de ser lançado na atmosfera.

Ciclones

O princípio de separação do material particulado no ciclone consiste no uso da força centrípeta, empurrando o material sólido para a parede do recipiente, e deixando o fluxo gasoso passar (PRABHANSU *et al.*, 2015). Ele pode operar a temperaturas de 1000°C e é uma das tecnologias mais difundidas para a separação do material particulado. A eficiência do ciclone depende do diâmetro e da massa da partícula, sendo mais indicadas para partículas maiores (PM₁₀) (KLIMONT, Z. *et al.*, 2002, VISCONDI *et al.*, 2016). Os ciclones possuem um custo mais baixo, mas, em geral, não conseguem atingir as regulamentações de qualidade do ar. Sendo assim, ele é utilizado em conjunto com outros equipamentos, fazendo uma separação inicial, antes do fluxo gasoso seguir para um próximo estágio de controle (VISCONDI *et al.*, 2016). Para o caso brasileiro, os ciclones são usados conjuntamente com o precipitador eletrostático, aumentando a eficiência da separação (CETESB, 2017).

Lavadores úmidos

Os lavadores úmidos agem por absorção, através da injeção de gotículas de água que se misturam aos poluentes, fazendo com que eles sejam separados do gás (SOUZA, Rodrigo Chauvet de, 2013). Eles conseguem lidar com substâncias inflamáveis e explosivas, e resfriar os gases. No entanto, o fluido residual da lavagem torna o descarte mais trabalhoso, necessitando de um sistema para tratar o efluente (SOUZA, Rodrigo Chauvet de, 2013). Dentro os diversos tipos de lavadores, o mais utilizado é do tipo Venturi, que alcançam altas eficiências para partículas maiores que $0.5 \mu m$, embora possuam um maior gasto de energia.

Precipitadores eletrostáticos

Os precipitadores eletrostáticos são equipamentos que criam um forte campo elétrico capaz de ionizar as moléculas do gás que passa por eles. Essas moléculas ionizadas são atraídas para as placas eletrificadas com a carga oposta e assim são coletadas. Para não comprometer a eficiência da limpeza, é necessário que se faça a remoção periódica das partículas, podendo retirá-las a seco, ou através de lavagem (KLIMONT, Z. *et al.*, 2002). Os precipitadores eletrostáticos têm sido usados em processos de até $400^{\circ}C$.

Existem vários tipos de precipitadores utilizados, variando no formato, tamanho e quantidade de estágios, que podem ser adaptados para melhor atender cada situação. Quando utilizados após os coletores mecânicos – como os ciclones, que conseguem remover as partículas maiores –, a eficiência do coletor eletrostático pode chegar a 99% (CETESB, 2017).

Filtro mangas

O filtro de mangas é uma barreira física que filtra a passagem de partículas. O gás passa por um tecido poroso onde as partículas se acumulam, formando uma torta pastosa. Essa torta é removida, e o filtro pode ser utilizado novamente. O filtro de mangas suporta temperatura até $250^{\circ}C$, apenas (PRABHANSU *et al.*, 2015); por isso, deve-se ter cuidado ao tipo de material escolhido para o filtro, se adequando à aplicação (VISCONDI *et al.*, 2016) e à temperatura máxima da operação. Uma forma de reduzir o risco de incêndios, é a utilização de um coletor mecânico anteriormente ao filtro de mangas (CETESB, 2017).

2.3.1.1.2 NO_x

Existem diversas maneiras de controlar a emissão do NO_x. Essencialmente, elas atuam nas condições de queima, de maneira que se forme menos NO_x na câmara de combustão, ou atuam após a formação do NO_x, reduzindo-o a nitrogênio molecular. Em relação às medidas de controle de formação do NO_x, destacam-se as seguintes (COFALA *et al.*, 1998a):

- Queimadores de baixo NO_x (*lowNO_x*): realizam a combustão em etapas, resultando em uma chama final mais fria quando comparada com a chama gerada no processo de combustão. O princípio de funcionamento dos queimadores de baixo NO_x é a adição do ar em estágios, atrasando a mistura do ar com combustível e retardando a formação do NO_x por elevadas temperaturas (NO_x térmico) (COFALA *et al.*, 1998a), como os queimadores *air staged*, *flue gas recirculation* e *fuel-staged*. Em geral, os queimadores de baixo NO_x são utilizados em boilers e fornos nos setores energético e industrial.
- Requeima: Diferentemente dos queimadores de baixo NO_x em que o ar é acrescentado em estágios, no processo de requeima, o combustível é adicionado de forma fracionada. Primeiramente, em um ambiente oxidante, a maior parte do combustível é queimada, gerando NO_x. Em um segundo momento, uma parcela menor de combustível é injetada em um ambiente redutor, favorecendo a reação dos radicais hidrocarbônicos do combustível com o NO_x gerado na etapa anterior, produzindo nitrogênio molecular. Por fim, é necessária a adição de ar, em um terceiro estágio, para que o combustível seja completamente oxidado (VERGNHANINI FILHO, 2016).
- Recirculação de gases da combustão: uma parcela do gás da combustão, contendo o NO_x formado, é injetado na zona de chama primária. Em contato com o oxigênio e o combustível, esse gás reduz a temperatura de queima e a concentração de oxigênio na mistura. Ambos efeitos contribuem para a formação de uma quantidade menor de NO_x. A eficiência de remoção dessa medida fica entre 50% e 60%.
- Oxicombustão: trata-se da utilização de ar rico em oxigênio ou oxigênio puro como gás de combustão. O ar rico em oxigênio reduz a concentração de

nitrogênio da zona de chama e conseqüentemente, a formação de NO_x . O oxigênio puro não forma NO_x .

- Combustão em leito fluidizado: permite maior controle da temperatura de queima. Adicionalmente, requer menores quantidades de combustível, reduzindo assim a formação de NO_x .

Considerando o tratamento pós-combustão, as principais medidas existentes são:

- Redução Catalítica Seletiva (SCR – *Selective Catalytic Reduction*): injeção de um agente redutor no gás de combustão para converter NO_x em nitrogênio gasoso e água (COFALA *et al.*, 1998a), na presença de um catalisador. No caso das fontes fixas, esse agente redutor pode ser hidróxido de amônia ou solução de ureia (CETESB, 2017). A eficiência de remoção varia entre 70% e 80%, em função da quantidade de amônia e da velocidade da reação. Entre os catalisadores típicos, destacam-se óxidos de titânio (mais comum), vanádio, tungstênio, molibdênio, níquel e cromo.
- Redução Não Catalítica Seletiva (SNCR – *Selective Non-Catalytic Reduction*): consiste na injeção de um reagente (amônia ou ureia) nos gases de combustão a determinada temperatura para reduzir o NO_x em nitrogênio gasoso, água e gás carbônico. Como não requer o uso de catalisador, a SNCR é uma tecnologia mais barata do que a SCR, tanto em termos de custo de investimento quanto manutenção, porque não necessita da reposição do catalisador. Também apresenta um menor consumo energético e necessita de menos espaço, em comparação à SCR (COFALA *et al.*, 1998a), além de poder operar a maiores temperaturas, o que não é o caso da SCR, que demanda resfriamento do gás exausto. Foi originalmente desenvolvida para plantas de óleo e gás no Japão, mas é atualmente utilizada para fontes de combustão diversas, como caldeiras, fornos de cimento, unidades de processamento da indústria siderúrgica, entre outros (SORRELS, 2015). No entanto, é necessário averiguar caso a caso, se as características de temperatura, concentração de NO_x , e facilidade de instalação do dispositivo de injeção do reagente tornam essa opção viável (SORRELS, 2015).

2.3.1.1.3 SO₂

As principais medidas de controle da emissão do SO₂ são modificação no processo de combustão (calcário e leito fluidizado) e dessulfurização do gás de combustão.

- Modificação da combustão: trata-se da adição de calcário nas caldeiras convencionais e em leito fluidizado, capturando o SO_x durante a combustão (COFALA *et al.*, 1998b). Sua eficiência de redução varia entre 50% a 60% e seus custos de investimento são baixos. Uma desvantagem é que necessita de muito calcário por unidade de SO_x removida, gerando uma elevada quantidade de resíduo. Os setores que utilizam essa medida são o industrial e o setor elétrico, especificamente térmicas a carvão.
- Dessulfurização de gases de combustão (FGD – *flue gas desulphurization*): o gás da combustão reage com um agente adsorvente que retira o SO_x, transformando-o em algum subproduto, dependendo do adsorvente (Srivastava, 2000). Por exemplo, o gás da combustão pode receber a pulverização de uma mistura de calcário e água. O calcário entra em contato com o SO₂, gerando sulfito de cálcio. Este, por sua vez, reage com o oxigênio produzindo gesso. A eficiência de remoção desse processo varia entre 85% e 90% e suas principais aplicações são em termelétricas a carvão, plantas incineradoras de resíduos e indústrias (COFALA *et al.*, 1998b). Além do calcário, outros materiais podem servir de adsorvente, como cal e água do mar (Srivastava, 2000). Quando o subproduto gerado é um líquido e o gás de combustão resultante é saturado com a mistura, o processo de dessulfurização recebe o nome de dessulfurização úmida. Caso o subproduto seja um sólido e o gás de combustão resultante do processo não é saturado com a mistura, ele recebe o nome de dessulfurização seca (Srivastava, 2000). Além disso, algumas tecnologias de dessulfurização utilizam o SO_x removido para gerar ácido sulfúrico, enxofre elementar ou óxido de enxofre líquido. Nesse caso, elas recebem a denominação de “dessulfurização regenerável” (*flue gas desulfurization regenerable*) e podem atingir cerca de 97% de remoção do SO_x.

2.3.1.2 Fontes móveis

As medidas de controle consideradas para as fontes móveis foram as regulamentações existentes limitando as emissões de PM, NO_x e teor de enxofre nos combustíveis.

A fase atual do PROCONVE, P7, exigiu não só novos limites de emissão, como também modificações nos motores dos veículos pesados, novos sistemas de tratamentos dos gases do escapamento, redução do teor de enxofre no diesel, e sistemas de controle de emissões (ANFAVEA, 2012). Para atender a nova legislação, os veículos devem ter uma das seguintes tecnologias: recirculação do gás de escapamento (EGR – *exhaust gas recirculation*) ou a redução catalítica seletiva (SCR – *selective catalytic reduction*) (ANFAVEA, 2012, TADANO *et al.*, 2014). Além disso, todos os veículos devem ter filtro de partículas no sistema de escape.

O EGR é um processo onde parte do gás de escape é recirculado para dentro da câmara de combustão, reduzindo a temperatura da chama e a concentração de oxigênio, e assim, reduzindo a formação do NO_x (AGARWAL *et al.*, 2006, LI, Xinling *et al.*, 2014). É uma tecnologia bastante estabelecida e efetiva para a inibir a formação do NO_x, capaz de reciclar mais de 50% dos gases de exausto nos motores a diesel (THANGARAJA *et al.*, 2016). Uma avaliação de diversos estudos que testaram o uso de biodiesel com EGR nos motores a diesel (THANGARAJA *et al.*, 2016) mostrou que o uso de biodiesel reduz a emissão de NO_x em diferentes proporções, dependendo do quanto se utiliza da recirculação de gases.

Na redução catalítica seletiva, um catalisador é utilizado para reduzir o NO_x já formado, em N₂ e água (HOEKMAN *et al.*, 2012). É um sistema estabilizado e muito utilizado (TADANO *et al.*, 2014), e tem como o agente redutor o ARLA-32 (Agente Redutor Líquido de NO_x Automotivo) (BRASIL *et al.*, 2018). O processo opera em uma faixa de temperatura de 200 a 600°C, tendo o seu ponto ótimo em 350°C (ASLAN REŞITOĞLU, 2018).

No entanto, as fábricas e montadoras sempre se adequam para cumprir a legislação vigente e, com isso, acabam implementando tecnologias já próprias para esse padrão. Dessa forma, no modelo BLUES, essas tecnologias foram consideradas implicitamente, ao cumprir a legislação vigente. As regulamentações do PROCONVE foram descritas na seção “2.2.4.1 Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores

(PROCONVE”. Abaixo estão as determinações da ANP para o teor de enxofre dos combustíveis, que ainda não foram apresentadas nessa tese.

2.3.1.2.1 SO₂

A Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) publica resoluções determinando o nível de teor de enxofre máximo permitido na gasolina, no óleo diesel e no óleo combustível (para o transporte marítimo). A gasolina tem uso apenas automotivo, em veículos leves. Já o óleo diesel apresenta diversos usos. Entre eles, destacam-se o rodoviário, ferroviário, marítimo, usinas de geração de eletricidade e em máquinas industriais e de construção civil.

A ANP vem determinando a gradual redução nos níveis de enxofre presentes no óleo diesel. A diferenciação dos tipos de óleo diesel é feita com base na concentração de enxofre, na presença de biodiesel e na coloração. Desse modo, o diesel denominado S10 tem 10 ppm de enxofre, enquanto o diesel S500 apresenta 500 ppm de enxofre. O segundo ainda recebe um corante avermelhado para se diferenciar do S10. Além desses, ainda existe o S1800. Sua utilização é permitida apenas em atividades não rodoviárias, como mineração, ferrovias e geração de eletricidade (ANP, 2019).

Quanto à presença de biodiesel no diesel, o óleo diesel pode ser classificado em A ou B, como segue (ANP, 2013):

- Óleo diesel A: combustível produzido majoritariamente nas refinarias, sem mistura com biodiesel.
- Óleo diesel B: mistura de óleo diesel A e biodiesel de acordo com legislações determinativas.

A Tabela 8 mostra os limites de teor de enxofre estabelecidos para o óleo diesel, por tipo de uso e de veículo, bem como os limites para óleo combustível e gasolina.

Tabela 8 – Limites de teor de enxofre nos combustíveis

Tipo de veículo – combustível	Limite (mg/kg)	Resolução ANP	Início em
Uso rodoviário – óleo diesel			
Veículos mais antigos (interior)	1.800	nº 15/2006	2007 - 2013
Veículos mais antigos (metrópoles) ^a	500	nº 15/2006	2007 - 2013
Veículos automotivos – L6 ou P7	10	nº 50/2013	jan/14
Ônibus urbanos	10	nº 50/2013	jan/14
Uso não rodoviário – óleo diesel			
Minação a céu aberto	1.800	nº 45/2012	jan/14
Transporte ferroviário	1.800	nº 45/2012	jan/14
Geração de energia elétrica – centrais elétricas	500	nº 45/2012	jan/14
Geração de energia elétrica (PIE e SP) ^b	1.800	nº 45/2012	jan/14
Óleo diesel marítimos	5.000	nº 52/2010	jan/12
Máquinas agrícolas e rodoviárias – óleo diesel			
Máquinas agrícolas e rodoviárias	300	nº 71/2011	jan/15
Combustíveis marítimos – óleo combustível			
Óleo combustível marítimo	45.000	nº 52/2010	jan/11
Óleo combustível marítimo	35.000	nº 52/2010	jul/12
Óleo combustível marítimo	5.000	nº 789/2019	jan/20
Gasolina A	1.200	nº 40/2013	jan/14
Gasolina C	50	nº 30/2015	jul/17

^a Veículos das fases anteriores ao L6 do PROCONVE.
^b PIE - Produtor independente de eletricidade; SP – central geradora de serviço público outorgados pela ANEEL.

Fonte: ANP (2019)

O limite para veículos mais antigos nas áreas de metrópoles é 72% menor do que o limite das áreas rurais. Isso pode ser entendido como função da maior densidade populacional e conseqüente movimentação de veículos. Tal fato gera uma concentração de gases maior nas áreas metropolitanas do que no interior, justificando a importância de definição de padrões diferentes entre essas áreas.

Adicionalmente, os veículos ciclo diesel das fases L6 e P7 do PROCONVE são obrigados a abastecer apenas com o óleo diesel B S10 desde janeiro de 2014, assim como os ônibus urbanos de certos municípios.

Em termos de gasolina, são definidos diferentes teores de enxofre dependendo do tipo de combustível. Para a gasolina A – que é a que sai da refinaria, sem adição de etanol – o limite é 1200 mg/kg. Já para a gasolina C – que é a gasolina A misturada ao etanol – o teor de enxofre máximo permitido é 50 mg/kg.

2.3.2 Outras emissões

Além das emissões da combustão, são consideradas também emissões de processo e fugitivas, que não podem ser associadas diretamente ao consumo de energia, mas sim à natureza do processo produtivo. As emissões de processo são originadas a partir de uma reação química em algumas atividades industriais, enquanto as emissões fugitivas são relacionadas a processos de moagem, mistura, transporte de substâncias, rosqueamento, vazamentos, entre outras.

Foram consideradas emissões de processo para NO_x , $\text{PM}_{2.5}$ e SO_2 . Os processos industriais associados a essas emissões são a fundição, dessulfurização, processos de fusão da carga metálica e refino na siderurgia, fornos na indústria cerâmica, mineração e pelotização, e produção de cobre, chumbo, zinco e níquel. Na indústria química, por exemplo, foram considerados emissões na produção de fertilizantes ácidos (ácido sulfúrico e ácido nítrico) e produção de ureia.

As emissões fugitivas consideradas no BLUES são basicamente provenientes de processos industriais do setor de ferro gusa e aço. São contabilizadas as emissões de material particulado fino dos processos de sinterização, produção de coque, transferência e carregamento de ferro-gusa, carregamento de sucata, rosqueamento e despejo de escória. Além disso, no setor energético, consideram-se também as emissões fugitivas decorrentes das etapas de produção do petróleo e da mineração do carvão.

2.4 Poluição atmosférica em modelos integrados

Alguns modelos de avaliação integrada (IAMs – *integrated assessment models*) analisam a poluição atmosférica através da contabilização das emissões dos poluentes locais. Os níveis de atividade das tecnologias escolhidas pelo modelo e os fatores de emissão dos poluentes em cada combustível são usados para obter a poluição atmosférica. O cálculo da emissão total dos poluentes analisados pode ser feito via *soft-link* ou *hard-link* entre as informações necessárias.

Na abordagem *soft-link*, a atividade do modelo energético é um insumo para um modelo de cálculo de emissões atmosféricas. Já na abordagem *hard-link*, o cálculo de emissões atmosféricas é feito no próprio modelo integrado.

Nos modelos *soft-link*, os níveis de atividade das tecnologias resultantes do modelo integrado servem como insumo para um modelo de poluição atmosférica, que contém os fatores de emissão dos combustíveis e as tecnologias de controle de emissão para cada poluente. A emissão dos poluentes é calculada de forma exógena e posterior ao modelo integrado, portanto não afeta a decisão do modelo integrado. Na abordagem *hard-link*, os fatores de emissão são inseridos no modelo integrado para, em conjunto com os níveis de atividade, gerarem a emissão total dos poluentes. Desse modo, a emissão de poluentes atmosféricos é um resultado adicional do próprio modelo energético, e afeta a sua decisão.

2.4.1 GAINS

O *Greenhouse gas – Air pollution Interactions and Synergies* (GAINS) (AIR/IIASA, 2020) é um modelo de simulação *bottom-up*, não paramétrico, que serve para estimar as emissões de poluentes atmosféricos e gases de efeito estufa para o longo prazo. Ele é um modelo muito utilizado e reconhecido para análises de poluentes atmosféricos, gases de efeito estufa, e seus impactos ambientais e na saúde (CIUCCI *et al.*, 2016, KIESEWETTER, G. *et al.*, 2015, PUROHIT *et al.*, 2019, ZHANG, Shaohui *et al.*, 2014). Ele possui uma extensa base de dados, com fatores específicos para cada tecnologia e poluente. Os resultados esperados são a concentração dos poluentes analisados, os custos dos cenários de controle e os respectivos impactos à saúde e ao meio ambiente. O modelo recebe dados de entrada dos níveis de atividade energética dos setores transformadores e consumidores de energia. Os fatores de emissão dos gases e medidas de controle de emissões fazem parte da base de dados do modelo. Essa base vem sendo trabalhada há muitos anos, tem sido atualizada constantemente, recebendo

informações específicas de diversos países do mundo e contando com cerca de 2.000 medidas de controle. Adicionalmente, são adotadas premissas de penetração das tecnologias de controle aos cenários analisados. As equações 11 e 12 mostram o cálculo das emissões e dos custos de implementação das medidas de controle.

$$Emissão [t] = Atividade [PJ] \times Fator Emissão \left[\frac{t}{PJ} \right] \times Penetração_Controle[\%] \quad \text{Eq. 11}$$

$$Custos[US\$] = Atividade[PJ] \times Custo Unitário[US\$/PJ] \times Penetração_Controle[\%] \quad \text{Eq. 12}$$

Além de compreender muitos países do mundo com uma versão global dividida em 165 regiões, existem versões mais desagregadas do modelo. Por exemplo, o GAINS Europa inclui 48 países e a versão asiática, 46 províncias/estados de China e Índia. Além disso, o Brasil é representado como uma região no modelo. Em termos temporais, o GAINS permite a elaboração de projeções até 2050, em intervalos de cinco anos (AIR/IIASA, 2020).

A partir da emissão dos poluentes, o GAINS estima a concentração, os impactos à saúde humana e ao uso do solo. Dentre eles, destacam-se perda na expectativa de vida, mortes prematuras, eutrofização e acidificação.

2.4.2 IAMs globais

Os modelos integrados WITCH (THE WITCH TEAM, 2019) e ReMIND (LUDERER *et al.*, 2015) calculam a emissão de poluentes atmosféricos oriundos do consumo energético por meio do *hard-link* entre os fatores de emissão e a atividade das tecnologias. As emissões não energéticas do WITCH e de F-gases no ReMIND são calculadas de maneira exógena. Embora parte da análise da poluição atmosférica seja feita via *hard-link* nesses modelos, as considerações acerca do cenário de controle de poluição atmosférica são elaboradas de forma exógena ao modelo energético; isto é, as premissas de penetração das tecnologias de controle são definidas a priori e refletidas nos fatores de emissão dos poluentes locais. Dessa forma, a escolha das tecnologias de poluição atmosférica não é parte da tomada de decisão do modelo energético.

O MESSAGE (FRICKO *et al.*, 2017, KREY *et al.*, 2016) também contabiliza as emissões de poluentes atmosféricos via *hard-link* no seu modelo energético. Porém, as considerações acerca do estado e das trajetória de controle de poluição atmosférica é feita

em associação com o GAINS. Dessa forma, o modelo energético utiliza a base de dados do GAINS com as tecnologias de controle, custos, eficiências e premissas de penetração dessas medidas após os resultados dos cenários energéticos. Sendo assim, da mesma maneira que nos modelos anteriores, a emissão de poluentes atmosféricas não participa do processo decisório.

Por outro lado, o GCAM-IIMA usa a abordagem *soft-link* já explicada para calcular as emissões. Os resultados dos cenários energéticos são inseridos no GAINS, em que são feitas as considerações sobre a penetração das tecnologias de controle, resultando no cenário de poluição atmosférica.

Além do WITCH, ReMIND e MESSAGE, o IMAGE-PBL também calcula as emissões de poluentes atmosféricos via *hard-link*. A diferença é que, além de ele permitir a introdução de controle de emissão atmosférica através de um cenário exógeno, como em RADU *et al.* (2016), em que foram utilizados os cenários do GAINS, há também a opção de fazê-lo por meio de uma curva de Kuznets ambiental que relacione a queda dos fatores de emissão com o aumento do PIB das regiões analisadas. Em muitos casos, é feita uma combinação das duas alternativas para a penetração de tecnologias.

Assim como o IMAGE-PBL, outros modelos também relacionam aspectos econômicos com a poluição atmosférica. Por exemplo, o GCAM-PNNL (JGCRI, 2019) considera uma relação entre a evolução do PIB e as emissões atmosféricas, de modo que a intensidade de emissão de um poluente é função do PIB per capita da região. O modelo tem como premissa que o controle das emissões tende a aumentar conforme a renda aumenta (JGCRI, 2019).

Ainda na relação entre economia e poluição atmosférica, o TIAM-TIMES inclui os custos das externalidades geradas pela emissão de gases de efeito estufa e poluentes locais nos modelos energéticos integrados. Essas externalidades são introduzidas através de funções de custos de impactos (*damage costs functions*), que podem ser consideradas ou não na função objetivo (LOULOU *et al.*, 2016). O MERGE (BOLLEN *et al.*, 2009) também considera os custos dos impactos das mudanças climáticas e da poluição local conjuntamente. Esses custos são incluídos na função objetivo do modelo, que é maximizar a utilidade vinda do consumo dos bens e serviços.

Os resultados de emissão total de poluentes oriundos dos modelos energéticos integrados podem ser utilizados em modelos atmosféricos georreferenciados. O objetivo dessa integração é calcular impactos à saúde humana e ao rendimento de culturas em termos locais. Por exemplo, o FASST é um modelo químico que calcula as concentrações

dos poluentes atmosféricos por meio da abordagem “*source-receptor*”. A partir das emissões dos poluentes atmosféricos, ele estima os impactos da poluição. Rao et al. (2016) utilizaram-se de uma abordagem *soft-link* entre modelos energéticos integrados e o FASST para obter as concentrações localizadas dos poluentes atmosféricos.

2.4.3 IAMs nacionais

Os modelos nacionais determinam as relações entre os cenários energéticos de mitigação de gases de efeito estufa e as medidas de controle de poluentes atmosféricos de diversas maneiras. Em geral, os modelos nacionais recebem um orçamento de carbono de um modelo global, que reflete o máximo de gases de efeito estufa que o país pode emitir para que o aquecimento global em 2100 seja de 1,5°C ou 2°C, considerando que todos os outros países também cumpram os seus respectivos orçamentos.

No AIM/Enduse (FUJIWARA *et al.*, 2003, KAINUMA *et al.*, 2003), com aplicações na Índia e Japão, o modelo decide as tecnologias de controle a serem utilizadas em conjunto com as tecnologias de geração de energia, baseado em informações de custos, eficiências, fatores de emissão e eficiência de controle das tecnologias. Ao definir as combinações entre tecnologias de geração de energia e de controle que atendem à demanda energética ao menor custo possível, a poluição atmosférica está sendo considerada na otimização. Além disso, é possível definir limites de emissões anuais de poluentes e/ou subsídios para determinadas tecnologias de controle.

Um resultado adicional do AIM/Enduse é o total de emissões dos poluentes analisados. Essas informações podem ser acopladas ao modelo AIM/Air, em que são utilizadas para se obter os impactos à saúde humana, acidificação e eutrofização dos corpos d’água, solo e florestas, a partir da abordagem de matriz de “*source-receptor*” (FUJIWARA *et al.*, 2003).

As políticas energéticas da China são avaliadas através da cadeia de modelos IPAC. Todos interagem via *soft-link*. O modelo nacional desse grupo é denominado IPAC-AIM/Technology. A emissão de CO₂ é endógena, por meio do nível de atividade das tecnologias emissoras e seus respectivos fatores de emissão. Por isso, é possível incluir restrições de emissões de gases de efeito estufa.

Jiang *et al.* (2019) utilizaram o IPAC-AIM/Technology para verificar trajetórias para atingir os limites de emissão da China que garantem 1,5°C e 2°C de aquecimento global e contabilizaram as emissões de poluentes atmosféricos, sem considerá-los na otimização. Seus resultados mostram que a mitigação da emissão de gases de efeito estufa

já é suficiente para reduzir consideravelmente a emissão total dos poluentes atmosféricos, concluindo que se verificam co-benefícios entre as tecnologias de mitigação de gases de efeito estufa e tecnologias de controle de emissão de poluentes. No entanto, não é possível afirmar que Jiang, et al. (2019) atinge uma solução ótima do ponto de vista de poluição atmosférica, porque ela não é considerada na tomada de decisão do modelo.

O próximo modelo nacional a ser destacado é o MARKAL da Índia. A metodologia de tratamento da poluição atmosférica é um soft-link entre o MARKAL, o GAINS e o CMAQ (GOEL *et al.*, 2018, SHARMA *et al.*, 2016). O MARKAL fornece os níveis de atividade das tecnologias utilizadas para atender à demanda energética para o GAINS, que calcula a emissão dos poluentes atmosféricos em função dos cenários energéticos e o CMAQ, que recebe as emissões e calcula as concentrações dos poluentes e os impactos sobre a saúde humana e o meio-ambiente.

A Tabela 9 apresenta um resumo dos modelos integrados descritos acima.

Tabela 9 – Poluição atmosférica em IAMs

	Modelo	Instituição	País	Tipo	Poluentes	Integração com a poluição atmosférica	Período	Referência
Globais	WITCH	FEEM/ CMCC	Itália	Otimização intertemporal Equilíbrio geral.	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, F- gases. SO ₂ , VOC, NO _x , BC, OC, CO, NH ₃ .	Poluição atmosférica via <i>hard-link</i> .	2005 a 2100	WITCH (2019)
	REMIND	PIK	Alemanha	Otimização intertemporal. Equilíbrio geral.	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, F- gases. SO ₂ , VOC, NO _x , BC, OC, CO, NH ₃ .	Poluição atmosférica via <i>hard-link</i> .	2005 a 2100	Bauer <i>et al.</i> (2017)
	MESSAGE	IIASA	Áustria	Otimização intertemporal	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, F-gases SO ₂ , VOC, NO _x , BC, OC, NH ₃ .	Poluição atmosférica via <i>hard-link</i> , cenários de controle via <i>soft- link</i> com GAINS.	2010 a 2110	Fricko <i>et al.</i> (2017), Krey <i>et al.</i> (2016)
	IMAGE	PBL	Holanda	Recursivo dinâmico. Equilíbrio geral.	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, F- gases. SO ₂ , VOC, NO _x , BC, OC, CO, NH ₃ .	Poluição atmosférica via <i>hard-link</i> .	2005 a 2100	Radu <i>et al.</i> (2016)
	GCAM	IIMA	Índia	Nacional Recursivo dinâmico. Equilíbrio parcial.	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, F- gases. SO ₂ , VOC, NO _x , BC, OC, CO, NH ₃ .	<i>Soft-link</i> com GAINS.	2010 a 2050	Purohit <i>et al.</i> (2019)

	Modelo	Instituição	País	Tipo	Poluentes	Integração com a poluição atmosférica	Período	Referência
	TIAM-TIMES	ETSAP	França	Otimização intertemporal. Equilíbrio parcial.	CH ₄ , NO _x , NMVOC, SO ₂ , PM _{2.5} , PM ₁₀ , NH ₃	Poluição atmosférica calculada por funções de custos de impactos.	2000 a 2050	Pietrapertosa <i>et al.</i> (2010)
	FASST	JRC	União Europeia	Modelo químico de simulação que avalia impactos na saúde humana e rendimentos de culturas a partir de poluição atmosférica.	BC, CH ₄ , CO, NH ₃ , NO _x , POM, NMVOC, SO ₂ , PM _{2.5}	<i>Soft-link</i> com os IAMs.	NA	EU (2019)
	GCAM	PNNL	USA	Recursivo dinâmico. Equilíbrio geral.	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, F-gases, SO ₂ , VOC, NO _x , BC, OC, CO, NH ₃ .	Poluição atmosférica via <i>hard-link</i> .	1990 a 2100	Documentação GCAM v5.2
	MERGE	EPRI	USA	Otimização intertemporal. Equilíbrio geral.	CO ₂ e PM	Poluição atmosférica via <i>hard-link</i> .	Até 2150	Bollen <i>et al.</i> (2010) e Bollen <i>et al.</i> (2009)
Nacionais	AIM/E	IIMA/NIES	Índia/Japão	Recursivo dinâmico. Equilíbrio geral.	CO ₂ , SO ₂ , NO _x .	Poluição atmosférica via <i>hard-link</i> . Escolha endógena das tecnologias de controle.	30 a 50 anos	Kainuma <i>et al.</i> (2003) e Fujiwara <i>et al.</i> (2003).
	IPAC-AIM/Technology	ERI	China	Recursivo dinâmico. Equilíbrio geral.	CO ₂ , SO ₂ , VOC, NO _x , BC, mercúrio, PM _{2.5} .	Poluição atmosférica via <i>hard-link</i> .	2010 a 2050	Jiang <i>et al.</i> (2019)
	MARKAL	TERI	Índia	Recursivo dinâmico. Equilíbrio geral.	CH ₄ , NO _x , NMVOC, SO ₂ , PM _{2.5} , PM ₁₀ .	<i>Soft-link</i> entre o MARKAL, GAINS e CMAQ.	2016 a 2050	Goel <i>et al.</i> (2018) e Sharma <i>et al.</i> (2016).

Fonte: Elaboração própria com base nas referências mencionadas

A partir da revisão dos IAMs, foi possível observar que alguns modelos tratam a emissão de poluentes atmosféricos através de um *soft-link* entre o modelo energético e o modelo de poluição atmosférica – como MARKAL, GCAM (IIMA) e FASST –, enquanto outros contabilizam todas as emissões simultaneamente, via *hard-link* – como ReMIND, WITCH e MESSAGE, por exemplo.

Nesse último caso, em geral, as considerações sobre penetração de tecnologias de controle são feitas exogenamente, de acordo com o cenário que se deseja analisar. Essa abordagem possibilita a avaliação de diversos níveis de controle e políticas públicas, e por isso, é amplamente utilizada. No entanto, o controle de poluição atmosférica é definido antes da rodada do modelo energético, ou seja, é uma premissa e não um resultado. Dessa forma, a redução da poluição atmosférica fica limitada à eficiência das medidas de controle, e não consegue proporcionar reduções adicionais que seriam alcançadas, por exemplo, com trocas de tecnologias, de modais de transportes ou de combustíveis, resultando em uma nova matriz energética – isto é, o controle da poluição atmosférica não afeta a decisão do modelo.

Sendo assim, a partir da revisão dos principais poluentes atmosféricos, das legislações nacionais e internacionais, das principais medidas de controle aplicadas atualmente e da abordagem da poluição atmosférica em IAMs, foi desenvolvida a metodologia dessa tese, descrita na próxima seção. O módulo de poluição atmosférica incluirá os poluentes PM_{2,5}, NO_x e SO₂, e utilizará as principais legislações internacionais como suas melhores tecnologias disponíveis. Além disso, o módulo será acoplado via *hard-link* ao modelo BLUES, possibilitando que ele também seja parte do seu processo decisório, o que não ocorre na maioria dos IAMs. Dessa maneira, é possível avaliar cenários bastante restritivos em relação à poluição local, uma vez que o atingimento dessas metas não estaria sujeito apenas às medidas de controle usuais, mas também possibilitaria diferentes escolhas energéticas e tecnológicas.

3 Metodologia

O objetivo dessa tese consiste na integração de poluentes atmosféricos ao modelo de avaliação integrada BLUES (*Brazilian Land Use and Energy System Model*). A metodologia desenvolvida para isso foi a elaboração de um módulo de poluição atmosférica, que será acoplado ao BLUES via *hard link*. Para isso, foram realizadas as seguintes etapas, que estão ilustradas na Figura 2:

- Construção do módulo de poluição atmosférica através de:
 - Elaboração da base de dados dos fatores de emissão para PM_{2.5}, NO_x e SO₂;
 - Levantamento das medidas de controle, considerando a legislação vigente no Brasil e internacionalmente, as eficiências e custos.
- Inclusão do módulo no BLUES e comparação com outros estudos;
- Estudo de caso no BLUES considerando três trajetórias climáticas (compatíveis com a NDC do Brasil, 2°C e 1,5°C), combinados com dois cenários de trajetórias atmosféricas (referência e um restritivo)⁶.



Nota: NDC (Contribuição Nacionalmente Determinada), AP_Ref (cenário com poluição atmosférica de referência); AP_Restrito (cenário com poluição atmosférica restritiva); PM (material particulado), NO_x (óxidos de nitrogênio), SO₂ (dióxido de enxofre); PolAtm (poluentes atmosféricos); GEE (gases de efeito estufa)

Figura 2 – Metodologia desenvolvida na tese

Fonte: Elaboração própria

⁶ Os cenários serão explicados na seção 4 Estudo de caso.

3.1 Modelo BLUES (*Brazilian Land Use and Energy System Model*)⁷

Antes de descrever a metodologia adotada, é necessário contextualizar o modelo BLUES, uma vez que ele é usado como base para essa tese. O BLUES é um modelo de otimização intertemporal (*perfect foresight*) e de equilíbrio parcial. Ele possui seis regiões, sendo elas as cinco sub-regiões geográficas do país (Sudeste – SE, Sul – S, Centro-Oeste – CO, Norte – N e Nordeste – N), e a região “Brasil”, que podem ser vistas na Figura 3. Os setores de uso de energia final incluídos no modelo são o setor industrial, energético, edificações (residencial e comercial), setor de transportes e setores de AFOLU. O ano base do modelo é 2010, e seu horizonte temporal vai até 2050, com intervalos de cinco anos. A demanda é exógena ao modelo, e, no caso desta tese, vem do modelo de equilíbrio geral computável, o *Total-Economy Assessment* (TEA) (CUNHA, 2019).

O objetivo do BLUES é minimizar o custo total de atendimento das demandas energética e agrícola, considerando os custos das tecnologias de geração e consumo de energia, em todos os setores do modelo, inclusive uso da terra. Ele considera as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O referentes aos processos de combustão, ao uso do solo, às emissões fugitivas e aos processos industriais.

O BLUES é calibrado com informações regionalizadas a respeito das capacidades existentes das usinas, de processos industriais, de tipos de veículos e equipamentos utilizados no setor residencial e de serviços, entre outras. Com isso, o consumo de energia é bem aderente ao histórico. A partir do ano base, as demandas regionais crescentes exigem a expansão do sistema energético ao longo do tempo.

O BLUES possui uma gama de aproximadamente 1500 opções tecnológicas para o modelo energético (KÖBERLE *et al.*, 2017). Essas opções levam em consideração os recursos disponíveis em cada região, os parâmetros técnicos das tecnologias e seus custos associados. Dessa forma, só haverá possibilidade de expansão de termelétricas a carvão nacional na região Sul do país, uma vez que lá se encontram as reservas do Brasil. Da mesma maneira, os primeiros locais de expansão de energia eólica se dão no Nordeste, pois possui as maiores disponibilidades de recurso eólico, alcançando altos fatores de

⁷ Para maior detalhamento do modelo, sugere-se consultar o material suplementar de ROCHEDO *et al.* (2018) e ROELFSEMA *et al.* (2020). Para acompanhar os desenvolvimentos do modelo, sugere-se o site https://www.iamcdocumentation.eu/index.php/Model_Documentation_-_BLUES.

capacidade. Além disso, a possibilidade de instalação de novas capacidades respeita limites pré-estabelecidos para as tecnologias, representando, por exemplo, a penetração de mercado de uma tecnologia entrante, ou capacidades produtivas do parque industrial para a construção dos suprimentos e equipamentos necessários.

Com isso, a expansão do setor energético pelas cinco regiões do modelo leva em conta todos esses fatores: disponibilidades e custo de recursos em cada região, custo da tecnologia, limite de expansão da capacidade por ano, custos de transmissão e distribuição, entre outros. Da mesma forma, a conversão de terras de uso do solo leva em conta as propriedades de cada tipo de solo, as áreas protegidas, e as respectivas eficiências dos cultivos que podem ser aplicados em cada uma delas.

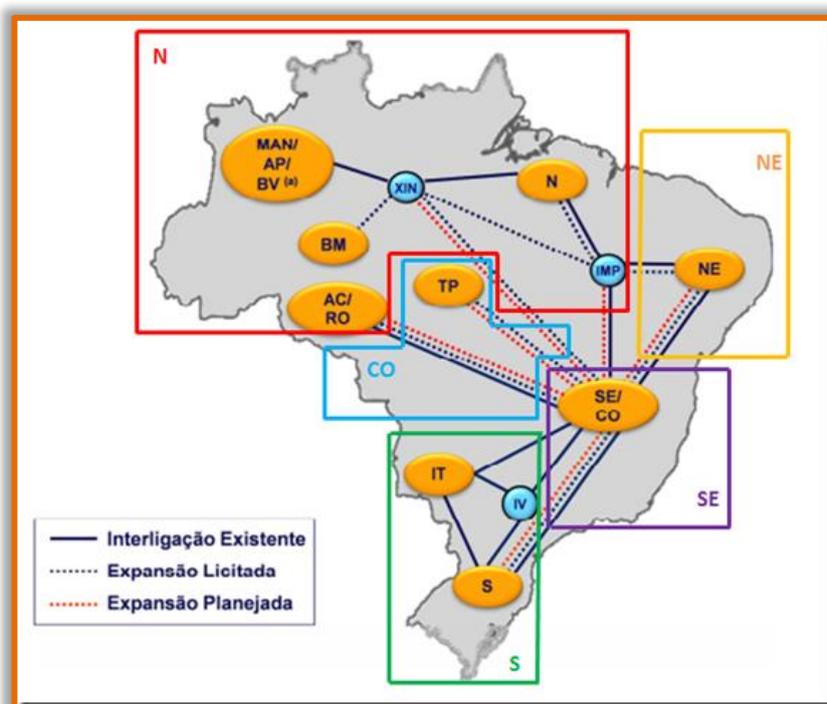


Figura 3 – Modelo BLUES

Fonte: MCTIC (2017a)

O BLUES foi desenvolvido a partir de versões anteriores do MESSAGE-Brasil (BORBA *et al.*, 2012, KOBERLE *et al.*, 2015, KÖBERLE *et al.*, 2017, MCTIC, 2017a, NOGUEIRA *et al.*, 2014, ROCHEDO *et al.*, 2018), que representava apenas o setor energético. O MESSAGE-Brasil foi usado em diversos estudos para explorar a vulnerabilidade da energia renovável (LUCENA *et al.*, 2009) e da geração eólica às mudanças climáticas (LUCENA *et al.*, 2010), opções de adaptação para hidrelétricas, para avaliar o potencial da geração elétrica a carvão com CCS no Brasil (NOGUEIRA *et*

al., 2014) e o uso de uma frota de veículos elétricos híbridos *plug-in* para absorver o *curtailment* na energia eólica na região Nordeste do Brasil (BORBA *et al.*, 2012). Além disso, foi utilizado também para análises custo-efetivas de melhores opções tecnológicas considerando cenários energéticos de longo prazo com diferentes custos de carbono (MCTIC, 2017a).

Koberle (2018) adicionou o setor de AFOLU ao antigo MESSAGE, transformando-o no BLUES. A versão utilizada nessa tese conta também com os avanços adicionais em AFOLU, desenvolvidos por Angelkorte (2019), e consumo de água, desenvolvido por Vásquez-Arroyo (2018). O setor de AFOLU inclui floresta, savana, pasto degradado, pastagem recuperada, sistemas integrados, cultivo simples, cultivo duplo, florestas plantadas e áreas protegidas. Cada uma dessas coberturas do solo podem se converter em outras, de acordo com as transições expostas na Figura 4. As culturas implementadas no modelo são o algodão, arroz, café, cana-de-açúcar, feijões, milho, soja, trigo, florestas plantadas (eucalipto e pinus) e gramíneas (capim-elefante); cada uma delas possui diferentes custos e produtividades em cada região, refletindo a heterogeneidade do território brasileiro (ANGELKORTE, 2019). O modelo BLUES foi utilizado, por exemplo, para analisar as consequências do afrouxamento do controle do desmatamento no Brasil sobre as emissões de gases de efeito estufa (ROCHEDO *et al.*, 2018). Esse estudo também verificou os impactos sobre os demais setores da economia, uma vez que eles teriam que compensar o aumento de emissões do setor de AFOLU para o atingimento das metas climáticas.

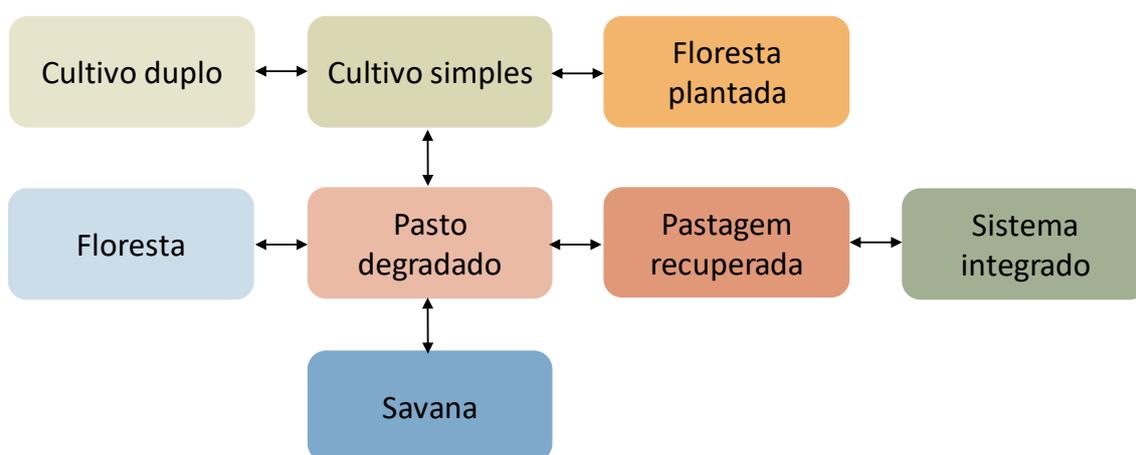


Figura 4 – Transição de uso da terra no BLUES

Fonte: Adaptado de Koberle (2018)

3.2 Módulo de poluição atmosférica

O módulo de poluição atmosférica a ser incluído no BLUES abrange as emissões de poluentes atmosféricos no Brasil. Para isso, contabilizam-se as emissões atmosféricas dos processos referentes aos setores de energia e de uso do solo, que são os mesmo já contidos no BLUES. Dessa forma, partiu-se de um modelo existente e desenvolvido ao longo de muitos anos por uma extensa equipe de pesquisadores (BORBA *et al.*, 2012, KOBERLE *et al.*, 2015, KÖBERLE *et al.*, 2017, MCTIC, 2017a, NOGUEIRA *et al.*, 2014, ROCHEDO *et al.*, 2018, LUCENA *et al.*, 2009, LUCENA *et al.*, 2010, VÁSQUEZ-ARROYO, 2018, ANGELKORTE, 2019). O módulo aqui proposto se refere à compilação e construção de uma base de dados de emissões atmosféricas, juntamente com opções de controle de poluentes, e suas características técnicas e econômicas. Sendo assim, ao adicioná-lo ao BLUES, amplia-se a capacidade do modelo na análise dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis da ONU.

A elaboração do módulo de poluição atmosférica começou com a escolha dos poluentes que seriam tratados. Optou-se pelo material particulado fino (PM_{2.5}), os óxidos de nitrogênio (NO_x) e o dióxido de enxofre (SO₂). Esses poluentes foram escolhidos por serem originários de fontes de combustão e de emissões de processos de vários setores e combustíveis relevantes para o Brasil. O PM_{2.5}, em particular, merece atenção por ser considerado o poluente mais importante em termos de danos à saúde humana. O NO_x foi escolhido por atuar como um dos precursores do ozônio, e, juntamente com o SO₂, serem precursores do material particulado secundário (KIESEWETTER *et al.*, 2015); sendo responsáveis também por doenças respiratórias. Além disso, o SO₂ também provoca danos ao meio ambiente com a formação da chuva ácida (RAFAJ *et al.*, 2018).

Dentre os outros precursores do ozônio, o metano já é considerado no BLUES, e os compostos orgânicos voláteis não-metano (NMVOC) não foram adicionados devido a sua natureza mais difusa, cujas partes de suas fontes não pertencem ao escopo do modelo BLUES, como tintas e solventes.

3.2.1 Elaboração da base de dados dos fatores de emissão

Uma vez escolhidos os poluentes a serem considerados no modelo, iniciou-se o processo de elaboração da base de dados para os fatores de emissão. A estratégia adotada foi a de buscar referências nacionais sempre que possível, complementando com dados

de bases internacionais quando necessário. O resultado adquirido foi um bom mapeamento nacional para o setor de transportes e algumas fontes fixas de combustão, e dados internacionais para os demais. As principais referências utilizadas foram o modelo GAINS do IIASA, o guia de elaboração de inventário de poluição atmosférica do EMEP/EEA, os relatórios da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), as regulamentações da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), e estão apresentadas na Tabela 10.

Começando pelas bases nacionais, a CETESB elaborou o “Guia de Melhor Tecnologia Prática Disponível” (CETESB, 2017) com o objetivo de dar suporte à implementação do “Plano de redução de emissões de fontes estacionárias” no estado de São Paulo. Apesar dessa publicação ter um foco maior nas medidas de controle, ela também serviu de base para a adoção de alguns fatores de emissão, especialmente de fontes de combustão a gás natural, biomassa e derivados de petróleo. A CETESB não fornece dados para o carvão. Nesse caso, foram utilizados dados do Complexo Termelétrico Jorge Lacerda, da ENGIE, para o carvão nacional (ENGIE, 2019), e dados do GAINS para o carvão importado.

Para o setor de transportes rodoviário foram usadas as regulamentações determinadas pelo PROCONVE, bem como os fatores de emissão observados e divulgados anualmente pela CETESB (2018). Em relação aos modais aéreo e ferroviário, foram utilizados dados dos inventários nacionais de emissões atmosféricas para aviação civil (ANAC, 2014) e para transporte ferroviário de cargas (ANTT, 2012). Para o modal marítimo, foram utilizadas as bases internacionais. Em relação à emissão de SO₂, foram consideradas as regulamentações da ANP sobre o teor máximo de enxofre no diesel, gasolina e óleo combustível, bem como as determinações dos *blends* de biocombustíveis nos combustíveis fósseis.

No que diz respeito às bases internacionais utilizadas, muitos fatores utilizados são do modelo GAINS (AIR/IIASA, 2020), uma vez que eles possuem uma extensa base de dados, com fatores específicos para cada tecnologia e poluente. Além disso, foram utilizados dados do EMEP/EEA *Air Pollutant Emission Inventory Guidebook*, que é um guia de elaboração de inventário de poluição atmosférica desenvolvido pela *European Environment Agency* (EEA), com uma base extensa de fatores de emissão para diversos processos e tecnologias, e que se encontra em constante atualização. Por fim, a emissão dos cultivos agrícolas vieram de LI et al. (2019), que fez diferentes considerações para

cada tipo de cultivo, e as de desmatamento de ANDREAE e MERLET (2001) e YOKELSON et al. (2008).

A partir da coleta dos fatores de emissão, boa parte pode ser inserido diretamente no modelo, necessitando apenas ser ajustado ao formato da entrada de dados do BLUES, e às tecnologias específicas. No entanto, para algumas tecnologias, foram feitos novos cálculos a partir da base de dados encontrada, visando uma maior adequação à realidade brasileira. Esse foi o caso, principalmente, do setor de transportes rodoviários, queima de resíduos agrícolas, e para o SO₂ proveniente do teor de enxofre dos combustíveis, que serão detalhados a seguir.

Além disso, são apresentadas discussões acerca da emissão proveniente dos biocombustíveis e do desmatamento, uma vez que são temas de grande importância no Brasil.

Tabela 10 – Referências utilizadas para a construção da base de dados dos fatores de emissão

Setor	Tecnologia	Poluente	Referência
Transporte	Rodoviário	PM _{2.5} , NO _x / SO ₂	Elaboração própria baseado em CETESB (2018) / ANP (2013)
	Marítimo	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	EMEP/EEA (2016); GAINS (AIR/IIASA, 2020)
	Ferroviário	PM _{2.5} / NO _x / SO ₂	EMEP/EEA (2016) / ANTT (2012) / ANP (2012)
	Aviação	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	ANAC (2014)
Energético	Emissões de processo	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	GAINS (AIR/IIASA, 2020); USEPA (2015)
	Cogeração a biomassa	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	USEPA (2009)
	Geradores	PM _{2.5} , NO _x / SO ₂	GAINS (AIR/IIASA, 2020); USEPA (2002) / ANP (2012)
	UTE biomassa	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	CETESB (2017)
	UTE carvão	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	ENGIE (2019) ; GAINS (AIR/IIASA, 2020)
	UTE gás natural	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	CETESB (2017)
	Caldeiras e fornos	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	CETESB (2017); GAINS (AIR/IIASA, 2020)
Indústria	Emissões de processo	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	GAINS (AIR/IIASA, 2020); USEPA (2015)
	Caldeiras e fornos	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	CETESB (2017); GAINS (AIR/IIASA, 2020)
Residencial		PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	GAINS (AIR/IIASA, 2020)
Agricultura/ AFOLU	Máquinas agrícolas	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	PROCONVE/CETESB (2018)
	Outros usos energéticos ^a	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	GAINS (AIR/IIASA, 2020)
	Pecuária	PM _{2.5}	GAINS (AIR/IIASA, 2020)
	Cultivos agrícolas	PM _{2.5}	Li et al. (2019)
	Queima de resíduos agrícolas	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	Elaboração própria baseado em GAINS (AIR/IIASA, 2020), MCTIC (2014) e Portugal-Pereira et al. (2015)
	Desmatamento	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	Yokelson et al. (2008); Andreae et al. (2001)

^a Por exemplo: secagem de grãos, geração de calor (MCTIC, 2017b)

Fonte: Elaboração própria

3.2.1.1 Transporte rodoviário

Os fatores de emissão de $PM_{2.5}$ e NO_x do modal rodoviário do setor de transporte foram calculados de uma forma diferente do restante dos setores. Esse modal tem as suas emissões reguladas pelo programa PROCONVE, similar à regulação EURO da Europa, com fatores de emissões de veículos novos reportados anualmente, por tipo de combustível e categoria do veículo. Dessa forma, foi possível usar dados nacionais e mais precisos, disponibilizados anualmente pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Além dos fatores de emissão, a CETESB também disponibiliza a autonomia dos veículos, e para o caso dos veículos a diesel, o consumo específico do diesel, através de dados da ANFAVEA e da Petrobras, conforme mostrado nos 2º Inventário Nacional De Emissões Atmosféricas Por Veículos Automotores Rodoviários 2013 (MMA, 2014). Os fatores de emissão dos veículos a gasolina são reportados em função da quilometragem percorrida (g/km), enquanto os referentes aos veículos a diesel são reportados tanto em função da quilometragem percorrida (g/km) quanto em função do trabalho realizado pelo motor (g/kWh).

Nessa tese, optou-se por inserir os fatores de emissões atmosféricas sempre em função da quantidade de combustível consumida em cada tecnologia. Sendo assim, são necessários que os fatores de emissão sejam calculados em forma de massa de poluente para cada quantidade de combustível consumido (g/kWh). Dito isso, as principais etapas para o cálculo dos fatores de emissão do setor de transportes rodoviário, esquematizadas na Figura 5, são as seguintes:

1. Conversão dos fatores reportados de $PM_{2.5}$ e NO_x pela CETESB para o padrão desejado (g/kWh combustível);
2. Cálculo da frota atual de cada veículo, separada por ano de venda;
3. Associação da frota atual a cada fase do PROCONVE;
4. Cálculo da série de tempo do fator de emissão médio.

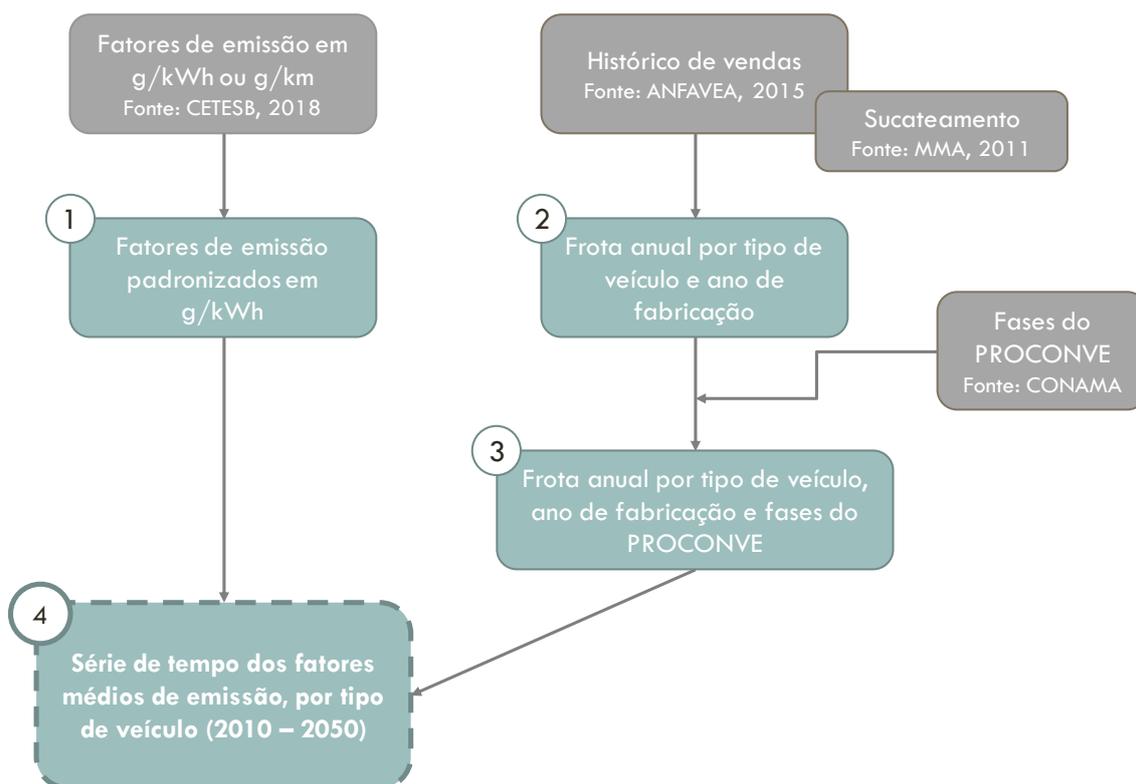


Figura 5 – Cálculo de fatores de emissão de transportes rodoviários

Fonte: Elaboração própria

1. Conversão dos fatores reportados pela CETESB para o padrão desejado;

O primeiro passo para se chegar aos fatores de emissão de transportes foi, então, a conversão dos fatores reportados pela CETESB para o padrão desejado. Para os veículos do ciclo Otto (veículos a gasolina, a etanol ou *flex-fuel*), a conversão do fator de emissão por quilometragem para o fator de emissão por consumo de combustível considerou a autonomia dos veículos (CETESB, 2018), o poder calorífico e a densidade do combustível, conforme mostrado na Equação 13.

$$FE \left(\frac{g}{kWh} \right) = FE \left(\frac{g}{km} \right) * \frac{Autonomia \left(\frac{km}{l} \right)}{PCI \left(\frac{kWh}{g_{combustível}} \right) * Densidade_{combustível} \left(\frac{g}{l} \right)} \quad \text{Eq.13}$$

Já para os veículos do ciclo Diesel, a CETESB fornece valores expressos em função da quantidade de trabalho mecânico, sendo necessário convertê-los para fatores em função da quantidade de combustível. Para isso, levou-se em conta os valores de consumo específico do diesel (CETESB, 2018), conforme mostrado na Equação 14.

$$FE \left(\frac{g}{kWh \text{ diesel}} \right) = \frac{FE \left(\frac{g}{kWh \text{ trabalho}} \right)}{PCI \left(\frac{kcal}{kg} \right) * Consumo \text{ específico} \left(\frac{kg}{kcal} \right)} \quad \text{Eq. 14}$$

Dessa forma, todos os fatores de emissão para os veículos novos foram transformados para a mesma unidade: massa de poluente por unidade de combustível consumido (g/kWh combustível).

2. Cálculo da frota atual de cada veículo, separada por ano de venda, através do histórico de venda e o sucateamento dos veículos;

O cálculo da frota de veículos foi o mesmo realizado no projeto Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil (BRASIL, 2017b), em que foi feita uma análise do histórico de venda anual de cada tipo de veículos e do seu respectivo sucateamento. Nessa projeto, os dados históricos de vendas anuais foram obtidos em ANFAVEA (2019) e MMA (2014), e utilizou-se as funções de sucateamento da frota apresentadas no 2º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013 (MMA, 2014).

Para veículos do ciclo Otto, a função de sucateamento resultante (Equação 15) é uma função Gompertz com os seguintes parâmetros (MMA, 2014):

$$S(t) = 1 - \exp \left(- \exp(a_v + b_v * t) \right) \quad \text{Eq. 15}$$

Onde:

- S(t) = fração de veículos remanescentes, ainda não sucateados, na idade t;
- t é a idade do veículo em anos;
- v é o tipo de veículo;
- a = 1,798 (automóveis); a = 1,618 (veículos comerciais leves do ciclo Otto) (MMA, 2014);

- $b = -0,137$ (automóveis); $b = -0,141$ (veículos comerciais leves do ciclo Otto) (MMA, 2014).

Para os veículos do ciclo Diesel, MMA (2014) calibrou as curvas a partir de dados do DENATRAN de idade média e frota, resultando em uma função logística renormalizada (Equação 16):

$$S(t) = \frac{1}{1+\exp(a(t-t_0))} + \frac{1}{1+\exp(a(t+t_0))} \quad \text{Eq. 16}$$

Onde:

- $S(t)$ é a fração de veículos remanescentes, ainda não sucateados, na idade t ;
- t é a idade do veículo em anos;
- $t_0 = 15,3$ (comerciais leves do ciclo Diesel); $t_0 = 17,0$ (caminhões); e $t_0 = 19,1$ (ônibus) (MMA, 2014);
- $a = 0,17$ (comerciais leves do ciclo Diesel); $a = 0,10$ (caminhões); e $a = 0,16$ (ônibus) (MMA, 2014).

Para motocicletas, adotou-se a curva de sucateamento utilizada no relatório de transportes do projeto Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil (BRASIL, 2017b) e obtida através das informações disponibilizadas pelo Sindipeças (PINTO, 2010), onde 6% das motocicletas são sucateadas nos primeiros cinco anos; 7% do 6º ao 8º ano, 8% do 9º ao 10º ano e 10% do 11º ano em diante. Essa curva também é apresentada na Figura 6.

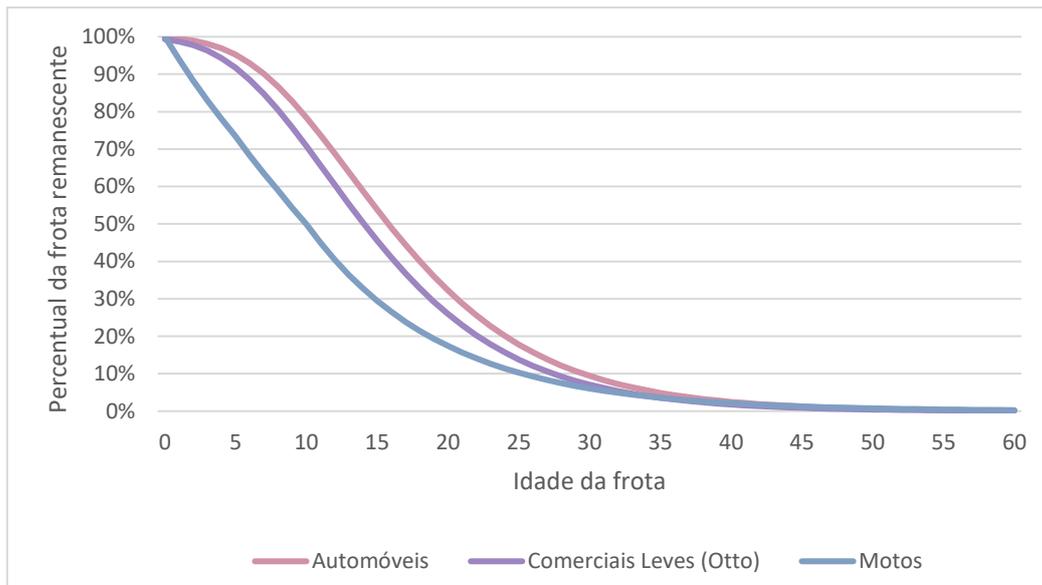


Figura 6 – Fração de veículos do Ciclo Otto remanescentes, de acordo com a idade

Fonte: Elaboração própria com base em (MMA, 2014) e (PINTO, 2010)

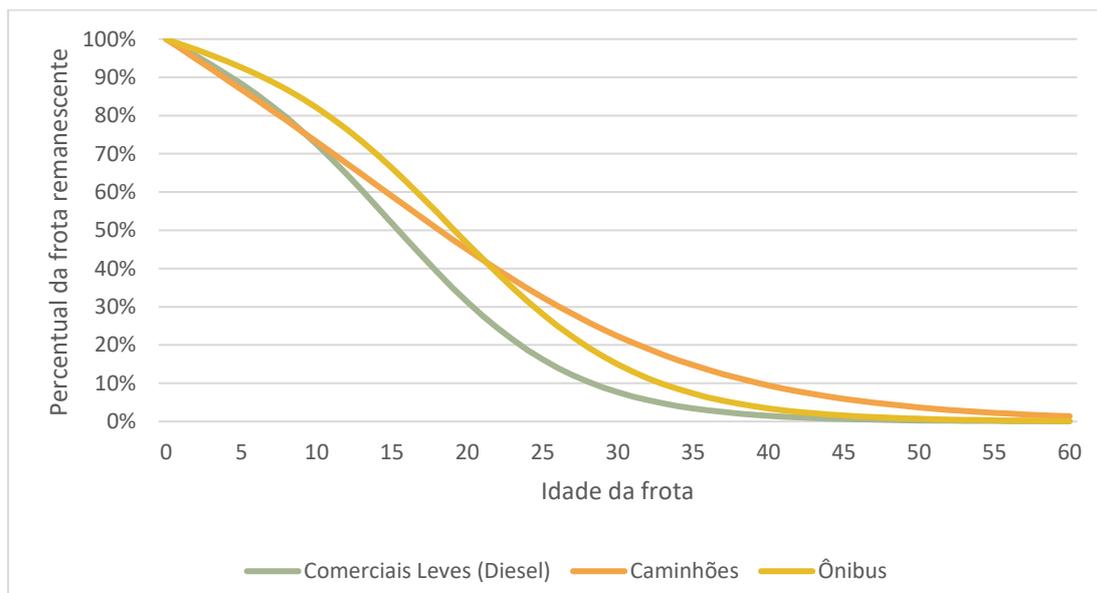


Figura 7 – Fração de veículos do Ciclo Diesel remanescentes, de acordo com a idade

Fonte: Elaboração própria com base em (MMA, 2014)

Essas curvas de sucateamento permitiram calcular a frota para o ano base, detalhada por tipo de veículo e combustível, e separada por ano de venda dos veículos. Esses são os detalhamentos necessários para associar os veículos com suas fases do PROCONVE, e posteriormente, ao fator de emissão correspondente.

3. Associação da frota atual de acordo com cada fase do PROCONVE.

A partir da frota calculada na etapa anterior, foi feita uma associação dos anos de venda dos veículos com as resoluções do PROCONVE e suas datas de aplicação (Tabela 3), para se chegar ao percentual anual de veículos em cada fase do PROCONVE.

Tabela 11 – Participação relativa dos veículos por fase do PROCONVE (%)

Fase do PROCONVE	1º Inventário Nacional	Calculado	2º Inventário Nacional
	2009	2010	2012
Veículos Leves			
PP	6	5	2
L1	3	2	2
L2	14	11	8
L3	49	43	24
L4	18	17	25
L5	10	22	39
Motocicletas			
M0	23	19	13
M1	12	11	12
M2	50	44	26
M3	15	27	49
Veículos Pesados			
PP - P2	28	25	20
P3	12	11	9
P4	26	24	21
P5	34	38	45
P7	0	2	5

Fonte: Elaboração própria com base em (MMA, 2011, 2014)

4. Cálculo da série de tempo do fator de emissão médio

4.1. Fator de emissão médio para o ano base

Nessa última etapa, a partir da participação de cada fase do PROCONVE no ano base e os fatores de emissão divulgados pela CETESB, foi possível calcular um fator de emissão médio para os veículos rodoviários. Simultaneamente, foi calculado um fator de emissão médio a partir dos dados de consumo de combustível e emissões de PM₁₀ e NO_x disponibilizados pelo 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários. A comparação entre os fatores calculados na tese e os

observados a partir do inventário apresentaram algumas diferenças. Tal fato pode ser explicado por diferentes premissas acerca das eficiências dos veículos considerados, da ponderação entre as fases do PROCONVE e vida útil dos veículos. Por se tratar de um modelo, apesar de o BLUES possuir diversas tecnologias de transportes, ele é uma representação simplificada da frota existente, e não apresenta todas as variações possíveis das tecnologias.

Sendo assim, foi feita uma calibração dos fatores de emissão, para que eles possam refletir melhor a emissão inventariada. Por fim, é importante destacar que todos os valores disponibilizados pela CETESB e pelos inventários se referem ao PM_{10} , enquanto o material particulado avaliado pelo BLUES é o $PM_{2.5}$. Por isso, considerou-se que a fração de material particulado fino no PM_{10} é de 60%, conforme apresentado por (CETESB, 2007). Dessa forma, chegou-se aos fatores de emissão considerados no BLUES para $PM_{2.5}$ e NO_x , para o ano de 2010.

4.2. Série de tempo dos fatores de emissão médios: 2010 – 2050

Em seguida, foi desenvolvida uma linha de base para o setor de transportes. Essa linha de base é importante, pois envolve a metodologia de sucateamento de veículos apresentada acima e a continuação das fases vigentes do PROCONVE. Dessa forma, os fatores de emissão são reduzidos com a renovação da frota, permitindo que o setor alcance emissões cada vez mais baixas.

Para isso, foi necessária uma previsão de venda de veículos durante o horizonte de tempo de análise. A previsão de vendas utilizada para essa finalidade foi aquela elaborada no cenário de referência do projeto Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil (BRASIL, 2017b). Esse é um procedimento exógeno ao modelo integrado, que foi realizado com a finalidade de se obter o fator de emissão dos veículos ao longo do tempo, que é um parâmetro de entrada do modelo. A principal limitação desse procedimento é a não correspondência exata da frota calculada exogenamente com a frota resultante do modelo de otimização.

É importante notar que a curva de sucateamento não é uma funcionalidade existente no *software* MESSAGE. Há algumas maneiras de mimetizar essa curva de forma endógena ao modelo, adicionando também algumas incertezas e complexidade. Por isso, considerou-se suficientemente adequado optar por fazer a curva de sucateamento exogenamente. Sendo assim, foi possível considerar as novas regulamentações do

CONAMA que entram em vigor após o ano base do modelo, obtendo-se uma participação por fase do PROCONVE mostrado nas Figura 8, Figura 9 e Figura 10. Essa metodologia resultou em fatores de emissão expostos na Tabela 12.

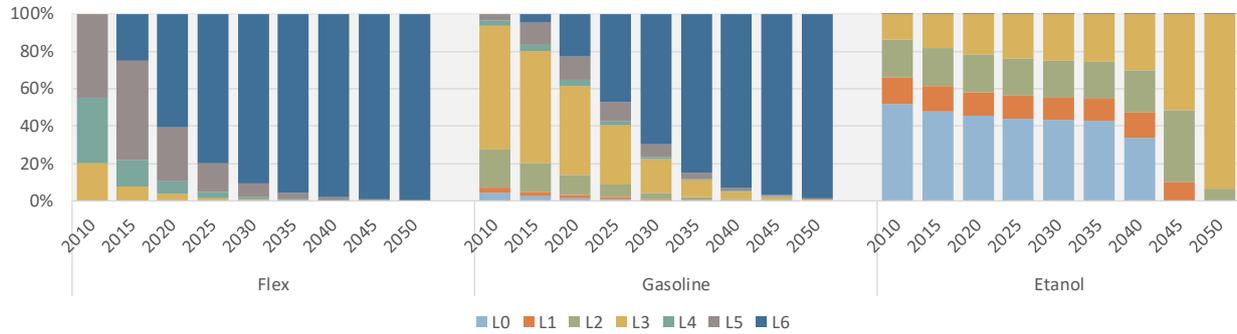


Figura 8 – Projeção das fases do PROCONVE para veículos leves

Fonte: Elaboração própria baseada em (BRASIL, 2017b)

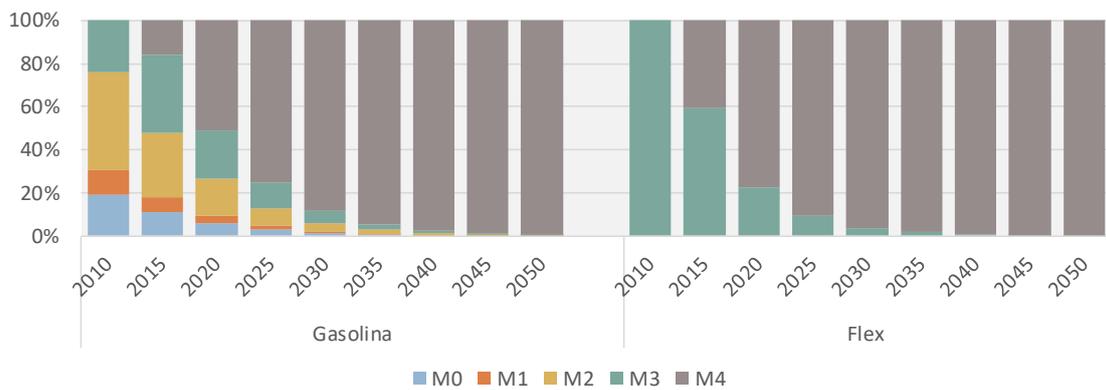


Figura 9 – Projeção das fases do PROCONVE para motocicletas

Fonte: Elaboração própria baseada em (BRASIL, 2017b)

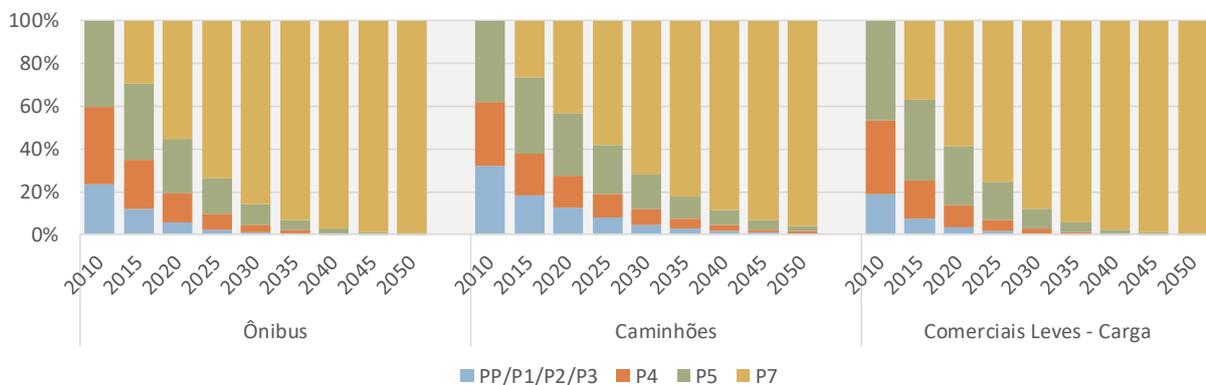


Figura 10 – Projeção das fases do PROCONVE para veículos pesados e comerciais leves (Diesel)

Fonte: Elaboração própria baseada em (BRASIL, 2017b)

Tabela 12 – Fatores de emissão para transportes na linha de base de poluição atmosférica

Veículo	Combustível	Poluente	Fator de emissão (g/kWh)				
			2010	2020	2030	2040	2050
Automóveis	Gasolina C	PM _{2,5}	0,0011	0,0009	0,0008	0,0008	0,0008
Automóveis	Gasolina C	NO _x	0,5489	0,3328	0,1283	0,0422	0,0230
Automóveis	Etanol	NO _x	1,4629	1,3387	1,2924	1,1654	0,3839
Automóveis	Flex – Gasolina C	PM _{2,5}	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008
Automóveis	Flex – Gasolina C	NO _x	0,0472	0,0324	0,0282	0,0271	0,0269
Automóveis	Flex – Etanol	NO _x	0,0967	0,0427	0,0302	0,0274	0,0269
Automóveis	GNV	NO _x (g/km)	0,2843	0,2773	0,2735	0,2725	0,2722
Motocicletas	Gasolina	PM _{2,5}	0,0201	0,0135	0,0112	0,0106	0,0105
Motocicletas	Gasolina	NO _x	0,7050	0,4264	0,2624	0,2232	0,2151
Motocicletas	Flex – Gasolina C	PM _{2,5}	0,0110	0,0110	0,0110	0,0110	0,0110
Motocicletas	Flex – Gasolina C	NO _x	0,5231	0,2694	0,2082	0,1981	0,1961
Motocicletas	Flex – Etanol	PM _{2,5}	0,0126	0,0176	0,0189	0,0191	0,0191
Motocicletas	Flex – Etanol	NO _x	0,3605	0,2035	0,1656	0,1594	0,1582
Comerciais Leves	Gasolina	PM _{2,5}	0,0006	0,0006	0,0007	0,0008	0,0008
Comerciais Leves	Gasolina	NO _x	0,2493	0,1538	0,0611	0,0216	0,0124
Comerciais Leves	Etanol	NO _x	0,8843	0,8682	0,8625	0,8405	0,7580
Comerciais Leves	Flex – Gasolina C	PM _{2,5}	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007
Comerciais Leves	Flex – Gasolina C	NO _x	0,0464	0,0320	0,0288	0,0280	0,0279
Comerciais Leves	Flex – Etanol	NO _x	0,0982	0,0485	0,0400	0,0383	0,0379
Comerciais Leves	Diesel	PM _{2,5}	0,0431	0,0225	0,0129	0,0103	0,0098
Comerciais Leves	Diesel	NO _x	2,0119	0,7643	0,3985	0,3136	0,2991
Comerciais Leves - Carga	Diesel	PM _{2,5}	0,0469	0,0302	0,0227	0,0202	0,0198
Comerciais Leves - Carga	Diesel	NO _x	2,3640	1,8127	1,5790	1,5047	1,4904
Micro-ônibus	Diesel	PM _{2,5}	0,0225	0,0092	0,0051	0,0035	0,0032
Micro-ônibus	Diesel	NO _x	1,6407	0,8607	0,6205	0,5315	0,5100
Micro-ônibus	Etanol	PM _{2,5}	0,0011	0,0004	0,0002	0,0002	0,0002
Micro-ônibus	Etanol	NO _x	0,7517	0,3943	0,2843	0,2435	0,2337
Ônibus Rodoviários	Diesel	PM _{2,5}	0,0552	0,0199	0,0075	0,0042	0,0035
Ônibus Rodoviários	Diesel	NO _x	2,6275	1,3685	0,8110	0,6313	0,5918
Ônibus Urbano	Diesel	PM _{2,5}	0,0534	0,0190	0,0068	0,0034	0,0027
Ônibus Urbano	Diesel	NO _x	2,5053	1,3340	0,8197	0,6550	0,6188
Ônibus Urbano	Etanol	PM _{2,5}	0,0011	0,0004	0,0001	0,0001	0,0001
Ônibus Urbano	Etanol	NO _x	0,7517	0,4003	0,2459	0,1965	0,1857
Caminhões Semileves	Diesel	PM _{2,5}	0,0622	0,0292	0,0137	0,0062	0,0033
Caminhões Semileves	Diesel	NO _x	2,5409	1,5263	0,9736	0,6782	0,5574
Caminhões Leves	Diesel	PM _{2,5}	0,0634	0,0299	0,0144	0,0069	0,0040
Caminhões Leves	Diesel	NO _x	2,6781	1,6676	1,1100	0,8101	0,6869
Caminhões Médios	Diesel	PM _{2,5}	0,0634	0,0300	0,0145	0,0071	0,0043

Veículo	Combustível	Poluente	Fator de emissão (g/kWh)				
			2010	2020	2030	2040	2050
Caminhões Médios	Diesel	NO _x	2,6096	1,6194	1,0908	0,8113	0,6977
Caminhões Semipesados	Diesel	PM _{2,5}	0,0639	0,0302	0,0149	0,0076	0,0048
Caminhões Semipesados	Diesel	NO _x	2,6820	1,6468	1,0857	0,7866	0,6644
Caminhões Pesados	Diesel	PM _{2,5}	0,0662	0,0308	0,0149	0,0075	0,0046
Caminhões Pesados	Diesel	NO _x	2,7780	1,6726	1,0819	0,7693	0,6422
Trens	Diesel	PM _{2,5}	0,1167	0,1167	0,1167	0,1167	0,1167
Trens	Diesel	NO _x	4,3200	4,3200	4,3200	4,3200	4,3200
Avião	QAV	PM _{2,5}	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005
Avião	QAV	NO _x	0,1604	0,1604	0,1604	0,1604	0,1604
Hidro	Óleo combustível	PM _{2,5}	0,5031	0,5031	0,5031	0,5031	0,5031
Hidro	Óleo combustível	NO _x	7,1245	7,1245	7,1245	7,1245	7,1245
Hidro	Diesel	PM _{2,5}	0,1193	0,1193	0,1193	0,1193	0,1193
Hidro	Diesel	NO _x	6,6869	6,6869	6,6869	6,6869	6,6869

Fonte: Elaboração própria

No Brasil, a gasolina C é formada por uma mistura de gasolina A com etanol anidro. Em 2010, a fração volumétrica de etanol na gasolina era 25%. A partir de 2015, foi elevada a 27%v de etanol (CIMA, 2015). Vale destacar que os fatores de emissão para a gasolina C já consideram o *blend* entre os combustíveis.

3.2.1.2 Teor de enxofre dos combustíveis

A emissão de SO₂ oriunda do consumo de diesel e gasolina dependem de dois fatores: o teor de enxofre no combustível fóssil, e a porcentagem de *blend* de biocombustível. Dessa forma, tomou-se como base as regulamentações sobre os teores de enxofre no diesel e na gasolina, apresentadas na seção 2.3.1.2.1, Tabela 8, para calcular um teor de enxofre médio para o Brasil, para cada combustível. Em seguida, foram considerados os *blends* possíveis do biodiesel no diesel e do etanol na gasolina para se chegar ao fator de emissão final para cada mistura.

Para o caso da gasolina, sua utilização ocorre apenas no setor de transportes, por carros, motos e comerciais leves. O seu teor de enxofre foi tratado de forma mais simplificada, com valores de 1000 ppm para 2010, reduzindo para 50 ppm, conforme regulamentação da ANP (Tabela 13). Embora ainda não seja obrigatório, as refinarias brasileiras já produzem uma gasolina aditivada que contém 30 ppm de enxofre, o que

reflete uma tendência de convergir para esse valor futuramente. No entanto, só foram consideradas as legislações atuais para a gasolina.

Já para o caso do diesel, seu consumo ocorre em diversos setores, como transportes, energia e indústria. Além disso, dentro do transporte rodoviário, as regulamentações do PROCONVE determinam diferentes teores de enxofre para a fase P7, diferenciando-a das demais fases (Tabela 13). Dessa forma, foi utilizada a mesma projeção do *share* dos tipos de veículos nas fases do PROCONVE, calculadas anteriormente, para se obter o teor de enxofre médio dos veículos rodoviários. Esse valor é exibido na Tabela 14, como “Rodoviário médio”.

Tabela 13 – Teor de enxofre para gasolina e diesel rodoviário

	Teor de enxofre (ppm)	
	2010	2015
Gasolina C	1000	50
Diesel fóssil		
até P5	1800	500
P7 em diante	10	10

Fonte: Elaboração própria com base em (ANP, 2019)

Paralelamente a isso, foi verificado o consumo de diesel, bem como o peso de cada setor sobre o consumo total. Em 2010, o uso rodoviário correspondeu a 75% do total, seguido das máquinas agrícolas com 13% (EPE, 2018), e assim por diante, conforme mostrado na Tabela 14. Em seguida, o teor de enxofre médio para o Brasil foi calculado através de uma média ponderada entre o teor de enxofre para cada setor e o *share* do consumo dos mesmos.

Tabela 14 – Teor de enxofre médio calculado para o diesel

	Teor de enxofre (ppm)									Share no consumo de diesel (2010)
	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050	
Rodoviário médio^a	1800	370	288	216	147	98	65	42	30	75%
Máquinas agrícolas	500 ^b	300	300	300	300	300	300	300	300	13%
Ferrovário	1800	1800	1800	1800	1800	1800	1800	1800	1800	3%
Setor energético	500	500	500	500	500	500	500	500	500	2%
Indústria	500	500	500	500	500	500	500	500	500	2%
Teor de enxofre médio - Brasil	1489	390	329	275	223	187	162	145	135	

^a Valores calculados pela autora

^b Não foram encontrados valores anteriores a 2015; logo usou-se o mesmo valor do setor energético

Fonte: Elaboração própria baseado em (ANP, 2019, EPE, 2018)

Por fim, o fator de emissão de SO₂ é calculado a partir do teor de enxofre do combustível, a taxa de conversão do enxofre em SO₂, considerada igual a 95% (OFFICE OF AIR QUALITY PLANNING AND STANDARDS, 1995), o poder calorífico do combustível e a razão da massa molar do SO₂ e a massa molar do S, conforme mostrado na Equação 17.

$$FE_{SO_2} \left[\frac{g_{diesel}}{kWh_{diesel}} \right] = \frac{\text{Conteúdo de enxofre [ppm]}}{PCI_{diesel} \left[\frac{kWh_{diesel}}{g_{diesel}} \right]} * 95\% * \frac{MM_{SO_2}}{MM_S} \quad \text{Eq. 17}$$

No Brasil, a mistura de biodiesel no diesel é regulamentada pela ANP, em fração volumétrica, e vem aumentando gradualmente ao longo dos anos, conforme pode ser visto na Tabela 15. No BLUES, a adição do biodiesel é representada por quatro tecnologias de *blend* de diesel. Primeiramente, a tecnologia *default* representa os teores de 5%v, para 2010, e 7%v, a partir de 2015. Além disso, o modelo possui outras três opções de *blend*, com 10%v, 15%v e 20%v de teor de biodiesel presente no diesel. Essas últimas são tecnologias que podem ser escolhidas pela otimização a partir de 2020. Para o caso da gasolina, o modelo conta com apenas uma opção de *blend*, que reflete os valores

estipulados pela legislação, com 25%v de etanol em 2010 e 27%v a partir de 2015 (CIMA, 2015).

Tabela 15 – Obrigatoriedade de adição de biodiesel no diesel

Biodiesel (% volume)	
2008	2
2009	4
2010	5
2014	6
2014	7
2017	8
2018	10
2019	11
2020	12

Fonte: ANP (2020)

A metodologia descrita acima leva aos fatores de emissão apresentados na Tabela 16.

Tabela 16 – Fatores de emissão de SO₂ nos combustíveis líquidos, para a linha de base de poluição atmosférica

(gSO ₂ /GJ combustível)	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Diesel base ^a	63,8	16,4	13,8	11,5	9,4	7,8	6,8	6,1	5,7
Diesel 10%v	57,8	14,9	12,5	10,5	8,5	7,1	6,1	5,5	5,1
Diesel 15%v	49,4	12,7	10,7	9,0	7,3	6,1	5,3	4,7	4,4
Diesel 20%v	40,1	10,3	8,7	7,3	5,9	4,9	4,3	3,8	3,6
Gasolina C ^b	52,5	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7

Nota: ^a 5%v de biodiesel em 2010 e 7%v a partir de 2015

^b 25%v de etanol em 2010 e 26%v a partir de 2015

Fonte: Elaboração própria

3.2.1.3 Biocombustíveis

A influência dos biocombustíveis na emissão de poluentes atmosféricos deve ser considerada dentro de um contexto amplo. Além de fatores relacionados à composição do combustível, outros fatores relacionados às tecnologias do veículo também devem ser

analisadas em conjunto, uma vez que às vezes não é possível explicar a efeito nas emissões apenas com uma variável (HOEKMAN *et al.*, 2012, NOGUEIRA, Thiago *et al.*, 2016).

Quando se trata de emissões de material particulado e SO₂, diversos estudos associam o uso de biocombustíveis – ou de maiores *blends* nos combustíveis fósseis –, à redução das emissões (AL-DAWODY *et al.*, 2013, BÜNGER *et al.*, 2012, KOROTNEY, 2002). A emissão de SO₂ está relacionada ao conteúdo de enxofre do combustível, e por isso, será menor quanto maior o *blend* de biodiesel e de etanol, no diesel e na gasolina, respectivamente. O material particulado, por sua vez, pode ser considerado inexpressivo para o etanol e em menor quantidade no biodiesel quando comparado ao diesel (AL-DAWODY *et al.*, 2013, BÜNGER *et al.*, 2012, KOROTNEY, 2002).

Entretanto, mesmo tendo sido comprovada a redução em massa do material particulado no biodiesel, o seu poder oxidativo se mostrou maior para maiores *blends* de biodiesel (GODOI *et al.*, 2016). Isso reflete maiores impactos na saúde humana e ilustra a complexidade dos efeitos do biocombustíveis e da poluição atmosférica.

Com relação ao etanol, ele é um combustível que possui alta octanagem e velocidade de chama; em comparação à gasolina, queima a uma menor razão ar-combustível e possui menor poder calorífico, o que leva a um maior consumo do mesmo (BAYRAKTAR, 2005). Atualmente, é utilizado em carros *flex-fuel*, em que o usuário tem a possibilidade de escolher entre abastecer com gasolina, etanol, ou com qualquer mistura entre os dois. A tecnologia *flex-fuel* permite reconhecer o combustível abastecido e ajustar os parâmetros do motor para sua operação (DELGADO *et al.*, 2007).

Melo *et al.* (2012) realizaram um estudo com medições para diferentes porcentagens de abastecimento entre gasolina C (25%v/v etanol anidro) e etanol hidratado (MELO *et al.*, 2012). Os resultados mostraram redução de CO e hidrocarbonetos totais (THC), e um aumento de aldeídos, formaldeídos e etanol não queimado, conforme um maior percentual de etanol hidratado no abastecimento, em linha com outros estudos mais recentes (YANG *et al.*, 2019). No entanto, os controles mais rígidos de veículos a ciclo Otto através das fases do PROCONVE e outras regulamentações têm permitido que não haja um aumento de emissão total de aldeídos para a atmosfera (MMA, 2014). As emissões de NO_x, no entanto, apresentaram um comportamento complexo, não sendo possível definir uma tendência específica, resultado também encontrado por Hsieh *et al.* (2002). Para a mesma quantidade de etanol,

dependendo do patamar das rotações do motor, pôde-se observar diferentes tendências. Nos veículos, a emissão de NO_x é gerada através de reações entre o oxigênio (O_2) e o nitrogênio (N_2), que são favorecidas em altas temperaturas. Costa *et al.* (2015) revisou diversos trabalhos sobre a mistura etanol e gasolina, e eles apontam diferentes tendências para o NO_x , mostrando que a emissão está mais associada às condições de operação do que a própria adição do etanol na gasolina. Também há uma maior emissão de NO_x nos momentos de aceleração do veículo, devido às altas temperaturas.

O mesmo acontece na queima de biodiesel em motores a diesel. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA – *Environmental Protection Agency*) compilou dados de 39 estudos para mostrar a relação das emissões de gases de exausto frente a maiores porcentagens de biodiesel no diesel (KOROTNEY, 2002), servindo de referência para estudos posteriores, inclusive no Brasil (TEIXEIRA *et al.*, 2012). Foi concluído que, as emissões de PM, CO e HC diminuía com o aumento do *blend* de biodiesel, mas as emissões de NO_x sofriam um ligeiro aumento, o que ficou conhecido como “*biodiesel NO_x effect*”. Ainda, dentre as diferentes fontes de biodiesel consideradas no estudo (soja, colza/canola ou totalmente de origem animal), 75% dos casos se referiam a biodiesel de soja, que foi o tipo de biodiesel que causou maior aumento de NO_x . O biodiesel de origem animal apresentou menor aumento de NO_x e maior redução de PM e CO (KOROTNEY, 2002).

Hoekman e Robbins (2012) atualizaram o estudo feito pela EPA, utilizando veículos mais novos. Eles chegaram à mesma conclusão de tendência do aumento de NO_x com o aumento do biodiesel, mas também mostraram uma grande variação no aumento de NO_x para biodiesel B100, variando principalmente entre 0 e 20% (HOEKMAN *et al.*, 2012). Pode-se considerar que de fato, há um aumento na emissão de NO_x na queima do biodiesel.

Dessa forma, percebe-se que o impacto dos biocombustíveis na poluição atmosférica é complexa e dependente de diversos fatores. Ao mesmo tempo em que o aumento do biodiesel no *blend* aumenta a emissão de NO_x , é possível controlá-la com tecnologias exigidas pela fase 7 do PROCONVE. No entanto, o reagente mais utilizado em conjunto com a tecnologia de SCR é a base de ureia, que, apesar de reduzir a emissão de NO_x no biodiesel, aumenta a emissão e concentração de NH_3 e de N_2O . Enquanto a amônia modifica o balanço radioativo total da atmosfera, reduz a visibilidade atmosférica e causa problemas no meio ambiente como eutrofização e acidificação (TADANO *et al.*,

2014), o N₂O é um gás de efeito estufa com maior poder de aquecimento global trezentas vezes maior que o CO₂ (HUANG *et al.*, 2013).

Em relação ao material particulado, o biodiesel emite menos quantidade de PM, quando comparada ao diesel. Por outro lado, o PM emitido pelo biodiesel tem um potencial oxidativo maior, levando a efeitos adversos na saúde (GODOI *et al.*, 2016). No entanto, o SCR é capaz de reduzir o potencial oxidativo tanto do diesel quanto do biodiesel.

Pela complexidade da relação dos biocombustíveis com a emissão de poluentes locais, e entendendo-se a necessidade de simplificação da representação dessas interações em um modelo energético integrado, optou-se por seguir os fatores de emissão de NO_x disponibilizados pela CETESB (2019) para o etanol utilizado nos veículos *flex-fuel*.

Para o biodiesel, uma vez que a CETESB não disponibiliza fatores de emissão específicos, optou-se por estimá-los. Korotney (2002) observou uma redução de emissão de particulado em torno de 33% do biodiesel B100 de óleo de soja em relação ao diesel, enquanto Al-Dawody e Bhatti (2013) observaram uma redução de 59,6%. Optou-se por utilizar a menor redução observada, de 33%, para uma análise mais conservadora. Para o NO_x, foi considerado um aumento de 10%, seguindo o “*biodiesel NO_x effect*” (KOROTNEY, 2002),

Por fim, os biocombustíveis avançados considerados no modelo energético BLUES são o diesel BTL⁸, o querosene BTL, o querosene ATJ⁹ e o querosene HEFA¹⁰, que utilizam a biomassa ou o etanol para a produção de diesel ou querosene. O diesel BTL é produzido a partir de um “*pool*” de biomassa, que é composto pelas florestas plantadas de eucalipto e pinus (TAGOMORI, 2017), gramíneas, bagaço de cana-de-açúcar e resíduos agrícolas. Para o querosene podem ser usados óleo vegetais, resíduos agrícolas, biomassa lignocelulósica (CARVALHO *et al.*, 2019) e gramíneas. Eles são considerados combustíveis *drop-in*, ou seja, podem ser utilizados diretamente nos veículos, sem alterações significativas no motor e na performance (LIU *et al.*, 2018, SUNDARARAJ *et al.*, 2019). Dessa forma, são idênticos em sua composição carbônica e se comportam como um combustível padrão, logo não apresentam diferenças na

⁸ BTL = *Biomass to Liquids*

⁹ ATJ = *Alcohol to Jet*

¹⁰ HEFA = *Hydroprocessed Esters and Fatty Acids*

emissão de particulados e NO_x, em relação ao combustível fóssil convencional.¹¹ Já para SO₂, como esses combustíveis são feitos a partir da biomassa e não do petróleo, não foi considerada emissão.

3.2.1.4 Agricultura

As emissões atmosféricas associadas à agricultura são emissões referentes à queima de resíduos agrícolas, à lavoura, ao plantio, ao corte e a colheita; sendo a queima de resíduos a mais significativa entre elas. Na agricultura, a queima de resíduos auxilia no processo de colheita manual, aumentando o rendimento dos trabalhadores e evitando problemas com pragas; além disso, também auxilia na preparação do terreno para novos plantios (LIMA *et al.*, 2010). No Brasil, historicamente, a queima de resíduos acontecia no cultivo de algodão – que foi descontinuada na década de 90 (MCTIC, 2014) –, mas ainda ocorre na cana-de-açúcar.

Os resíduos agrícolas no BLUES são provenientes dos diferentes tipos de cultivos. No entanto, a opção de queima desses resíduos é bastante simplificada atualmente, agregando diversos tipos de resíduos em apenas uma tecnologia. Por essa razão, a emissão proveniente de resíduos agrícolas também foi tratada de forma um pouco mais agregada.

Os fatores de emissão de PM_{2.5} e SO₂, provenientes do GAINS (AIR/IIASA, 2020), e de NO_x, provenientes do MCTIC (2014), estão em função da massa dos resíduos. Para transformá-los em função da energia contida nesses resíduos, foi utilizado o poder calorífico dos principais resíduos no Brasil e sua disponibilidade anual, baseado nos dados de PORTUGAL-PEREIRA *et al.* (2015). Com isso, chegou-se aos fatores de emissão da tabela abaixo.

¹¹ Os biocombustíveis avançados representam combustíveis prêmio, isto é compõem a melhor fração do diesel, gasolina e QAV; em tese, permitiram melhor queima e menor emissão de PM_{2.5}, mas optou-se por uma análise mais conservadora.

Tabela 17 – Fatores de emissão para queima de resíduos agrícolas

FE (kg/GJ)	
PM _{2.5}	0.3427
NO _x	0.1359
SO ₂	0.0326

Fonte: Elaboração própria com base em AIR/IIASA (2020), MCTIC (2014), PORTUGAL-PEREIRA *et al.* (2015)

No entanto, nem todos os resíduos agrícolas gerados no campo são queimados. No Brasil, a maioria dos resíduos agrícolas fica no campo, contribuindo na proteção do solo contra luz solar excessiva, evaporação, erosão e chuvas (PORTUGAL-PEREIRA *et al.*, 2015). Porém, essa prática também causa emissão de N₂O devido ao seu processo de decomposição (PORTUGAL-PEREIRA *et al.*, 2015). No BLUES, além da queima de resíduos e da decomposição no campo, os resíduos agrícolas têm outras duas opções tecnológicas, que são a possibilidade de produção de biofertilizantes e a utilização dos resíduos como energéticos. Para essa última opção, os resíduos são recolhidos no campo e passam por um pré-tratamento, o que lhes confere um custo adicional associado à logística de coleta e ao tratamento dos mesmos. Após o pré-tratamento, eles compõem um “*pool*” de biomassa, que pode ser usado para a produção de energéticos.

Atualmente, a principal cultura que ainda utiliza a queima de resíduos na sua produção é a cana-de-açúcar (MCTIC, 2014). São Paulo é o maior estado produtor, sendo responsável por 54% da produção total nacional na safra 2018/2019. É o estado, também, com maior controle da queima de resíduos dessa cultura. A Lei estadual nº 11.241/2002 determinou a eliminação da queima dos resíduos agrícolas da cana-de-açúcar gradativamente até 2021 para as áreas mecanizáveis e até 2031 para as áreas não-mecanizáveis (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2002). As áreas mecanizáveis são grandes áreas (superiores a 150 hectares) que possuem uma inclinação máxima de 12%, e, por isso, a mecanização seria segura. Áreas não-mecanizáveis possuem inclinação superior, ou não possuem condições de solo propícias à mecanização (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2002).

Em 2007, a União da Indústria de Cana-de-Açúcar (UNICA) e a Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo (SMA) assinaram, voluntariamente, o Protocolo Ambiental, que visava a antecipação dos prazos de eliminação da queima de resíduos, entre outras propostas de proteção do meio ambiente (AGUIAR *et al.*, 2011). Dessa

forma, a queima de resíduos em áreas mecanizadas seria eliminada em 2014 e em áreas não-mecanizadas, em 2017 (RONQUIM, 2010).

Sendo assim, foi necessário incluir no modelo limites da queima de resíduos condizentes com as legislações vigentes. A Tabela 18 mostra a porcentagem da colheita de cana-de-açúcar realizada de forma mecanizada no estado de São Paulo e no Brasil. Para esse tipo de colheita, considera-se que não há queima de resíduos agrícolas. Para 2020 em diante, mantêm-se os limites da safra de 2018/2019.

Tabela 18 – Percentual de colheita de cana-de-açúcar mecanizada

Safra	São Paulo	Brasil
2009/2010	56%	48%
2014/2015	80%	78%
2018/2019	98%	92%

Fonte: Elaboração própria com base em AGUIAR *et al.* (2011), CONAB (2018), EMBRAPA (2018) e CENSA (2020)

Já para as outras emissões consideradas na agricultura, como emissões decorrentes da lavoura, plantio, corte e colheita das diferentes culturas, os fatores de emissão utilizados foram os encontrados em Li *et al.* (2019) para trigo, milho, soja, arroz e amendoim/outras oleaginosas. Para os demais cultivos existentes no BLUES considerou-se o mesmo fator do milho e da soja, por ser próximo de um fator médio.

Tabela 19 – Fatores de emissão para os cultivos da agricultura, em kg/ha

	Cultivo	Plantio/ Corte	Colheita	Total (kg/ha)
Trigo	1,03	0,27	1,31	2,61
Milho	1,03	0,27	0,38	1,68
Soja	1,03	0,27	0,38	1,68
Arroz	0,27	0,00	0,38	0,65
Amendoim	1,03	0,07	0,38	1,48

Fonte: Li *et al.* (2019)

3.2.1.5 Desmatamento

O desmatamento no Brasil pode ser realizado tanto a corte raso – que resulta na remoção completa da floresta em pouco tempo –, quanto com degradação florestal – um processo que leva aproximadamente três anos (SOUZA et al., 2019). Em termos de poluentes atmosféricos, o desmatamento contribui com a emissões de material particulado e óxidos de nitrogênio quando realizado através de queimadas. Alguns estudos já analisaram essas emissões especificamente para os biomas brasileiros (cerrado e Amazônia), através de medidas em laboratório e em medidas de campo (ANDREAE *et al.*, 2001, WARD *et al.*, 1992, WARD *et al.*, 1991, YOKELSON *et al.*, 2008). Yokelson et al (2008) incluíram na sua avaliação de emissões provenientes de desmatamento, tanto o desmatamento primário quanto a manutenção de pasto. Além das emissões diretas de “*flaming*”, decorrentes da chama, consideraram também emissões provenientes da “*smoldering combustion*”, uma forma de combustão lenta, de baixa temperatura e sem chama. Essa parcela de “*smoldering combustion*” explica a diferença dos fatores de emissão em relação a Andreae e Merlet (2001), como pode ser visto na Tabela 20.

Tabela 20 – Fatores de emissão de poluentes locais para desmatamento

Fatores de emissão [t/kt]	PM_{2.5}	NO_x	Fonte
Savana e pastagem	5,4	3,9	Andreae et al. (2001)
Floresta tropical	9,1	1,6	Andreae et al. (2001)
Floresta extratropical	13,0	3,0	Andreae et al. (2001)
Amazônia – média	16,8	1,5	Yokelson et al. (2008)
Desmatamento primário	14,8	1,7	Yokelson et al. (2008)
Manutenção de pasto	18,7	1,2	Yokelson et al. (2008)

Fonte: Elaboração própria com base em ANDREAE e MERLET (2001) e YOKELSON et al. (2008)

Além dos fatores de emissão, foi considerado o teor de carbono contido em cada bioma e o teor de carbono na biomassa, para se chegar à quantidade de biomassa por hectare, e assim, ao fator de emissão por hectare, conforme mostrado na Equação 18. Para a Amazônia foi considerado um teor de carbono de 200 toneladas por hectare, enquanto

para o cerrado, 40 toneladas de carbono por hectare (RUESCH *et al.*, 2008). Para ambos, considerou-se o conteúdo de carbono de 50% para a biomassa.

$$FE \left[\frac{t_{pol}}{ha} \right] = FE \left[\frac{t_{pol}}{kt_{biomassa}} \right] * \frac{Densidade\ carbono\ no\ bioma \left[\frac{tC}{ha} \right]}{Conteúdo\ de\ carbono\ na\ biomassa\ [%]} \quad Eq. 18$$

Os dados de desmatamento são, na verdade, um resultado do modelo, representado pelas atividades das tecnologias de mudança do uso do solo; ou seja, quando se converte floresta ou savana em outros tipos de cobertura terrestre, tem-se a contabilização do desmatamento. No desmatamento por corte raso, a vegetação é cortada por motosserras e queimada alguns meses depois; por isso é conhecida também como “corte e queima”. É um processo que ocorre em um período curto de tempo, deixando marcas bem visíveis na vegetação (SOUZA *et al.*, 2019). Já no caso da degradação ambiental, o desmatamento ocorre de forma gradual, em um processo que pode levar, aproximadamente, três anos. Primeiramente, são extraídas as madeiras mais nobres, seguidas das madeiras utilizadas na construção civil e das madeiras leves para a produção de compensados e placas. Árvores grandes que não têm valor comercial são protegidas, servindo para dificultar a detecção do desmatamento. As árvores menores são derrubadas, e capim é plantado no primeiro ano. No segundo ano, esse capim é queimado, provocando uma limpeza na área. O mesmo ocorre no terceiro ano, finalizando o processo de degradação ambiental (SOUZA *et al.*, 2019).

Comparativamente, o corte raso utiliza a queimada para a destruição de uma parte maior do bioma, visto que toda a biomassa derrubada é queimada; enquanto a degradação florestal tem o intuito de aproveitar a madeira da floresta para outros usos. Dessa forma, considerou-se a emissão de poluentes atmosféricos nas queimadas realizadas no processo de corte raso. Para isso, calculou-se uma porcentagem do desmatamento que é relacionado ao corte raso, e, por consequência, o restante foi atribuído à degradação florestal.

Segundo dados do Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real (DETER), do INPE, as porcentagens de desmatamento a corte raso variam de ano para ano, conforme pode ser visto na Tabela 21. Parte dos alertas gerados pelo sistema do DETER não são confirmados como desmatamento. Sendo assim, primeiramente esses alertas não confirmados foram descartados, e, em seguida, foi feita a média dos dois anos

em que foi possível obter esse valor. Com isso, considerou-se uma média de 56,4% do desmatamento por corte raso, e 43,6% acontecendo por degradação florestal.

Tabela 21 – Incremento do desmatamento e percentual de corte raso e degradação florestal

Incremento do desmatamento	2007/2008		2006/2007		Valores adotados	
	%	km ²	%	km ²	km ²	Média (%)
Corte raso	38%	4.548	64%	7.379	11.927	56,4
Degradação florestal	48%	5.745	30%	3.459	9.204	43,6
Não confirmados	14%	1.676	6%	692	-	
Total (km ²)		11.968		11.530		21.131

Fonte: Elaboração própria com dados de (INPE, 2008)

No modelo, foram consideradas duas tecnologias possíveis para o desmatamento. A primeira representa o corte raso e, por isso, está associada às queimadas e à emissão de poluentes. A segunda representa a degradação florestal, sem queimadas e emissões. Os percentuais de divisão entre essas duas tecnologias são os apresentados na Tabela 21 e foram considerados constantes durante o horizonte de estudo, como uma aproximação para as queimadas associadas aos desmatamentos futuros. No entanto, há a possibilidade de atualização desses valores, aumentando ou restringindo os níveis de queimada.

3.2.1.6 Emissões de processo e emissões fugitivas

Os fatores de emissão não controlados para as emissões de processo e emissões fugitivas consideradas no BLUES estão na Tabela 22. Essa base de dados veio do modelo GAINS (AIR/IIASA, 2020) e considera as principais emissões de processo da indústria, como processos na siderurgia, indústria química e produção de alumínio. Além disso, são consideradas algumas emissões fugitivas na indústria, na extração de petróleo e na mineração do carvão.

No modelo BLUES, as demandas dos segmentos industriais são representadas de duas formas distintas. Para a maioria dos processos da indústria química e da siderurgia, tem-se a demanda dos produtos finais em quantidade física, como por exemplo produtos químicos, ferro e aço. As demandas dos demais segmentos estão em base energética através da demanda de calor, vapor e eletricidade. Os fatores de emissão utilizados, Tabela 22, se referem à emissão da quantidade física de produto. No caso dos processos industriais com demandas físicas no BLUES, algumas tecnologias agregam mais de um

deles, como, por exemplo, a produção de insumos intermediários para fertilizantes, em que a produção de ácido nítrico, ácido sulfúrico e ácido fosfórico estão representados em uma única tecnologia do modelo. Para esses casos, foi usada a proporção de cada ácido no total produzido para elaborar o fator de emissão correspondente a essa tecnologia. Já para o caso da demanda energética no BLUES, foi feita uma associação exógena com as quantidades físicas produzidas, e com isso, os fatores de emissão por tonelada de produto foram convertidos para fatores de emissão por quantidade de energia.

Tabela 22 – Fatores de emissão para as emissões de processo e fugitivas

Setor	Poluente	Descrição	Tipo da emissão	PM _{2.5} (g/kg)		NO _x (g/kg)	SO ₂ (g/kg)
				Processo	Fugitiva		
Siderurgia (Produção de coque)	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	Pré-aquecimento do carvão; carregamento do forno; resfriamento	Fugitivas	-	3.362	1.000	6.100
Siderurgia (Sinterização)	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	Processos de sinterização / Manuseio, esmagamento e transporte	Processo / Fugitivas	0.557	0.104	1.000	2.000
Siderurgia (Alto forno)	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	Fundição, topo do alto forno, dessulfurização / Transporte de metais quentes	Processo / Fugitivas	0.150	0.150	0.300	0.030
Siderurgia (Forno a oxigênio)	PM _{2.5}	Injeção do oxigênio / Carregamento, manuseio, transferência de metais quentes	Processo / Fugitivas	10.300	0.150	-	-
Siderurgia (Forno a arco elétrico)	PM _{2.5}	Processos de fusão da carga metálica e refino	Processo	7.550	-	-	-
Alumínio	PM _{2.5}	Processo eletrolítico e fundição do alumínio	Processo	18.500	-	-	-
Papel e Celulose	PM _{2.5} , NO _x , SO ₂	Produção de papel e celulose	Processo	0.600	-	1.000	2.000
Química	PM _{2.5}	Produção de fertilizantes nitrogenados, fosfatados e potássicos.	Processo	18.000	-	-	-
Química	NO _x	Produção do ácido nítrico	Processo	-	-	7.000	-
Química	SO ₂	Produção de ácido sulfúrico.	Processo	-	-	-	3.890
Mineração	PM _{2.5}	Mineração e pelotização	Processo	0.030	-	-	-
Ferroligas	PM _{2.5}	Forno a arco elétrico	Processo	7.550	-	-	-
Outros metais	PM _{2.5} , SO ₂	Produção de cobre, chumbo, zinco e níquel	Processo	12.300	-	-	100.0
Energético	PM _{2.5} , NO _x	Extração de petróleo	Fugitivas	-	0.002 ^a	0.002 ^a	-
Energético	PM _{2.5}	Mineração do carvão	Fugitivas	0.005	-	-	-

Nota: ^a g/MJ

Fonte: Elaboração própria baseada em AIR/IIASA (2020), COFALA *et al.* (1998a, b), KLIMONT *et al.* (2002)

3.2.2 Medidas de controle inseridas no BLUES

3.2.2.1 Medidas de controle atuais

O estado atual de controle de poluição atmosférica foi construído através da análise da legislação vigentes, visitas a relatórios de sustentabilidade de termelétricas e indústrias e nos relatórios de melhores tecnologias práticas disponíveis, elaborado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Esse esforço pode ser dividido em fontes móveis e fontes fixas.

3.2.2.1.1 Fontes fixas

As medidas de controle adotadas nas fontes fixas se referem àquelas presentes nas usinas, em plantas de cogeração, e em processos de aquecimento e geração de vapor nas indústrias e nas refinarias. Com base no parque de usinas em operação no Brasil (ANEEL, 2019), discriminados por fonte, fez-se, inicialmente, uma busca sobre os controles de poluição atmosféricas que são aplicados nas usinas do Brasil. No entanto, não foram encontradas informações suficientes.

Um levantamento feito pelo Instituto de Energia e Meio Ambiente (IEMA, 2016) mostrou que o acesso ao licenciamento ambiental das usinas não é fácil, uma vez que esses documentos não são encontrados na internet e, quando solicitados, há pouco ou nenhum retorno. Dessa forma, foi encontrada muita dificuldade de obtenção de informações sobre o uso de equipamentos de controle para fontes fixas. Em muitos casos, não foi possível saber se as instalações aplicavam alguma medida de controle, ou não. Ao mesmo tempo, usinas térmicas (UTES) como Presidente Médici A, B (Candiota I), foram descontinuadas em 2017 por não cumprimento à legislação ambiental e por sua ineficiência (ANEEL, 2011, REUTERS, 2018).

No entanto, as Resoluções CONAMA nº 382/06 (BRASIL, 2006) e nº 436/11 (BRASIL, 2011c) – já expostas na Tabela 1 – são claras quanto ao limite de emissão máximo permitido por fonte fixa. O Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) também estipula limites de controle mais rígidos como prerrogativa para a liberação dos seus financiamentos, o que tem mudado o portfólio tecnológico das UTES a carvão (HOFFMANN, 2013). É razoável, então, supor que tais fontes fixas possuam algum tipo de controle de poluição atmosférica.

Além disso, a CETESB produziu um “Plano de redução de emissões de fontes estacionárias” com um guia de melhores tecnologias práticas disponíveis e aplicadas no país, com detalhamento por fonte (CETESB, 2017). Baseado nele, considerou-se o uso de precipitadores eletrostáticos para o controle de $PM_{2.5}$ nas fontes fixas a carvão e derivados de petróleo, e lavadores úmidos para fontes fixas a biomassa, uma vez que filtros e precipitadores eletrostáticos não tem sido utilizados em caldeiras a bagaço de cana-de-açúcar (CETESB, 2017). Para o NO_x , foram consideradas medidas voltadas à modificação na combustão para todas as fontes, enquanto para o SO_x , considerou-se a dessulfurização convencional úmida.

3.2.2.1.2 Fontes móveis

As medidas de controle para as fontes móveis presentes nesse estudo são basicamente a aplicação de regulamentações mais restritas. Algumas medidas não técnicas já são consideradas no BLUES, como a possibilidade de troca de modal tanto entre passageiros, como no transporte de cargas. No entanto, há outras medidas que poderiam ajudar na redução da emissão de poluentes atmosféricos e que não estão consideradas, como por exemplo, o compartilhamento de veículos e o *home-office* que pode ganhar ainda mais força após a pandemia do COVID-19. Essas medidas se refletiriam em novas demandas no setor de transportes e novas considerações acerca da ocupação dos veículos. São estudos interessantes, e que poderiam ser incluídos em cenários futuros para que sejam analisados os resultados energéticos e de poluição atmosférica.

Nesta tese, foram analisadas as legislações de alguns países com maior controle de poluentes que o Brasil. Esse levantamento está mostrado na Tabela 23. Dentre essas legislações, foram escolhidas aquelas mais restritas às emissões de poluentes, pois representariam uma melhor qualidade do ar. Muitas vezes são compatíveis com os limites da EURO 6 ou com limites dos Estados Unidos.

Observando a Tabela 23, é interessante notar que os limites japoneses atuais para automóveis são os mesmos estabelecidos em 2009, sem uma atualização mais recente. Por isso, quando comparado com outros locais, o limite japonês não é o mais restritivo. No entanto, dois pontos chamam a atenção. Primeiro, para os veículos leves, o limite de emissão de NO_x estabelecido pelo Japão em 2009 é igual ou mais restritivo do que os estabelecidos pela Europa, em 2015, e pela China, em 2023. Isso mostra o comprometimento e o pioneirismo do Japão em relação ao controle das emissões

atmosféricas. Em segundo lugar, o Japão tem investido fortemente em eficiência energética, inclusive com o estabelecimento de padrões de consumo de combustível para os novos veículos vendidos a partir de 2022 (ICCT, 2015). Tal fato reduz o consumo de combustível nos veículos e certamente contribui para a redução da poluição local. Por isso, percebe-se um outro viés de política pública que consegue alcançar os mesmos resultados, ainda que a legislação de poluentes atmosféricos analisada de forma isolada não esteja refletindo esse ganho.

Tabela 23 – Limites de emissão de poluentes nacionais e internacionais para fontes móveis

País	Combustível	Fase	Tipo de veículo	Implementação	NO_x	PM_{2,5}
Veículos Leves					g/km	
Brasil	Gasolina	PROCONVE L6	Automóveis Comerciais Leves	2014	0,080 0,350	0,025 0,040
Estados Unidos	Diesel/ Gasolina	Tier 3	Automóveis Comerciais Leves	2025	0,019	0,002
China	Diesel / Gasolina	China 6b	Automóveis Comerciais Leves	2023	0,035 0,050	0,003 0,003
União Europeia	Diesel / Gasolina	EURO VI	Automóveis Comerciais Leves	2015	0,060	0,005
Japão	Gasolina	Teste JC08H+C	Automóveis	2009	0,050	0,005
Motocicleta					g/km	
Brasil	Gasolina	PRO-OT - M4	Motocicletas	2016	0,130	-
União Europeia	Gasolina	EUR- V - L1e-L7e	Motocicletas	2020	0,060	0,005
Veículos Pesados					g/kWh	
Brasil	Diesel	PROCONVE P7	Veículos Pesados	2012	2,000	0,030
União Europeia	Diesel	EURO VI	Veículos Pesados	2013	0,400	0,010
Estados Unidos	Diesel	2007 Heavy-Duty Highway Rule	Veículos Pesados	2010	0,268	0,013
Japão	Diesel	Teste WHTC	Veículos Pesados	2016	0,400	0,010

País	Combustível	Fase	Tipo de veículo	Implementação	NO _x	PM _{2.5}
Máquinas agrícolas					g/kWh	
Brasil	Diesel	MAR I	Máquinas agrícolas e não-rodoviárias	2015	4,700	0,400
União Europeia	Diesel	Stage IV	Máquinas agrícolas e não-rodoviárias	2014	0,400	0,025
Trens					g/kWh	
União Europeia	Diesel	Stage III B	Trens	2012	2,000	0,025
Estados Unidos	Diesel	Tier 4	Trens	2012	1,743	0,040

Nota: ^a Não existe legislação para limite de emissões de trens no Brasil

Fonte: Elaboração própria com base em ICCT *et al.* (2018)

A partir da Tabela 23, para cada tipo de veículo realizou-se uma correspondência com os limites internacionais mais restritivos. Para automóveis e comerciais leves, foram usados como referência os limites dos Estados Unidos, para as motocicletas e máquinas agrícolas, os limites da União Europeia, e para os veículos pesados e trens, uma combinação dos limites norte-americanos para o NO_x e europeu para o PM_{2.5}.

Em seguida, esses limites internacionais foram aplicados aos veículos correspondentes. No entanto, para o caso dos veículos leves e motocicletas, alguns limites internacionais são mais permissivos do que os fatores de emissão observados no Brasil. Isso ocorre porque os dados de fatores de emissão disponíveis no Brasil e divulgados pela CETESB (2018) são usualmente mais baixos do que os limites estabelecidos pelas fases do PROCONVE em vigor. Nesses casos, ao invés de usar o fator de emissão da legislação internacional, que seria maior do que a emissão atual, calculou-se o percentual de redução da mesma em relação ao PROCONVE.

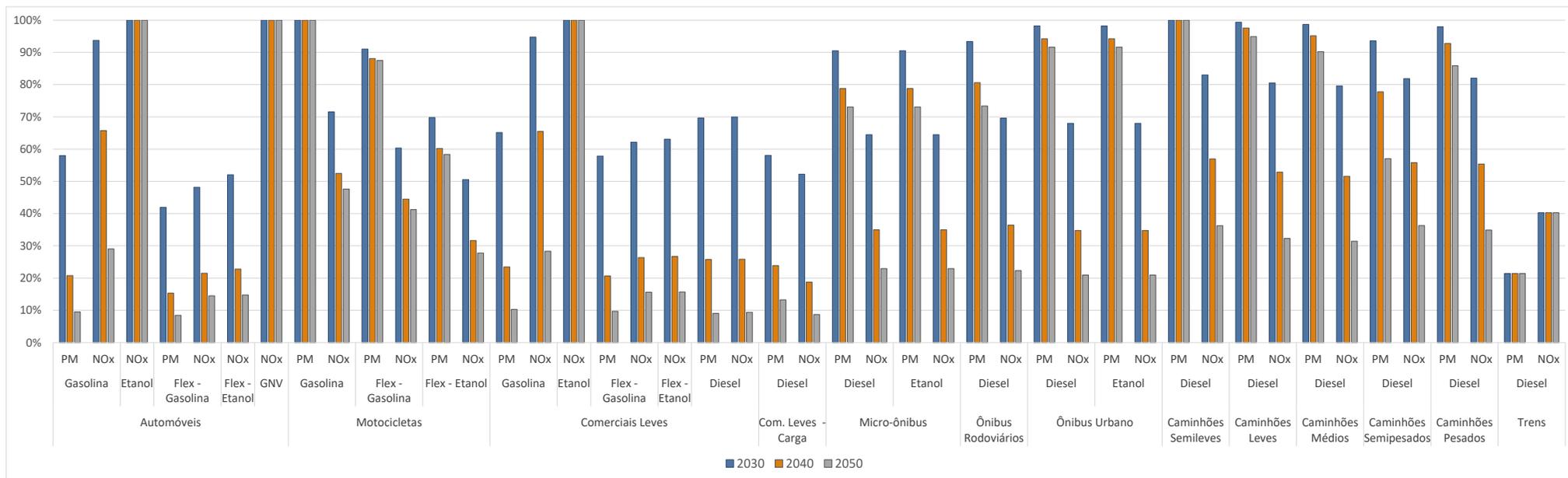
Com os novos fatores de emissão para cada veículo, foi aplicada a mesma metodologia descrita em “3.2.1.1 Transporte”, agora considerando também essa fase de controle de emissões mais rigorosa que seria implementada a partir de 2025 no Brasil. Sendo assim, chegou-se aos valores mostrados na Tabela 24. A variação percentual desses dados em relação àqueles aplicados como linha de base de poluição atmosférica pode ser vista na Figura 11, como uma forma de facilitar a visualização dessas diferenças. Vale ressaltar que não foram considerados custos relacionados à implementação da regulamentação mais restritiva, uma vez que essa tecnologia seria obrigatória e não uma escolha do modelo e/ou consumidor.

Tabela 24 – Fatores de emissão para transportes no cenário de controle de poluição atmosférica

Veículo	Combustível	Poluente	Fator de emissão (g/kWh)				
			2010	2020	2030	2040	2050
Automóveis	Gasolina C	PM _{2,5}	0,0011	0,0009	0,0005	0,0002	0,0001
Automóveis	Gasolina C	NO _x	0,5489	0,3328	0,1202	0,0277	0,0067
Automóveis	Etanol	NO _x	1,4629	1,3387	1,2924	1,1654	0,3839
Automóveis	Flex – Gasolina C	PM _{2,5}	0,0008	0,0008	0,0004	0,0001	0,0001
Automóveis	Flex – Gasolina C	NO _x	0,0472	0,0324	0,0136	0,0058	0,0039
Automóveis	Flex – Etanol	NO _x	0,0967	0,0427	0,0157	0,0062	0,0040
Automóveis	GNV	NO _x (g/km)	0,2843	0,2773	0,2735	0,2725	0,2722
Motocicletas	Gasolina	PM _{2,5}	0,0201	0,0135	0,0112	0,0106	0,0105
Motocicletas	Gasolina	NO _x	0,7050	0,4264	0,1877	0,1171	0,1023
Motocicletas	Flex – Gasolina C	PM _{2,5}	0,0110	0,0110	0,0100	0,0097	0,0096
Motocicletas	Flex – Gasolina C	NO _x	0,5231	0,2694	0,1255	0,0881	0,0809
Motocicletas	Flex – Etanol	PM _{2,5}	0,0126	0,0176	0,0132	0,0115	0,0111
Motocicletas	Flex – Etanol	NO _x	0,3605	0,2035	0,0837	0,0504	0,0439
Comerciais Leves	Gasolina	PM _{2,5}	0,0006	0,0006	0,0005	0,0002	0,0001
Comerciais Leves	Gasolina	NO _x	0,2493	0,1538	0,0579	0,0142	0,0035
Comerciais Leves	Etanol	NO _x	0,8843	0,8682	0,8625	0,8405	0,7580
Comerciais Leves	Flex – Gasolina C	PM _{2,5}	0,0007	0,0007	0,0004	0,0002	0,0001
Comerciais Leves	Flex – Gasolina C	NO _x	0,0464	0,0320	0,0179	0,0074	0,0044
Comerciais Leves	Flex – Etanol	NO _x	0,0982	0,0485	0,0252	0,0102	0,0060
Comerciais Leves	Diesel	PM _{2,5}	0,0431	0,0225	0,0090	0,0026	0,0009
Comerciais Leves	Diesel	NO _x	2,0119	0,7643	0,2787	0,0810	0,0280
Comerciais Leves - Carga	Diesel	PM _{2,5}	0,0469	0,0302	0,0132	0,0048	0,0026
Comerciais Leves - Carga	Diesel	NO _x	2,3640	1,8127	0,8241	0,2819	0,1296
Micro-ônibus	Diesel	PM _{2,5}	0,0225	0,0092	0,0046	0,0028	0,0023
Micro-ônibus	Diesel	NO _x	1,6407	0,8607	0,3998	0,1859	0,1171
Micro-ônibus	Etanol	PM _{2,5}	0,0011	0,0004	0,0002	0,0001	0,0001
Micro-ônibus	Etanol	NO _x	0,7517	0,3943	0,1832	0,0852	0,0536
Rodoviários	Diesel	PM _{2,5}	0,0552	0,0199	0,0070	0,0034	0,0026
Rodoviários	Diesel	NO _x	2,6275	1,3685	0,5644	0,2299	0,1320
Urbano	Diesel	PM _{2,5}	0,0534	0,0190	0,0067	0,0032	0,0025
Urbano	Diesel	NO _x	2,5053	1,3340	0,5572	0,2277	0,1294
Ônibus Urbano	Etanol	PM _{2,5}	0,0011	0,0004	0,0001	0,0001	0,0001
Ônibus Urbano	Etanol	NO _x	0,7517	0,4003	0,1672	0,0683	0,0388
Caminhões Semileves	Diesel	PM _{2,5}	0,0622	0,0292	0,0137	0,0062	0,0033
Caminhões Semileves	Diesel	NO _x	2,5409	1,5263	0,8081	0,3862	0,2020
Caminhões Leves	Diesel	PM _{2,5}	0,0634	0,0299	0,0143	0,0068	0,0038
Caminhões Leves	Diesel	NO _x	2,6781	1,6676	0,8934	0,4280	0,2218
Caminhões Médios	Diesel	PM _{2,5}	0,0634	0,0300	0,0144	0,0068	0,0039
Caminhões Médios	Diesel	NO _x	2,6096	1,6194	0,8681	0,4182	0,2192

Veículo	Combustível	Poluente	Fator de emissão (g/kWh)				
			2010	2020	2030	2040	2050
Caminhões Semipesados	Diesel	PM _{2.5}	0,0639	0,0302	0,0139	0,0059	0,0027
Caminhões Semipesados	Diesel	NO _x	2,6820	1,6468	0,8887	0,4389	0,2413
Caminhões Pesados	Diesel	PM _{2.5}	0,0662	0,0308	0,0146	0,0069	0,0040
Caminhões Pesados	Diesel	NO _x	2,7780	1,6726	0,8873	0,4258	0,2241
Trens	Diesel	PM _{2.5}	0,1167	0,1167	0,0250	0,0250	0,0250
Trens	Diesel	NO _x	4,3200	4,3200	1,7400	1,7400	1,7400
Avião	QAV	PM _{2.5}	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005
Avião	QAV	NO _x	0,1604	0,1604	0,1604	0,1604	0,1604
Hidro	Óleo combustível	PM _{2.5}	0,5031	0,5031	0,5031	0,5031	0,5031
Hidro	Óleo combustível	NO _x	7,1245	7,1245	7,1245	7,1245	7,1245
Hidro	Diesel	PM _{2.5}	0,1193	0,1193	0,1193	0,1193	0,1193
Hidro	Diesel	NO _x	6,6869	6,6869	6,6869	6,6869	6,6869

Fonte: Elaboração própria



Nota: Os valores estão normalizados em relação aos de linha de base de poluição atmosférica

Figura 11 – Comparação entre os fatores de emissão da linha de base e do controle de poluição atmosférica

Fonte: Elaboração própria

Em relação ao modal aéreo, não foram consideradas modificações adicionais além da troca de combustíveis. Já para o modal hidroviário, foi incluída uma opção tecnológica que reflete a adoção de parâmetros internacionais da Organização Marítima Internacional (IMO – *International Maritime Organization*), aplicados às Áreas de Controle de Emissões (ECA – *Emissions Control Areas*). O Brasil não pertence a essa área, e por isso foi colocada como uma opção ao modelo, que pode escolher adotar esse padrão, ou não. A Tabela 25 traz os limites da IMO para NO_x e SO₂, e os custos associados, considerados como uma média daqueles apresentados em (EUROPEAN ENVIRONMENTAL BUREAU *et al.*, 2011).

Tabela 25 – Limites de NO_x e SO₂ da IMO para as áreas de controle de emissões

Poluente	FE padrão BLUES	Limite de emissão IMO – ECA	Custo (US\$/kg removido)
NO _x (g/kWh)	6.687	2	0.305
SO ₂ (%m/m)	0,50%	0,10%	2.200

Fonte: Elaboração própria com base em EUROPEAN ENVIRONMENTAL BUREAU *et al.* (2011) e ICCT *et al.* (2018)

Para os transporte rodoviário, foram consideradas também emissões de material particulado decorrente dos desgastes dos pneus e dos freios, e do desgaste da pista, a partir de dados da CORINAIR (2009) e expostos na Tabela 26.

Tabela 26 – Fatores de emissão de PM_{2.5} decorrentes de desgastes dos pneus, de freios e da pista, em g/km

Veículo	Desgaste dos pneus e freios	Desgaste da pista	Total (g/km)
Automóveis			
Comerciais Leves (Otto)	0,0074	0,0041	0,0115
Motocicletas	0,0034	0,0016	0,0050
Ônibus (Urbanos, Rodoviários, Micro-ônibus)			
Comerciais Leves (Diesel)	0,0316	0,0205	0,0521
Caminhões (leves, semileves, médios, pesados, semipesados)			

Fonte: Elaboração própria com base em CORINAIR (2009)

Além disso, foram consideradas também as restrições de teor de enxofre nos combustíveis de 10 ppm, consideradas na EURO6, nos Estados Unidos e na China (ICCT *et al.*, 2018) e as determinações europeias para as máquinas agrícolas, passando de 300ppm atualmente em vigor no Brasil, para 10ppm, a partir de 2025. Sendo assim, aplicou-se a metodologia de cálculo explicada na subseção “3.2.1.2 Teor de enxofre dos combustíveis” e chegou-se aos valores apresentados na Tabela 27.

Tabela 27 – Fatores de emissão de SO₂ nos combustíveis líquidos, para a os cenários restritivos de poluição atmosférica

(gSO ₂ /GJ combustível)	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Diesel base ^a	63,8	16,4	13,8	10,0	7,8	6,3	5,2	4,5	4,1
Diesel 10%v	57,8	14,9	12,5	9,0	7,1	5,7	4,7	4,1	3,7
Diesel 15%v	49,4	12,7	10,7	7,7	6,0	4,8	4,0	3,5	3,2
Diesel 20%v	40,1	10,3	8,7	6,3	4,9	3,9	3,3	2,8	2,6
Gasolina C ^b	43,6	2,2	2,2	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4

Nota: ^a 5% de biodiesel em 2010 e 7% a partir de 2015

^b 25%v de etanol em 2010 e 26%v a partir e 2015

Fonte: Elaboração própria

3.2.2.2 Custos das medidas de controle

As emissões atmosféricas podem ser controladas através de substituição de combustíveis, de tecnologias e de processos, ou através de medidas de controle *add-on*.

No BLUES, o custo de qualquer tecnologia pode ser separado em custo de investimentos, custos de operação e manutenção fixos e variáveis. Para as tecnologias de controle *add-on* inseridas no modelo, seguiu-se a mesma lógica.

Vale ressaltar que as tecnologias atuais incluídas no BLUES já consideram os custos com as medidas de controle existentes para poluentes atmosféricos. Dessa forma, no modelo são inseridos apenas custos incrementais de medidas de controle alternativas e/ou adicionais às existentes.

3.2.2.2.1 Custos de investimento

Começando pelos custos de controle para fontes de combustão, o custo de investimento para remoção de material particulado e SO₂ segue uma função de investimento (KLIMONT, Z. *et al.*, 2002), dependente do volume de gás de exausto tratado, que, por sua vez, é associado ao tamanho do equipamento. São considerados também sobrecustos associados à necessidade de *retrofit* da planta, quando necessários para medidas *add-on*. A Equação 19 mostra os custos de investimento.

$$I = \left(ci^f + \frac{ci^v}{bs} \right) * v * (1 + r) \quad \text{Eq. 19}$$

Onde: ci^f : coeficientes de investimento fixo para boilers a carvão (US\$/kW_{th})

ci^v : coeficientes de investimento variável para boilers a carvão (US\$)

v : ajuste para volume de gás de exausto de outros combustíveis (%)

bs : capacidade da fonte de combustão (MW_{th})

r : ajuste de custo para *retrofit* (%)

O custo de investimento para controles de NO_x segue a mesma lógica acima, mas inclui uma parcela de investimento a mais, que se refere à aplicação de medidas combinadas de pré e pós combustão, quando por exemplo, são realizadas modificações na combustão e reduções seletivas para o controle pós combustão. Para os casos de redução catalítica seletiva, são considerados, ainda, os custos com catalisador (3ª parcela da Equação 20).

$$I = \left(ci_1^f + \frac{ci_1^v}{bs} \right) + \left(ci_2^f + \frac{ci_2^v}{bs} \right) * (1 + r) + (\lambda^{cat} * ci^{cat}) \quad \text{Eq. 20}$$

Onde: ci_1^f : coeficientes de investimento fixo para medidas simples (US\$/kW_{th})

ci_1^v : coeficientes de investimento variável para medidas simples (US\$)

ci_2^f : coeficientes de investimento fixo para medidas *add-on* ou quando são consideradas tecnologias combinadas (modificação na combustão + tecnologias *add-on*) (US\$/kW_{th})

ci_2^v : coeficientes de investimento variável para medidas *add-on* ou quando são consideradas tecnologias combinadas (modificação na combustão + tecnologias *add-on*) (US\$)

r : ajuste de custo para *retrofit* para medidas *add-on* (%)

bs : capacidade da fonte de combustão (kW_{th})

λ^{cat} : volume do catalisador (m³/kW_{th})

ci^{cat} : custo do catalisador (US\$/m³)

3.2.2.2.2 O&M fixos

Para os custos de O&M fixos são considerados apenas um percentual do investimento total (Equação 21).

$$O\&M_{fix} = I * f \quad \text{Eq. 21}$$

Onde: I = investimento por tonelada emitida

f = percentual dos investimento

3.2.2.2.3 O&M variável

O custo de O&M variável para as medidas de controle incluem custos com eletricidade adicional necessária para operação dos equipamentos, custos com reagentes, custos com catalisadores, sempre que aplicáveis. Sendo assim, são apresentados os custos de forma separada para cada poluente nas equações abaixo. A Equação 22 mostra o custo variável para PM. A Equação 23 reflete o custo variável para NO_x e a Equação 24, para o SO_x. Para controle de particulado foram considerados apenas o custo da eletricidade, enquanto para SO₂ considerou-se também custos com reagentes. O custo da remoção do NO_x é o mais completo, pois pode envolver também custos com catalisadores.

$$OM_{PM}^{var} = (c^e * \lambda^e) \quad \text{Eq. 22}$$

$$OM_{NOx}^{var} = (c^e * \lambda^e) + (ef * \eta * c^R * \lambda^R) + \left(\frac{\lambda^{cat} * ci^{cat}}{lt^{cat}} \right) \quad \text{Eq. 23}$$

$$OM_{SOx}^{var} = (c^e * \lambda^e) + (ef * \eta * c^R * \lambda^R) \quad \text{Eq. 24}$$

Onde:

OM^{var} : custo de O&M variável (MUS\$/PJ)

c^e : custo da eletricidade (US\$/kWh)

λ^e : consumo adicional de eletricidade (kWh/PJ)

- η : eficiência de remoção (%)
- k: poluente
- ef : fator de emissão ($tNO_x/PJ_{\text{combustível}}$)
- c^R : custo unitário do reagente (US\$/t)
- λ^R : demanda de reagente ($t_{\text{reagente}}/tNO_x$)
- It^{cat} : vida útil do catalisador (h)
- λ^{cat} : demanda do catalisador (m^3/MW_{th})
- ci^{cat} : custo do catalisador (US\$/ m^3)

Vale ressaltar que o custo de eletricidade é calculado endogenamente ao modelo, baseado no consumo elétrico adicional necessário para o acionamento das medidas de controle.

3.2.2.2.4 Outras emissões

Os custos de controle das emissões de processo são muito específicos para cada processo (KLIMONT *et al.*, 2002), dependem da qualidade do material em questão, entre outros fatores. Por esse motivo, é difícil generalizar as medidas de controle para as emissões de processos, assim como foi possível para as emissões provenientes das fontes de combustão (COFALA *et al.*, 1998b). Sendo assim, o controle das emissões de processo é tratado de forma bem simplificada no BLUES, agregando as indústrias com custos semelhantes em um único grupo, e aplicando duas tecnologias de controle para ele. Essas tecnologias têm eficiências típicas de controle, com seus respectivos custos. A Tabela 28 apresenta os parâmetros utilizados para o controle das emissões de NO_x e SO_2 .

Tabela 28 – Custos e eficiências de redução para emissões de processo de NO_x e SO_2

Tecnologia de Controle	Eficiência de redução	Custo de Redução (USD/tonelada removida)
NO_x – Estágio 1	60%	3.000
NO_x – Estágio 2	80%	5.000
SO_2 – Estágio 1	50%	350
SO_2 – Estágio 2	70%	407
SO_2 – Estágio 3	80%	513

Fonte: Adaptado de COFALA *et al.* (1998a, b)

As emissões de processo de PM_{2.5} estão mais detalhadas no GAINS, com custos específicos e individualizados para cada processo industrial. No entanto, nesse primeiro momento, optou-se por uma abordagem mais agregada, em linha com o que é feito para o NO_x e o SO₂, e com apenas duas opções de tecnologia de controle, representando duas eficiências e custos diferentes: filtro de mangas e precipitador eletrostático. Dentro dessas duas opções, os custos do GAINS para o controle dos processos industriais foram agregados em três grupos, a partir de processos que apresentam custos semelhantes. Dessa forma, o custo utilizado foi a média de cada grupo, conforme pode ser visto na Tabela 29. No grupo 1 estão a produção de fertilizantes, alumínio, fornos de arco elétrico; no grupo 2, processos de metais não ferrosos, sinterização, e conversores a oxigênio; no grupo 3, emissões de alto forno da siderurgia.

Tabela 29 – Custos e eficiências de redução para emissões de processo de PM_{2.5}

Tecnologia de Controle	Eficiência de redução	Custo de Redução (USD/tPM_{2.5} removida)	Consumo de eletricidade (MWh/tPM_{2.5} não-controlada)
Precipitador eletrostático	96,00%		
PM _{2.5} – Grupo 1		36	0,05
PM _{2.5} – Grupo 2		463	9,38
PM _{2.5} – Grupo 3		2.683	6,27
Filtro mangas	99,78%		
PM _{2.5} – Grupo 1		34	0,10
PM _{2.5} – Grupo 2		475	1,15
PM _{2.5} – Grupo 3		1.831	4,00

Fonte: Elaboração própria com base em KLIMONT *et al.* (2002)

Além disso, foi considerado um nível de controle para emissões fugitivas, também de forma bem genérica. Devido à natureza dessas emissões, elas não são controladas com tecnologias *add-on* (KLIMONT *et al.*, 2002). Por isso, é preciso adotar boas práticas operacionais, capazes de reduzi-las. Foram considerados dois estágios possíveis para o controle dessas emissões, que estão apresentados na Tabela 30, e iguais para todas as indústrias.

Tabela 30 – Custos e eficiências de redução para emissões fugitivas de PM_{2.5}

Tecnologia de Controle	Eficiência de redução	Custo de Redução (USD/tPM_{2.5} removida)	Consumo de eletricidade (MWh/tPM_{2.5} não-controlada)
Boas práticas 1	40%	5.678	10,00
Boas práticas 2	80%	3.407	11,54

Fonte: Elaboração própria com base em KLIMONT *et al.* (2002)

3.2.2.3 Parâmetros técnico-econômicos das medidas de controle adicionadas ao BLUES

Esta seção apresenta os principais parâmetros técnicos e econômicos das tecnologias de controle para combustão em fontes fixas inseridas no BLUES. Eles foram calculados tendo como base a metodologia explicada nas seções anteriores e os custos do modelo GAINS (COFALA *et al.*, 1998a, b, KLIMONT, Z. *et al.*, 2002), com algumas atualizações. Para as emissões de processo e fugitivas, os parâmetros considerados são os mesmos apresentados na subseção anterior.

No caso dos catalisadores, por exemplo, Sorrels *et al.* (2016) indicam uma queda de custos de aproximadamente 34.000 US\$/m³ em 1980 para uma faixa entre US\$5.000/m³ e US\$ 6.000/m³ em 2008, se mantendo assim até 2012. Com isso, foi considerado um valor de US\$5.500/m³ para o catalisador. Ao mesmo tempo em que houve uma queda do custo do catalisador, houve um aumento do custo dos reagentes utilizados, majoritariamente solução de amônia, tornando o reagente uma parte significativa do custo do redução catalítica seletiva (SORRELS *et al.*, 2016).

Os principais parâmetros das medidas de controle são os custos, a vida útil, a penalidade energética e a eficiência. Os custos do modelo BLUES estão em dólares a valores constantes de 2010. A conversão dos custos levantados em euros foi feita a partir da consideração da inflação e da conversão entre moedas, através dos dados do Banco Central Europeu (2019). A penalidade energética é inserida no modelo como um consumo de eletricidade necessária para a realização do controle de emissões, e são oriundas do GAINS (COFALA *et al.*, 1998a, b, KLIMONT, Z. *et al.*, 2002).

A Tabela 31, a Tabela 32 e a Tabela 33 mostram os principais parâmetros para o PM_{2.5}, NO_x e SO₂, respectivamente. Nelas, também estão sinalizadas as medidas que

refletem a legislação de controle de poluentes atmosféricos atualmente aplicada ao sistema energético brasileiro. Dessa forma, as medidas já implementadas são obrigatórias entre os anos de 2010 e 2020. A partir de 2025, é permitida uma melhora no controle da emissão de poluentes atmosféricos, por meio da escolha de tecnologias mais eficientes, e apresentadas a seguir.

Tabela 31 – Medidas de controle utilizadas para PM_{2.5}

Medidas de controle	Investimento	O&M fixo ^a	Vida útil	Demanda por eletricidade	Eficiência de remoção
	€/kW _{th}	€/kW _{th} -ano	Anos	kWh/GJ combustível	%
Carvão nacional					
Precipitador eletrostático 1 *	10,55	0,053	20	0,11	93,0
Precipitador eletrostático 2	13,16	0,066	20	0,13	96,0
Filtro manga	14,57	0,146	20	0,20	99,5
Carvão importado					
Precipitador eletrostático 3 *	12,67	0,063	20	0,15	99,0
Filtro manga	12,14	0,121	20	0,20	99,5
Biomassa^b					
Lavadores úmidos *	11,36	0,114	20	1,50	93,0
Precipitador eletrostático 3	12,67	0,063	20	0,15	99,0
Filtro manga	12,14	0,121	20	0,20	99,5
Óleo combustível e gás natural					
Precipitador eletrostático 1 *	7,91	0,040	20	0,11	93,0
Filtro manga	10,93	0,109	20	0,20	99,5
Outros combustíveis sólidos					
Precipitador eletrostático 1 *	8,79	0,044	20	0,11	93,0
Precipitador eletrostático 2	10,96	0,055	20	0,13	96,0
Filtro manga	12,14	0,121	20	0,20	99,5

Nota: ^a 0.5% (precipitadores eletrostáticos) e 1% (filtro mangas) do valor do investimento (KLIMONT *et al.*, 2002)
^b Incluindo cana-de-açúcar ; * Tecnologias implementadas na linha de base de poluição atmosférica.

Fonte: Klimont et al. (2002)

Tabela 32 – Medidas de controle utilizadas para NO_x

Medidas de controle	Combustível	Setor	Investimento	O&M fixo ^a	Vida útil	Demanda por eletricidade	Eficiência de remoção
			€/kW _{th}	€/kW _{th} -ano	Anos	kWh/GJ combustível	%
Modificação na combustão *							
ModComb ^b	Comb. sólidos	Industrial	7,88	0,473	20	0,3	50
ModComb	Óleo e gás	Refino	7,09	0,425	20	0,3	50
ModComb	Carvão	Energia	12,61	0,757	20	0,36	65
ModComb	Óleo e gás	Energia	4,72	0,283	20	0,3	65
Medidas combinadas							
ModComb+SCR ^c	Comb. sólidos	Industrial	29,92	1,795	20	0,3	80
ModComb+SCR	Óleo e gás	Industrial	22,55	1,353	20	0,3	80
ModComb+SCR	Carvão	Energia	37,56	2,253	20	0,36	80
ModComb+SCR	Óleo e gás	Energia	20,97	1,258	20	0,3	80
ModComb+SNCR ^d	Comb. sólidos	Industrial	12,73	0,764	20	0,3	70
ModComb+SNCR	Óleo e gás	Industrial	10,47	0,628	20	0,3	70

Notas: ^a 6% do valor do investimento (COFALA *et al.*, 1998a)
^b ModComb: modificação na combustão; ^c ModComb+SCR: modificação na combustão com redução catalítica seletiva;
^d ModComb+SNCR: modificação na combustão com redução catalítica não seletiva.
* Tecnologias implementadas na linha de base de poluição atmosférica.

Fonte: COFALA e SYRI (1998a)

Tabela 33 – Medidas de controle utilizadas para o SO₂

Medidas de controle	Investimento	O&M fixo ^a	Vida útil	Demanda por eletricidade	Eficiência de remoção
	€/kW _{th}	€/kW _{th} -ano	Anos	kWh/GJ combustível	%
Carvão nacional					
Dessulfurização convencional úmida *	82,57	3,30	30	1,00	95
Dessulfurização convencional úmida avançada	192,64	7,71	30	2,20	98
Carvão importado					
Dessulfurização convencional úmida *	68,81	2,75	30	1,00	95
Dessulfurização convencional úmida avançada	160,53	6,42	30	2,20	98
Outros combustíveis sólidos					
Dessulfurização convencional úmida *	68,81	2,75	30	1,00	95
Dessulfurização convencional úmida avançada	160,53	6,42	30	2,20	98
Óleo combustível e gás natural					
Dessulfurização convencional úmida *	61,93	2,48	30	1,00	95
Dessulfurização convencional úmida avançada	144,48	5,78	30	2,20	98

Notas: ^a 4% do valor do investimento (COFALA *et al.*, 1998b)
* Tecnologias implementadas na linha de base de poluição atmosférica.

Fonte: COFALA e SYRI (1998b)

3.3 Inclusão no modelo BLUES

Foram definidas três maneiras de contabilizar a emissão dos poluentes. Para a maioria das tecnologias, optou-se por adicionar um fator de emissão sem abatimento às tecnologias do BLUES, considerando em seguida algumas opções de medidas de controle que poderiam ser adotadas, semelhante ao que acontece no modelo GAINS. Esse procedimento se aplica, principalmente, para os setores industrial e energético.

Além disso, para todas as fontes de emissão desses setores, foi considerada uma tecnologia de controle existente, que representa o estado atual da emissão dos poluentes. Dessa forma, os custos de investimento e O&M das fontes fixas considerados no BLUES já supõe a existência dos controles atuais. Tecnologias de controle adicionais, com maiores potenciais de abatimento e maiores custos, são acrescentadas como opções para o modelo. Sendo assim, apenas os custos incrementais em relação a tecnologia de controle existente foram considerados.

Para o setor de transportes, a emissão dos poluentes, por sua vez, foi definida a partir de trajetórias de evolução dos fatores de emissão dos veículos, calculados exogenamente ao modelo e explicados na seção “3.2.1.1 Transporte”. Duas trajetórias foram elaboradas: para o caso linha de base, foi considerada a legislação atual do PROCONVE, e para o cenário de controle de poluição atmosférica, incluiu-se uma legislação mais rigorosa a partir de 2025.

Para o setor residencial, as opções de redução de emissão são, basicamente, a troca de combustíveis e/ou a efficientização dos equipamentos. Dado que essas são exatamente as mesmas tecnologias já implementadas no BLUES visando a redução de gases de efeito estufa, optou-se pela aplicação dos fatores de emissão diretamente às tecnologias correspondentes. Os equipamentos mais novos são mais eficientes, recebendo fatores de emissão menores. Por exemplo, foi considerada uma redução do fator de emissão dos fogões a lenha, gás natural e GLP, quando esses são substituídos por fogões mais modernos. Essas reduções variam de 30% para GLP, 50% para gás natural e 80% para lenha, em relação às tecnologias menos eficientes.

Dessa forma, para todas as fontes fixas os controles de emissão são endógenos ao modelo, seja via medidas de controle ou via troca de tecnologia, como no setor residencial e comercial. Essa escolha ocorrerá de acordo com os cenários avaliados. Para o transporte, foram consideradas premissas de adoção de parâmetros internacionais de emissão, e, por isso, são exógenas ao modelo. A única exceção é o controle de combustíveis marítimos,

que se apresenta como uma opção tecnológica que pode ser escolhida pelo modelo, logo, endógena.

3.4 Comparação do BLUES com outras fontes de dados

Antes da realização do estudo de caso e da elaboração de cenários, foi feita uma comparação dos resultados obtidos pelo módulo de poluição atmosférica incluído no BLUES e informações disponíveis na literatura e outras bases de dados existentes. Isso foi feito para os setores consumidores de energia, no ano-base do modelo, 2010. Basicamente, os dados do BLUES foram comparados a informações do inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários no setor de transportes (MMA, 2014). Com relação aos outros setores, o Brasil não possui um inventário nacional mais abrangente, que considere também as emissões dos setores industrial, edificações, energia e agricultura. Por isso, a comparação se deu entre as emissões do BLUES e as emissões levantadas na base de dados do modelo GAINS (AIR/IIASA, 2020), que considera o Brasil como uma de suas regiões. O GAINS é considerado uma fonte abrangente em relação aos setores considerados na modelagem, e se apresenta como a melhor fonte disponível para ser comparada aos resultados do BLUES.

A comparação para o setor de transportes, para o modal rodoviário, é mostrada nas figuras Figura 12 e Figura 13 para NO_x e $\text{PM}_{2.5}$ respectivamente.

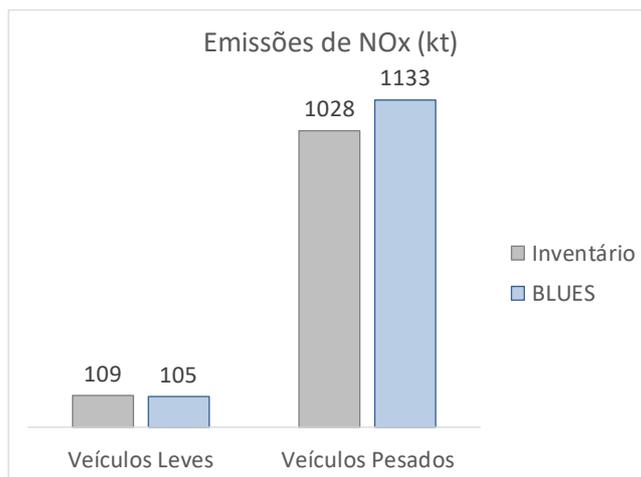
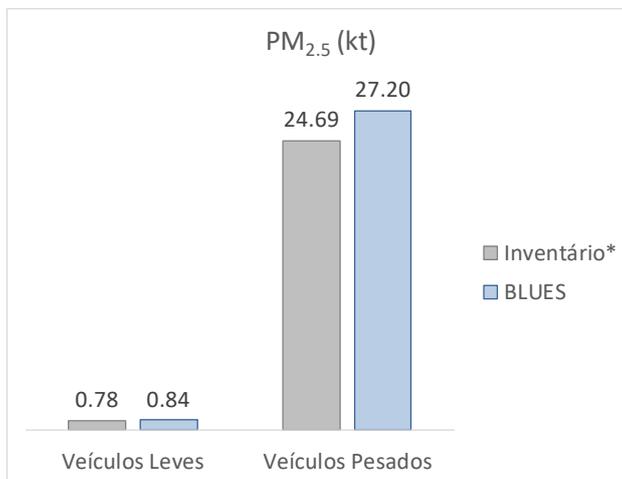


Figura 12 – Comparação da emissão de NO_x com o Inventário Nacional do setor de transportes, para o ano de 2010

Fonte: Elaboração própria com base em MMA (2011)

A diferença entre as emissões de NO_x por veículos leves é menor do que 5%, sendo considerada satisfatória. No que diz respeito aos veículos pesados, a diferença se deu por divergências no consumo de combustíveis.



Nota: * Apenas a parcela das emissões do inventário referentes ao PM_{2.5} está representada no gráfico. Para isso, considerou-se que o PM_{2.5} corresponde a 60% das emissões de PM₁₀ (CETESB, 2007)

Figura 13 – Comparação da emissão de PM_{2.5} com o Inventário Nacional do setor de transportes, para o ano de 2010

Fonte: Elaboração própria com base em MMA (2011)

Para realizar a comparação das emissões de PM_{2.5} entre o BLUES e o inventário, foi necessário fazer um ajuste dos resultados do inventário, uma vez que este reporta emissões de PM₁₀, e o BLUES avalia as emissões de PM_{2.5}. Segundo CETESB (2007), estudos realizados na região metropolitana de São Paulo entre 1987 e 2006 indicam que o PM_{2.5} representa cerca de 60% do PM₁₀. Dessa forma, esse valor foi adotado nesta tese como uma aproximação para a fração do PM_{2.5} no PM₁₀ em todo o Brasil. Vale ressaltar que essa consideração merece um refinamento maior, pois os estudos já são antigos e foram realizados em uma época em que a matriz de transportes era diferente da atual, como, por exemplo, com carros a álcool que não são mais comercializados. Além disso, a região metropolitana de São Paulo não representa necessariamente todas as regiões do Brasil. Entretanto, esses foram os melhores dados disponíveis no momento. Quanto às emissões de PM_{2.5}, o BLUES resulta em emissões maiores, quando comparadas à parcela de PM_{2.5} do inventário, com uma diferença de 7,6% para veículos leves e 10,2% para veículos pesados.

Os modais não rodoviários englobam o ferroviário, aéreo e o hidroviário. A comparação das emissões do BLUES com os inventários é apresentada na Tabela 34.

Tabela 34 – Comparação entre os modais não rodoviários, em kt

	NO _x		PM _{2.5}		SO ₂	
	Inventário	BLUES	Inventário	BLUES	Inventário	BLUES
Ferrovário	50	54	1,42	1,52	NA	2,84
Aeroviário	9,7	11,2	0,028	0,033	0,52	0,61
Hidroviário	NA	135	NA	7,86	NA	27,15

Nota: NA – Não há informações de inventário.

Fonte: Elaboração própria com base em MMA (2011)

As diferenças foram consideradas aceitáveis. Os valores que apresentam “NA” indicam que não há informação disponível de emissão de SO₂ no inventário do modal ferroviário e não há um inventário de emissões atmosféricas para o modal hidroviário.

Os demais setores são mostrados nas Figura 14 para NO_x, Figura 15 para PM_{2.5} e Figura 16 para SO₂.

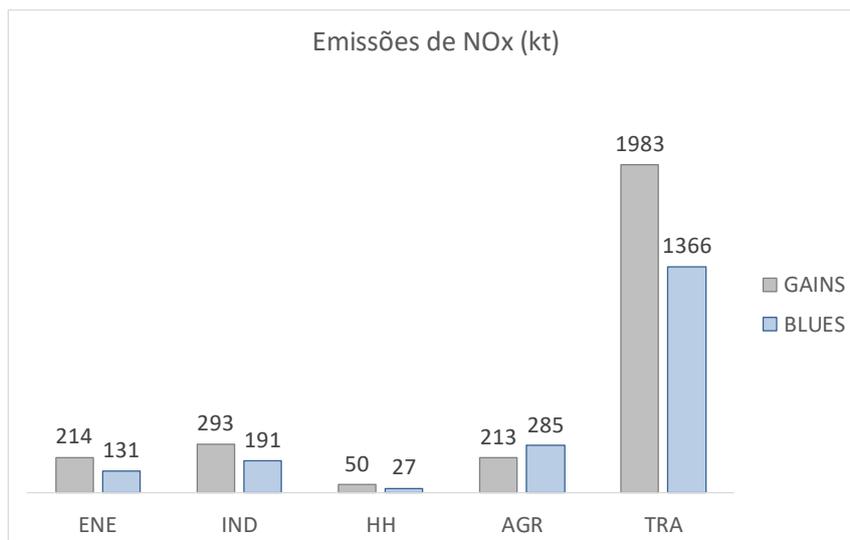


Figura 14 – Comparação da emissão de NO_x dos demais setores com dados do modelo GAINS, para o ano de 2010

Fonte: Elaboração própria com base em AIR/IIASA (2020)

As diferenças residem nos setores energético, indústria e transportes. Para o setor energético, o BLUES considera uma maior utilização de tecnologias de controle para biomassa e combustíveis líquidos, gerando uma emissão 38% menor do que a encontrada na base de dados do modelo GAINS (AIR/IIASA, 2020).

As diferenças para o setor industrial também são explicadas pelas tecnologias de controle dos processos industriais a biomassa e a carvão. Isso também se aplica para as emissões de PM_{2,5}, mostradas na Figura 15.

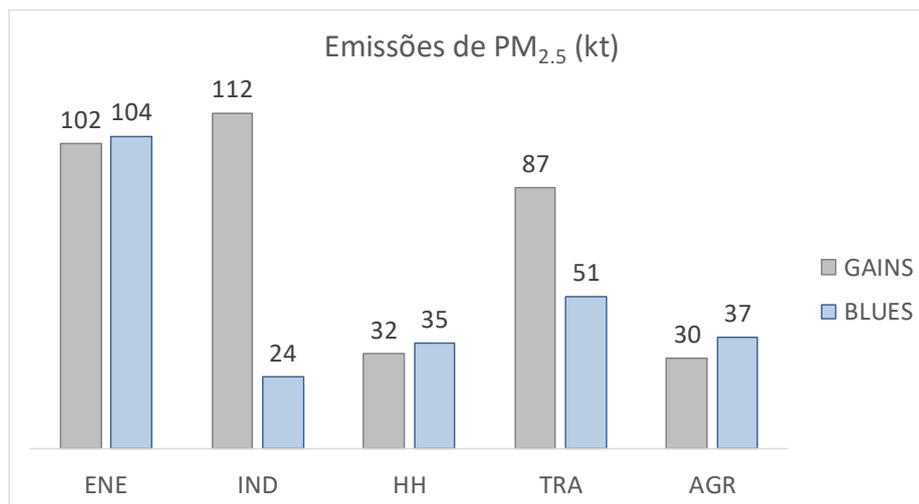


Figura 15 – Comparação da emissão de PM_{2.5} dos demais setores com dados do modelo GAINS, para o ano de 2010

Fonte: Elaboração própria com base em AIR/IIASA (2020)

O setor agricultura também evidencia diferenças. O BLUES emite 23% a mais PM_{2.5} no ano base, porque o GAINS leva em conta apenas a emissão de PM_{2.5} proveniente das máquinas agrícolas, enquanto o BLUES considera também outros usos energéticos, como secagem de grãos e geração de calor para pecuária.

O setor de transportes do BLUES quando comparado ao mesmo setor do GAINS apresenta diferenças, tanto para o NO_x quanto para o PM_{2.5}. Porém, elas não são discutidas aqui, porque julgou-se que o inventário nacional seria uma fonte de comparação mais adequada.

Resumindo, as diferenças de maior destaque para o PM_{2.5} e o NO_x estão na indústria e energia. O principal motivo são as considerações acerca da implementação de controles nas fontes fixas. No BLUES, as fontes fixas cumprem a legislação de controle vigente no Brasil, isto é, todas as fontes possuem controle de poluição atmosférica.

A Figura 16 mostra as diferenças entre BLUES e GAINS para a emissão de SO₂.

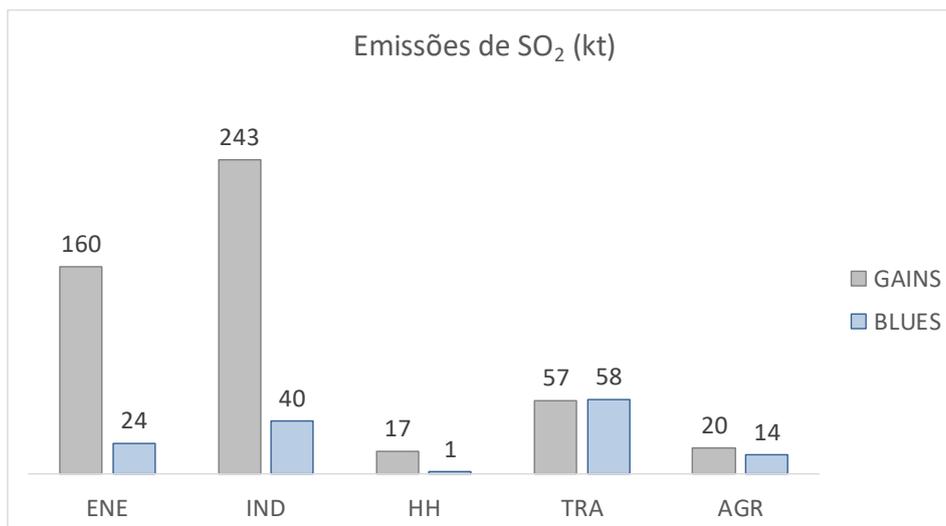


Figura 16 – Comparação entre os demais setores SO₂, para o ano de 2010

Fonte: Elaboração própria com base em AIR/IIASA (2020)

Para o setor industrial, o BLUES emite 88% menos SO₂ do que o GAINS, uma vez que o BLUES considera medidas de controle com 90% a 95% de eficiência para o óleo combustível, enquanto o GAINS, para o Brasil, não considera medidas de controle pós-combustão; ele aplica apenas a redução do teor de enxofre no combustível como uma medida de controle.

Para o setor energético, a principal diferença é que o GAINS não controla a maior parte da emissão vinda do carvão em 2010. Ele apresenta medidas de controle apenas para algumas termelétricas a carvão.

O setor de transportes apresenta um total de emissões parecido nos dois modelos, mas possui algumas diferenças entre os modais de transportes. O BLUES considera o teor nacional de enxofre no diesel igual a 1500 ppm, em média, enquanto o GAINS considera uma redução antecipada do teor de enxofre no modal rodoviário. Por outro lado, as emissões provenientes de embarcações são maiores no GAINS, o que, no total, acaba aproximando as emissões dos dois modelos.

A mesma diferença acerca do teor de enxofre ocorre nas emissões da agricultura, em que o GAINS considera 2000 ppm, frente ao teor médio do diesel no BLUES de 1500 ppm. Já no setor residencial, o GAINS considera um consumo maior de biomassa do que aquele considerado pelo BLUES, o que explica essa grande diferença.

Passando para o uso solo, procurou-se comparar as emissões calculadas no BLUES com as emissões encontradas na literatura. Para a queima de resíduos agrícolas,

apenas foram encontradas emissões de NO_x, no Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa (MCTIC, 2014). O BLUES estima uma emissão de 233 kt de NO_x, enquanto MCTIC (2014), 171 kt. Os valores do BLUES estão 36% acima do MCTIC (2014), mas, como será visto na discussão, há uma necessidade de refinamento na representação dos resíduos no modelo BLUES, refinando a quantidade gerada por tipo de cultivo, e que possivelmente explica essa diferença. Em relação ao desmatamento, não foram encontrados dados compatíveis para comparação das emissões de poluentes atmosféricos.

Finalizando a metodologia, nesse capítulo foi visto todo o levantamento de dados para a construção do módulo de poluição atmosférica, desde fatores de emissão para as tecnologias dos setores energéticos e do uso do solo, passando por medidas de controle e seus parâmetros técnicos, e chegando aos custos de investimento e operação. Com isso, foi incorporada uma nova variável dos ODS ao modelo BLUES já existente, permitindo que novas análises sejam feitas, como as desenvolvidas nos estudos de caso desta tese.

4 Estudo de caso

O estudo de caso do presente trabalho aplica a poluição atmosférica em cenários energéticos e de uso do solo de longo prazo. Para isso, foram analisados três estágios de mitigação de gases de efeito estufa e dois estágios de controle de emissões de poluentes atmosféricos.

Em relação aos estágios de mitigação de gases de efeito estufa, foram utilizados cenários já desenvolvidos em trabalhos anteriores (ROCHEDO *et al.*, 2018, ROELFSEMA *et al.*, 2020, SCHAEFFER *et al.*, 2019), em que foram considerados os compromissos brasileiros estabelecidos pela NDC, e os esforços necessários para o atingimento das metas de aquecimento global até 2100 em 2°C e 1,5°C. A NDC brasileira considera (BRASIL, 2016):

- a redução das emissões de gases de efeito estufa em 37% abaixo dos níveis de 2005, em 2025, e 43%, em 2030;
- 45% de energias renováveis na matriz energética em 2030, sendo a participação das energias renováveis além da energia hídrica de 28 a 33% na matriz energética, e de 23% na matriz elétrica;
- 10% de ganhos de eficiência no setor elétrico até 2030;
- aumento da bioenergia na matriz energética, para 18% em 2030, através da maior oferta de etanol, inclusive de segunda geração, e maiores *blends* do biodiesel no diesel;
- cumprimento do Código Florestal brasileiro;
- acabar com o desmatamento ilegal até 2030.

Portanto, o cenário NDC considera a implementação da NDC até 2030, bem como a continuação dos mesmos esforços entre 2030 e 2050, visando manter o percentual de redução de emissões constante em relação a 2030, sem aumento de ambição nesse período.

Aumentando a ambição em minimizar o aquecimento global, os estágios 2°C e 1,5°C consideram limites para as emissões de CO₂ de modo a se obter emissões totais condizente com o aquecimento global de 2°C e 1,5°C, respectivamente, até 2100. Os orçamentos de carbono (*carbon budget*) para o Brasil são provenientes do trabalho de Rochedo *et al.* (2018), em que foi calculada a média do valor utilizado em modelos e

estudos disponíveis na literatura. Nesses modelos, os *carbon budgets* globais com mais de 66% de chance de alcançar essas temperaturas são:

- 2°C: 1000 GtCO₂ para o período de 2011-2100;
- 1,5°C: 400 GtCO₂ para o período de 2011-2100.

Já para o Brasil, o *carbon budget* aplicado para o período de 2011 a 2050 é de:

- 2°C: ~ 24 GtCO₂ para o período de 2011-2050;
- 1,5°C: ~16,5 GtCO₂ para o período de 2011-2050.

Sendo assim, nos cenários 2°C e 1,5°C, o modelo implementa suas políticas atuais até 2020, e após esse período ele busca soluções custo-efetivas para alcançar a mitigação de emissões necessárias para cada um dos *budgets* estipulados.

Em termos de cenários de longo prazo, o cenário NDC tende a escolher tecnologias já maduras e de baixo custo, uma vez que os compromissos brasileiros não requerem rupturas tecnológicas em relação ao estado atual.

Por sua vez, para atingir os estágios de mitigação de GEE mais restritivos, como o 1,5°C, o modelo precisa escolher tecnologias novas, como maior eficiência de processos de conversão de energia, maiores *blends* de biocombustíveis nos combustíveis tradicionais, captura de carbono, troca de modal de transportes, novas fontes de produção de eletricidade, entre outras.

Para os cenários de mitigação, escolheu-se por utilizar cenários já elaborados em outros trabalhos, por serem cenários típicos na avaliação de trajetórias de mitigação climática. Por isso, atenderiam bem à avaliação do nexo entre poluição local e mudança climática global. A contribuição desta tese está na construção de um módulo para avaliar a poluição atmosférica em cenários energéticos de longo prazo. No estudo de caso, isso se reflete na elaboração das trajetórias de poluição atmosférica e na sua aplicação aos cenários de mitigação já existentes, para que sejam avaliadas as interações entre eles.

Em relação aos estágios de poluição atmosférica, primeiramente caracterizou-se o estágio atual de controle de poluição. Em seguida, foram desenvolvidas duas trajetórias possíveis: a linha de base (referência) e o cenário de controle, que serão detalhados nas próximas subseções.

As combinações dos estágios de mitigação com os estágios de controle de poluição atmosférica geram seis cenários, conforme mostrado na Figura 17. Por exemplo, o primeiro cenário, NDC, considera as medidas de linha de base de controle de emissão

de poluentes atmosféricos em conjunto com medidas de mitigação necessárias para o atingimento das metas estabelecidas pelo Brasil no acordo de Paris.

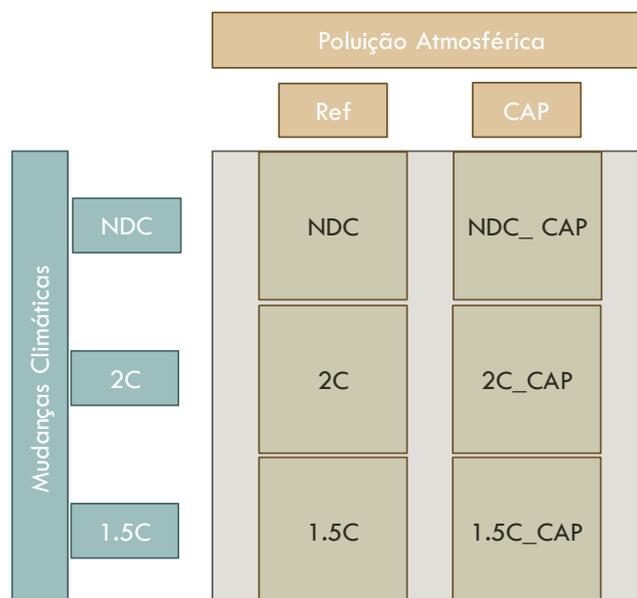


Figura 17 – Cenários analisados no estudo de caso

Fonte: Elaboração própria

4.1 Linha de base para o controle de poluição atmosférica

Uma vez que foram estabelecidas as medidas de controle atualmente implementadas nas fontes fixas, bem como as trajetórias de emissão para fontes móveis, a elaboração do cenário linha de base se deu através das seguintes premissas:

- Os controles de poluição atmosféricas do período de 2010 a 2020 são fixos;
- As tecnologias de controle atuais são as mínimas exigidas em todos os cenários; ou seja, não é possível “retroceder” em relação ao controle da emissão de poluentes atmosféricos. Cada usina ou tecnologia nova deve considerar, pelo menos, o mesmo controle daquela já existente. Isso já ocorre para as tecnologias de energia e uso do solo do BLUES, e foi implementado também para as tecnologias de controle de poluição atmosférica;
- Todas as fontes fixas podem implementar medidas de controle mais rígidas a partir de 2025. Essas tecnologias são as descritas na metodologia (subseção 3.2.2).

- As fontes móveis seguem a trajetória de emissões estabelecida com base no PROCONVE, podendo reduzir ainda mais suas emissões através de trocas de combustíveis troca de modais, ou tecnologias mais eficientes.

4.2 Limites de controle de poluição atmosférica

O cenário de controle de poluição atmosférica visa limitar a emissão de poluentes de modo que se alcance uma melhor qualidade do ar e diminuam os riscos de doenças cardiovasculares. Para a construção desse cenário, buscaram-se experiências internacionais que pudessem servir como um ponto de partida para a redução de emissões. Sendo assim, a União Europeia se mostrou uma boa referência, tanto pela existência de um comprometimento em direção à melhoria de qualidade do ar, quanto por estabelecer métricas de redução expressas em função das emissões de poluentes atmosféricos; ou seja, compatíveis com o modelo desenvolvido nessa tese.

O limite de poluição atmosférica para cada poluente analisado se baseou na construção de uma *proxy* de concentração¹² desses poluentes para cada país europeu, assim como para o Brasil. A *proxy* resulta da divisão entre a emissão de cada poluente (em toneladas) pela área do respectivo país (em km²), como mostrado na Equação 25.

$$Proxy_Concentração_{i,j} = \frac{Emissão_{i,j}}{Área_i}, \quad Eq. 25$$

em que: i: país; j: poluente.

Os valores de emissão dos poluentes da União Europeia de 2005 foram retirados do inventário europeu para esse ano (EEA, 2017). Com relação às áreas, as informações foram obtidas a partir das estatísticas europeias sobre área e população (EU, 2020). Luxemburgo e Malta foram expurgados da análise por apresentarem áreas relativamente pequenas. Tal fato tenderia a gerar um viés de alta no cálculo da *proxy* média da União

¹² A emissão por área foi a melhor *proxy* encontrada para representar a concentração, uma vez que a análise desenvolvida não conta com um modelo de dispersão. No entanto, ela tem algumas simplificações: não considera a interação entre fontes emissoras, o nível de concentração de poluentes já existente na região, o efeito de emissão de um poluente sobre outro, através da formação dos poluentes secundários, por exemplo.

Europeia. Reino Unido também foi retirado por não fazer mais parte da União Europeia, restando um grupo de 25 países, denominado EU-25. A Tabela 35 apresenta as áreas, emissões de 2005 dos três poluentes e a *proxy* de concentração para o ano de 2005.

Tabela 35 – Proxies de concentração europeias para 2025

País	Emissão 2005 (kt)			Área (km ²)	Proxy 2005 (t/km ²)		
	NO _x	SO ₂	PM _{2.5}		NO _x	SO ₂	PM _{2.5}
Áustria	238	25	22	83.879	2,84	0,30	0,26
Bélgica	318	143	35	30.528	10,42	4,67	1,15
Bulgária	191	779	31	110.370	1,73	7,06	0,28
Croácia	87	59	41	56.594	1,55	1,04	0,72
Chipre	21	38	2	9.251	2,31	4,09	0,24
República Checa	276	208	43	78.868	3,50	2,64	0,54
Dinamarca	206	26	26	42.924	4,79	0,61	0,60
Estónia	42	76	14	45.227	0,93	1,69	0,31
Finlândia	208	70	25	338.440	0,61	0,21	0,07
França	1.420	460	260	633.187	2,24	0,73	0,41
Alemanha	1.584	472	139	357.376	4,43	1,32	0,39
Grécia	405	601	50	132.049	3,06	4,55	0,38
Hungria	176	43	40	93.011	1,90	0,46	0,43
Irlanda	170	73	19	69.797	2,44	1,04	0,28
Itália	1.280	409	175	302.073	4,24	1,35	0,58
Letónia	42	8	23	64.573	0,66	0,13	0,36
Lituânia	62	28	12	65.286	0,96	0,43	0,19
Países Baixos	408	67	24	41.540	9,81	1,62	0,58
Polónia	869	1.172	160	312.679	2,78	3,75	0,51
Portugal	268	189	67	92.226	2,91	2,05	0,72
Roménia	326	606	120	238.391	1,37	2,54	0,50
Eslováquia	103	86	34	49.035	2,11	1,75	0,70
Eslovénia	55	40	13	20.273	2,72	1,99	0,66
Espanha	1.364	1.205	132	505.944	2,70	2,38	0,26
Suécia	184	36	31	438.574	0,42	0,08	0,07
EU-25	10.305	6.920	1.538	4.212.094	2,45	1,64	0,37

Fonte: Elaboração própria com base em EEA (2017) e EU (2020).

Para os anos de 2025 e 2030, a projeção de emissões foi calculada com base na Diretiva (UE) 2016/2284, que estabelece novos compromissos de redução de emissão de poluentes atmosféricos para os Estados-Membros na União Europeia, para serem atendidos a partir de 2020, com metas para 2025 e 2030 (COMUNIDADE EUROPEIA, 2016). Cada Estado-Membro identificou níveis de redução técnico e economicamente

viáveis (Tabela 36), e devem procurar cumprir o valor acordado. Esses valores são diferentes para cada poluente atmosférico, e têm como referência as emissões do ano de 2005.

Tabela 36 – Compromissos de redução de emissões (% em relação a 2005)

País	2025			2030		
	NO _x	SO ₂	PM _{2.5}	NO _x	SO ₂	PM _{2.5}
Áustria	37	26	20	69	41	46
Bélgica	41	43	20	59	66	39
Bulgária	41	78	20	58	88	41
Croácia	31	55	18	57	83	55
Chipre	44	83	46	55	93	70
República Checa	35	45	17	64	66	60
Dinamarca	56	35	33	68	59	55
Estónia	18	32	15	30	68	41
Finlândia	35	30	30	47	34	34
França	50	55	27	69	77	57
Alemanha	39	21	26	65	58	43
Grécia	31	74	35	55	88	50
Hungria	34	46	13	66	73	55
Irlanda	49	65	18	69	85	41
Itália	40	35	10	65	71	40
Letónia	32	8	16	34	46	43
Lituânia	48	55	20	51	60	36
Países Baixos	45	28	37	61	53	45
Polónia	30	59	16	39	70	58
Portugal	36	63	15	63	83	53
Roménia	45	77	28	60	88	58
Eslováquia	36	57	36	50	82	49
Eslovénia	39	63	25	65	92	60
Espanha	41	67	15	62	88	50
Suécia	36	22	19	66	22	19
EU-25	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Nota: NA – não se aplica.

Fonte: EU (2016).

Os compromissos de redução foram aplicados às emissões de 2005 e divididos pela área de cada país com o objetivo de se obter a *proxy* de concentração para 2025 e 2030 de cada poluente, bem como a média dos países EU-25 (Tabela 37).

Tabela 37 – *Proxies* de concentração Europa (t/km²)

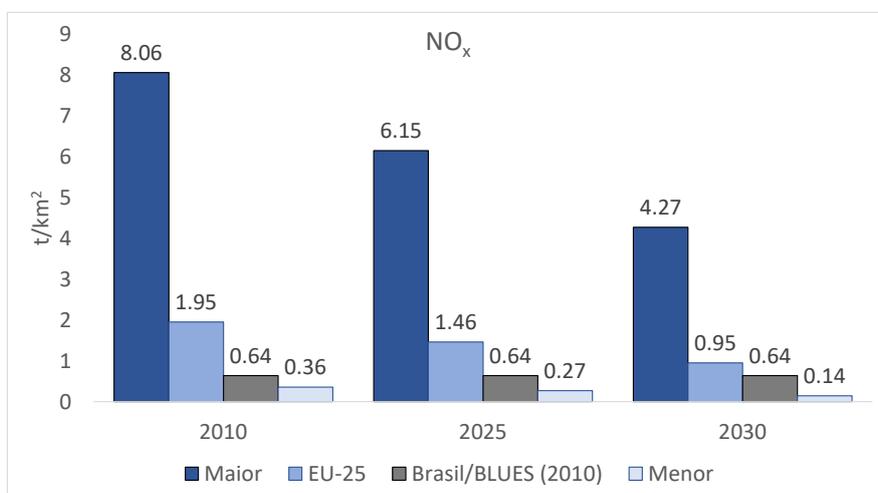
País	2025			2030		
	NO _x	SO ₂	PM _{2.5}	NO _x	SO ₂	PM _{2.5}
Áustria	1,79	0,22	0,21	0,88	0,18	0,14
Bélgica	6,15	2,66	0,92	4,27	1,59	0,70
Bulgária	1,02	1,55	0,22	0,73	0,85	0,17
Croácia	1,07	0,47	0,59	0,66	0,18	0,33
Chipre	1,29	0,70	0,13	1,04	0,29	0,07
República Checa	2,28	1,45	0,45	1,26	0,90	0,22
Dinamarca	2,11	0,40	0,40	1,53	0,25	0,27
Estónia	0,76	1,15	0,27	0,65	0,54	0,19
Finlândia	0,40	0,14	0,05	0,33	0,14	0,05
França	1,12	0,33	0,30	0,70	0,17	0,18
Alemanha	2,70	1,04	0,29	1,55	0,55	0,22
Grécia	2,11	1,18	0,24	1,38	0,55	0,19
Hungria	1,25	0,25	0,37	0,64	0,12	0,19
Irlanda	1,24	0,37	0,23	0,76	0,16	0,16
Itália	2,54	0,88	0,52	1,48	0,39	0,35
Letónia	0,45	0,12	0,30	0,43	0,07	0,20
Lituânia	0,50	0,19	0,15	0,47	0,17	0,12
Países Baixos	5,40	1,17	0,36	3,83	0,76	0,32
Polónia	1,95	1,54	0,43	1,70	1,12	0,22
Portugal	1,86	0,76	0,61	1,08	0,35	0,34
Roménia	0,75	0,58	0,36	0,55	0,30	0,21
Eslováquia	1,35	0,75	0,45	1,05	0,32	0,36
Eslovénia	1,66	0,74	0,49	0,95	0,16	0,26
Espanha	1,59	0,79	0,22	1,02	0,29	0,13
Suécia	0,27	0,06	0,06	0,14	0,06	0,06
EU-25	1,46	0,67	0,29	0,95	0,36	0,18

Fonte: Elaboração própria.

Para o Brasil, as *proxies* nacionais foram calculadas para o ano base do modelo, 2010, devido à falta de um inventário nacional de emissões atmosféricas no país que pudesse servir para balizar as emissões em 2005. Em relação à área do país, considerou-se 42% do território nacional, por conta da elevada extensão territorial de florestas e savanas (BRASIL, 2017a).

As Figura 18, Figura 19 e Figura 20 mostram as *proxies* de concentração para cada poluente e comparam as proxies brasileiras com três valores europeus: o mais restrito (o menor valor), o menos restrito e a média dos 25 países analisados. É importante ressaltar que os valores apresentados para o Brasil são os valores obtidos com o BLUES e se

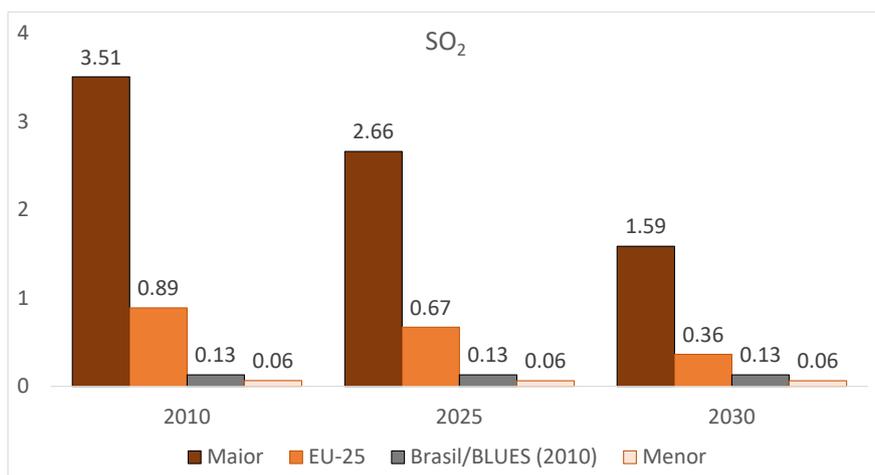
referem apenas ao ano de 2010, sendo apresentados nos demais anos para facilitar a comparação.



Nota: O cálculo para o Brasil considerou apenas 42% do território nacional

Figura 18 – Proxies de concentração NO_x

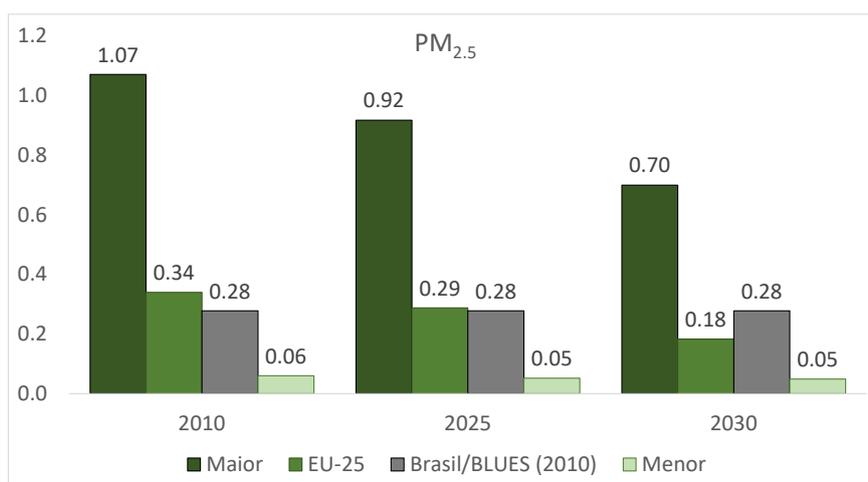
Fonte: Elaboração própria



Nota: O cálculo para o Brasil considerou apenas 42% do território nacional

Figura 19 – Proxies de concentração de SO₂

Fonte: Elaboração própria



Nota: O cálculo para o Brasil considerou apenas 42% do território nacional

Figura 20 – Proxies de concentração de PM_{2.5}

Fonte: Elaboração própria.

As figuras mostram que os valores brasileiros de 2010 estão entre EU-25 e a menor *proxy* de concentração. No entanto, para PM_{2.5}, em 2030, os valores brasileiros se apresentam entre a média dos 25 países europeus considerados e o maior valor da Europa. Tal fato se deve à queima de resíduos agrícolas, responsável por cerca de 60% das emissões de PM_{2.5}, em 2010. No entanto, essa grande emissão decorrente da queima cessa em 2020. Sendo assim, desconsiderando a queima desses resíduos, a posição brasileira para o PM_{2.5} também fica entre a média EU-25 e o menor valor europeu.

Dessa forma, o cálculo das *proxies* gera a impressão de que o Brasil possui uma qualidade do ar melhor do que a média da Europa. No entanto, sabe-se que essa informação não condiz com a realidade. Esse resultado se deve, principalmente, pela extensa área do Brasil e pela dificuldade de representar as grandes aglomerações que ocorrem nas principais metrópoles, em uma média nacional. Sendo assim, a escolha de 42% da área do território nacional para o cálculo das *proxies* de concentração brasileiras pode gerar incertezas nessa análise.

Por isso, foi calculada uma *proxy* alternativa para o Brasil, considerando apenas a área dos municípios com mais de 100.000 habitantes, responsável por 10% da área do país e 57% da população (IBGE, 2020). No entanto, esse limite se mostrou muito restrito, e o modelo apresentou inviabilidade. Por essa razão, a *proxy* alternativa foi descartada, e utilizou-se a primeira *proxy*, mesmo com as limitações identificadas. É importante frisar

que a *proxy* escolhida, principalmente pela sua relação com a área do Brasil, apresenta muitas limitações. Em um problema como a poluição atmosférica, além da emissão, a concentração dos poluentes e a população exposta são de extremo valor para se chegar aos danos causado à saúde humana. Dessa forma, uma *proxy* que considerasse a população ao invés da área também poderia ser analisada. Nessa mesma linha, poderia ter sido avaliada a escolha de outras áreas para a construção da *proxy*, como as áreas urbanas, por exemplo, que refletiriam melhor a concentração urbana, ou ainda descontar as áreas de florestas para os países europeus, o que tornaria a comparação com o Brasil mais igualitária.

Com isso, as *proxies* foram aplicadas à 42% da área do Brasil para elaborar o limite de emissão total anual para cada poluente (Tabela 38).

Tabela 38 – Limites de emissão de poluentes dos cenários de controle de poluição atmosférica

	2025			2035 – 2050		
	NO _x	SO ₂	PM _{2.5}	NO _x	SO ₂	PM _{2.5}
CAP (kt)	957	227	186	509	227	175
Redução em relação a 2010 (%)	58	51	81	78	51	82

Fonte: Elaboração própria

Dito isso, os limites de emissão definidos foram os menores valores da Europa para cada poluente em cada ano. Isso significa que o Brasil deveria atingir a *proxy* de concentração de SO₂ e NO_x da Suécia, e de PM_{2.5} da Finlândia em 2025 e 2030. Considerando que esses países estão entre os países mais desenvolvidos do mundo e que um dos objetivos da tese é testar políticas restritivas de emissão de poluentes atmosféricos, a escolha pelo menor valor europeu se mostrou um limite consideravelmente restritivo para o Brasil, mesmo tendo em vista a arbitrariedade sobre o valor da área do território brasileiro considerado no cálculo das *proxies* de concentração nacionais.

Além disso, os limites de emissão para o Brasil foram aplicados inicialmente nos anos de 2025 e 2035, começando com uma redução mais modesta em 2025, e reduzindo linearmente para um patamar mais acentuado em 2035, de modo que, comparativamente à Europa, o Brasil teria um pouco mais de prazo para cumprir as metas sugeridas de redução de emissão de poluentes expostas na tabela acima. Após 2035, as metas se mantêm até 2050, como pode ser visto na Figura 21.

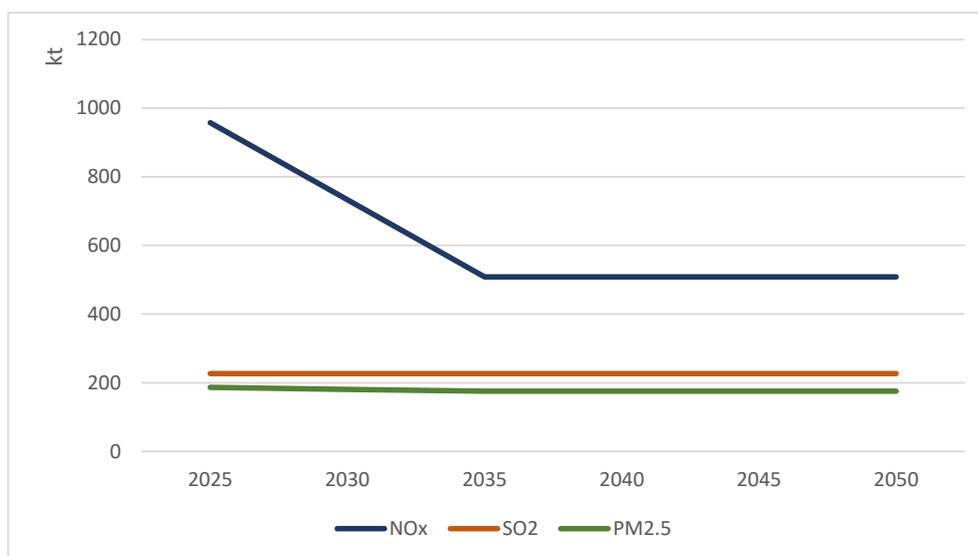


Figura 21 – Limites de emissão de poluentes para os cenários CAP

Fonte: Elaboração própria

Com isso, nesse capítulo foram expostas as principais premissas para os cenários de mitigação, como as ações propostas pelo Brasil para a sua NDC e os *carbon budgets* considerados nos cenários 2°C e 1,5°C. Além disso, foi elaborado um limite de emissões atmosférica, que, combinado os cenários de mitigação, formam os seis cenários analisados tese: NDC, 2C, 1.5C, NDC_CAP, 2C_CAP e 1.5C_CAP, que são apresentados no capítulo seguinte.

5 Resultados

Os resultados do estudo de caso realizado a partir do desenvolvimento de um módulo de poluição atmosférica acoplado via *hard-link* ao BLUES serão apresentados nessa seção. É importante destacar que os cenários desenvolvidos servem para validar a construção do módulo de poluição atmosférica dentro de um modelo de avaliação integrada, e testá-lo sob condições rigorosas do nexos entre poluição atmosférica de impacto local e mudanças climáticas globais. Reforça-se a contribuição metodológica dessa tese, sendo mais importante do que os resultados dos cenários. As premissas adotadas e os resultados encontrados em cada cenário são parte de um estudo de caso que deve ser constantemente aprimorado.

Dito isso, primeiramente, serão mostrados os resultados referentes aos cenários de longo prazo de mitigação de climática (NDC, 2C e 1.5C), considerando apenas o cenário de referência de poluição atmosférica, ou seja, sem nenhum controle adicional aos já existentes. Em seguida, são apresentados os resultados dos cenários com restrição de poluição atmosférica, mostrados comparativamente aos anteriores.

Para ambos os casos, é necessário que se apresente primeiro uma contextualização do modelo BLUES, com os principais resultados de energia e uso do solo, que serviu como ponto de partida das análises realizadas. Posteriormente, são apresentadas as implicações desses resultados em termos de emissões de poluentes atmosféricos.

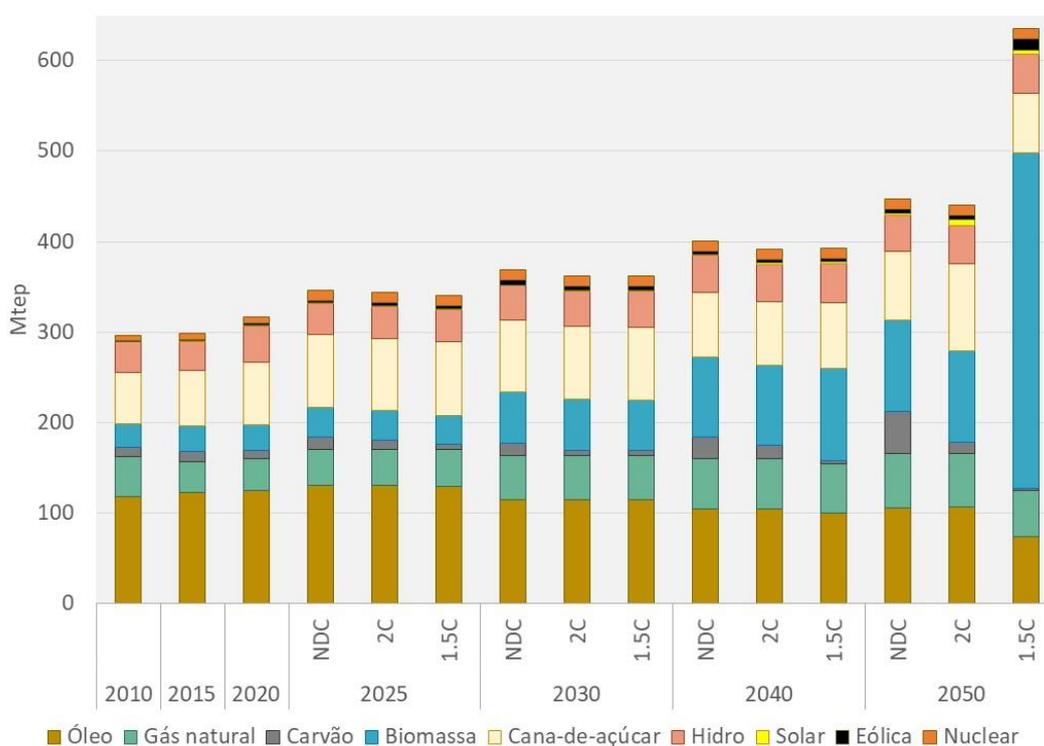
5.1 Cenários de longo prazo de mitigação de gases de efeito estufa

5.1.1 Resultados de energia e uso do solo

Os resultados de energia e uso do solo dos cenários de longo prazo de mitigação de mudanças climáticas são apresentados nessa subseção. Por se tratar de um modelo de avaliação integrado, onde a limitação do orçamento de carbono (*carbon budget*) pode afetar os setores incluídos no modelo em diferentes proporções, é importante apresentar os cenários de longo prazo considerados nessa análise. Para isso, foi dada uma atenção particular ao consumo de energia primária, geração de eletricidade, consumo de biocombustíveis avançados e mudanças de uso do solo. Essas quatro dimensões refletem uma boa visão geral do modelo BLUES, passando pelos setores de energia e uso do solo, e por um dos seus principais pontos de interseção entre os diferentes usos finais de

energia: os biocombustíveis. É importante ressaltar que esses resultados específicos da seção 5.1.1 não são os principais dessa tese, mas sim produto de um trabalho contínuo realizado por estudos anteriores (ANGELKORTE, 2019, KÖBERLE, 2018, MCTIC, 2017a) e usados como base para o desenvolvimento dessa tese.

Dito isso, a Figura 22 apresenta o consumo de energia primária para os três cenários de mitigação de mudanças climáticas. Até 2040, todos apresentam basicamente as mesmas tendências de diminuição do consumo de derivados de petróleo, aumentando o consumo de gás natural e, principalmente, a biomassa. Outro destaque é a utilização do carvão: por um lado, o carvão se mostra uma alternativa de baixo custo, sendo utilizado no cenário NDC para aumentar a oferta elétrica. Por outro lado, nos cenários com menores *carbon budgets*, a diminuição da geração elétrica a carvão é primordial para o alcance das metas estabelecidas. A partir de 2045, acontecem as maiores alterações na matriz energética brasileira, com aumento da biomassa no cenário 1.5C, principalmente para a geração de combustíveis avançados, como o diesel BTL e o bioquerosene de aviação. Tal fato leva também à diminuição do consumo do diesel fóssil, e justifica o grande aumento de energia primária no longo prazo.

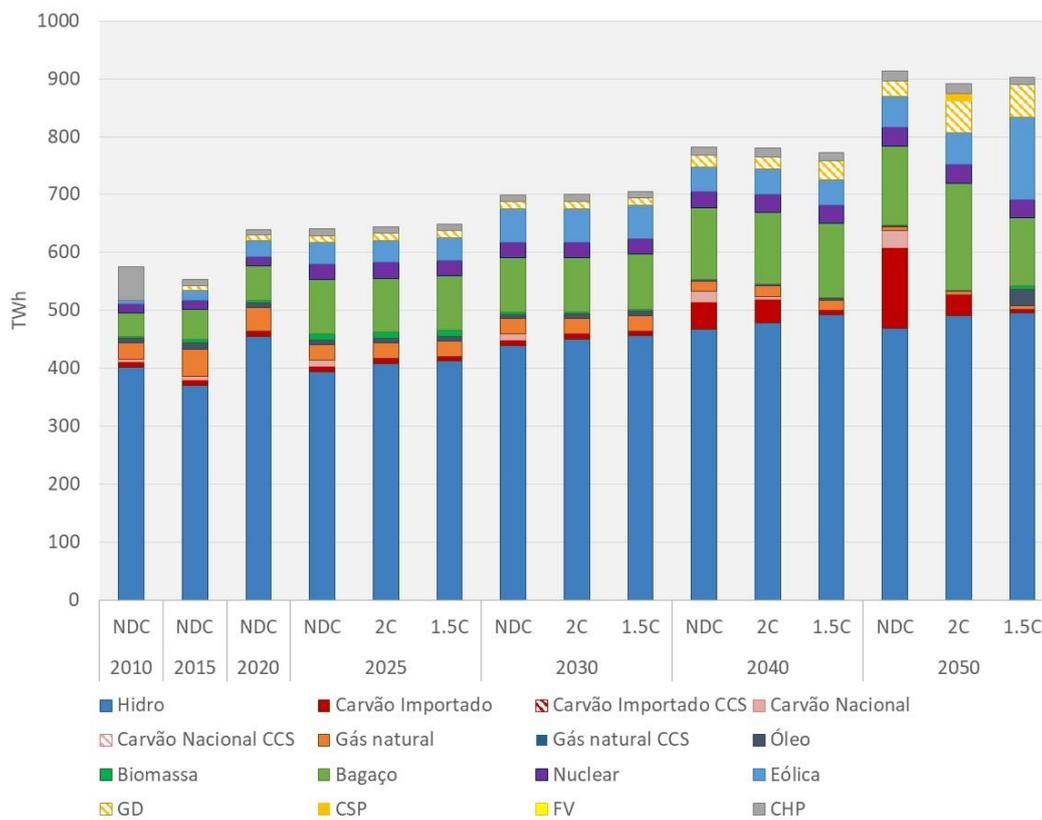


Nota: Biomassa não inclui a cana-de-açúcar

Figura 22 – Consumo de energia primária nos cenários de mitigação de GEE

Fonte: Elaboração própria

Em seguida, a Figura 23 mostra o aumento da demanda elétrica em todos os cenários. Ela ocorre devido ao aumento da eletrificação nos transportes, por exemplo, e é produzida de maneiras diferentes em cada um dos cenários. Conforme mencionado anteriormente, percebe-se o aumento do consumo de carvão no longo prazo no cenário NDC. Há também um aumento na geração hídrica, eólica e geração distribuída solar (GD), que é mais acentuada nos cenários de 2C e 1.5C. Isso reflete o fato de serem fontes limpas de energia, que não emitem CO₂ durante sua operação. O bagaço de cana-de-açúcar segue a mesma tendência nos cenários NDC e 2C, uma vez que o seu ciclo de vida pode ser considerado neutro em carbono, mas tem uma queda em 2050 no 1.5C, dando espaço para o aumento da geração eólica.



Nota: Biomassa não inclui a cana-de-açúcar

Figura 23 – Geração de eletricidade nos cenários de mitigação de GEE

Fonte: Elaboração própria

A Figura 24 mostra o consumo de biocombustíveis ao longo dos cenários. Primeiramente, o bioquerosene de aviação produzido a partir de biomassa é uma alternativa ao querosene de aviação convencional, e é utilizado em todos os cenários, em proporções semelhantes. O etanol apresenta um aumento de utilização até 2030/2035, quando, então, começa a cair, provocado pela queda da utilização dos veículos *flex-fuel* e aumento de eletrificação no transporte de passageiros. O biodiesel é um combustível sempre presente nos cenários; seu consumo aumenta devido ao maior *blend* de biodiesel ao diesel fóssil, chegando a 20% em volume a partir de 2030. O cenário de 1.5C apresenta a maior necessidade de redução de emissão de GEE, recorrendo ao diesel BTL e ao BECCS¹³, a partir de 2045, para alcançar suas metas. O diesel BTL é produzido a partir da biomassa e convertido em biocombustível líquido via Síntese de Fischer-Tropsch (TAGOMORI, 2017). Dessa forma, ele substitui o diesel convencional, reduzindo as emissões de GEE. Adicionalmente, as plantas de conversão do diesel BTL e as destilarias utilizadas para a produção de açúcar e etanol apresentam tecnologias de captura de carbono no cenário 1.5C. Isso se faz necessário para que o *carbon budget* desse cenário seja alcançado, e explica o grande aumento observado no gráfico entre 2040 e 2050.

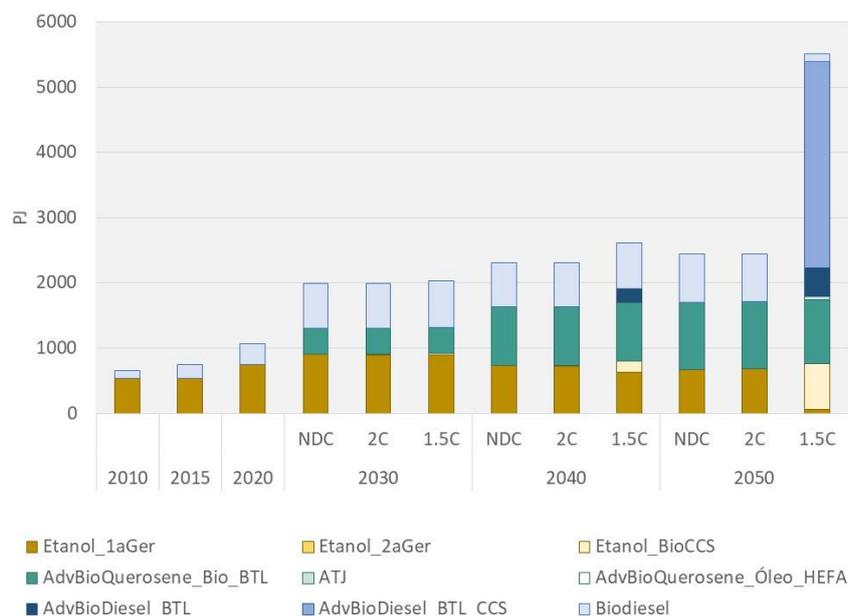


Figura 24 – Consumo de biocombustíveis avançados nos cenários de mitigação de GEE

Fonte: Elaboração própria

¹³ Bioenergia com captura e armazenamento de carbono (*BECCS – bioenergy with carbon capture and storage*)

Por fim, todas as decisões de energia do modelo podem ter impactos diretos no uso do solo, e vice-versa. A Figura 25 traz as mudanças de uso do solo acumuladas até 2050, mostrando as diferenças entre os três cenários.

O primeiro ponto a ser destacado é a dinâmica de uso do solo no Brasil, onde áreas de floresta e savana dão lugar a áreas para a atividade do setor pecuário (ANGELKORTE, 2019, SOTERRONI *et al.*, 2018), como pode ser observado pelas mudanças do uso do solo no cenário NDC. Dito isso, a primeira diferença a ser destacada entre os três cenários é a necessidade de conversão de terras entre eles. Enquanto no NDC tem-se 25 Mha de conversão entre as principais coberturas do solo, no cenário 1.5C chega-se a 90 Mha. A maior conversão do solo ocorre entre pasto degradado e a pastagem recuperada. Isso pode ser explicado pela maior capacidade de fixação de carbono no solo por parte da pastagem recuperada (ANGELKORTE, 2019). Sendo assim, em cenários mais restritivos de emissão de GEE, a conversão de pasto degradado em pasto recuperado é benéfica para aumentar a fixação do carbono no solo e a produtividade, reduzindo a emissão de CO₂e (que também será visto na Figura 26).

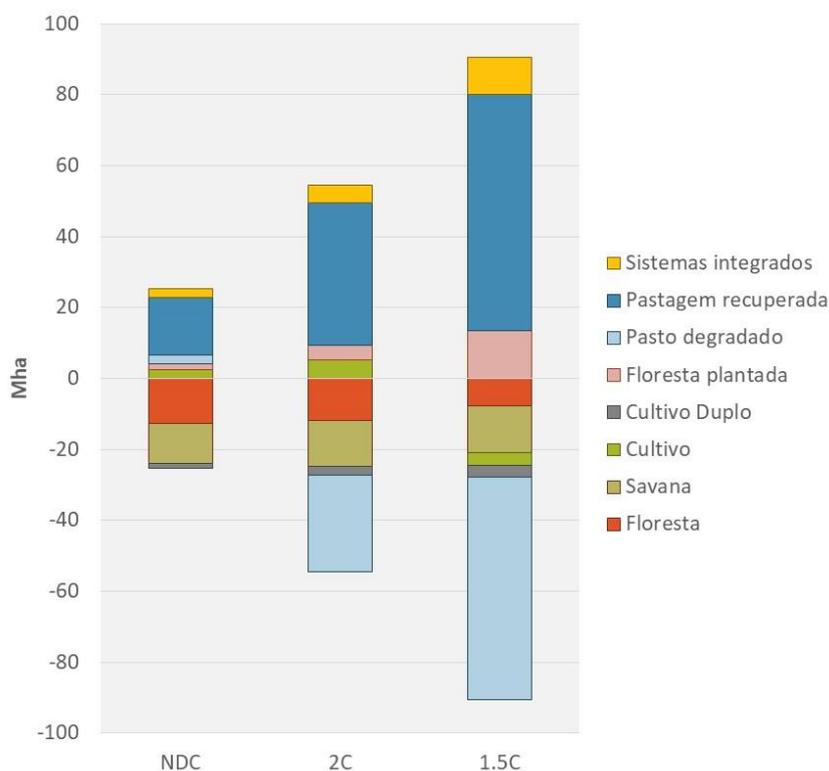


Figura 25 – Mudança de uso do solo em 2050 nos cenários de mitigação de GEE

Fonte: Elaboração própria

O desmatamento é outra questão que chama a atenção. Em todos os cenários assume-se a cessão do desmatamento ilegal a partir de 2030. Ainda assim, a conversão de áreas de floresta e savana não é igual entre eles. Observa-se, no cenário 1.5C, uma menor conversão de floresta, resultado do menor desmatamento até 2030 e do reflorestamento no final do horizonte.

Outro ponto a destacar, é a maior conversão das coberturas do solo em floresta plantada (eucalipto e pinus) no cenário 1.5C, devido à maior demanda de biocombustíveis líquidos, como o diesel BTL. Por último, é importante salientar a redução do desmatamento das florestas nos cenários mais restritivos de emissão de GEE.

5.1.2 Resultados de emissão de GEE nos cenários de mitigação.

As mudanças nos setores energéticos e de uso do solo nos cenários de mitigação se refletem em diferentes emissões de gases de efeito estufa. Na Figura 26, as emissões de CO₂ representam as emissões decorrentes do uso de energia, as emissões de processo e as emissões decorrentes de uso do solo e mudanças no uso do solo. É interessante notar o aumento das emissões energéticas no NDC, e a redução nos cenário 1.5C, refletindo o caráter mais renovável da matriz energética, e o maior uso das tecnologias de CCS nos cenários de mitigação. Ao mesmo tempo, percebem-se emissões negativas no uso do solo, especialmente para o cenário 1.5C, decorrente da maior fixação do carbono pela recuperação do pasto e do reflorestamento. Para o CH₄ (Figura 27), as menores emissões nos cenários de mitigação em relação ao NDC é decorrente do menor uso do carvão, e de melhores sistemas de manejo na pecuária.

Em relação à emissão de N₂O, há uma redução da emissão entre 2010 e 2020, devido à redução da queima de resíduos agrícolas (Figura 28). Após esse período, ocorrem duas dinâmicas no uso do solo: um maior aproveitamento dos resíduos como biomassa nos cenários de mitigação, contribuindo para a redução da emissão, mas também uma maior atividade agrícola, onde são necessários fertilizantes que aumentam a emissão. Nesse balanço, percebe-se um aumento da emissão de N₂O ao longo tempo para os cenários, sendo os de mitigação menores em relação ao NDC.

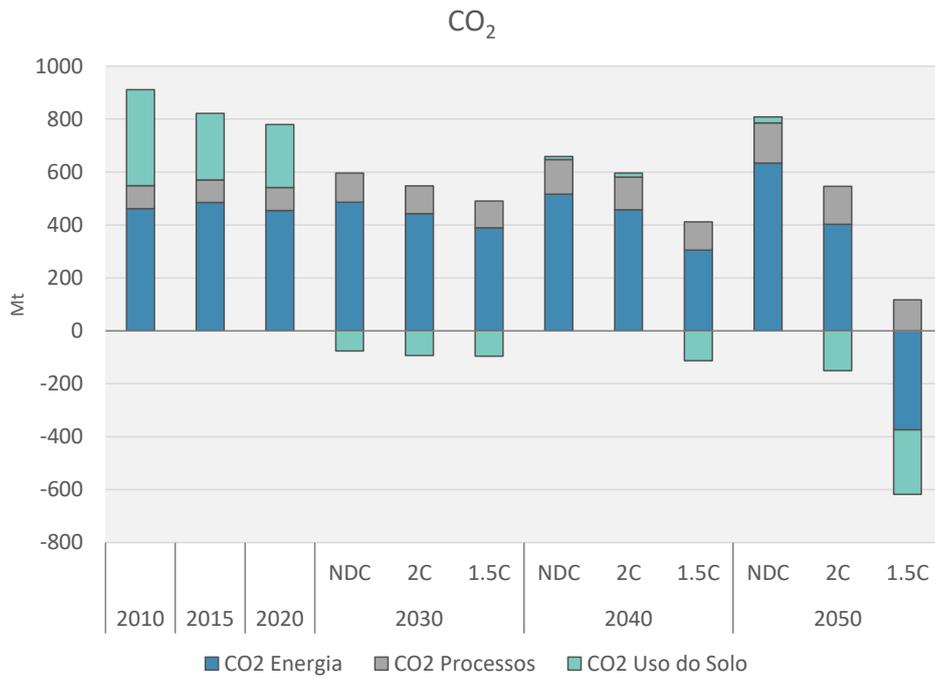


Figura 26 – Emissões de CO_2 nos cenários de mitigação, em Mt

Fonte: Elaboração própria

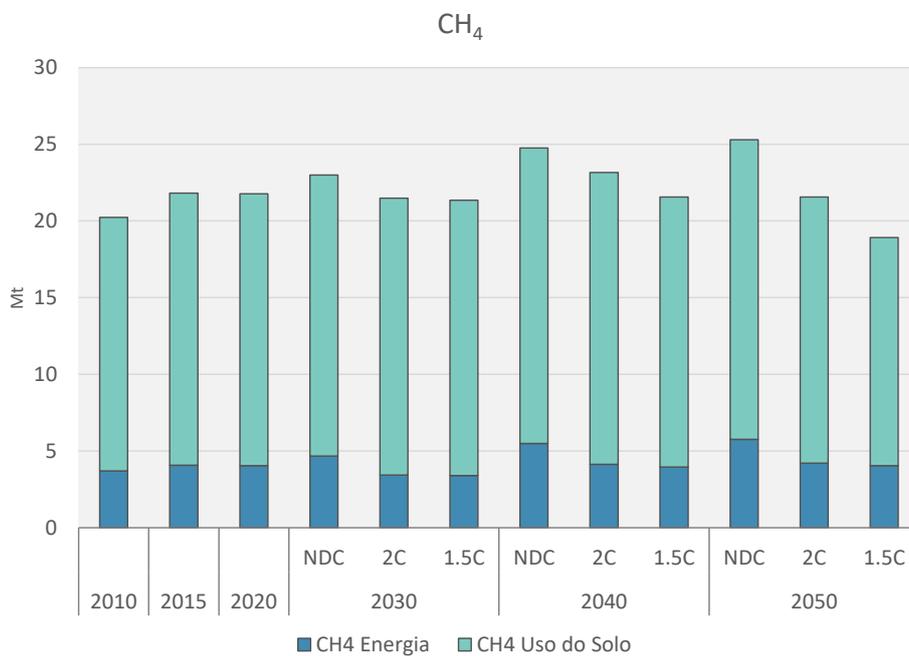


Figura 27 – Emissões de CH_4 nos cenários de mitigação, em Mt

Fonte: Elaboração própria

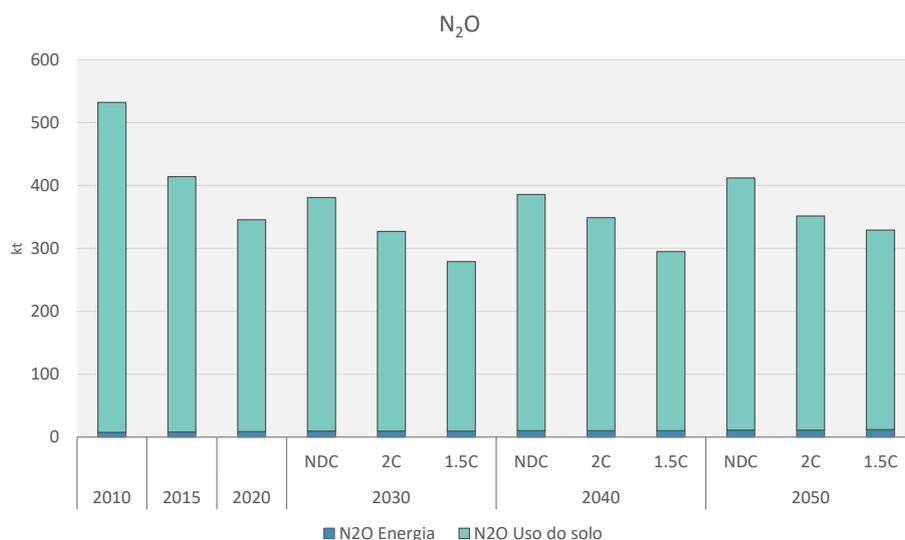


Figura 28 – Emissões de N₂O nos cenários de mitigação, em kt

Fonte: Elaboração própria

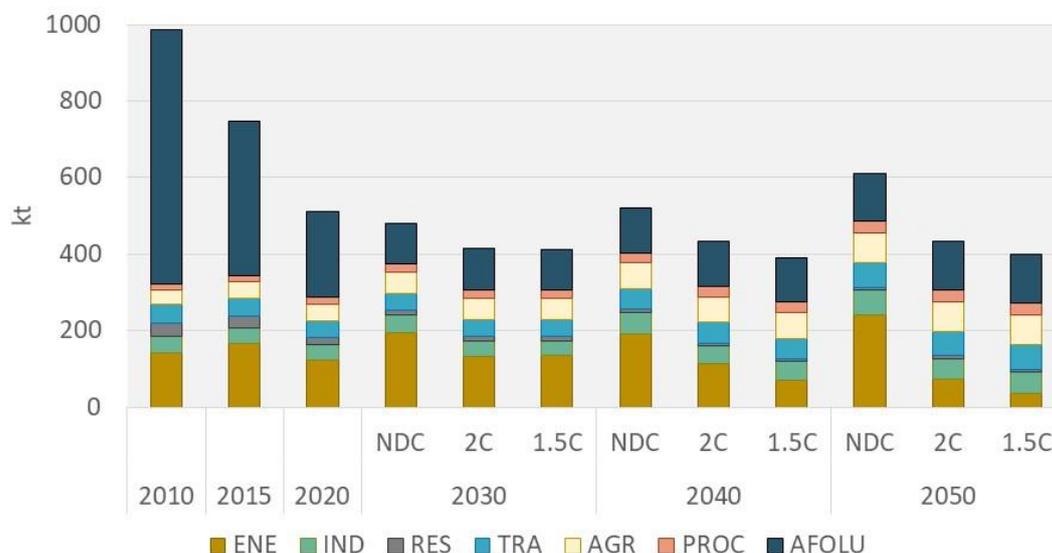
5.1.3 Resultados de poluição atmosférica

Uma vez expostos os principais resultados do BLUES, em termos de energia e mudança de uso do solo, é possível, então, apresentar os resultados sob a ótica da poluição atmosférica. Nesse momento, para os cenários NDC, 2C e 1.5C, foi feita uma contabilização das emissões de poluentes atmosféricos. Foram consideradas as práticas atuais de controle de poluição atmosférica, levantadas na metodologia desta tese.

As figuras Figura 29 a Figura 31 mostram as emissões de material particulado, NO_x e SO₂, decorrentes dos cenários otimizados para atender as restrições de *carbon budgets*. Elas estão detalhadas por setor, mostrando o setor energético (ENE), indústria (IND), residencial e serviços (RES), transportes (TRA), consumo energético na agricultura (AGR), emissões de processos dos setores industrial e energético (PROC), uso do solo e mudança de uso do solo (AFOLU).

A Figura 29 apresenta a emissão de PM_{2.5} para os três cenários. O primeiro resultado a notar é a grande contribuição de AFOLU entre 2010 e 2020, que provém da pecuária, dos cultivos da agricultura, do desmatamento e, principalmente, da queima de resíduos agrícolas. Nota-se, também, a redução do PM_{2.5} nos cenários 2C e 1.5C, em relação ao NDC. Tal redução ocorre, principalmente, nas emissões fugitivas e nas emissões de combustão do setor energético, resultado de menores atividades nas

refinarias, por conta da menor produção de óleo diesel fóssil, e na menor mineração de carvão, especialmente no longo prazo.



Nota: ENE (energia), IND (indústria), RES (residencial e serviços), TRA (transportes), AGR (consumo energético na agricultura), PROC (emissões de processos do setor industrial e energético), AFOLU (uso do solo e mudança de uso do solo)

Figura 29 – Emissões de PM_{2.5} nos cenários de mitigação de GEE

Fonte: Elaboração própria

No início do período de estudo, a queima de resíduos agrícolas representa a maior parte das emissões nacionais de PM_{2.5}. Entre 2010 e 2020, há o avanço da legislação brasileira sobre a proibição de queima de resíduos agrícolas, principalmente no estado de São Paulo, que se reflete em reduções expressivas das emissões. Como alternativa à queima, pode-se deixar o resíduo no campo, ou aproveitá-lo como biomassa. Da mesma forma, para todos os cenários é considerado o cumprimento do Código Florestal Brasileiro, acabando com o desmatamento ilegal a partir de 2030. Sendo assim, as emissões de PM_{2.5} referentes ao AFOLU passam a vir somente da agricultura e da pecuária, como pode ser visto detalhadamente na Figura 30.

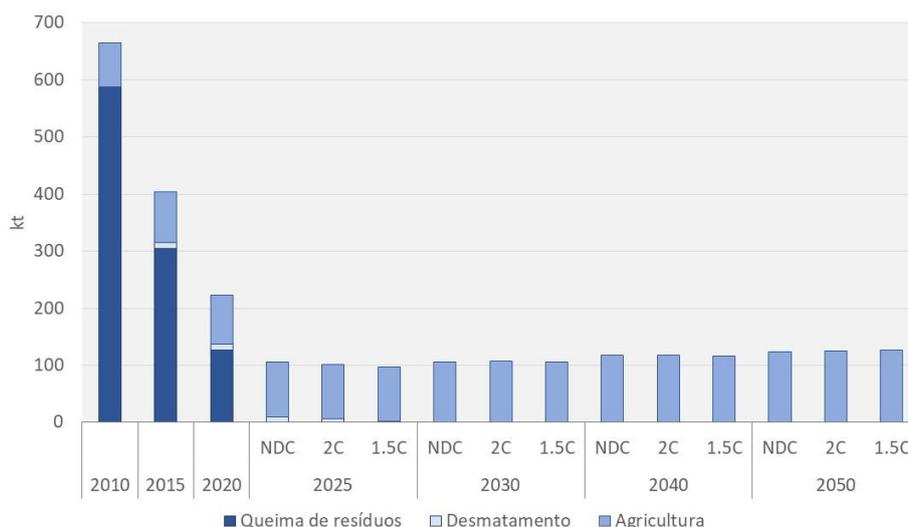


Figura 30 – Emissões de PM_{2.5} no setor de AFOLU

Fonte: Elaboração própria

Em relação à emissão de SO₂, as emissões de processos industriais são as mais relevantes, seguidas das emissões do setor de transporte, industrial e energético. As emissões de processo foram tratadas nessa tese de uma maneira mais superficial, dada a natureza tão diversa das fontes de emissão. Os principais segmentos industriais responsáveis pela emissão de SO₂ de processo são o setor químico (na produção de ácido sulfúrico), metalurgia, papel e celulose, e siderurgia.

Em relação ao transporte, suas emissões diminuem ao longo dos anos, refletindo a redução do teor de enxofre nos combustíveis fósseis, os aumentos dos *blends* com biocombustíveis e, especificamente para o cenário 1.5C, o aumento do consumo de biocombustíveis líquidos (BTL).

Nos setores energético e industrial, a redução da utilização do carvão, do óleo combustível e diesel, também são responsáveis pela diminuição do SO₂ no longo prazo, nos cenários 2C e 1.5C. Por outro lado, o aumento do carvão no setor elétrico no cenário NDC leva ao aumento das emissões.

Para SO₂, assim como para NO_x, as emissões consideradas para AFOLU são apenas aquelas relacionadas à queima de resíduos e ao desmatamento, e por isso desaparecem após 2030. Em todo o caso, as emissões totais de SO₂ dos cenários de longo prazo diminuem com a redução do orçamento de carbono, refletindo co-benefícios entre as duas análises.

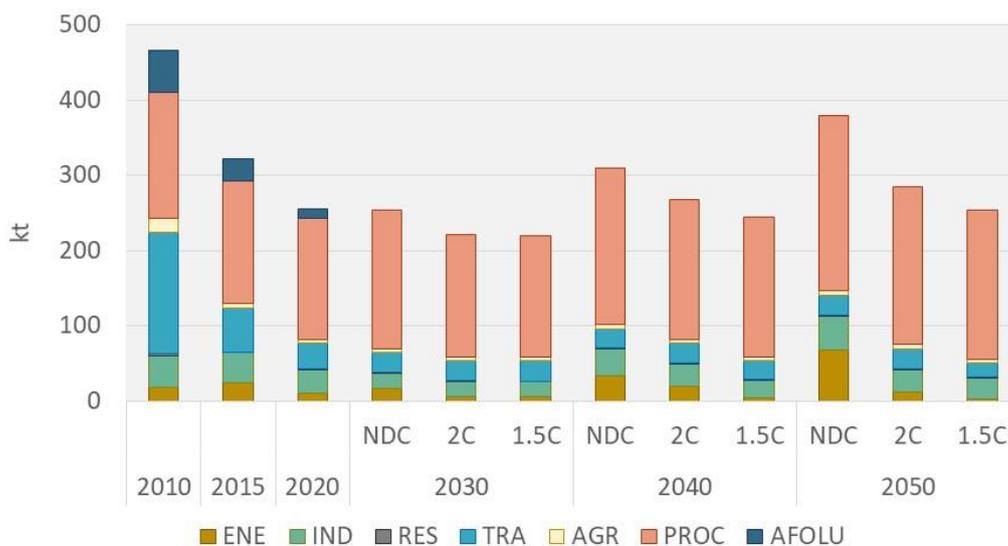


Figura 31 – Emissões de SO₂ nos cenários de mitigação de GEE

Fonte: Elaboração própria

Entretanto, as emissões de NO_x não apresentam, necessariamente, o mesmo comportamento, conforme pode ser observado na Figura 32. Se forem descontadas as emissões de AFOLU, a emissão total do NO_x apresenta uma tendência de manutenção das emissões, inclusive com um leve aumento de emissões no cenário 1.5C.

Com respeito às emissões de NO_x, a maior parcela vem do óleo diesel, responsável pela quase totalidade de emissões de transportes e agricultura (máquinas agrícolas). No cenário 1.5C, apesar de a utilização de diesel BTL ser muito benéfica para a redução do CO₂, e acabar impulsionando também a redução de SO₂, a emissão de NO_x não é beneficiada por essa escolha. Sendo assim, o setor de transporte e as máquinas agrícolas são responsáveis pela emissão de aproximadamente 78% do total de NO_x emitido, em todos os cenários, mesmo com restrições de carbono.

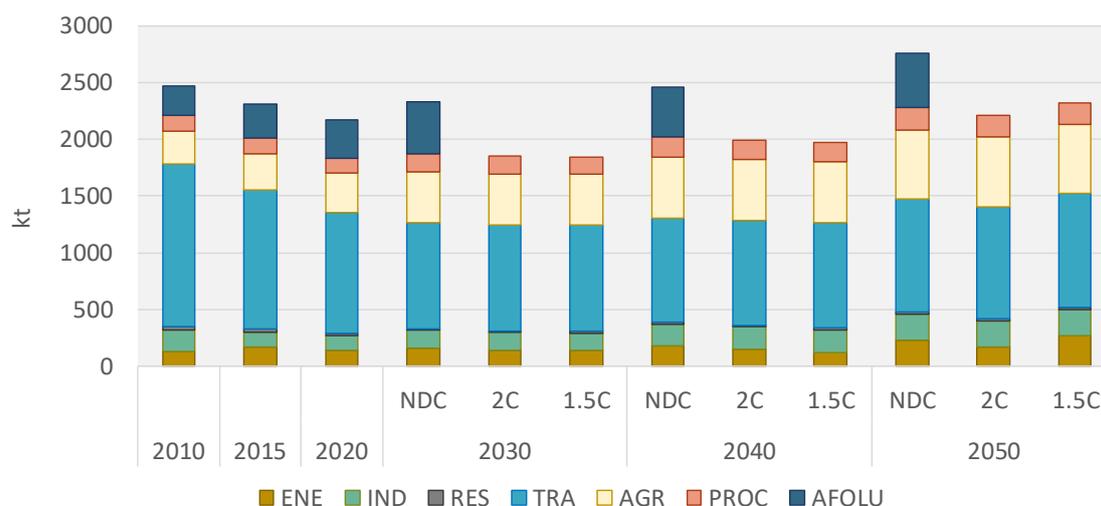


Figura 32 – Emissões de NO_x nos cenários de mitigação de GEE

Fonte: Elaboração própria

A Tabela 39 traz um resumo da redução de emissão de poluentes em 2050, quando comparados aos valores de 2010, para os três cenários analisados até aqui. Adicionalmente, é apresentada a meta de redução elaborada para os cenários CAP. Sendo assim, é possível avaliar o resultado dos cenários de mitigação no atingimento dessas metas.

Tabela 39 – Redução da emissão de poluentes em relação a 2010 (%)

Cenários	PM _{2.5}	NO _x	SO ₂
NDC	-39	-10	-19
2C	-57	-14	-39
1.5C	-60	-9	-46
Meta para os cenários CAP	-82	-78	-51

Fonte: Elaboração própria

Percebe-se claramente que a menor redução alcançada foi do NO_x, com 14%, apenas. Além disso, percebem-se os maiores cobenefícios com o SO₂, chegando bem próximo à meta elaborada. Para o PM_{2.5}, observa-se uma redução no cenário NDC devido às menores emissões da queima de resíduos. Desconsiderando-se essa queima, haveria um aumento de emissões no longo prazo do cenário NDC.

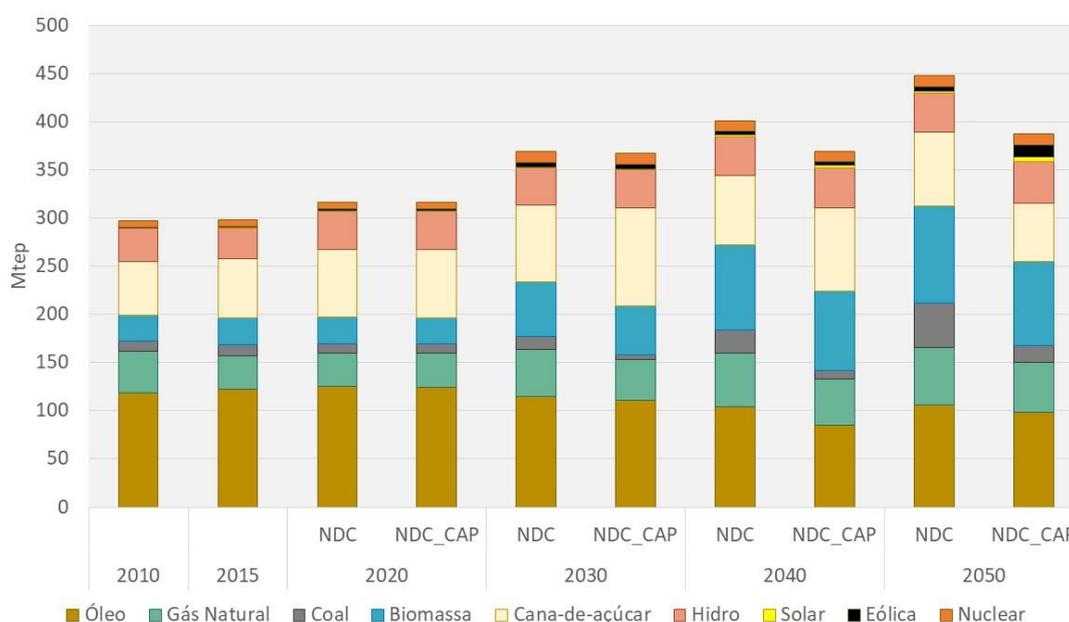
5.2 Cenários de controle de poluição atmosférica

Para os cenários de controle de poluição atmosférica, foram aplicadas as restrições de emissões expostas na Tabela 38, que representam o equivalente ao controle de emissões mais rígido proposto pelos países europeus. Os três cenários com restrição de poluição atmosférica (denominados cenários CAP: NDC_CAP, 2C_CAP, 1.5C_CAP) passam a ter a mesma meta de emissão a partir de 2025. Com isso, o total de emissão de poluentes atmosféricos sofreu reduções muito significativas quando comparada ao cenário de referência.

Nessa seção, são expostos os resultados dos cenários com controle de poluição atmosférica, juntamente com os resultados dos cenários de referência, para evidenciar as diferenças entre ambos.

5.2.1 Cenário NDC_CAP

Começando pelo cenário NDC_CAP, percebe-se um aumento da energia primária em 2030, particularmente causada pelo aumento da cana-de-açúcar entre 2025 e 2040. Além disso, percebe-se o aumento das energias solar e eólica, e a diminuição do carvão e do óleo, em linha também com os objetivos de mitigação climática (Figura 33).



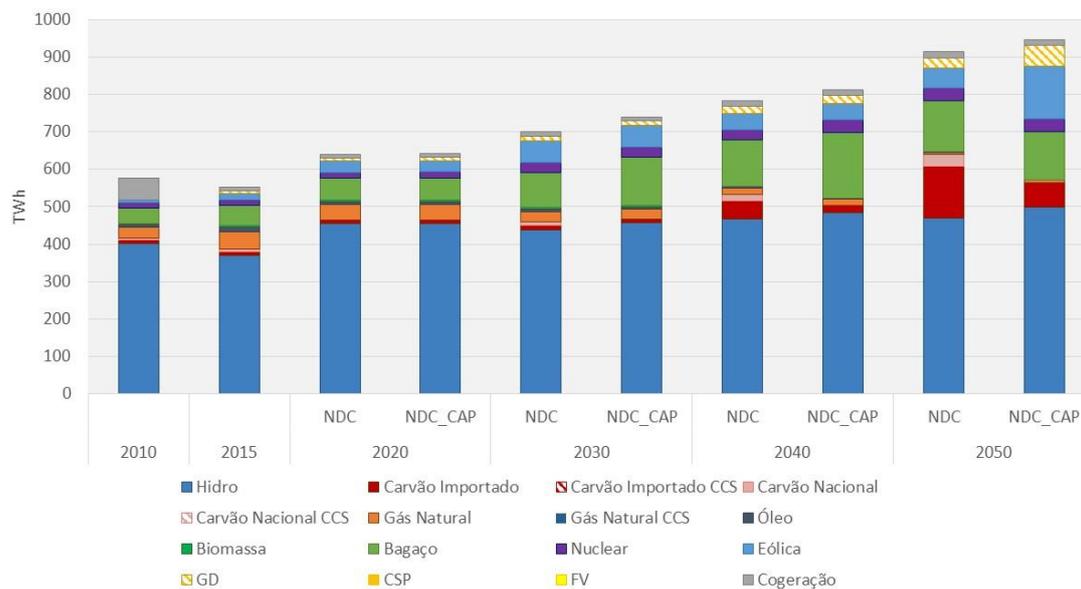
Nota: Biomassa não inclui a cana-de-açúcar

Figura 33 – Energia primária nos cenários NDC e NDC_CAP

Fonte: Elaboração própria

Em relação à geração de eletricidade (Figura 34), nota-se, primeiramente, o aumento da demanda elétrica no longo prazo. Tal fato reflete a maior eletrificação do transporte de carga e passageiro. O aumento da geração eólica e da geração distribuída, conjuntamente com a redução do carvão e do bagaço, são os pontos que merecem destaque. A geração eólica aumenta 160% em 2050, frente ao cenário NDC, chegando a 16% da geração total. A GD alcança 6%, frente aos 3% do cenário NDC.

Quanto às fontes que foram reduzidas no NDC_CAP, destaca-se o carvão nacional e importado, fontes emissoras de PM_{2,5} (Figura 34). Vale lembrar que o carvão nacional possui maior teor de cinzas do que o carvão importado, justificando a sua retirada em 2050, em detrimento ao carvão importado. Em relação ao aproveitamento do bagaço de cana para geração de eletricidade, vale notar que, em um cenário restritivo de emissões de poluentes atmosféricos, a sua utilização é possível através da migração das tecnologias de cogeração baseadas em ciclo Rankine convencional para a gasificação do bagaço. Embora seja uma tecnologia relativamente mais custosa, ela apresenta menor emissão de material particulado, viabilizando o aproveitamento do bagaço nesse cenário.



Nota: Biomassa não inclui a cana-de-açúcar

Figura 34 – Geração elétrica nos cenários NDC e NDC_CAP

Fonte: Elaboração própria

A Figura 35 mostra um movimento de aumento do consumo do etanol de 1ª geração atingindo um pico em 2030, e declinando em 2050.

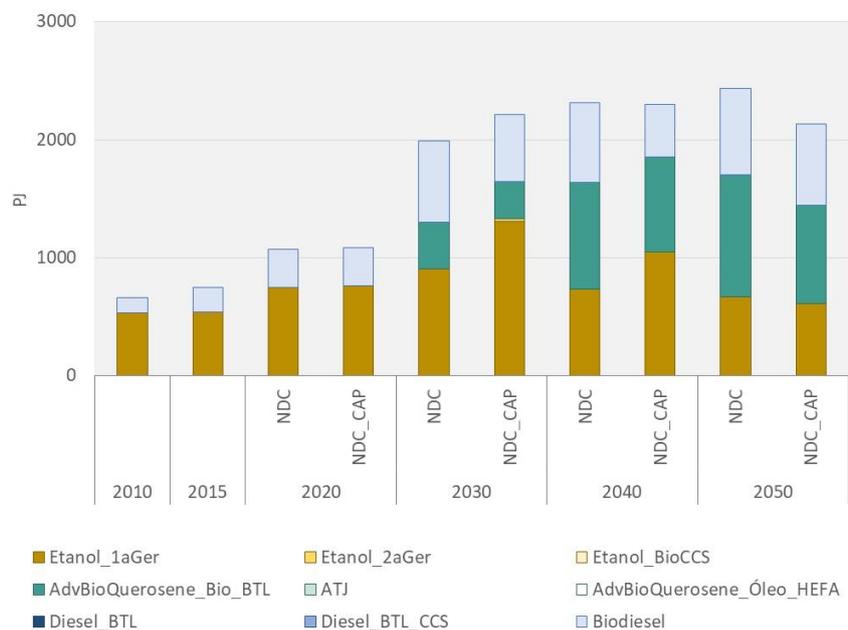


Figura 35 – Consumo de biocombustíveis nos cenários NDC e NDC_CAP

Fonte: Elaboração própria

Em um cenário bastante restritivo de poluição atmosférica, como os cenários CAP, a utilização do etanol foi uma das alternativas escolhidas ao diesel fóssil. Com isso, a penetração dos caminhões a pilha a combustível a etanol a partir de 2025 é uma das soluções para a redução do NO_x no cenário NDC_CAP.

Além disso, a maior eletrificação dos transportes se mostra como outra alternativa possível não só ao diesel, mas também à gasolina. Com isso, observa-se a entrada de motos e comerciais leves elétricos para o transporte de passageiros, e de caminhões leves e semileves elétricos para o transporte de carga. A eletrificação aumenta de forma gradual, até chegar a 9% do consumo energético de transportes em 2050 (Figura 36). Com relação ao transporte marítimo, o óleo combustível é substituído por diesel e por embarcações mais eficientes, possibilitando uma grande redução de consumo de combustível e de poluentes.

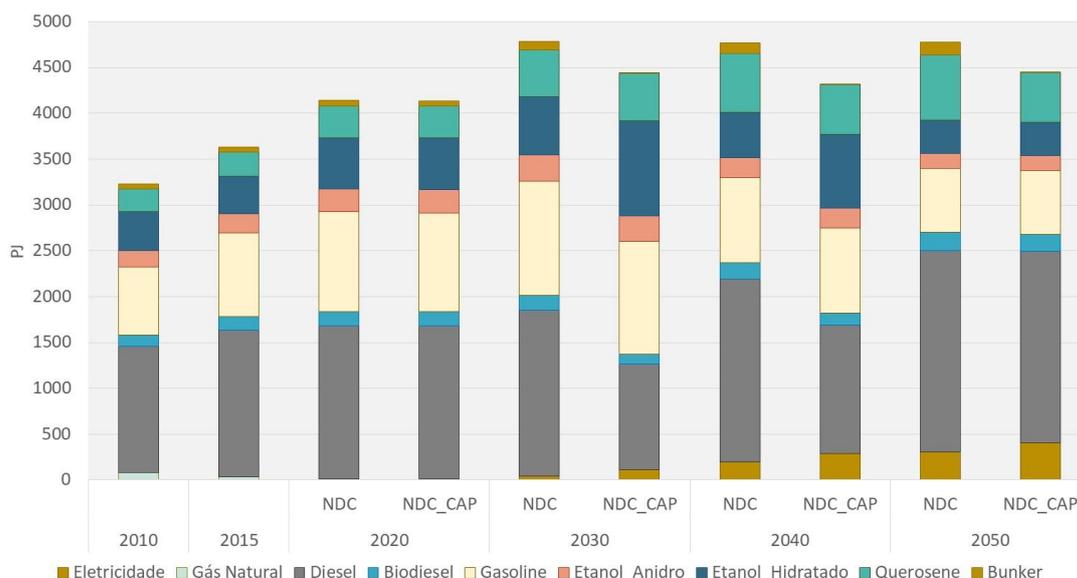


Figura 36 – Consumo energético do setor de transportes nos cenários NDC e NDC_CAP

Fonte: Elaboração própria

Com relação aos modais não rodoviários, como transporte ferroviário e a aviação, observa-se uma maior efficientização das tecnologias. Já no transporte marítimo, há uma redução do uso de bunker em embarcações marítimas, suprido pelo aumento do consumo de diesel, especialmente a partir de 2045, devido à sua menor emissão. Com isso, há uma redução na produção do querosene BTL (Figura 35).

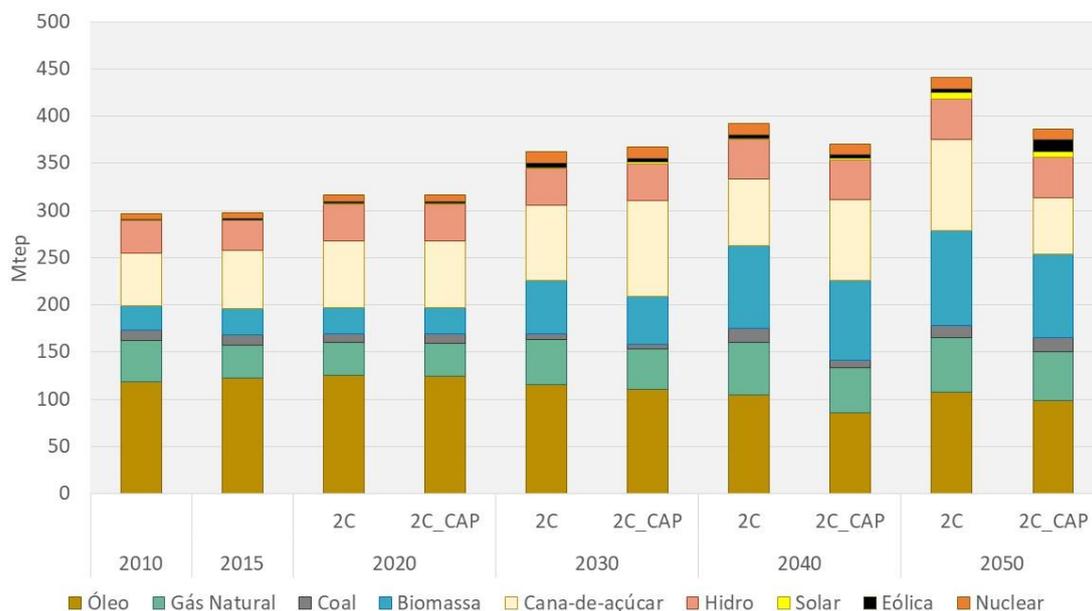
É interessante notar, também, que no longo prazo, o diesel fóssil volta a ganhar espaço. Em 2030, ele havia sido deslocado por causa da entrada de veículos a pilha a combustível a etanol e veículos elétricos. Conforme explicado anteriormente, o sucateamento da frota leva à substituição por veículos mais recentes, que devem cumprir legislações mais rigorosas a respeito do controle de emissão de poluentes atmosféricos. Sendo assim, é considerado que o mesmo consumo de diesel poluiria menos em 2050 no NDC_CAP comparado com o NDC. Dessa forma, o modelo tem um pouco mais de margem para aumentar o consumo desse combustível, sem incrementar as emissões. Como resultado, em 2050 há um maior consumo de diesel em relação a 2040, reduzindo a necessidade dos caminhões a pilha a combustível a etanol.

Na subseção “5.2.5 Poluição atmosférica nos cenários CAP” será apresentado o resultado dessas mudanças energética em termos de emissões de poluentes.

5.2.2 Cenário 2C_CAP

Em geral, os resultados da parte de energia do 2C_CAP se assemelham muito com os resultados da NDC_CAP, pois tanto o NDC quanto o 2C, quando não se considera o controle de poluição atmosférica, já são bastante próximos, conforme pode ser visto na seção anterior. Eles apresentam consumo de energia primária, geração de eletricidade e consumo de biocombustíveis muito semelhantes.

Por isso, quando se adiciona a restrição de poluição atmosférica, os resultados do NDC_CAP e 2C_CAP são parecidos para energia. Observa-se o aumento da energia primária vinda da cana-de-açúcar, e a redução do consumo de óleo e gás natural (Figura 37). Isso reflete a maior demanda de etanol de 1ª geração, novamente vindo dos caminhões a pilha a combustível a etanol, e provocando uma queda na demanda de diesel entre 2025 e 2040, que volta a crescer em 2050, quando a frota de caminhões já estará completamente renovada e com sistemas de controle de NO_x. Uma pequena parcela do etanol é suprida no cenário 2C_CAP através do uso do BECCS, o que ajuda também no atingimento das metas climáticas. Ao mesmo tempo, a maior eletrificação dos veículos no longo prazo também diminui a demanda por biocombustíveis (Figura 38).



Nota: Biomassa não inclui a cana-de-açúcar

Figura 37 – Energia primária nos cenários 2C e 2C_CAP

Fonte: Elaboração própria

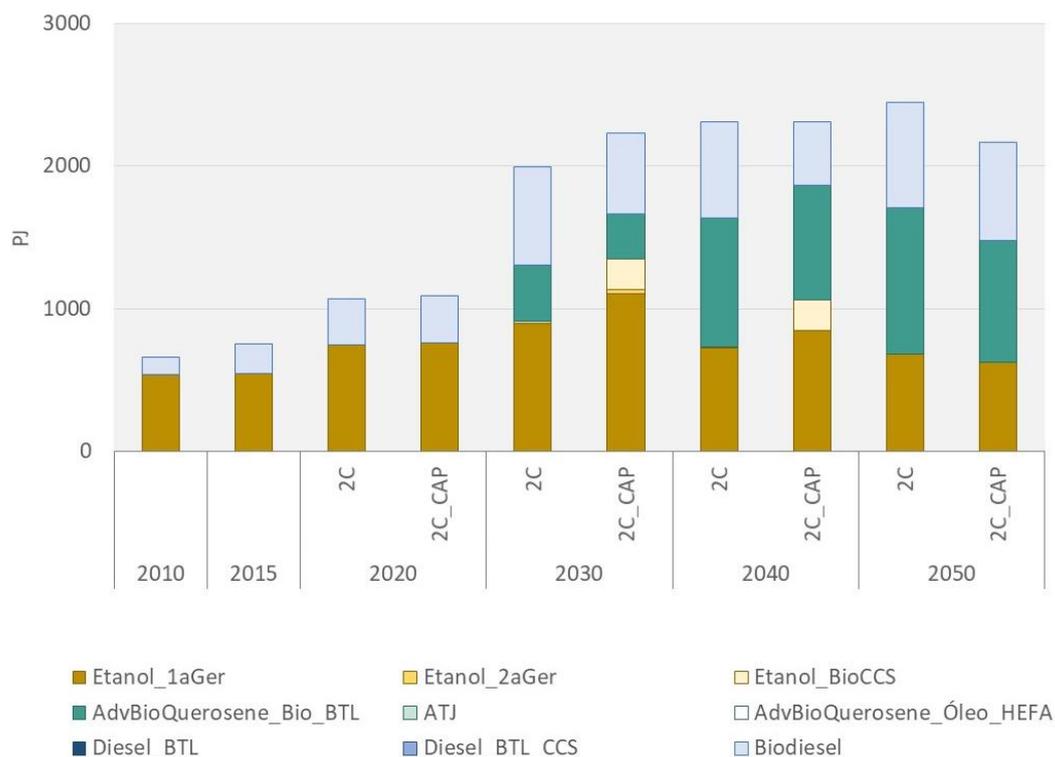


Figura 38 – Consumo de biocombustíveis nos cenários 2C e 2C_CAP

Fonte: Elaboração própria

Com relação à eletricidade, a geração de energia eólica se torna ainda mais importante, representando 16% do total em 2050, frente a 6% no 2C.

As termelétricas a carvão são um pouco mais acionadas no cenário 2C_CAP em relação ao cenário 2C, entre 2040 e 2050, o que pode ser interpretado como busca do modelo por segurança energética, uma vez que o aumento de fontes intermitentes foi muito significativo, passando de 12% para 23% de geração na matriz elétrica em 2050 (Figura 39). Vale ressaltar também que a termelétrica a carvão escolhida pelo modelo utiliza a tecnologia de ciclo combinado com gaseificação integrada (*integrated gasification combined cycle – IGCC*). Essa tecnologia é mais eficiente que as demais, com uma eficiência projetada de 48% para 2050, além de ter uma menor emissão de enxofre (HOFFMANN *et al.*, 2011).

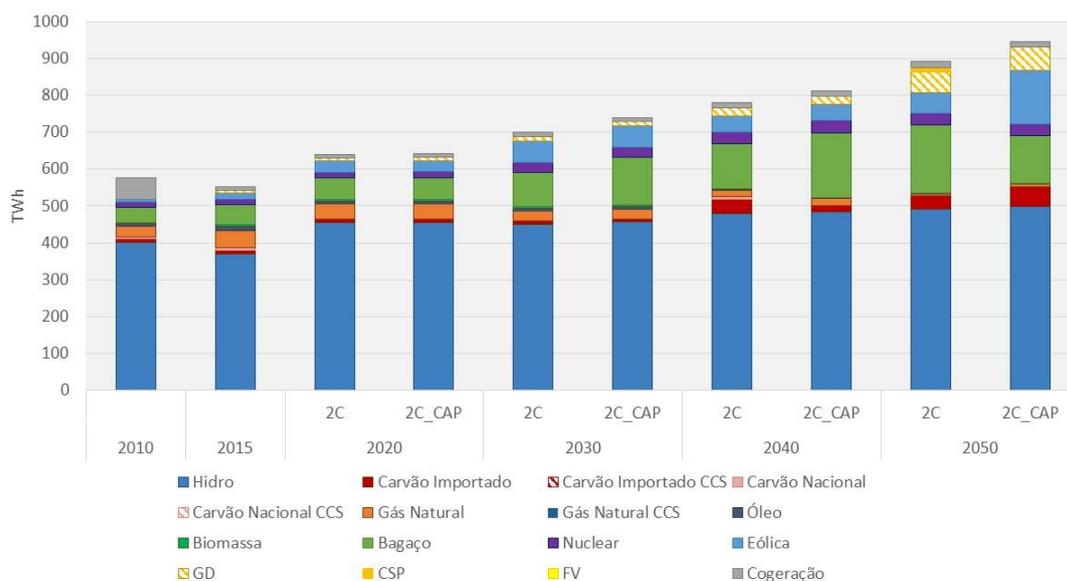


Figura 39 – Geração elétrica nos cenários 2C e 2C_CAP

Fonte: Elaboração própria

5.2.3 Cenário 1.5C_CAP

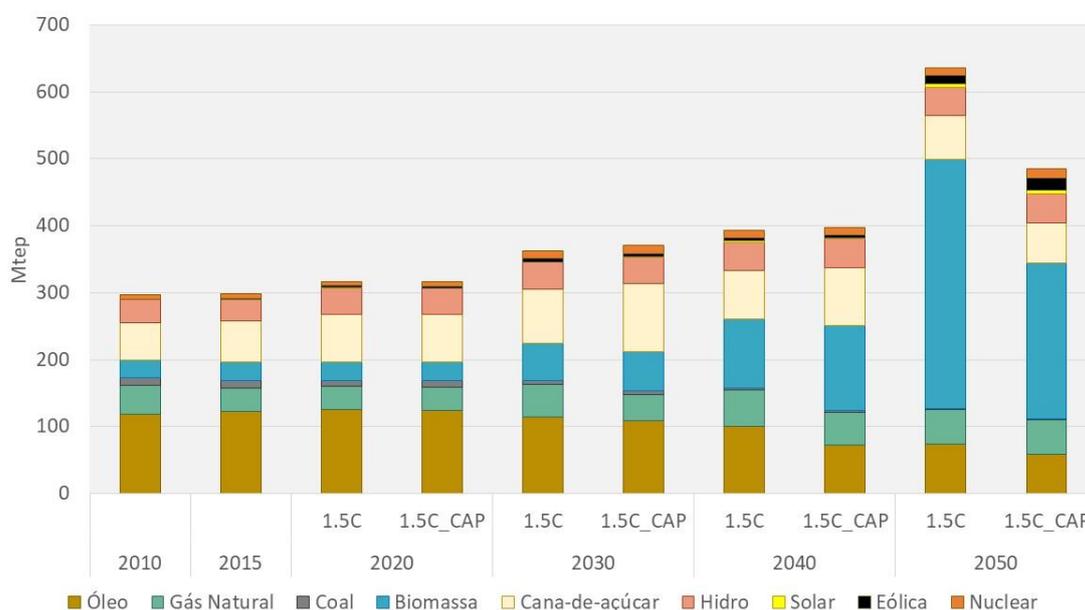
O cenário 1.5C_CAP apresenta relevantes diferenças qualitativas e quantitativas em relação aos cenários anteriores. O objetivo de não ultrapassar o aumento de temperatura global em 1.5C é muito mais ambicioso do que os demais, sendo necessárias mudanças mais acentuadas na oferta e demanda de energia, além de mudanças no uso do solo, conforme foi observado nos resultados do cenário 1.5C. Portanto, o cenário 1.5C_CAP é o resultado de um controle bastante rígido tanto em termos de mitigação das mudanças climáticas, quanto em termos de poluição local.

Dessa forma, ele agrega as principais medidas favoráveis à redução das mudanças climáticas, ao mesmo tempo em que apresenta as tendências vistas nos cenários anteriores (NDC_CAP e 2C_CAP) para o controle da poluição atmosférica. Porém, no cenário 1.5C_CAP essas mudanças são um ainda mais acentuadas.

Em termos de energia primária (Figura 40), por volta de 2030 é observado o aumento da utilização da cana-de-açúcar, em linha com os resultados dos cenários 2C_CAP e NDC_CAP. No longo prazo, é observada uma redução ainda mais expressiva

do óleo, bem como o aumento da energia elétrica através de turbinas eólicas e usinas nucleares.

Em relação à biomassa, percebe-se uma redução na sua utilização, o que pode ser associado, principalmente, ao menor consumo de diesel BTL. Conforme mostrado anteriormente, no cenário 1.5C houve um aumento expressivo na produção do diesel BTL, produzido a partir da biomassa, visando a mitigação de CO₂. No entanto, no cenário 1.5C_CAP, há uma redução do consumo de diesel, devido ao NO_x emitido durante a sua combustão. Ou seja, a opção escolhida pelo modelo para atingir as metas climáticas não atende às metas de redução de poluição local.



Nota: Biomassa não inclui a cana-de-açúcar

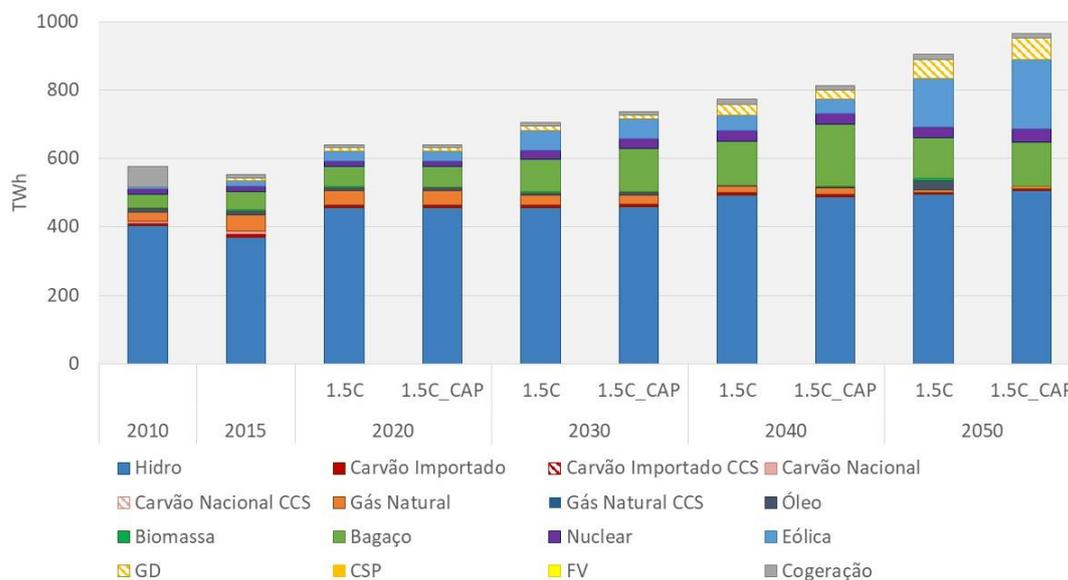
Figura 40 – Energia primária nos cenários 1.5C e 1.5C_CAP

Fonte: Elaboração própria

No cenário 1.5_CAP, a geração elétrica apresenta diferenças no longo prazo (Figura 41). A instalação de aproximadamente 700 MW de capacidade da fonte nuclear entre 2045 e 2050 aumenta a potência instalada do país e destaca as vantagens específicas dessa usina nesse cenário, uma vez que ela não emite GEE e os poluentes atmosféricos considerados nessa tese.

Entre 2030 e 2040, há um aumento da geração elétrica no cenário 1.5C_CAP, proveniente do bagaço de cana-de-açúcar, e produzido através de tecnologias de gasificação, que são menos poluidoras. Ao final do horizonte de análise, as usinas eólicas

tiveram um aumento expressivo na geração elétrica, passando de 16% no cenário 1.5C para 22% no 1.5C_CAP. A geração solar distribuída e a repotenciação de hidrelétricas foram tecnologias também escolhidas nesse cenário, reforçando o papel das energias limpas para o cumprimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.



Nota: Biomassa não inclui a cana-de-açúcar

Figura 41 – Geração elétrica nos cenários 1.5C e 1.5C_CAP

Fonte: Elaboração própria

Os biocombustíveis também seguem as mesmas tendências dos cenários NDC_CAP e 2C_CAP por volta de 2030, com mais etanol sendo utilizado em caminhões a pilha a combustível. Porém, no cenário 1.5C, percebe-se uma maior utilização de tecnologias de captura de carbono, possibilitando reduzir ainda mais as emissões, contando com emissões negativas no setor de energia. No cenário 1.5C_CAP, o CCS é associado tanto com a produção do diesel BTL, quanto do etanol. A Figura 42 traz a produção dos biocombustíveis, e chama a atenção a redução dos mesmos em 2050. Além de um menor uso do bioquerosene de aviação decorrente da modernização da frota para aeronaves mais eficientes, há um menor consumo de diesel. Essa redução vem tanto do uso no setor de transportes, onde há uma eletrificação maior no transporte de cargas, quanto no setor energético.

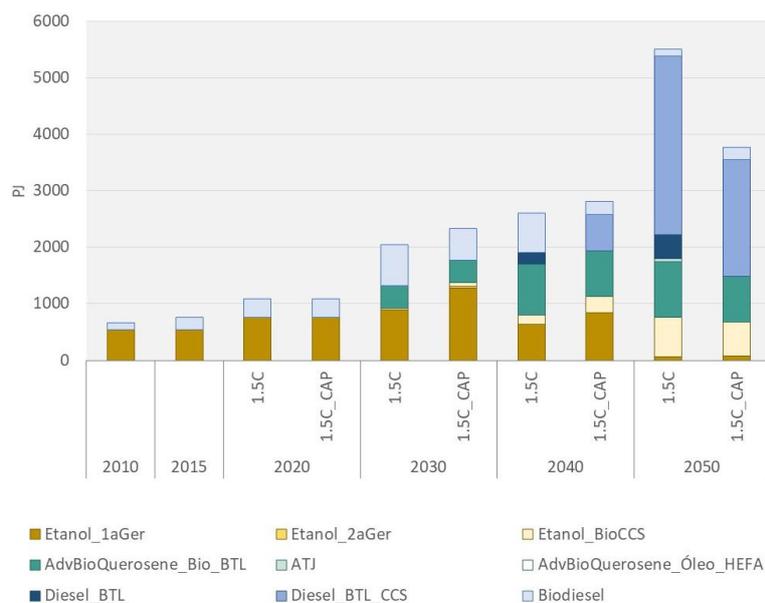


Figura 42 – Consumo de biocombustíveis nos cenários 1.5C e 1.5C_CAP

Fonte: Elaboração própria

Em resumo, observou-se que as alternativas ao diesel, tanto fóssil quanto a partir de biomassa, são fundamentais na redução da emissão do NO_x. Sem elas, o BLUES não conseguiria atender as demandas energéticas do Brasil e, ao mesmo tempo, cumprir com os objetivos de desenvolvimento sustentáveis e de mudança do clima. Em rodadas preliminares desta tese, com um número menor de alternativas ao diesel fóssil, o modelo apresentou soluções de canto não condizentes com a realidade brasileira. Por exemplo, parou de refinar óleo cru e gerou açúcar com cultivos alternativos aos da cana-de-açúcar nos anos mais limitados. Desse modo, verificou que o modelo apresentava falta de tecnologias focadas na redução de NO_x, que foram incluídas para a realização desta tese, entre as quais a pilha a etanol para caminhões médios, semipesados e pesados, e a eletrificação de veículos como caminhões leves e semileves, comerciais leves e ônibus.

5.2.4 Mudança de uso do solo e resíduos agrícolas

A Figura 43 traz uma comparação entre a mudança de uso do solo acumulada até 2050 em todos os cenários analisados nessa tese. A maior diferença dos cenários com controle de poluição atmosférica em relação aos cenários sem controle está na menor necessidade de desmatamento para conversão em áreas de cultivo, tanto de floresta quanto de savanas, conforme pode ser observado abaixo:

- NDC_CAP: redução de 17% para as florestas e 17% em savanas;
- 2C_CAP: redução de 10% para as florestas e 32% para as savanas;
- 1.5C_CAP: redução de 6% para as florestas e 9% para as savanas.

No cenário 2C_CAP pode-se destacar também a menor conversão de pasto degradado em pasto recuperado, o que pode ser entendido como uma menor necessidade de aumento de fixação de carbono no solo. Nesse cenário, as trocas de tecnologias e combustíveis com o objetivo de reduzir a poluição local acabam por descarbonizar ainda mais o setor de transportes e energia, o que faz com que menos pressão seja exercida sobre o uso da terra. Dessa forma, o aumento dos veículos a pilha a combustível a etanol, bem como a maior penetração de veículos elétricos no transporte de carga e passageiro, reduzem a atividade dos veículos a diesel, que é um combustível com alta emissão de CO₂ e poluentes atmosféricos, especialmente o NO_x. Além disso, a geração elétrica mais limpa, proveniente de energia eólica e solar, também contribui para a descarbonização do setor elétrico.

No 1.5C_CAP, a mudança no uso da terra acontece através de uma maior conversão de áreas de cultivo simples em áreas para sistemas integrados, onde se tem a produção conjunta da pecuária e dos cultivos agrícolas em uma mesma área.

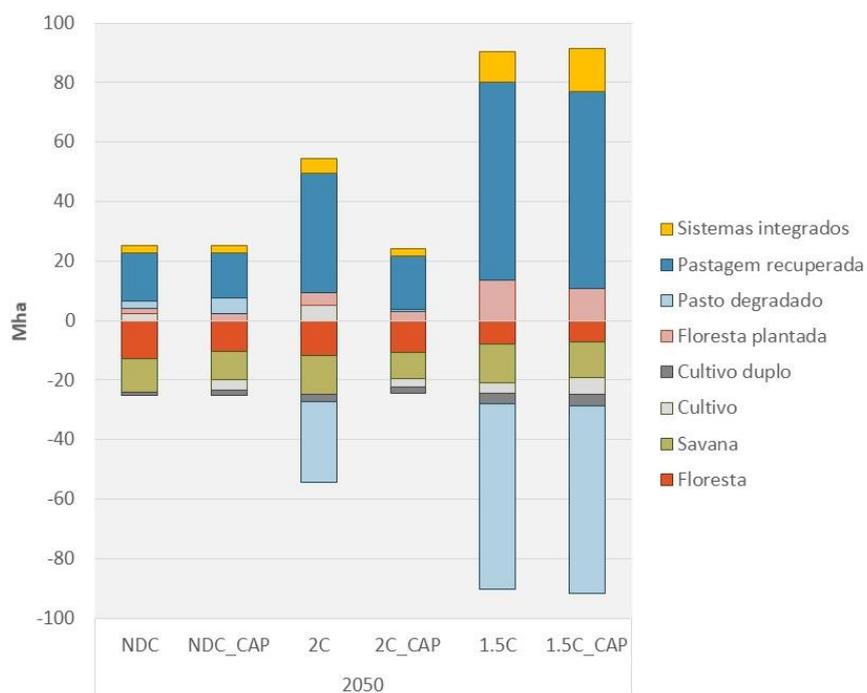


Figura 43 – Mudança de uso do solo em 2050 para todos os cenários analisados

Fonte: Elaboração própria

Outra diferença a notar entre os cenários é a destinação e usos dos resíduos agrícolas gerados no campo (Figura 44). No início do período de análise, ainda ocorre a queima de parte dos resíduos da cana-de-açúcar. Porém, com o avanço da legislação restringindo cada vez mais essa prática, percebe-se que os resíduos são deixados no campo, ao invés de serem queimados. Nos cenários de mitigação climática (2C e 1.5C), há um aproveitamento parcial dos resíduos, que são coletados e utilizados como biomassa. Nos cenários de controle de poluição atmosférica essa prática seria ainda mais benéfica, e, por isso, o aproveitamento dos resíduos seria a principal escolha do modelo.

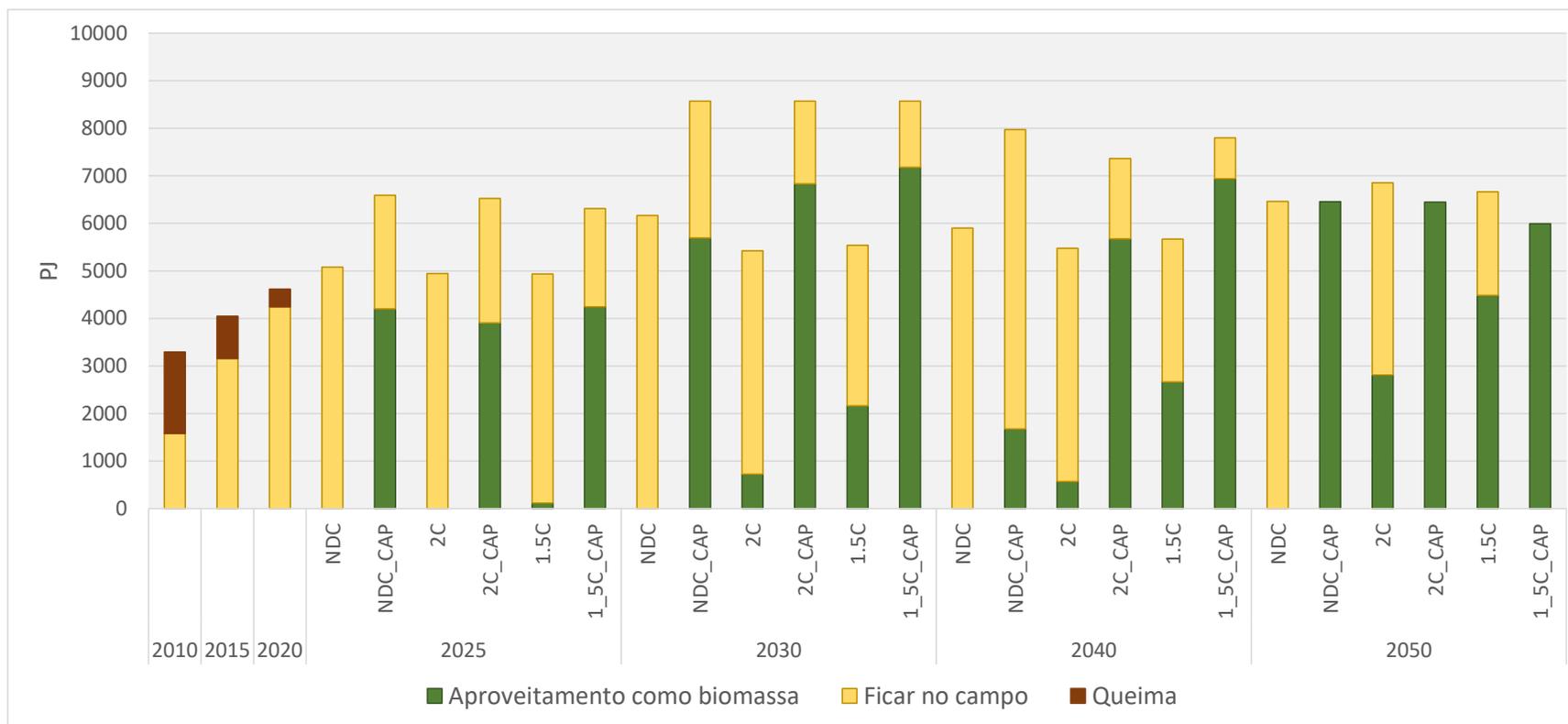


Figura 44 – Destinação dos resíduos gerados em todos os cenários

Fonte: Elaboração própria

5.2.5 Poluição atmosférica nos cenários CAP

Os cenários de controle de poluição atmosférica impõem os mesmos limites de emissão para $PM_{2.5}$, NO_x e SO_2 , para os três cenários de mitigação de GEE, e por isso eles apresentam a mesma emissão total. Para esses cenários, os resultados mais interessantes são as trocas energéticas e tecnológicas necessárias para atingir emissões de poluentes atmosféricos tão rigorosas, conforme mostrado nas subseções anteriores.

As emissões setoriais são um reflexo das escolhas energéticas. A Figura 45 compara as emissões nos cenários com e sem restrição de poluentes atmosféricos, para os cenários de mitigação climática.

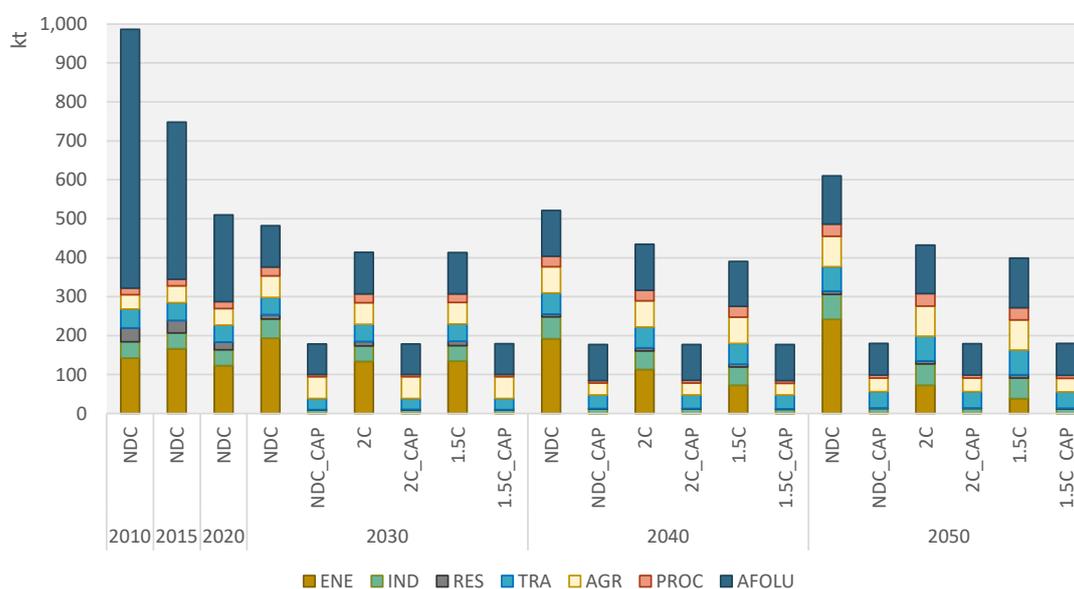


Figura 45 – Emissões totais de $PM_{2.5}$ nos cenários de controle de poluição atmosférica

Fonte: Elaboração própria

A principal diferença é observada na emissão de $PM_{2.5}$, com uma queda de 71% para o cenário NDC_CAP, devido, principalmente, à expressiva redução da queima de resíduos. As emissões de NO_x e SO_2 também foram influenciadas, mas em diferentes proporções, conforme pode ser visto na Figura 46 e Figura 47.

Em seguida, destaca-se o aumento de fontes limpas no setor energético, reduzindo suas emissões de $PM_{2.5}$ em 99.6% e de NO_x em 95%, quando comparado aos cenários de mitigação climática sem controle de poluição atmosférica.

As emissões atmosféricas para os cenários NDC_CAP, 2C_CAP e 1.5C_CAP são praticamente iguais não apenas na emissão total, mas entre os setores também. A única

diferença entre eles ocorre nas emissões de SO₂, em que o setor energético do NDC_CAP possui emissões decorrentes da queima de carvão, e que se reduzem gradualmente até quase zerar no 1.5C_CAP.

Ainda sobre as emissões de SO₂, nota-se o predomínio das emissões de processos industriais, mesmo nos cenários CAP. Com relação às emissões de NO_x, as reduções causadas pela substituição dos veículos diesel e pelas legislações do PROCONVE são bastante visíveis (Figura 49).

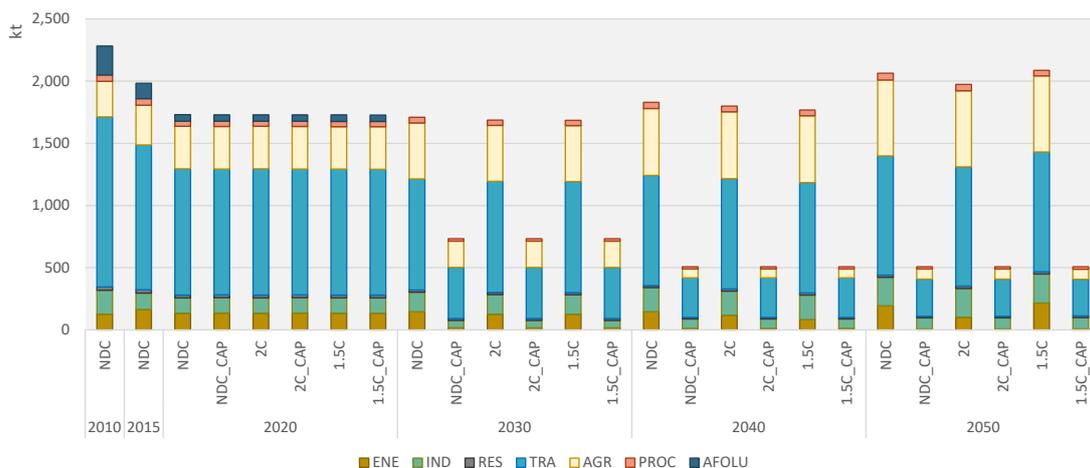


Figura 46 – Emissões totais de NO_x nos cenários de controle de poluição atmosférica

Fonte: Elaboração própria

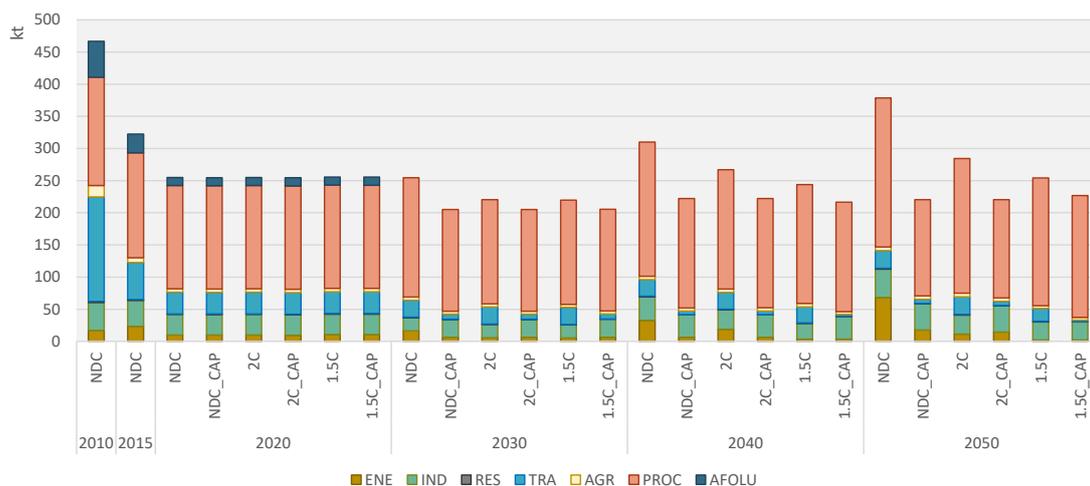
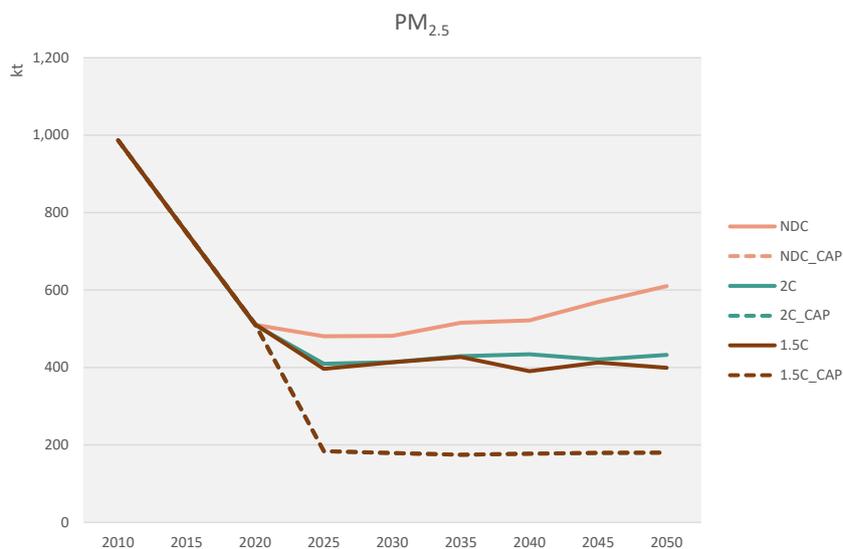


Figura 47 – Emissões totais de SO₂ nos cenários de controle de poluição atmosférica

Fonte: Elaboração própria

5.3 Emissões totais por cenário

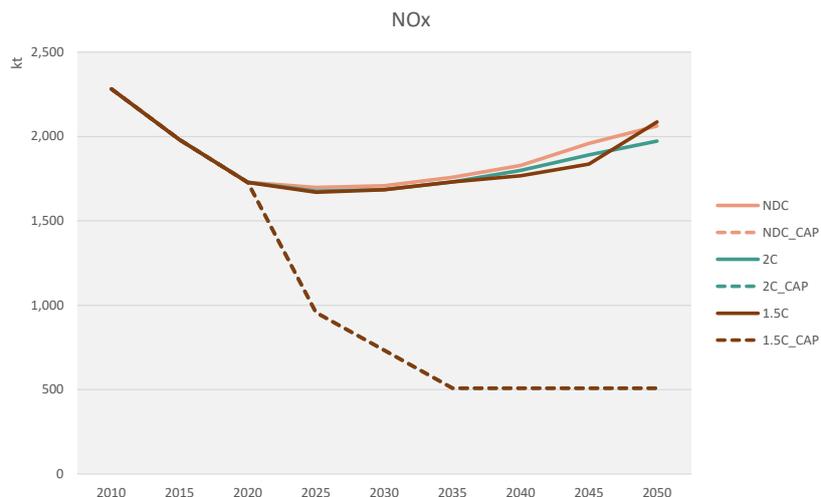
A Figura 48, Figura 49 e Figura 50 apresentam a evolução das emissões totais para cada poluente em todos os cenários analisados nesta tese, o que ajuda a entender as relações entre a qualidade do ar e as mudanças climáticas.



Nota: As linhas referentes aos cenários NDC_CAP, 2C_CAP e 1.5C_CAP se sobrepõem.

Figura 48 – Emissões totais de PM_{2.5} em todos os cenários

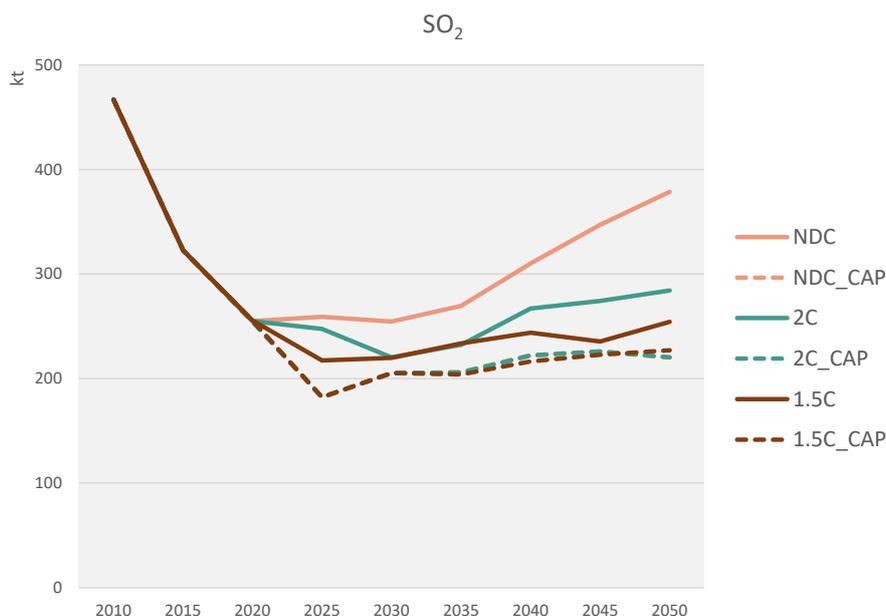
Fonte: Elaboração própria



Nota: As linhas referentes aos cenários NDC_CAP, 2C_CAP e 1.5C_CAP se sobrepõem.

Figura 49 – Emissões totais de NOx em todos os cenários

Fonte: Elaboração própria



Nota: As linhas referentes aos cenários NDC_CAP, 2C_CAP e 1.5C_CAP se sobrepõem.

Figura 50 – Emissões totais de SO₂ em todos os cenários

Fonte: Elaboração própria

O primeiro ponto a ser destacado é que as emissões totais mostram cobenefícios para os três poluentes, principalmente devido ao fato de a queima de resíduos não ocorrer mais em nenhum dos cenários. Isso leva a uma grande redução na emissão de PM_{2.5}, que também pode ser vista nas emissões de NO_x e SO₂. Graficamente, esses efeitos são visualizados pela queda de emissões entre 2010 e 2025.

Ao considerarmos o período entre 2020 e 2050, ou seja, ao desconsiderar a queima de resíduos, os resultados mudam. Para o NO_x, as emissões totais crescem nos cenários de mitigação climática, como pode ser visto na Figura 49. Já para o PM_{2.5}, ainda existem cobenefícios; as reduções das emissões são da ordem de 29% e 35% para o 2C e para o 1.5C em relação ao NDC, respectivamente. Sobre o SO₂, os cobenefícios se acentuam nos cenários mais restritos de emissão de GEE. Dessa forma, a menor emissão total de SO₂, em 2050, é atingida no cenário 1.5C.

Nos cenários CAP, em que a emissão de GEE e poluentes atmosféricos de impacto local está controlada, observa-se uma redução adicional da emissão de poluentes atmosféricos. A emissão do NO_x é a que mais se reduz ao longo dos anos nesses cenários, enquanto a de SO₂ apresenta a menor redução, corroborando a existência de fortes cobenefícios entre o controle da emissão de SO₂ e dos GEE, além de um efeito inverso do NO_x com os GEE.

Analisando a emissão de CO₂ nos cenários (Figura 51), verifica-se o efeito do controle de redução de poluentes atmosféricos de impacto local sobre a mitigação de emissão de gases de efeito estufa, especialmente no cenário NDC_CAP. A redução de emissão acumulada em 2050 nesse cenário chega a 4,3 GtCO₂, que corresponde a 13% da emissão acumulada no cenário NDC.

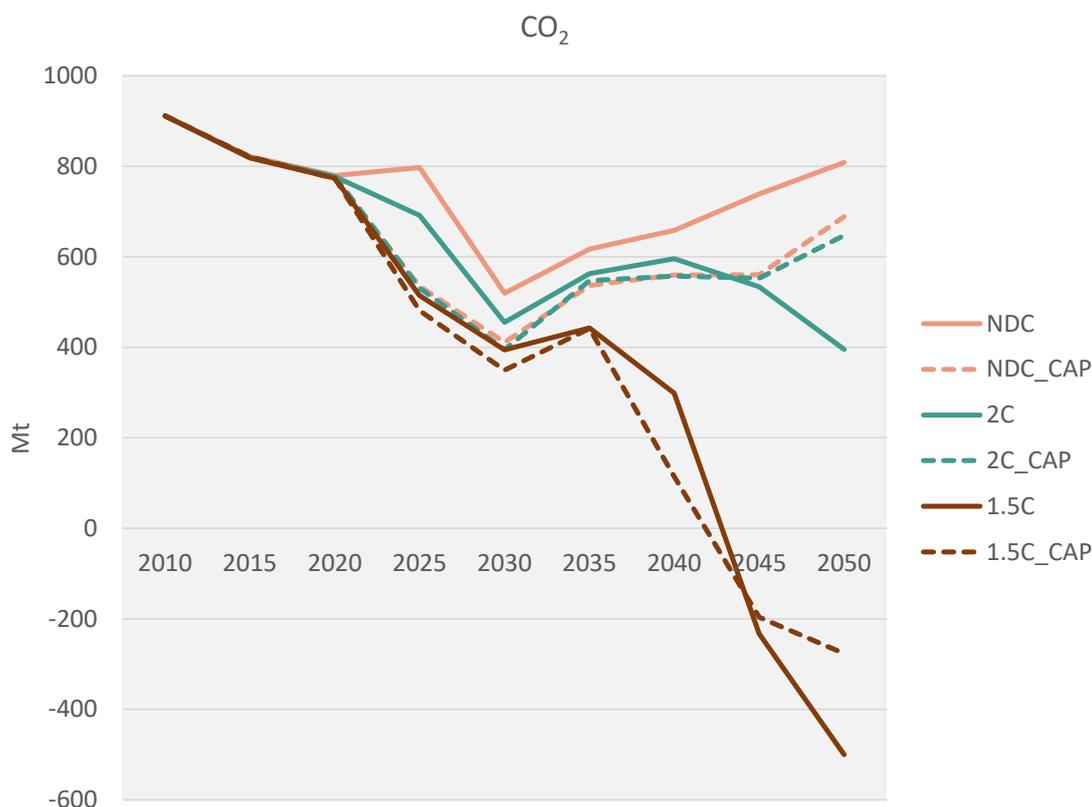


Figura 51 – Emissões totais de CO₂ em todos os cenários

Fonte: Elaboração própria

O mesmo efeito pode ser observado para o 2C_CAP e o 1.5C_CAP entre 2025 e 2040. Nesse período, diversas tecnologias que controlam emissão de poluentes e gases de efeito estufa são implementadas. Dada essa redução antecipada da emissão de CO₂, o modelo se permite uma maior emissão no longo prazo, ainda respeitando seu orçamento de carbono. Outro destaque nas emissões de CO₂ ocorre de 2025 a 2030, quando haveria uma maior recuperação de pastagem, fixando o carbono no solo e levando a emissões negativas por parte do uso do solo, e com isso, reduzindo as emissões totais.

Em relação às emissões de N₂O, percebem-se vários movimentos nos cenários CAP, principalmente ligados aos resíduos agrícolas (Figura 52). A queda contínua no

início do período reflete a queima de resíduos agrícolas. Nos cenários 1.5C_CAP e 2C_CAP, essa queda é acentuada e continuada até 2030, devido ao aproveitamento dos resíduos como biomassa. No cenário NDC_CAP, em 2035, observa-se uma alta emissão de N₂O. Esse é o ano em que o limite de emissões atmosféricas passa a ser o mais restrito, o que causa uma forte pressão no sistema. Nesse ano, nos cenários CAP ocorre uma alta produção de etanol, gerando uma grande quantidade de resíduos que não são aproveitados. Com isso, eles são deixados no campo, contribuindo para o aumento do N₂O. Ao longo do período, observa-se tanto uma redução da produção etanol e da cana, quanto uma melhor destinação de resíduos, responsáveis por reduzir a emissão de N₂O. É importante frisar o período crítico para reduções das emissões de NO_x é justamente entre 2030 e 2035, quando as restrições de emissões se tornam mais rigorosas e o modelo é forçado a buscar soluções disruptivas. Por isso, ocorre a alta produção de etanol para os caminhões, refletindo na maior produção de cana-de-açúcar e geração de resíduos. As emissões de CH₄ nos cenários CAP, em geral, acompanham o cenários de mitigação de GEE (Figura 53).

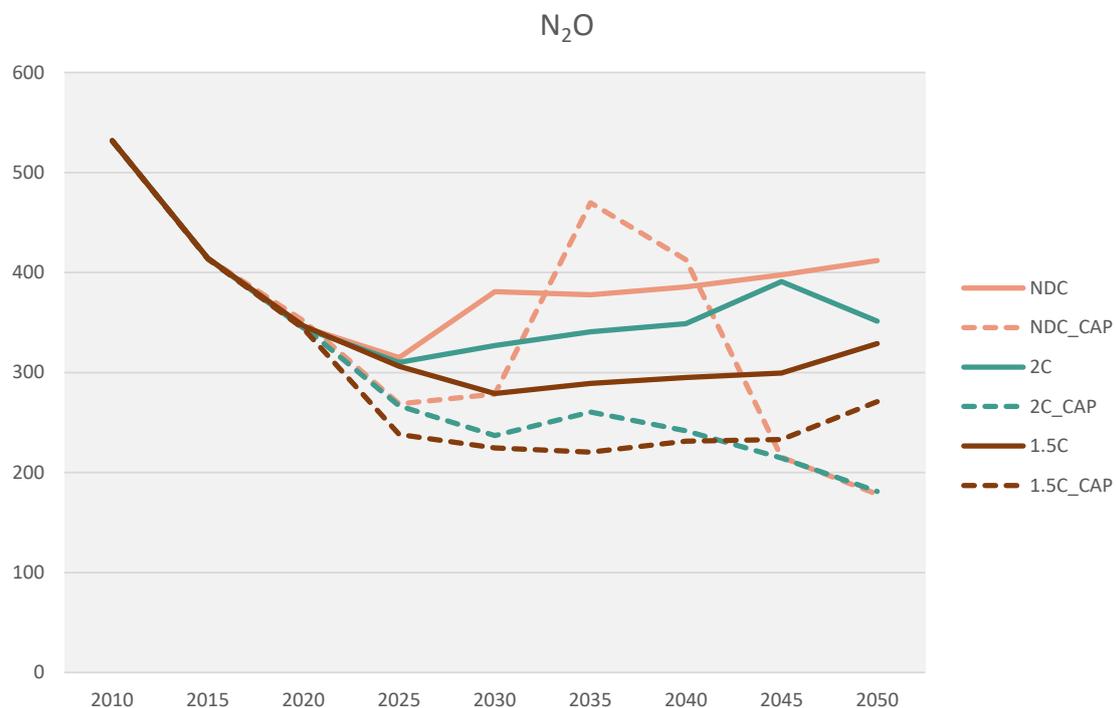


Figura 52 – Emissão detalhada de N₂O em todos os cenários

Fonte: Elaboração própria

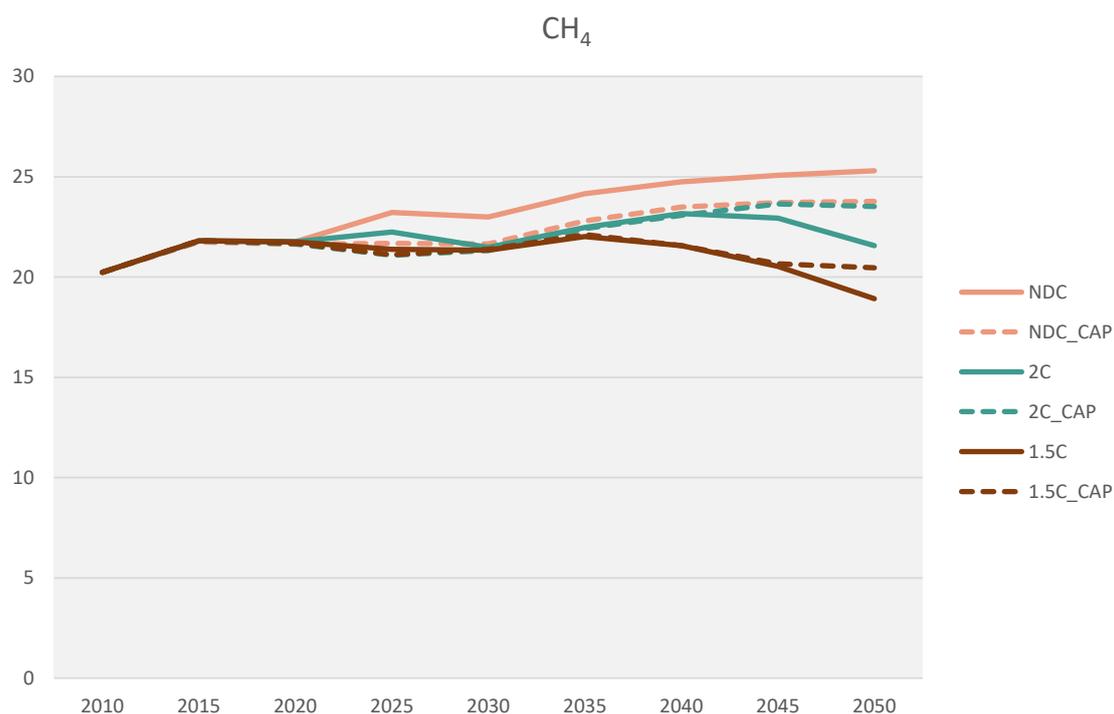


Figura 53 – Emissão detalhadas de CH₄ em todos os cenários

Fonte: Elaboração própria

5.4 Resultados regionais

Os setores do BLUES podem ser modelados por região, quando se tem maior detalhamento de informações, ou de forma mais agregada, sendo representado em nível nacional. Os setores residencial, energético, transporte rodoviário e uso da terra são regionalizados em sua maior parte. O transporte aéreo, marítimo e ferroviário, bem como o setor comercial, industrial e parte do consumo energético da agricultura são nacionais.

O Brasil é um país de dimensões continentais, com muitas diferenças entre as suas regiões, tanto em termos de concentração populacional, distribuição de renda, quanto em termo de PIB estadual, disponibilidade de recursos energéticos, vegetação, recursos hídricos, relevo, entre outras características. Dessa forma, a emissão de poluentes atmosféricos é diferente em cada região.

Para isso, os setores que são modelados no nível nacional tiveram seus resultados desagregados, em uma análise posterior ao modelo BLUES. O setor industrial foi

desagregado com o PIB industrial por região; o setor comercial foi desagregado com a população (IBGE, 2019), e o consumo do setor agropecuário foi desagregado a partir da atividade dos cultivos e da pecuária.

Não foram analisados regionalmente os transportes marítimo, aéreo e ferroviário. Além disso, no setor de AFOLU optou-se por não incluir a queima de resíduos agrícolas nos gráficos, pois não seria possível visualizar os outros setores, em função da ordem de grandeza desses valores.

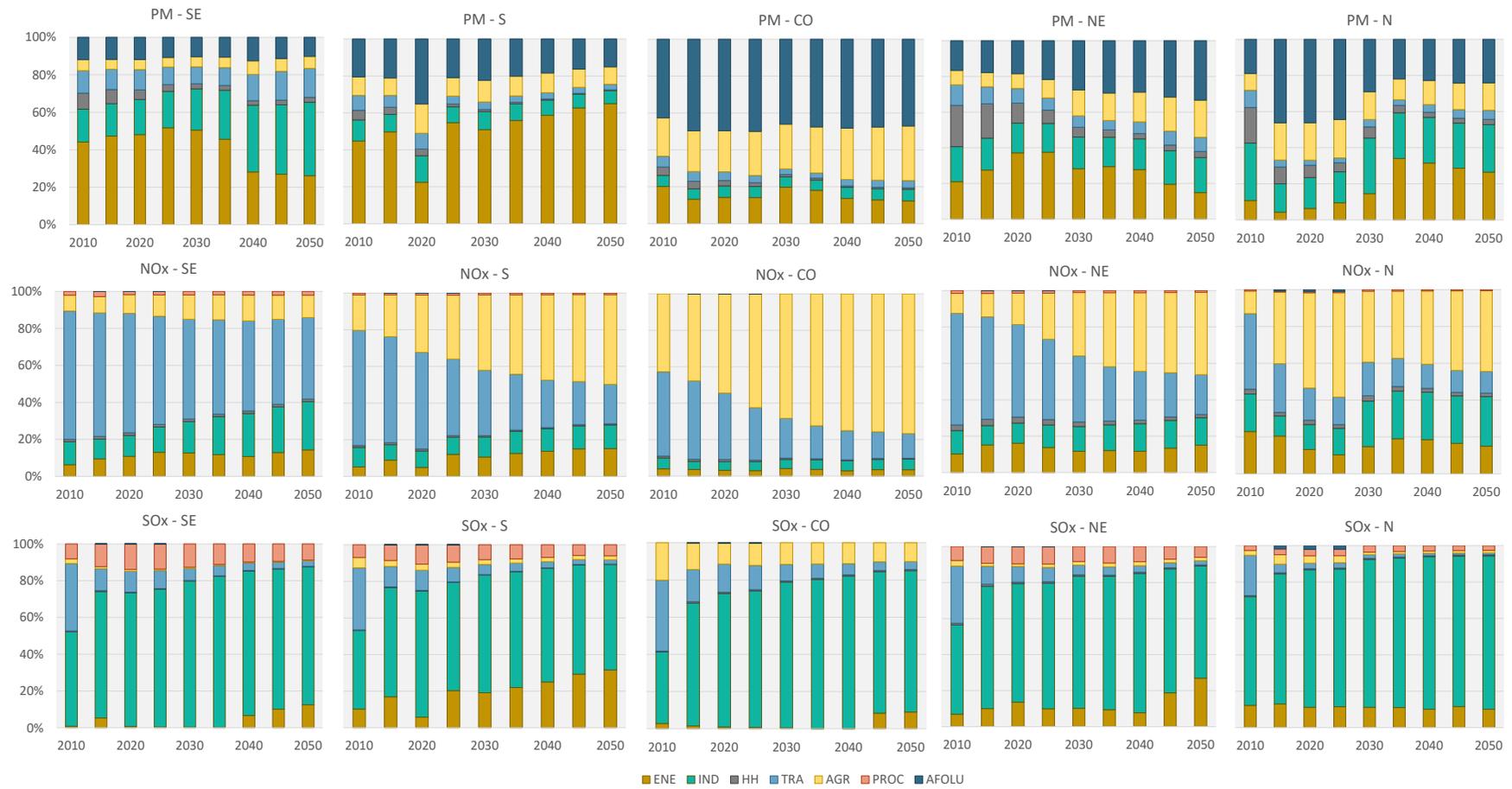
Analisando as emissões por região, constata-se que elas acontecem em diferentes proporções para cada localidade. Primeiramente, é importante mencionar que a região Sudeste é responsável pela maior emissão para cada um dos três poluentes no ano base. Essa é a região do Brasil com maior atividade econômica e maior concentração populacional. No longo prazo, a região Sul se destaca na emissão de $PM_{2.5}$, para o cenário NDC. As reservas de carvão do Brasil estão localizadas nessa região. A maior geração termelétrica a carvão causaria maior emissão de $PM_{2.5}$ decorrente tanto das emissões fugitivas de mineração do carvão, quanto da geração de energia elétrica.

No Centro-Oeste as emissões de $PM_{2.5}$ também aumentariam, provocadas pela maior atividade da agricultura e pecuária, e da maior geração de eletricidade vinda do bagaço de cana-de-açúcar. O Centro-Oeste se destaca pela atividade agropecuária, em especial o cultivo da soja e a criação de gado. É uma região pouco habitada, caracterizada por enormes fazendas destinadas ao plantio de cultivos e a criações de rebanhos. Dessa forma, suas emissões são relacionadas a essa atividade econômica: emissões de processo referentes ao manuseio e plantio de culturas, consumo de diesel para máquinas agrícolas e geração de energia a partir da cana-de-açúcar. A cogeração com bagaço também aumenta no Norte e no Nordeste, aumentando a emissão de $PM_{2.5}$ nessas regiões. No Sudeste, no entanto, a cogeração a partir do bagaço diminui, reduzindo suas emissões. Com isso, o Sul seria a região mais afetada pelos danos causados decorrentes na emissão de $PM_{2.5}$ no cenário NDC.

Com respeito às emissões de NO_x , o setor de transporte é o principal emissor. Ao longo dos anos, nota-se o resultado das regulamentações do PROCONVE, reduzindo as emissões desse setor à medida em que ocorre a renovação da frota. No Sudeste observa-se uma grande redução de emissões decorrente dessa política, ajudando na redução total do NO_x . Para as outras regiões, no entanto, o aumento do consumo de diesel em máquinas agrícolas para sustentar o crescimento da atividade agropecuária compensa a redução

alcançada pelo PROCONVE, resultando em uma maior emissão de NO_x no longo prazo. Os maiores aumentos são na regiões Sul e Centro-Oeste, justamente porque apresentam maior atividade agropecuária.

As emissões de SO₂ refletem, majoritariamente, as emissões industriais; por isso, no cenário NDC elas acabam refletindo basicamente a atividade industrial, aumentando no longo prazo. Além da indústria, merece atenção a redução do teor de enxofre nos combustíveis, para todas as regiões, e o aumento da emissão decorrente das UTEs a carvão no Sul, Nordeste e Sudeste.

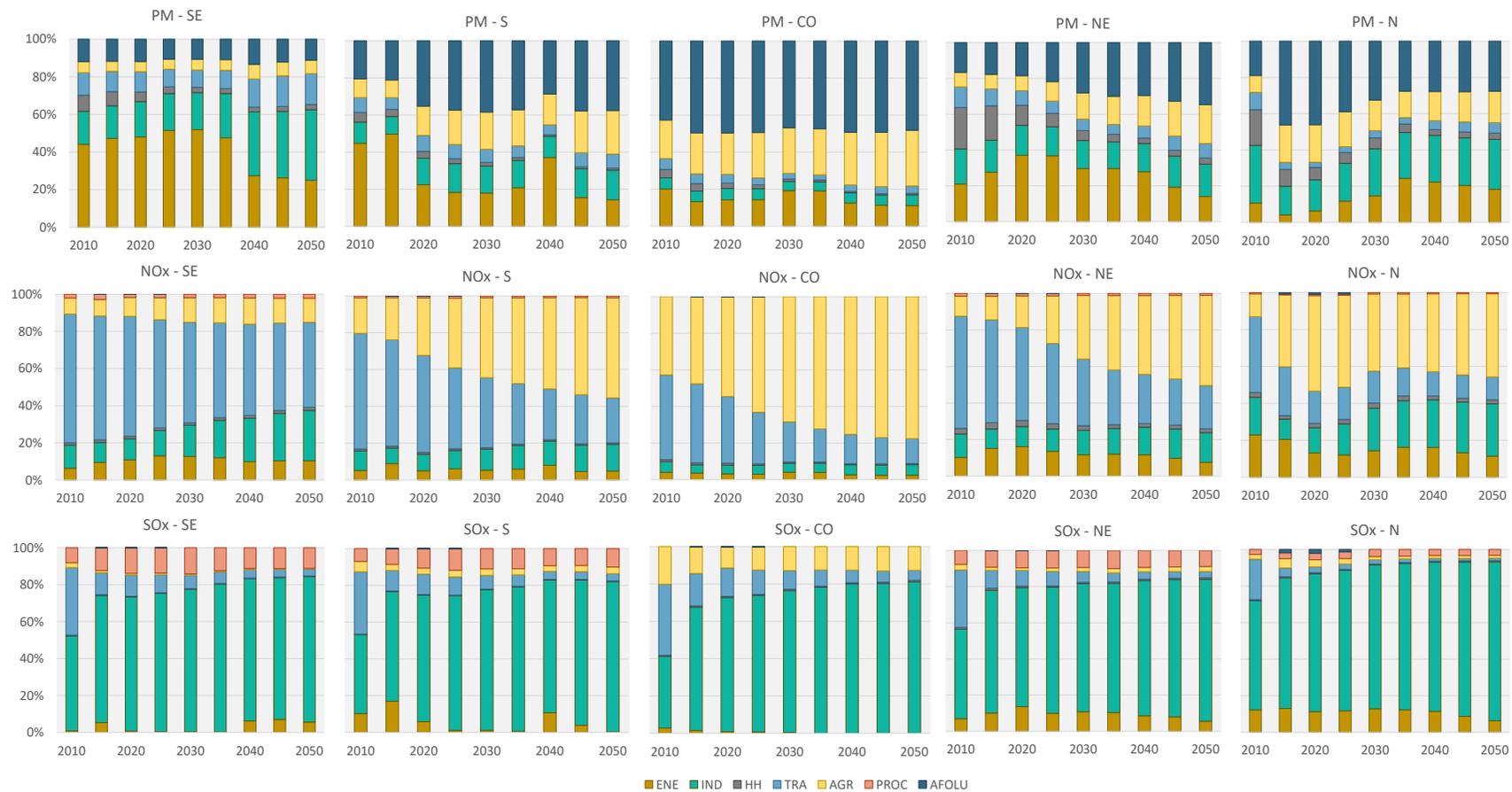


Nota: SE – Sudeste; S – Sul; CO – Centro-Oeste; NE – Nordeste; N – Norte

Figura 54 – Regionalização dos resultados para o cenário NDC

Fonte: Elaboração própria

Passando para o cenário 2C, há uma redução de emissões de SO₂ em todas as regiões, especialmente no Sul, onde não há mais a utilização do carvão nacional para geração elétrica no longo prazo. Para todas as regiões há a redução das emissões de processo da indústria. A emissão de particulados finos no Sul reduz em torno de 58%, quando comparado ao cenário NDC, em decorrência da não construção e do descomissionamento de UTEs a carvão. Essa é uma redução regional muito significativa, que impacta a emissão nacional de particulados e produz efeitos positivos na qualidade do ar no Sul. Com isso, percebe-se o aumento relativo das emissões dos outros setores, em especial os setores de AFOLU e agricultura, visto que a região Sul também tem uma forte atividade agrícola, logo após o Centro-Oeste. O aumento da participação de AFOLU e agricultura pode ser observado também na emissão de NO_x. As emissões de SO₂ não apresentam tantas diferenças, a menos da redução no Sul, decorrentes da saída do carvão, e da menor participação dos transportes devido ao uso de maiores *blends* de biodiesel no diesel.

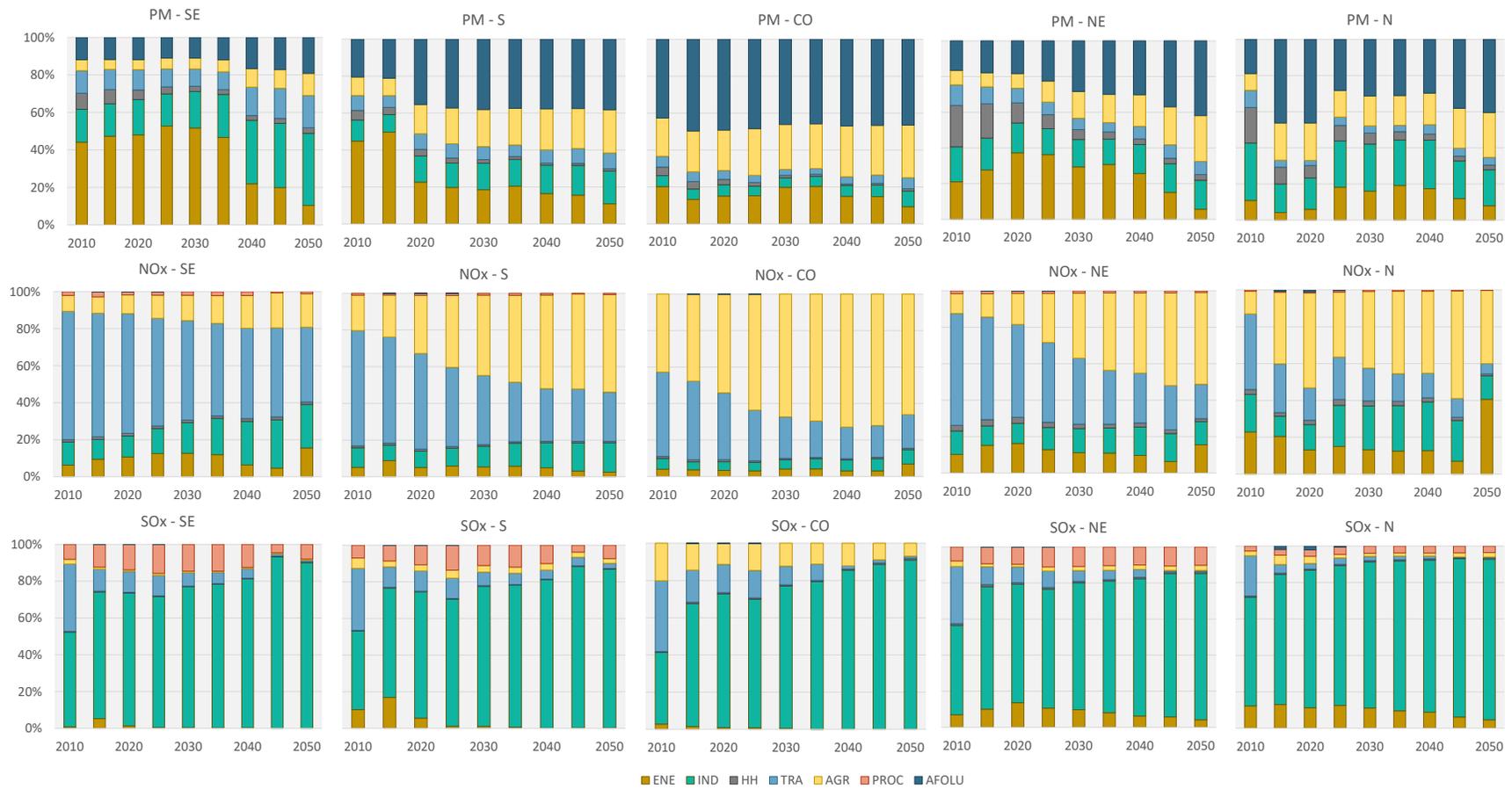


Nota: SE – Sudeste; S – Sul; CO – Centro-Oeste; NE – Nordeste; N – Norte

Figura 55 – Regionalização dos resultados para o cenário 2C

Fonte: Elaboração própria

No cenário 1.5C, as emissões de SO₂ dos transportes chegam a zero, devido à eletrificação e/ou utilização do diesel BTL, que não causa emissões. Ainda, o Sudeste acaba com a geração elétrica a carvão, reduzindo ainda mais suas emissões em comparação com o cenário 2C. Quanto ao NO_x, há uma maior emissão no Sudeste, Nordeste e Norte. Esses movimentos ocorrem mais acentuadamente em 2050 para os setores de energia e agricultura. No setor energético, há uma maior geração elétrica a partir do diesel BTL. Na agricultura, bem como em AFOLU, há uma redução da atividade agropecuária do Sul e Centro-Oeste, aumentando no Sudeste, Norte e Nordeste. Em todas as regiões há uma menor emissão de PM_{2.5} vinda do setor energético devido à maior geração com bagaço de cana a partir da gasificação.



Nota: SE – Sudeste; S – Sul; CO – Centro-Oeste; NE – Nordeste; N – Norte

Figura 56 – Regionalização dos resultados para o cenário 1.5C

Fonte: Elaboração própria

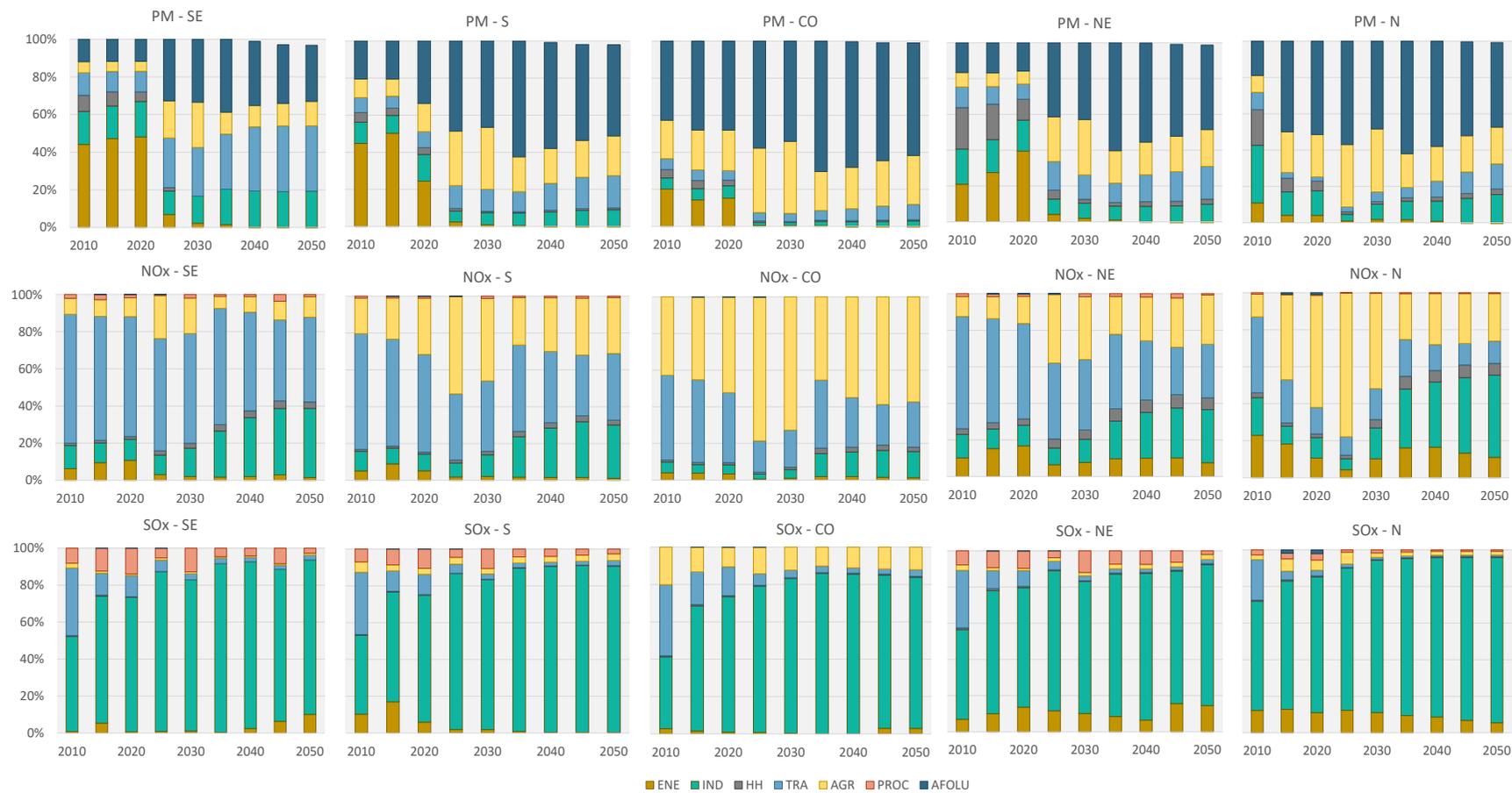
Com relação aos cenários CAP, observam-se poucas diferenças entre eles (NDC_CAP x 2C_CAP x 1.5C_CAP); no entanto, existem mudanças entre o CAP e o seu respectivo cenário sem a restrição de poluição atmosférica (NDC x NDC_CAP, por exemplo).

Há uma grande redução de emissões no Sudeste, tanto para PM_{2.5} quanto para NO_x. Essa redução vem de setores em que é mais fácil controlar as emissões, como o setor elétrico – através do aproveitamento de fontes limpas e renováveis –, e mudança de combustíveis, de maneira geral. Isso é observado em todas as regiões.

Na região Sul, tem-se a diminuição ou extinção do uso de carvão nacional para geração elétrica, o que leva a uma redução de emissões decorrentes tanto da combustão do carvão quanto da mineração. Com isso, observa-se uma redução expressiva de PM_{2.5} no Sul, o que representaria um potencial de melhora na qualidade do ar. Para as outras regiões, também ocorre uma redução das emissões de PM_{2.5} no setor energético, o que faz com que os outros setores aumentem sua importância relativa. Em geral, aumenta-se a geração a partir da gasificação do bagaço, o que contribui para a redução dessas emissões.

As emissões de NO_x são reduzidas proporcionalmente nas regiões, fruto do caráter nacional da regulamentação de controle do setor de transportes, o que faz esse setor reduzir sua participação nas emissões no longo prazo. Quanto ao SO₂, as emissões dos cenários CAP se aproximam às emissões do cenário 1.5C, com menores emissões decorrentes do diesel e da maior eletrificação dos transportes. Além disso, a geração a carvão nacional é mínima, o que reduz bastante as emissões no Sul do Brasil.

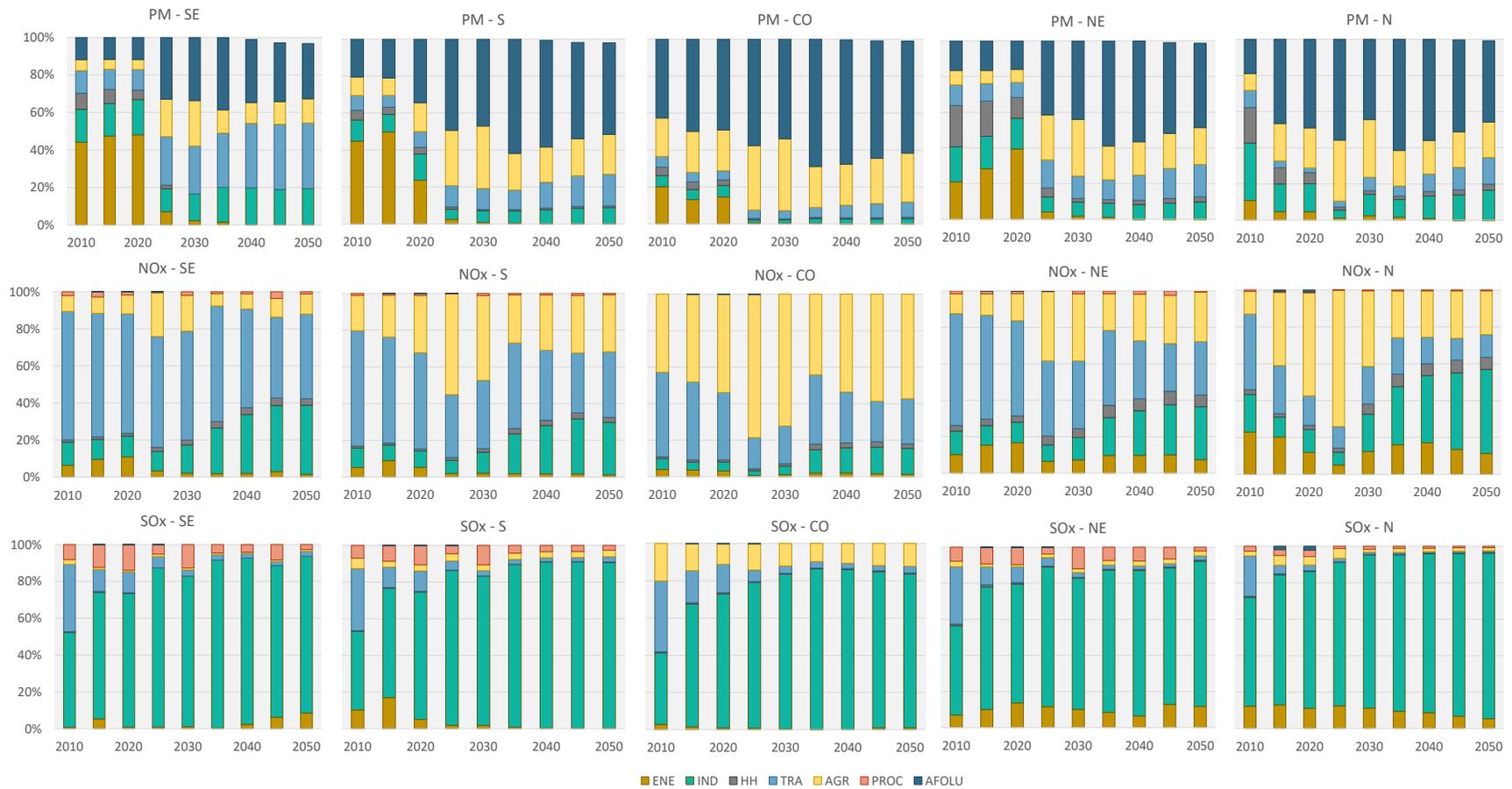
As emissões regionais estão apresentadas na Figura 57, Figura 58 e na Figura 59.



Nota: SE – Sudeste; S – Sul; CO – Centro-Oeste; NE – Nordeste; N – Norte

Figura 57 – Regionalização dos resultados para o cenário NDC_CAP

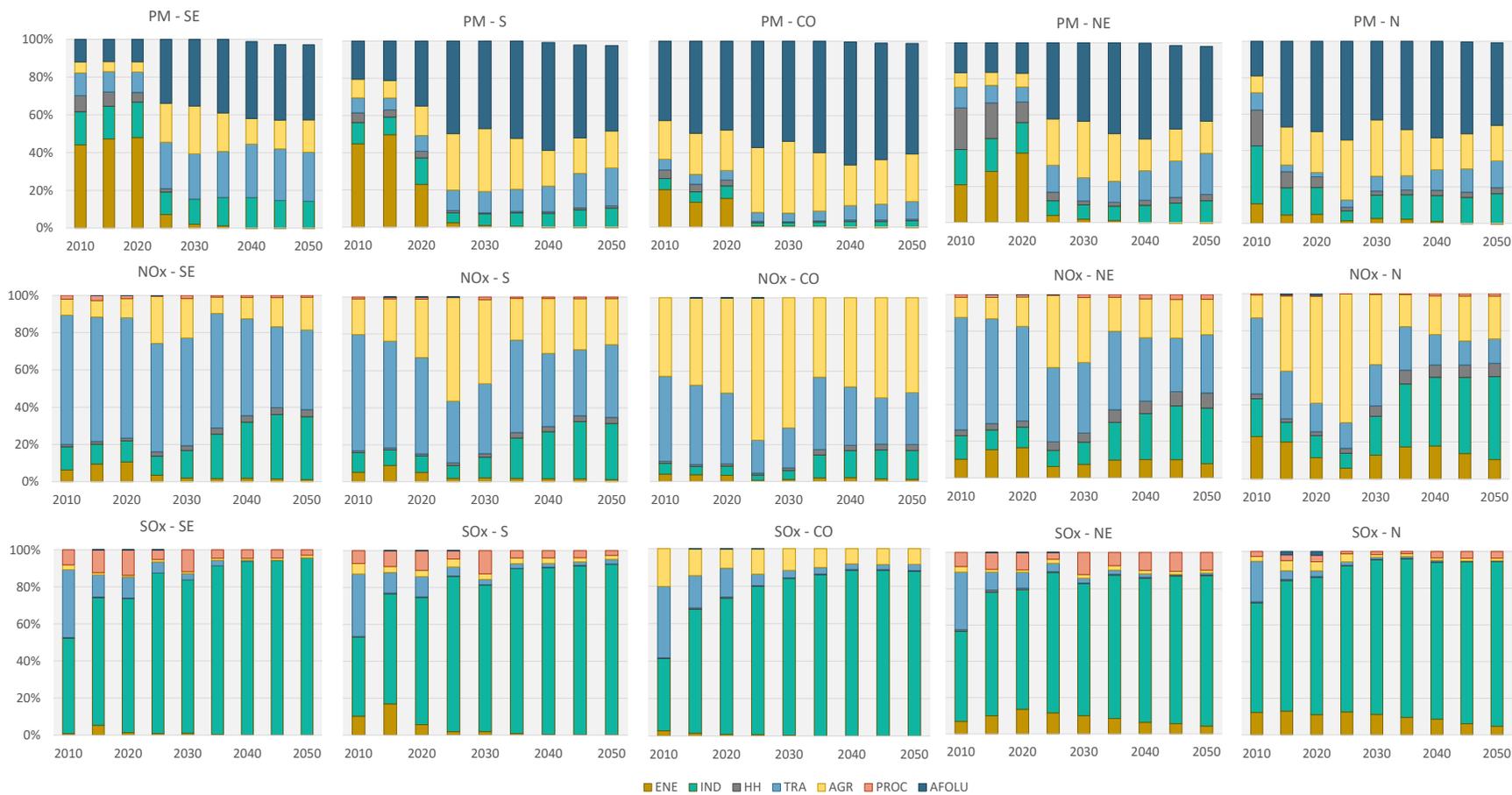
Fonte: Elaboração própria



Nota: SE – Sudeste; S – Sul; CO – Centro-Oeste; NE – Nordeste; N – Norte

Figura 58 – Regionalização dos resultados para o cenário 2C_CAP

Fonte: Elaboração própria



Nota: SE – Sudeste; S – Sul; CO – Centro-Oeste; NE – Nordeste; N – Norte

Figura 59 – Regionalização dos resultados para o cenário 1.5C_CAP

Fonte: Elaboração própria

5.5 Custos dos cenários de longo prazo

Os cenários analisados nessa tese têm o objetivo de avaliar medidas de mitigação de gases de efeito estufa, bem como políticas restritivas de controle de poluição atmosférica. Nesse contexto, diversas tecnologias foram escolhidas em cada cenário, levando a diferentes custos totais do sistema. A Tabela 40 apresenta os aumentos percentuais nos custos dos cenários analisados em relação ao cenário NDC.

Tabela 40 – Aumento de custos dos cenários analisados em relação ao NDC

Cenários	Aumento de custos (%)
NDC_CAP	2,02
2C	0,03
2C_CAP	2,05
1.5C	0,10
1.5C_CAP	2,16

Fonte: Elaboração própria

Analisando os cenários de mitigação climática, o aumento de custos para implementar as medidas associadas ao cenário 2C é de 0,03% em relação ao custo total do cenário NDC. Para o cenário 1.5C, esse valor aumenta para 0,10%, o que mostra o esforço adicional para se alcançar um cenário de mitigação mais restritivo, necessitando de tecnologias como biocombustíveis sintéticos, captura de carbono, maiores investimentos em geração elétrica renovável, como eólica e solar, entre outras apresentadas nesta tese.

Examinando os custos dos cenários restritivos de poluição atmosférica, percebe-se um aumento entre 2,02% e 2,16%, em relação ao cenário NDC. Esse valor está bem acima do aumento de custos dos cenários de mitigação, o que pode parecer contraintuitivo, uma vez que as tecnologias de controle de poluição atmosférica (*end-of-pipe*) normalmente são pouco custosas, como mostraram McCollum *et al.* (2011). Entretanto, conforme visto nas subseções anteriores, os cenários CAP foram elaborados para representar uma emissão atmosférica bastante restritiva. Como consequência, as tecnologias de controle típicas não foram suficientes para cumprir os limites de emissão impostos, e foram necessárias muitas mudanças de tecnologia nos setores de energia e de

uso do solo. Com isso, o aumento de custos desses cenários não reflete apenas o gasto com tecnologias de controle, mas sim, de uma mudança tecnológica disruptiva.

No BLUES, o setor de transportes tem uma grande participação no custo total do sistema, devido ao tamanho da frota e à sua constante renovação – os veículos particulares, por exemplo, têm uma vida útil em torno de 10 anos, enquanto os caminhões, 25 anos. Nos cenários CAP, uma grande dificuldade foi atingir a redução do NO_x, tendo como consequências justamente grandes mudanças no setor de transportes. Limites muito rígidos foram impostos no médio prazo (a partir de 2025), o que ocasionou a troca de caminhões a diesel para caminhões a pilha a combustível e etanol, e a eletrificação dos transportes. Com isso, além da renovação da frota, a troca dos veículos para veículos com tecnologia nova e não madura, como observado nos cenários CAP, contribuiu para o significativo aumento do custo total do sistema, refletido na função objetivo. Vale ressaltar que os gastos do setor de transportes são incorridos pelas famílias e não são investimentos realizados pelo governo através de políticas públicas ou pelo setor privado.

A título de comparação, no setor energético, por exemplo, tem-se investimentos em grandes obras de infraestrutura, como usinas hidrelétricas, térmicas e refinarias. Porém, elas têm uma vida útil de aproximadamente 50 anos, o que suaviza a participação do setor energético no custo total do sistema, em comparação com o setor de transportes.

McCollum *et al.* (2011) calcularam os custos de se adotar políticas voltadas à segurança energética, à poluição local e à mudança climática. Se essas políticas visassem apenas um objetivo de cada vez, a segurança energética teria o menor custo, seguido da poluição atmosférica e, por último, da mudança climática. McCollum *et al.* (2011) mostraram também que, se essas políticas fossem realizadas conjuntamente, o seu custo seria menor do que a soma das três políticas separadas, evidenciando as sinergias entre elas. Os autores concluem que a mitigação da mudança climática apresentaria cobenefícios para a segurança energética e a poluição atmosférica, necessitando de um pequeno incremento de custo para contemplar os três objetivos simultaneamente.

No entanto, esse não é exatamente o estudo que foi feito nessa tese. Muitos cobenefícios foram observados entre os cenários de mitigação climática e a poluição atmosférica, mas essa tese faz uma análise adicional. Ao estipular limites mais rígidos para os poluentes atmosféricos, em um curto horizonte de tempo, diversas mudanças tecnológicas são observadas. Essas mudanças se mostraram tão disruptivas, que levaram, no curto prazo, a emissões ainda menores de CO₂ do que aquelas indicadas nos cenários

de mitigação. Dessa forma, foram construídas, inclusive, outras trajetórias para o atingimento das metas climáticas, antecipando a redução de emissões no curto e médio prazo, e permitindo uma margem de emissões no longo prazo, o que normalmente não é usual nos modelos de avaliação integrada. Além disso, McCollum *et al.* (2011) ponderam que a maneira mais direta de reduzir emissões atmosféricas é através de medidas de controle, indicando que essa foi a base para a sua análise. Porém, nessa tese, devido à grande restrição nos cenários CAP, os custos embutidos na função objetivo englobam, além das medidas de controle de poluição atmosférica, mudanças disruptivas no sistema energético. Foram observadas a redução da emissão de poluentes atmosféricos e a alteração da trajetória de emissões de CO₂ para o atingimento das metas climáticas, o que resulta em cenários mais custosos e explica o aumento da função objetivo.

5.6 Discussão

O módulo de poluição atmosférica desenvolvido nessa tese e inserido via *hard-link* no modelo BLUES trouxe resultados interessantes aos tradicionais cenários de mitigação climática. Primeiramente, é importante destacar que os dados utilizados para a construção do módulo de poluição atmosférica foram baseados nos melhores dados disponíveis. Para o setor de transportes, e em especial para o modal rodoviário, foi possível utilizar dados nacionais e bem específicos às tecnologias utilizadas no Brasil, como os veículos *flex*, a partir de dados da CETESB (2018). Para os demais modais de transporte, também foram utilizados dados calculados a partir de fontes nacionais.

No entanto, mesmo as informações mais específicas para o Brasil devem ser olhadas com atenção. Os dados de emissão do modal rodoviário disponibilizados pela CETESB (2018) são medidos em laboratório, e podem ser diferentes da emissão realizada em condições normais de trânsito, conforme destacaram POLICARPO *et al.* (2018), em experimentos realizados na cidade de São Paulo. Com isso, atenta-se para a imprecisão dos dados e para a necessidade constante de atualização dos mesmos, caso surjam dados que melhor reflitam as emissões reais. Isso deve ser levado em consideração também para os fatores de emissão das fontes fixas.

Outro ponto a ser considerado é a sensibilidade do modelo em relação aos fatores de emissão escolhidos e às tecnologias de controle existentes. A representação da emissão atmosférica através de um único fator de emissão contém diversas simplificações. Nesse caso, ele está relacionado apenas à quantidade de combustível consumida e à tecnologia

utilizada em determinada atividade. Ainda que esse método seja amplamente utilizado em IAMs, onde entende-se a necessidade de simplificar os processos que ocorrem no mundo real (RAO *et al.*, 2017), algumas emissões podem ser mal representadas. Isso ocorre com as emissões de NO_x, que dependem de condições de queima, e com emissões de transporte, que podem depender de rotações no motor. A escolha do fator de emissão supõe uma condição padrão, ou média, que também não reflete a totalidade dos casos.

Nessa linha, o modelo também é sensível às medidas de controle de poluentes atmosféricos consideradas, bem como ao portfólio de tecnologias do sistema energético e de uso do solo. A cada uma das tecnologias existentes no modelo é associado um fator de emissão e um conjunto de opções de medidas de controle. O atingimento da redução das emissões atmosféricas em cenários mais restritivos está diretamente ligada às possibilidades existentes no modelo para redução dessas emissões, seja através de medidas de controle, ou de troca de tecnologias dos sistemas energéticos e de uso do solo. Sendo assim, é possível notar a influência direta da escolha dos fatores de emissão e das medidas de controle sobre a construção do módulo de poluição atmosférica e seus resultados.

Além disso, apesar de o estudo de caso considerar cenários que reflitam diferentes aumentos de temperatura até o final do século, os fatores de emissão utilizados foram sempre os mesmos; ou seja, não foram consideradas mudanças provenientes de diferentes trajetórias de forçamentos radioativos. Da mesma forma, não foram consideradas análises de incerteza e sensibilidade sobre algumas questões-chave no modelo, como os próprios fatores de emissão de transportes, desmatamento, resíduos e emissões de processo. Ademais, não foi realizado um estudo mais detalhado sobre a viabilidade de implementação em larga escala de tecnologias ainda não maduras, como os veículos a pilha a combustível a etanol.

Em relação ao estudo de caso, no primeiro momento, foram obtidas as emissões dos poluentes PM_{2.5}, NO_x e SO₂, evidenciando os cobenefícios entre cenários de mitigação e poluição atmosférica, amplamente discutidos pela literatura (MARKANDYA *et al.*, 2018, PORTUGAL-PEREIRA *et al.*, 2018, RAFAJ *et al.*, 2018, RAO *et al.*, 2017, STECHOW *et al.*, 2015).

Portugal-Pereira *et al.* (2018) e Williams (2012) discutem *trade-offs* como o aumento na emissão de PM_{2.5} devido à maior geração elétrica a partir da cogeração com o bagaço de cana-de-açúcar. Nessa tese, o aumento do uso do bagaço substitui UTEs a

carvão e contribui para a redução nacional das emissões em ambos os lados do nexo poluição local e mitigação de GEE global. Regionalmente, no entanto, esses dois eventos ocorrem em localidades distintas do Brasil. Dessa forma, é importante atentar-se ao fato de que a tecnologia de conversão do bagaço em energia elétrica escolhida nos cenários CAP é a gasificação do bagaço, contribuindo para que não ocorra uma piora da qualidade do ar em algumas partes do país. Portugal-Pereira et al. (2018) ponderam sobre os impactos limitados do aumento de emissão de $PM_{2.5}$ a partir das plantas de cogeração com bagaço de cana no Brasil. Elas são instaladas juntamente à produção de etanol e açúcar, que são usinas localizadas de maneira dispersa e mais distantes das aglomerações urbanas. Ainda assim, o aumento da quantidade de bagaço disponível nos cenários CAP, se utilizado em plantas de cogeração com grande emissões de $PM_{2.5}$, pode causar problemas à saúde humana e ao meio ambiente.

Além dos resultados da poluição atmosférica em cenários de mitigação climática, analisaram-se também os efeitos conjuntos dessas duas dimensões, acrescentando ao estudo a restrição de emissão de poluentes atmosféricos como uma inequação do modelo de otimização. A escolha dos limites tão restritivos desta tese, atingindo níveis aproximados de países europeus, foi feita com o intuito de testar o modelo para um caso extremo, que represente uma política de controle de qualidade do ar bastante rigorosa. Sendo assim, é importante destacar que só foi possível alcançar tais limites graças ao uso de um modelo de otimização que pudesse decidir tanto sobre as medidas de controle utilizadas, quanto sobre a oferta de energia capaz de potencializar a redução de emissões.

Riahi et al. (2012) analisaram as emissões de poluentes atmosféricos em um contexto de trajetórias energéticas para o desenvolvimento sustentável. Entre os cenários propostos, as considerações acerca da redução da poluição do ar foram determinadas de forma exógena aos modelos, e analisadas através de simulações. Para isso foram considerados controles mais exigentes e a substituição da biomassa por outros energéticos, em seu uso para cocção. Essa metodologia de cálculo de emissões atmosféricas é feita pela maioria dos modelos integrados (VAN VUUREN *et al.*, 2015).

No entanto, com a aplicação dessa metodologia, a substituição de combustíveis não é feita de uma forma otimizada, mas sim restrita pelas premissas pré determinada. Nesta tese, escolheu-se desenvolver o módulo de poluição atmosférica via *hard-link* para que se pudesse realizar as análises das duas maneiras: a poluição atmosférica tanto como resposta ao cenários de mitigação climática de longo prazo, quanto como restrição ao

modelo, afetando os cenários climáticos. Dessa forma, foi possível observar que somente com a utilização do modelo *hard-link* conseguiu-se alcançar redução de emissões tão significativas para o controle do NO_x. Em abordagens *soft-link* a redução de NO_x ficaria restrita à eficiência dos controles existentes, considerando o sistema energético previamente determinado, e não acomodaria uma troca de combustíveis, por exemplo, para permitir maiores reduções.

Os cenários CAP exigiram uma relevante reformulação do setor energético, com intensas trocas de combustíveis, especialmente no setor elétrico e de transportes. A Tabela 41 mostra o incremento da geração elétrica por fontes renováveis dos cenários CAP em relação aos cenários sem controle de poluição atmosférica. Essas mudanças refletiram diretamente no setor de AFOLU.

Tabela 41 – Variação relativa da geração de eletricidade em 2050, em %

	Hidro	Biomassa	Bagaço	Nuclear	Eólica	GD	CSP
NDC_CAP	6	-29	-6	0	163	117	0
2C_CAP	2	-56	-30	0	164	16	-100
1.5C_CAP	2	-93	10	17	44	13	0

Fonte: Elaboração própria

Uma análise de emissão de poluentes atmosféricos realizadas *ex-post* ao cenário energético não conseguiria captar as modificações na matriz energética dentro do processo de otimização e, portanto, alcançar limites de emissão tão rígidos. A Tabela 42 mostra as emissões atmosféricas totais, em 2050, dos cenários elaborados, com as respectivas variações em relação ao ano base, 2010. Para todos os poluentes, e especialmente para o NO_x, percebe-se o esforço adicional necessário para chegar aos limites de emissão propostos; ou seja, sem a restrição de controle atmosférico não é possível ter uma boa restrição de NO_x nos cenários climáticos.

Tabela 42 – Emissão total de poluentes em 2050 e variação relativa a 2010

	PM _{2.5}		NO _x		SO ₂	
	Emissão (kt)	Variação (%)	Emissão (kt)	Variação (%)	Emissão (kt)	Variação (%)
2010	987		2.282		467	
NDC	610	-38	2.063	-10	379	-19
2C	432	-56	1.972	-14	284	-39
1.5C	399	-60	2.087	-9	254	-46
NDC_CAP, 2C_CAP, 1.5C_CAP	180	-82	509	-78	227	-51

Fonte: Elaboração própria

Jiang et al. (2019) analisaram as emissões de poluentes atmosféricos, na China, em cenários de longo prazo condizentes com 2°C e 1,5°C. Para ambos os cenários, PM_{2.5}, SO₂ e NO_x apresentaram reduções bastante acentuadas, reforçando os cobenefícios existentes entre as mudanças climáticas e a poluição do ar. Em relação às emissões de SO₂, houve redução de 83% e 88% em 2050, comparado a 2015, nos cenários 2°C e 1,5°C, respectivamente. Para o NO_x, foi encontrado 82% e 89%, e para PM_{2.5}, 90% e 94% (JIANG *et al.*, 2019).

Nesta tese, as reduções encontradas em 2050 com relação a 2015 foram 12% e 21% para os cenários 2°C e 1.5°C, respectivamente. Para o SO₂, houve redução de 42% e 47% para o PM_{2.5}, respectivamente, para os cenários 2°C e 1.5°C. Já para o NO_x, não houve queda significativa para o cenário 2°C e houve um aumento de 5% no cenário 1.5°C, uma vez que no longo prazo foram identificados aumento de emissão provenientes do consumo de máquinas agrícolas e do uso de combustíveis líquidos também no setor energético. Percebe-se, então, que Jiang et al. (2019) encontraram cobenefícios bem mais acentuados do que os calculados por essa tese.

Isso se deve em grande parte a diferenças na matriz energética de ambos os países. Na China, o uso de carvão como energia primária correspondeu a 66% da matriz energética em 2015. Além disso, a China utiliza muito UTE a carvão com tecnologia supercrítica, o que aumenta suas emissões de NO_x. Dessa forma, os esforços para alcançar os cenários de mitigação climática são grandes, o que traz muitos cobenefícios também para os poluentes atmosféricos.

Já o Brasil é um país que possui uma das matrizes energéticas mais renováveis no mundo, com 45,3% da geração a partir dessas fontes em 2018 (EPE, 2019a). Enquanto

isso, a média global foi de 13,7%, em 2016, e 9,7% entre os países da OCDE. Em relação ao consumo de carvão, ele representa apenas 5,6% da matriz energética brasileira, o que destoa bastante, por exemplo, do caso chinês. Rao et al. (2017) ponderam, também, que os maiores cobenefícios das políticas climáticas acontecem em cenários com controle fraco de poluição, ou seja, em cenários, originalmente, com muito emissores (RAO *et al.*, 2017). Isso corrobora as diferenças existentes entre o modelo desenvolvido neste estudo e os resultados encontrados por Jiang et al. (2019).

Para cumprir as metas climáticas, há um aumento expressivo da demanda de eletricidade na China, suprida com o emprego de plantas de CCS e nuclear (JIANG *et al.*, 2019). As plantas de CCS, em geral, são consideradas uma tecnologia muito avançada. Alguns processos de captura implicam na utilização de *polisher* para SO_x e NO_x, obtendo uma maior remoção desses poluentes ainda antes da captura. Este é o caso do processo de captura pós combustão com uso de aminas (ROCHEDO, 2016). Por isso, o CCS é considerada uma tecnologia com altíssimo controle de poluentes.

Williams (2012) revisou estudos sobre benefícios e *trade-offs* do impacto de mudanças climáticas sobre a emissão de poluentes atmosféricos. Tanto Williams (2012) quanto Jiang *et al.* (2019) destacam o papel do CCS em cenários de longo prazo de mitigação de GEE. Jiang et al. (2019) ressalta o uso do CCS na geração elétrica a carvão e a gás natural como caminho para a descarbonização na China. Williams (2012) discute o CCS como uma tecnologia de “ganha-ganha” para a redução de poluentes atmosféricos e GEE, simultaneamente. No Brasil, o uso do CCS também é uma opção tecnológica bastante utilizada nos cenários de mitigação climática (ROCHEDO et al., 2016), bem como no cenário de restrição de poluentes atmosféricos. No entanto, enquanto no mundo, geralmente, o CCS é associado a combustíveis fósseis, no Brasil as opções de BECCS são mais atrativas. Durante a produção do etanol, o processo de fermentação libera uma corrente de gás altamente concentrada em CO₂ e relativamente limpa (ROCHEDO et al., 2016), o que torna a captura mais fácil e menos custosa. Além disso, a produção de diesel BTL – muito utilizado nos cenários 1.5C e 1.5C_CAP –, é um processo em que a inclusão de uma planta de CCS é simples e não resulta em custos adicionais relevantes (TAGOMORI; ROCHEDO; SZKLO, 2019).

Rao et al. (2017) analisaram a poluição atmosférica em diferentes cenários SSPs (*shared socioeconomic pathways*), sujeitos ao forçamento radioativo de 2,6W/m² e 4,5W/m², além de um cenário de referência. Os cenários desta tese se aproximam das

trajetórias desenvolvidas pelo SSP2. Comparando os resultados encontrados aqui, com os apresentados por Rao et al. (2017), percebem-se semelhanças e diferenças. Primeiramente, destaca-se a grande contribuição do setor industrial na emissão de SO₂, bem como a grande participação dos transportes para a emissão de NO_x, para todos os cenários. Adicionalmente, são vistos cobenefícios mais acentuados entre os cenários de menor forçamento radioativo e a emissão de SO₂. Esses resultados estão em linha com as constatações do presente trabalho.

Entre as principais diferenças, destaca-se a grande contribuição do setor residencial na emissão de carbono negro apresentada por Rao *et al.* (2017), bem como a relevante contribuição do setor energético nas emissões de NO_x e SO₂. No Brasil, no entanto, a eletricidade é a principal fonte energética do setor residencial, correspondendo a 46% do total em 2018 (EPE, 2019b), enquanto em outros países a biomassa é o principal insumo. O setor elétrico, conforme explicitado anteriormente e mostrado na Figura 60, é composto por fontes bastante limpas e renováveis, bem acima da média mundial. A contribuição das fontes renováveis na matriz elétrica está em torno de 16% atualmente, podendo chegar a 41%, em 2050, no cenário 1.5C_CAP. Por esse motivo, não apresentam as altas emissões de NO_x e SO₂ encontradas por Rao et al. (2017) em sua análise global.

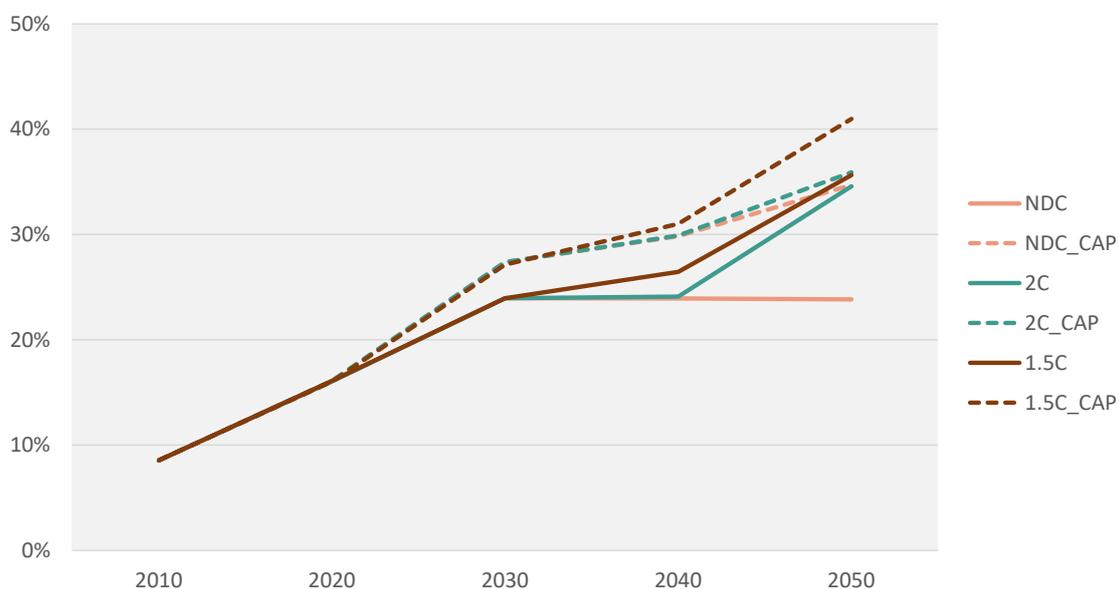


Figura 60 – Contribuição das fontes renováveis na matriz elétrica brasileira, em todos os cenários analisados

Fonte: Elaboração própria

Strefler et al. (2014) analisaram os impactos de diferentes políticas de poluição local sobre a emissão dos poluentes atmosféricos, temperatura e taxa de mudança de temperatura. Os autores concluíram que as políticas de controle atmosférico influenciam o comportamento na primeira década, e com isso, limitam a taxa máxima de mudança de temperatura (STREFLER *et al.*, 2014). No entanto, esse é um efeito de curto prazo, apenas. Na década seguinte, os efeitos das políticas climáticas são o fator decisivo para redução do aquecimento global (STREFLER *et al.*, 2014), e não mais as políticas atmosféricas.

Ao contrário de Strefler et al. (2014), essa tese não calcula impactos em termos de temperatura, nem taxas de aumento de temperatura. Entretanto, foi possível observar a redução de emissão de CO₂ no curto prazo, nos cenários com restrições de emissão de poluentes, em relação aos cenários sem restrição de emissões de poluentes (Tabela 43). Esses resultados indicam a contribuição das restrições de emissão de poluentes sobre os emissões de GEE, no curto prazo, em linha com o exposto acima.

Tabela 43 – Percentual de redução de CO₂ em 2025 e 2030 relativamente aos cenários sem restrição de emissão de poluentes (“sem CAP”) (%)

	NDC_CAP	2C_CAP	1.5C_CAP
2025	-33	-23	-6
2030	-21	-13	-11

Fonte: Elaboração própria

Este estudo estima uma alta emissão de poluentes atmosféricos proveniente da queima de resíduos agrícolas, principalmente em 2010 e 2015. Dessa forma, foram avaliadas as estimativas da quantidade de resíduos gerados pelo modelo BLUES, os fatores de emissão de poluentes atmosféricos e as premissas adotadas para a queima de resíduos.

EPE (2019c) estima uma geração de resíduos agropecuários de 145 Mt em 2010 e 190 Mt em 2015. A partir de dados de Portugal-Pereira *et al.* (2015), estimou-se uma

quantidade de resíduos de aproximadamente 167 Mt¹⁴. O BLUES apresenta uma geração total de resíduos agrícolas de 192,2 Mt em 2010 e 214,7 Mt em 2015. A Tabela 44 mostra uma comparação entre os valores do BLUES e os valores considerados pelo sistema SI Energia da EPE (Empresa de Pesquisa Energética). Observa-se que a quantidade total de resíduos estimada pelo BLUES é 32%, em 2010, e 12%, em 2015, mais alta que os valores da EPE (2019c). Quando se analisa o detalhamento dos resíduos por tipo de cultura, percebe-se que o modelo BLUES está bem ajustado para os resíduos de arroz e soja, mas está estimando valores bem acima para cana-de-açúcar, e muito abaixo para os resíduos provenientes do milho.

Tabela 44 – Detalhamento dos resíduos agrícolas gerados pelo BLUES em comparação com EPE (2019c)

	SI Energia (EPE)		BLUES	
	2010	2015	2010	2015
Total (Mt)	145,5	190,0	192,2	214,7
Palha de Arroz	7,5	8,2	7,0	7,5
Palha de Cana-de-açúcar	44,6	46,7	114,0	123,6
Palha de Milho	48,7	75,0	9,7	10,0
Palha de Soja	38,5	54,6	48,4	59,5
Palha de Trigo	6,1	5,5	0,0	0,0
		Outros	13,1	14,2

Fonte: Elaboração própria, com base em EPE (2019c)

No entanto, para os resultados desta tese, o detalhamento dos resíduos não é levado em consideração. O cálculo da emissão de poluentes atmosféricos foi feito utilizando um mesmo fator de emissão para todos os resíduos, de uma forma simplificada. Sendo assim, só o total de resíduos foi considerado.

Os fatores de emissão de poluentes atmosféricos para a queima de resíduos considerados neste estudo são provenientes do modelo GAINS (AIR/IIASA, 2020), no caso do PM_{2.5} e SO₂, e de MCTIC (2014), para o NO_x, e foram comparados com outros estudos, mostrados na Tabela 45.

¹⁴ Portugal-Pereira *et al.* (2015) avaliaram o potencial de geração elétrica a partir de resíduos agrícolas, com uma eficiência de 18%, chegando a um valor de 783 TWh/ano. Utilizando um valor médio para os resíduos agrícolas de 18MJ/kg, chegou-se a 167 Mt de resíduos agrícolas.

Tabela 45 – Fatores de emissão para queima de resíduos agrícolas (g/kg)

	Milho	Cana-de-açúcar	Soja	Trigo	Resíduos da agricultura (GAINS ^j)
PM _{2.5}	11.7 ± 1.0 ^a	2.6 ± 1.6 ^c	5.6 ⁱ	7.6 ± 4.1 ^a	6.3
	12.0 ± 5.4 ^b	2.17 ^d		11.4 ± 4.9 ^b	
	10.0 ± 1.2 ^g	4.12 ± 1.10 ^e			
	6.6 ⁱ	3.8 ^h			
NO _x		1.5 ± 0.4 ^c	2.0 ⁱ	3.3 ± 1.7 ^a	1.37
	4.3 ± 1.8 ^a	1.99 ^d		1.12 ± 0.19 ^f	
	1.28 ± 0.04 ^f	2.6 ^h			
	3.06 ± 3.00 ^e	2.8 ⁱ			
		2.5 ^k			
SO ₂	0.44 ± 0.20 ^a	0.21 ^h	-	0.85 ± 0.57 ^a	0.6

^aLi et al. (2007); ^bZhang et al. (2008); ^cFrança et al. (2012); ^dYokelson et al. (2008); ^eZhang et al. (2013); ^fNi et al. (2017); ^gZhang et al. (2015); ^hRavindra et al. (2019); ⁱJin et al. (2018); ^jAIR/IIASA (2020) ; ^kMCTIC (2014)

Fonte: Elaboração própria

Os fatores de emissão utilizados estão em um mesmo intervalo daqueles considerados por diversos estudos na literatura (FRANÇA *et al.*, 2012, JIN *et al.*, 2018, LI *et al.*, 2007, NI *et al.*, 2017, RAVINDRA *et al.*, 2019, YOKELSON *et al.*, 2008, ZHANG *et al.*, 2008, ZHANG *et al.*, 2015, ZHANG *et al.*, 2013). No Brasil, os principais resíduos agrícolas são provenientes das culturas de milho, cana-de-açúcar e soja, conforme mostrado na Tabela 44. Mundialmente, no entanto, o trigo é uma cultura que também gera bastante resíduo agrícola, apesar de não ter um peso significativo na quantidade total gerada no Brasil. Além disso, o trigo apresenta um alto fator de emissão para os três poluentes considerados neste estudo. Dessa forma, há que se considerar que uma vez que os fatores de emissão adotados pelo GAINS são fatores globais, eles podem estar um pouco altos para serem aplicados como fatores de emissão médios para a agricultura do Brasil.

6 Conclusões, limitações e estudos futuros

6.1 Conclusões

Esta tese teve como principal objetivo a construção de um módulo de poluição atmosférica para ser acoplado ao modelo de avaliação integrado de energia e uso do solo, o BLUES. Para tal, foram consideradas as emissões atmosféricas dos poluentes PM_{2.5}, NO_x e SO₂ para as tecnologias existentes no modelo. Essas emissões envolvem a combustão de fontes fixas e de fontes móveis, emissões de processo e emissões fugitivas. Além disso, foram incluídas medidas de controle, que visam a redução da emissão dos poluentes atmosféricos, com suas respectivas eficiências e custos.

O processo de inclusão do módulo de poluição atmosférica no BLUES se deu via *hard-link*. Dessa forma, o processo decisório da otimização do modelo inclui a emissão atmosférica e os custos associados às tecnologias de controle. Com isso, é possível analisar cenários bastante restritivos de poluição atmosférica, que só são viáveis através de uma maior troca de combustíveis na matriz energética, como foi o caso do controle de NO_x com a troca do diesel pelo etanol em caminhões de pilha a combustível. Modelos que avaliam a poluição atmosférica após a otimização do sistema energético não captam essas nuances, pois apenas conseguem implementar medidas de controle de poluição atmosférica a sistemas energéticos pré determinados.

O acoplamento via *hard-link* se mostra inovador, pois é o primeiro modelo desenvolvido para o Brasil com a consideração dos sistemas energéticos, uso do solo e poluição atmosférica. Em nível global, a maioria dos modelos inclui a poluição atmosférica via *soft-link* e, por isso, não conseguem captar as trocas de combustíveis na matriz energética.

Em seguida, como forma de testar o módulo de poluição atmosférica desenvolvido, foram elaborados seis cenários, que são uma combinação de três trajetórias climáticas – NDC, 2°C e 1,5°C –, com duas trajetórias atmosféricas – linha de base de controle atmosférico e um cenário com alto controle de poluição atmosférica (CAP). É importante destacar que esses cenários desenvolvidos são considerados cenários preliminares, que têm como principal objetivo testar o módulo de poluição atmosférica. Algumas de suas premissas ainda precisam ser revistas para que os resultados melhor representem as emissões atmosféricas brasileiras.

Os resultados do presente trabalho nos permitem tirar algumas conclusões. A primeira a ser destacada é que, com a criação de um módulo de poluição atmosférica em um IAM, aspectos que não se viam antes agora começam a ser identificados. Por exemplo, existem cobenefícios entre cenários de mitigação de mudanças climáticas e a redução da emissão de PM_{2.5} e SO₂, mas não necessariamente entre os cenários de mitigação e a redução da emissão do NO_x.

Tal conclusão significa que as tecnologias utilizadas para reduzir a emissão de GEE também contribuem para a diminuição da emissão de PM_{2.5} e SO₂, como é o caso da redução da utilização do carvão no setor energético. Além disso, em todos os cenários de mitigação de GEE, destacam-se também os maiores teores de biocombustíveis nos *blends* com os combustíveis fósseis, eletrificação dos transportes e maior penetração de energia eólica e solar para geração elétrica.

Esses resultados já contribuem consideravelmente para a redução da emissão do SO₂, de modo que, em relação aos cenários restritivos de emissão de poluentes, não há necessidade de tanta redução suplementar. O SO₂ foi o poluente que apresentou maior cobenefícios com a mitigação de GEE. Para se alcançar os limites rígidos de emissão de SO₂ impostos pelos cenários CAP foram necessárias apenas a intensificação de tecnologias que já vinham sendo utilizadas nos cenários 2C e 1.5C.

O cenário 2C_CAP destaca outro cobenefícios entre os cenários de mudanças climáticas e os de controle de poluição atmosférica: a maior geração eólica e solar no setor elétrico, em conjunto com o aumento dos biocombustíveis no setor de transportes, reduz a pressão de descarbonização da economia sobre o uso do solo. A conversão de pasto degradado em pasto recuperado é uma forma de aumentar a fixação de carbono no solo. No entanto, com a maior descarbonização nos setores de oferta e demanda de energia, não é necessária tanta mudança no uso do solo para essa finalidade.

Em termos de geração de eletricidade, a maior entrada das fontes eólica e solar para suprir a oferta de demanda de energia elétrica geram uma participação de 27,7% de fontes renováveis intermitentes na matriz elétrica nacional nos cenários mais restritos de poluição atmosférica. Ainda nesses cenários, observa-se uma contribuição consistente da geração a partir do bagaço de cana-de-açúcar, com uma diferença de tecnologia. Nos cenários CAP, aumenta-se a participação da geração elétrica a partir da gasificação do bagaço, pois é uma tecnologia menos emissora de material particulado. Dessa forma, é possível aproveitar o bagaço excedente da produção de etanol para continuar gerando

energia elétrica, mesmo em cenários restritivos de poluição atmosférica. Na mesma linha, foi observada a maior instalação de usinas nucleares em 2050, refletindo mais um cobenefício entre mitigação de mudanças climáticas e controle de poluição atmosférica.

Apesar dos cobenefícios destacados, as emissões de poluentes atmosféricos ainda podem ser consideradas elevadas, de modo que se evidenciam necessidades de controles adicionais, para se chegar a níveis restritivos de emissão. Com isso, *trade-offs* entre os cenários de mitigação de gases de efeito estufa e os cenários de controle de poluição atmosférica são identificados.

O NO_x é o poluente que mais apresenta esses *trade-offs*. Tal fato se explica porque cenários de mitigação de GEE não necessariamente reduzem a emissão desse poluente, e podem até aumentar a eficiência de processos de conversão em máquinas térmicas, o que resulta em maiores emissões de NO_x térmico. O uso da biomassa no setor energético e diesel BTL no setor de transportes contribuem para a redução de emissões de CO_2 , bem como de SO_2 . Entretanto, a biomassa e o diesel BTL emitem mais NO_x .

Dito isso, a redução de emissão de NO_x se mostrou extremamente difícil para os cenários restritivos de poluição atmosférica. Foi necessária uma combinação de tecnologias atuando de forma conjunta para alcançar a redução do NO_x , provocando uma mudança disruptiva no sistema energético, e causando, inclusive, um aumento de custos maior nos cenários CAP do que nos cenários de mitigação de GEE. Com isso, os custos obtidos refletem mais do que a aplicação de medidas de controle para a poluição atmosférica, mas o custo de um sistema energético e de uso do solo com diferenças significativas, atendendo a padrões rígidos de qualidade do ar a partir de 2025. Desse modo, o modelo de avaliação integrada se mostra uma alternativa metodológica possível para analisar as dinâmicas de emissão de poluentes atmosféricos e GEE simultaneamente.

Como exemplo dessas dinâmicas, verifica-se os diferentes papéis da cana-de-açúcar. No setor de transportes, ela é utilizada para reduzir emissões de NO_x , através do aproveitamento do etanol. Em seguida, o bagaço oriundo da produção de etanol é utilizado no setor elétrico, através da gasificação, diminuindo a emissão de $\text{PM}_{2.5}$ e NO_x , em comparação com tecnologias convencionais de aproveitamento do bagaço para energia elétrica. Dessa forma, a cana-de-açúcar fornece tanto etanol quanto eletricidade, propiciando a substituição dos veículos ciclo diesel por tecnologias como veículos elétricos e veículos movidos a pilha combustível a etanol.

Em linhas gerais, o atingimento dos objetivos de mitigação de emissão de GEE e controle da qualidade do ar passam pela implementação e/ou o aumento da utilização de tecnologias “ganha-ganha”. Destacam-se a energia eólica, solar GD, bagaço e nuclear para geração elétrica, veículos a pilha a combustível a etanol, biodiesel avançado de biomassa, BECCS para a produção de biocombustíveis e redução do desmatamento.

A regionalização dos resultados parte da premissa de que menos emissão significa maior qualidade do ar na região analisada. A análise regional mostra que a região Sudeste é a mais afetada pela emissão de NO_x decorrente, majoritariamente, dos veículos a diesel no cenário NDC. Dado que se trata da região mais populosa e com a maior renda do Brasil, é de se esperar que um fluxo maior de produtos tenha o Sudeste como destino.

Enquanto a qualidade do ar no Sudeste é impactada pelo NO_x, o Sul é afetado pelo PM_{2.5}, emitido na mineração e utilização do carvão nacional para geração de energia elétrica. Já no cenário 2C, a emissão de particulados finos reduz em torno de 56%, devido a essa redução do carvão.

No entanto, para todas as outras regiões, há um aumento da geração térmica a bagaço de cana-de-açúcar, justamente para balancear a oferta de eletricidade pela redução da participação do carvão nacional na matriz elétrica. Desse modo, identifica-se um potencial *trade-off*: enquanto a qualidade do ar tende a melhorar no Sul, deve-se ter cuidado para não piorar nas demais regiões. Um ponto de atenção é a necessidade de se utilizar tecnologias modernas, como a gasificação do bagaço, em substituição às tecnologias convencionais de aproveitamento do mesmo, como a cogeração, para não haver aumento de emissões de PM_{2.5}.

Os cenários CAP mostram considerável redução de emissão de PM_{2.5} e NO_x, quando comparado aos cenários de mitigação climática: NDC, 2C, ou 1.5C. Essa redução vem de setores com disponibilidade de medidas de controle de emissões de poluentes, como o setor elétrico – através do aproveitamento de fontes limpas e renováveis –, e mudança de combustíveis, de maneira geral. Tal fato é observado em todas as regiões.

Todas essas conclusões decorrentes dos estudos de caso realizados são possíveis de serem exploradas a partir dos novos resultados obtidos com a criação do módulo de poluição atmosférica no BLUES. Nos cenários de linha de base de emissão atmosférica (NDC, 2C e 1.5C) é possível ver o resultado da emissão de poluentes atmosféricos decorrentes de cenários de mitigação climática cada vez mais restritos, ou seja, com um orçamento de carbono cada vez menor.

Por sua vez, os cenários com restrição de emissão de poluentes atmosféricos (NDC_CAP, 2C_CAP e 1.5C_CAP) enfatizam ainda mais as dinâmicas que ocorrem com a inclusão *hard-link* desse módulo. Nesses cenários, fica evidente a troca de combustíveis necessária para o atingimento dos limites de poluentes atmosféricos, como a redução do diesel nos transportes, o aumento dos veículos a pilha a combustível a etanol e eletrificação, a gasificação do bagaço de cana-de-açúcar, e a expansão da utilização de fontes renováveis e limpas no setor elétrico. Todas essas mudanças levam a uma redução da emissão de CO₂ entre 2025 e 2030, em todos os cenários CAP considerados, mostrando que o controle rígido da poluição atmosférica também pode ter um efeito sobre a mitigação climática, antecipando a adoção de tecnologias “ganha-ganha”.

6.2 Limitações e estudos futuros

Embora o presente trabalho tenha atingido os objetivos, ele apresenta limitações, simplificações e abre questionamentos e sugestões para estudos futuros. A principal limitação a ser destacada é que o modelo de avaliação integrada utilizado para criar um módulo dedicado de poluição atmosférica em si tem suas limitações, como por exemplo dividir o Brasil em apenas 5 regiões.

Dada a natureza local da poluição atmosférica, como emissão de poluentes em função de tráfego de veículos em rodovias, vias urbanas e concentração de poluentes em áreas industriais, um modelo com cinco regiões não é capaz de captar os locais de maior concentração de cada poluente. Essa questão se agrava quando o país tratado apresenta dimensões continentais, como é o caso do Brasil. Estados brasileiros têm áreas maiores do que muitos países europeus, por exemplo. Aliado a isso, destaca-se o fato de que mudanças climáticas podem afetar a dispersão e, conseqüentemente, a concentração dos poluentes. Como as concentrações dos poluentes não foram calculadas, esse ponto não faz parte do escopo da tese, e uma emissão afeta a outra em termos de dispersão e formação de poluentes secundários.

Como sugestão de estudo futuro tem-se a pesquisa e o desenvolvimento de uma metodologia de *downscaling* e integração entre os resultados de emissão do BLUES e um modelo de concentração que calcule impactos à saúde humana e ao meio-ambiente. Embora o presente trabalho tenha sido um primeiro passo nesse esforço para o caso brasileiro, o *downscaling* e a integração para se atingir as concentrações e os impactos conseqüentes se fazem necessários. Inicialmente, um *soft-link* parece se mostrar uma

opção mais razoável, nesse caso, por conta da diferente granularidade espacial dos dados de entrada exigidos por cada tipo de modelo.

Uma sugestão de estudo futuro passível de ser incorporada ao BLUES seria incluir o custo da poluição de impacto local na função objetivo. Dessa forma, poderiam ser incorporados custos relacionados à saúde, como custos hospitalares e custos associados à mortalidade prematura, e custos ambientais.

Outra limitação a ser destacada é o fato de a análise ter focado atenção nos três poluentes atmosféricos mais impactantes à saúde humana, NO_x , SO_x e $\text{PM}_{2.5}$. Embora poluentes como ozônio, chumbo, compostos orgânicos voláteis e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos não tenham sido considerados, eles geram danos à saúde e devem ser avaliados em estudos futuros. O mesmo pode ser feito para as emissões de traços radioativos de usinas térmicas nucleares (JACOBSON, 2019, KUDERER *et al.*, 2018, SOVACOOOL, 2008). Nesta tese a tecnologia nuclear se apresentou como uma tecnologia “ganha-ganha”, mas não estão sendo considerados outros impactos e riscos associados à cadeia nuclear, incluindo a extração, beneficiamento de urânio, e a própria usina nuclear, que devem ser aprofundados em estudos futuros.

A tecnologia de pilha a combustível a etanol foi crítica para a redução acentuada de emissões do NO_x e o cumprimento de políticas restritivas de poluição do ar nesta tese. Isso suscita a proposição de um estudo futuro com foco nesta tecnologia que ainda não está madura. A mesma sugestão se aplica para a gasificação do bagaço de cana, visto que houve um aumento considerável da geração elétrica através dessa tecnologia, visando reduzir as emissões de $\text{PM}_{2.5}$.

O grande peso de certos energéticos nos cenários desenvolvidos nessa tese, como o etanol, a biomassa e o diesel BTL, por exemplo, precisariam de uma análise complementar. Em cenários de mitigação, outros países podem utilizar tecnologias e combustíveis semelhantes ao Brasil, em busca da sua própria mitigação de GEE. Isso poderia causar um aumento da exportação brasileira desses energéticos, resultando em um aumento de preços no país. Atualmente, os preços das *commodities* são inseridos no BLUES como condições de contorno e, por isso, são fixos. Na ausência de uma análise de sensibilidade para esses parâmetros, é importante destacar que um aumento de preços poderia encarecer a mitigação no país, e por isso merece ser considerada em estudos futuros.

Dado que um dos resultados foi o aumento considerável da participação das fontes renováveis variáveis na matriz elétrica nacional, um estudo subsequente seria verificar a viabilidade da matriz elétrica resultante em um modelo de despacho mais detalhado para o setor elétrico. Preferencialmente, um modelo horário seria capaz de indicar se a expansão resultante do BLUES atende à demanda no curto prazo.

Em relação aos resíduos agrícolas, há uma necessidade de um maior detalhamento da geração dos mesmos por parte dos diferentes cultivos agrícolas, para que se chegue a uma geração total mais acurada. Além disso, é indicado um estudo futuro sobre seus possíveis usos energéticos, detalhando melhor opções tecnológicas e seus respectivos custos.

Por fim, destacam-se melhorias pontuais a serem implementadas ao modelo BLUES para o atingimento de resultados mais precisos de emissão de poluentes atmosféricos. Por exemplo, na emissão do setor agricultura, vale a investigação entre os diferentes tipos de produção agrícola e como eles interferem na poluição atmosférica. A avaliação da emissão por área ao invés da emissão por tonelada de produto agrícola poderia ser uma opção.

Uma melhoria adicional a ser feita no modelo seria detalhar as emissões de processo na indústria, que, no presente trabalho, foi considerada de forma bastante agregada. Outro ponto se refere aos fatores de emissão. Nesta tese, usaram-se fatores de emissão de literatura. Com o intuito de melhorar a representação de emissões atmosféricas no modelo, esses fatores de literatura devem ser sempre revistos, podendo também ser realizadas pesquisas de campo para aprimorá-los.

7 Referências Bibliográficas

AGARWAL, D., SINHA, S., AGARWAL, A. K. "Experimental investigation of control of NO_x emissions in biodiesel-fueled compression ignition engine", **Renewable Energy**, v. 31, n. 14, p. 2356–2369, 1 nov. 2006. DOI: 10.1016/J.RENENE.2005.12.003. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960148105003587>. Acesso em: 4 nov. 2019.

AGUIAR, D. A., RUDORFF, B. F. T., SILVA, W. F., *et al.* "Remote Sensing Images in Support of Environmental Protocol: Monitoring the Sugarcane Harvest in São Paulo State, Brazil", **Remote Sensing**, v. 3, n. 12, p. 2682–2703, 13 dez. 2011. DOI: 10.3390/rs3122682. Disponível em: <http://www.mdpi.com/2072-4292/3/12/2682>.

AIR/IIASA. **Greenhouse gas – Air pollution INteractions and Synergies**. 2020. Disponível em: <http://gains.iiasa.ac.at>.

AL-DAWODY, M. F., BHATTI, S. K. K. "Optimization strategies to reduce the biodiesel NO_x effect in diesel engine with experimental verification", **Energy Conversion and Management**, air pollutant emissions (SE): PM +NO_x emissions, v. 68, p. 96–104, 1 abr. 2013. DOI: 10.1016/j.enconman.2012.12.025. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.enconman.2012.12.025>. Acesso em: 4 nov. 2019.

ALLEN, M. R., DUBE, O. P., SOLECKI, W., *et al.*, "Framing and Context". In: MASSON-DELMOTTE, V., P. ZHAI, H.-O. PÖRTNER, D. ROBERTS, J. SKEA, P.R. SHUKLA, A. PIRANI, W. MOUFOUMA-OKIA, C. PÉAN, R. PIDCOCK, S. CONNORS, J.B.R. MATTHEWS, Y. CHEN, X. ZHOU, M.I. GOMIS, E. LONNOY, T. MAYCOCK, M. TIGNOR, AND T. W. (Org.), **Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change**, [S.l.], IPCC, 2018. p. 49–91.

ANAC. "INVENTÁRIO NACIONAL DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DA AVIAÇÃO CIVIL 2014", 2014. .

ANDREAE, M. O., MERLET, P. "Emission of trace gases and aerosols from biomass burning", **GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES**, v. 15, n. 4, p. 955–966, 2001. .

ANEEL. **Capacidade de Geração do Brasil**. 2019. BIG - Banco de Informações de Geração. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>.

ANEEL. **Nota Técnica nº. 034/2011-SRG/ANEEL**. . Brasília, ANEEL. Disponível em: http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/audiencia/arquivo/2011/043/documento/nota_tecnica_034_2011_srg.pdf%0A. , 2011

ANFAVEA. **Anuário da Indústria Automobilística Brasileira 2019**. . São Paulo, ANFAVEA, 2019.

ANFAVEA. **Diesel e Emissões - A nova legislação 2012**. . São Paulo, SP, ANFAVEA, 2012. Disponível em: <http://anfavea.com.br/cartilhas.html>.

ANGELKORTE, G. **Modelagem do Setor Agropecuário Dentro de Modelo de Análise Integrada Brasileiro**. 2019. 123 f. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2019.

ANP. **Biodiesel**. 2020. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/bicombustiveis/biodiesel>.

ANP. **Combustíveis Líquidos**. 2019. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/petroleo-derivado/combustiveis>. Acesso em: 21 jun. 2019.

ANTT. **1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas do Transporte Ferroviário de Cargas**. Brasília, MMA, 2012.

ASLAN REŞİTOĞLU, İ., "NO_x Pollutants from Diesel Vehicles and Trends in the Control Technologies". **Diesel Engines [Working Title]**, [S.l.], IntechOpen, 2018. . DOI: 10.5772/intechopen.81112. Disponível em: <https://www.intechopen.com/online-first/nox-pollutants-from-diesel-vehicles-and-trends-in-the-control-technologies>.

BAYRAKTAR, H. "Experimental and theoretical investigation of using gasoline-ethanol blends in spark-ignition engines", **Renewable Energy**, v. 30, n. 11, p. 1733–1747, 2005. DOI: 10.1016/j.renene.2005.01.006. .

BOLLEN, J., VAN DER ZWAAN, B., BRINK, C., *et al.* "Local air pollution and global climate change: A combined cost-benefit analysis", **Resource and Energy Economics**, v. 31, n. 3, p. 161–181, 2009. DOI: 10.1016/j.reseneeco.2009.03.001. .

BORBA, B. S. M. C., LUCENA, A. F. P., RATHMANN, R., *et al.* "Energy-related climate change mitigation in Brazil: Potential, abatement costs and associated policies", **Energy Policy**, v. 49, p. 430–441, out. 2012. DOI:

10.1016/j.enpol.2012.06.040. Disponível em:
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301421512005502>.

BRASIL. "[Criação PROCONVE] Resolução Conama Nº 18, de 6 de maio de 1986", **Dispõe sobre a criação do Programa de Controle de Poluição do Ar por veículos Automotores – PROCONVE.**, p. 13, 1986. .

BRASIL. "[P7] Resolução CONAMA nº 403, de 11 de nov. de 2008", **P7 - Dispõe sobre a nova fase de exigência do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores- PROCONVE para veículos pesados novos (Fase P-7) e dá outras providências.**, nov. 2008. .

BRASIL. **Contribuição Nacionalmente Determinada para Consecução do Objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. UNFCCC.** Brasília, Brasil, [s.n.]. Disponível em:
[http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80108/BRASIL inDC portugues FINAL.pdf](http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80108/BRASIL_inDC_portugues_FINAL.pdf). , 2016

BRASIL. **Indicador 15.1.1 - Área florestal como proporção da área total do território.** 2017a. Disponível em: <https://odsbrasil.gov.br/objetivo15/indicador1511>.

BRASIL. **Modelagem Setorial de Opções de Baixo Carbono para o Setor de Transportes.** Brasília, Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, ONU Meio Ambiente, 2017b. Disponível em:
https://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/opcoes_mitigacao/Opcoes_de_Mitigacao_de_Emissoes_de_Gases_de_Efeito_Estufa_GEE_em_SetoresChave_do_Brasil.html.

BRASIL. "Resolução CONAMA nº 15, de 13 de dez. de 1995", **Dispõe sobre a nova classificação dos veículos automotores para o controle da emissão veicular de gases, material particulado e evaporativo, e dá outras providências,** PROMOT, p. 22876–22877, dez. 1995. .

BRASIL. "Resolução CONAMA nº 297, de 26 de fev. de 2002", **Estabelece os limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletos e veículos similares novos,** p. 407–414, fev. 2002a. .

BRASIL. "Resolução CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990", v. 1, p. 15937–15939, 1990a. Disponível em:
<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=100>.

BRASIL. "Resolução CONAMA nº 315, de 29 de out. de 2002", **Dispõe sobre a**

nova etapa do programa de Controle de Emissões veiculares – PROCONVE., p. 87–89, 2002b. .

BRASIL. "Resolução CONAMA n° 382, de 26 de dez. de 2006", **Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas**, p. 49, 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=520>.

BRASIL. "Resolução CONAMA n° 432, de 13 de jul. de 2011", **Estabelece novas fases de controle de emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos, e dá outras providências**, jul. 2011a. .

BRASIL. "Resolução CONAMA n° 433, de 13 de jul. de 2011", **Dispõe sobre a inclusão no Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores-PROCONVE e estabelece limites máximos de emissão de ruídos para máquinas agrícolas e rodoviárias novas**, jul. 2011b. .

BRASIL. "Resolução CONAMA n° 436, de 26 de dez. de 2011.", **Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 02 de janeiro de 2007.**, Não achei limites para cerâmica, p. 42, 2011c. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=660>.

BRASIL. "Resolução CONAMA n° 456, de 29 de abr. de 2013", **Corrige a Tabela I do Anexo da Resolução Conama n. 432, de 13 de julho de 2011**, abr. 2013. .

BRASIL. "Resolução CONAMA n° 491, de 18 de novembro de 2018", **Dispõe sobre padrões de qualidade do ar.**, Novos padrões de qualidade do ar, p. 7, 2018. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=740>.

BRASIL. "Resolução CONAMA n° 493, de 24 de junho de 2019", **Estabelece a fase PROMOT M5 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos similares - PROMOT para controle de emissões de gases poluentes e de ruído por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos, altera as Res**, p. 1–2, 2019. .

BRASIL. "Resolução CONAMA n° 5, de 15 de junho de 1989", **Dispõe sobre o Programa Nacional de Controle da Poluição**, p. 14713–14714, 1989. .

BRASIL. "RESOLUÇÃO CONAMA n° 8, de 31 de agosto de 1993", **Complementa a Resolução no 18/86, que institui, em caráter nacional, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE, estabelecendo limites máximos de emissão de poluentes para os motores destinados a**

veículos pesados novos, p. 15, 1993. .

BRASIL. "Resolução CONAMA nº 8, de 6 de dezembro de 1990.", **Dispõe sobre o estabelecimento de limites máximos de emissão de poluentes no ar para processos de combustão externa de fontes fixas de poluição**, p. 383–384, 1990b. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_1990_008.pdf.

BRASIL, CONAMA. "RESOLUÇÃO Nº 490, DE 16 DE NOVEMBRO DE 2018", **Estabelece a Fase PROCONVE P8 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE para o controle das emissões de gases poluentes e de ruído para veículos automotores pesados novos de uso rodoviário e dá outras prov**, p. 10, 2018. .

BÜNGER, J., KRAHL, J., SCHRÖDER, O., *et al.* "Potential hazards associated with combustion of bio-derived versus petroleum-derived diesel fuel", **Critical Reviews in Toxicology**, v. 42, n. 9, p. 732–750, 2012. DOI: 10.3109/10408444.2012.710194. .

CARVALHO, F., DA SILVA, F. T. F., SZKLO, A., *et al.* "Potential for biojet production from different biomass feedstocks and consolidated technological routes: a georeferencing and spatial analysis in Brazil", **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 13, n. 6, p. 1454–1475, 2019. DOI: 10.1002/bbb.2041. .

CCAC. **The Climate and Clean Air Coalition to Reduce Short-Lived Climate Pollutants**. 2nd. ed. France, CACC, 2014. Disponível em: <https://www.ccacoalition.org/en/science-resources>.

CCAC, UNEP. **Integrated Assessment of Short-Lived Climate Pollutants in LAC - Summary for Decision Makers**. Nairobi, Kenya, United Nations Environment Programme, 2016.

CETESB. **Emissão Veicular - Relatórios e Publicações**. 2019a. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/>. Acesso em: 1 nov. 2019.

CETESB. **Emissões veiculares no estado de São Paulo 2017**. São Paulo, SP, CETESB, 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/>.

CETESB. **Guia de Melhor Tecnologia Prática Disponível**. São Paulo, SP, CETESB, 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/plano-de-reducao-de-emissao-de-fontes-estacionarias-prefe/guia-de-melhor-tecnologia-pratica-disponivel/>.

CETESB. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2018**. São Paulo, CETESB,

2019b.

CETESB. **RELATÓRIO DE QUALIDADE DO AR NO ESTADO DE SÃO PAULO 2006**. São Paulo, CETESB, 2007. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/publicacoes-relatorios/>.

CIMA. "RESOLUÇÃO CIMA Nº 1 DE 04/03/2015", **Recomenda a fixação do percentual obrigatório de adição de etanol anidro combustível à gasolina**, 2015. .

CIUCCI, A., D'ELIA, I., WAGNER, F., *et al.* "Cost-effective reductions of PM2.5 concentrations and exposure in Italy", **Atmospheric Environment**, v. 140, 2016. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2016.05.049. .

COFALA, J., SYRI, S. "IR-98-88 Nitrogen oxides emissions, abatement technologies and related costs for Europe in the RAINS model database", **Europe**, p. 68, 1998a. .

COFALA, J., SYRI, S. "Sulfur emissions, abatement technologies and related costs for Europe in the RAINS model database", **Methodology**, p. 1–55, 1998b. .

COMUNIDADE EUROPEIA. "DIRETIVA (UE) 2016/2284 DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 14 de dezembro de 2016 relativa à redução das emissões nacionais de certos poluentes atmosféricos, que altera a Diretiva 2003/35/CE e revoga a Diretiva 2001/81/CE", **Oficial, Jornal**, v. 2015, n. 8, p. 48–53, 2016. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016L2284&from=PT>.

CONAB. **Cana-de-açúcar**. Brasília, CONAB, 2018. Disponível em: <http://www.conab.gov.br>.

CONAMA. "RESOLUÇÃO CONAMA Nº 18, de 6 de maio de 1986", n. 86, p. 11, 1986. .

CONAMA. "Resolução CONAMA nº 492, de 20 de dez. de 2018", **Estabece as Fases PROCONVE L7 e PROCONVE L8 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE para veículos automotores leves novos de uso rodoviário, altera a Resolução CONAMA nº 15/21995 e dá outras providências**, dez. 2018. .

CORINAIR. "1.A.3.b.vi Road vehicle tyre and brake wear", 2009. DOI: 10.1016/b978-159749152-5/50001-2. .

COSTA, F. T. M., PASSARINI, C. "Estimação da relação ar-combustível e do tipo de combustível utilizando o sinal de pressão no cilindro em um motor ciclo Otto

alimentado com misturas de etanol e gasolina", 2015. .

CUNHA, B. S. L. da. "Desenvolvimento de um Modelo Global de Equilíbrio Geral Computável para Avaliação de Políticas Climáticas: o Papel da Mudança de Dieta", p. 273, 2019. .

DE LUCENA, A. F. P., SZKLO, A. S., SCHAEFFER, R., *et al.* "The vulnerability of renewable energy to climate change in Brazil", **Energy Policy**, v. 37, n. 3, p. 879–889, mar. 2009. DOI: 10.1016/j.enpol.2008.10.029. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301421508006058>.

DELGADO, R. C. O. B., ARAUJO, A. S., FERNANDES, V. J. "Properties of Brazilian gasoline mixed with hydrated ethanol for flex-fuel technology", **Fuel Processing Technology**, v. 88, n. 4, p. 365–368, 2007. DOI: 10.1016/j.fuproc.2006.10.010. .

DENTENER, F. "How are air pollution and agriculture related? Airpollution components and sources", LER ESSA SEMANA!, 2015. .

DOE. **Diesel Emission Control – Sulfur Effects (DECSE) Program Phase I Interim Data Report No . 3 : Diesel Fuel Sulfur Effects on Particulate Matter Emissions.** . [S.l: s.n.], 1999. Disponível em: <https://www.nrel.gov/docs/gen/fy00/interim3.pdf>.

EEA. **Air quality in Europe - 2018 report.** Luxembourg, Publications Office of the European Union, 2018. v. 1.

EMBRAPA. **Gases de Efeito Estufa da Queima de Cana-de- açúcar no estado de São Paulo: 1990 a 2015.** [S.l.], Embrapa Meio Ambiente, 2016.

ENGIE. "Complexo Termelétrico Jorge Lacerda - Monitoramento semestral de emissões atmosféricas", 2019. Disponível em: <https://www.engie.com.br/uploads/2018/11/RELATÓRIO-RESUMO-CTJL-CEUT-EMI-SEM-2-2018.pdf>.

EPA. **Black Carbon Research.** 2020a. Disponível em: <https://www.epa.gov/air-research/black-carbon-research>. Acesso em: 24 mar. 2020.

EPA. **Diesel Particulate Filter General Information.** . [S.l.], EPA. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-03/documents/420f10029.pdf>. , 2010

EPA. **Ground-level Ozone Pollution.** 2020b. Disponível em: <https://www.epa.gov/ozone-pollution>.

EPA. **Particulate Matter (PM) Basics**. 2018. Disponível em: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics#PM>. Acesso em: 8 jan. 2019.

EPE. **Balanco energético nacional 2018**. Rio de Janeiro, RJ, EPE, 2018. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2018>.

EPE. **Balanco Energético Nacional 2019**. Rio de Janeiro, RJ, EPE, 2019a.

EPE. **Relatório Síntese. BEN 2019, ano base 2018**. Rio de Janeiro, RJ, EPE, 2019b. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/>.

EPE. **SIenergia - Sistema de Informação para Energia**. 2019c. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/sienergia>. Acesso em: 7 mar. 2020.

EUROPEAN CENTRAL BANK. **Statistical Data Warehouse**. 2019. Disponível em: <http://sdw.ecb.europa.eu/>. Acesso em: 18 set. 2019. (Usei essa página para ver que a inflação acumulada do Euro foi inexistente desde 1999.).

EUROPEAN ENVIRONMENTAL BUREAU, AIRCLIM, SEAS AT RISK, *et al.* **Air pollution from ships**. . [S.l.], Martinus Nijhoff Publishers, 2011.

FAÇANHA, C. "Deficiencies in the Brazilian PROCONVE P-7 and the case for P-8 standards", **The ICCT Briefing Paper**, n. March, 2016. .

FRANÇA, D. de A., LONGO, K. M., NETO, T. G. S., *et al.* "Pre-harvest sugarcane burning: Determination of emission factors through laboratory measurements", **Atmosphere**, v. 3, n. 1, p. 164–180, 2012. DOI: 10.3390/atmos3010164. .

FREITAS, A., SOLCI, M. C. "Caracterização do MP10e MP2.5 e distribuição por tamanho de cloreto, nitrato e sulfato em atmosfera urbana e rural de Londrina", **Quimica Nova**, v. 32, n. 7, p. 1750–1754, 2009. .

FRICKO, O., HAVLIK, P., ROGELJ, J., *et al.* "The marker quantification of the Shared Socioeconomic Pathway 2: A middle-of-the-road scenario for the 21st century", **Global Environmental Change**, v. 42, p. 251–267, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.06.004>. .

FUJIWARA, T., MATSUOKA, Y. "Local Air Pollution Modeling AIM/Air". 2003. **Anais [...]** Tsukuba, The 8th AIM International Workshop, 2003. Disponível em: https://www-iam.nies.go.jp/aim/aim_workshop/aimws_08/presentation/s03_fujiwara_ppt.pdf.

GODOI, R. H. M., POLEZER, G., BORILLO, G. C., *et al.* "Influence on the oxidative potential of a heavy-duty engine particle emission due to selective catalytic reduction system and biodiesel blend", **Science of the Total Environment**, v. 560–561, p. 179–185, 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.018>.

GOEL, A., DATTA, A., KHANNA, I., *et al.* **Study of Health Impact of Low Carbon Power Sector in India**. . New Delhi, TERI. , 2018

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. "Lei nº 11.241, de 19 de setembro de 2002", **Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá providências correlatas**, p. 4, 2002. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2002/lei-11241-19.09.2002.html>.

HENDRIKS, C., FORSELL, N., KIESEWETTER, G., *et al.* "Ozone concentrations and damage for realistic future European climate and air quality scenarios", **Atmospheric Environment**, v. 144, p. 208–219, 2016. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2016.08.026. .

HENRIQUE, C., CARVALHO, R. De. "Emissões relativas de poluentes do transporte urbano", **Boletim Regional, Urbano e Ambiental IPEA**, n. 5, p. 123–139, 2011. .

HOEKMAN, S. K., ROBBINS, C. "Review of the effects of biodiesel on NOx emissions", **Fuel Processing Technology**, v. 96, p. 237–249, 2012. DOI: 10.1016/j.fuproc.2011.12.036. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuproc.2011.12.036>.

HOFFMANN, B. S. "O Potencial Termelétrico a Carvão No Rio Grande Do Sul Diante Restrições De Disponibilidade De Água E Objetivos De Redução De Emissões De Co2, Aplicando a Queima Em Leito Fluidizado", 2013. .

HOFFMANN, B. S., SZKLO, A. "Integrated gasification combined cycle and carbon capture: A risky option to mitigate CO2 emissions of coal-fired power plants", **Applied Energy**, v. 88, n. 11, p. 3917–3929, 2011. DOI: 10.1016/j.apenergy.2011.04.002. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.04.002>.

HSIEH, W.-D., CHEN, R.-H., WU, T.-L., *et al.* "Engine performance and pollutant emission of an SI engine using ethanol–gasoline blended fuels", **Atmospheric Environment**, v. 36, n. 1, p. 403–410, 2002. DOI: 10.2514/6.2000-742. .

HUANG, J., MENDOZA, B., DANIEL, J. S., *et al.* "Anthropogenic and natural radiative forcing", **Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**, v. 9781107057, p. 659–740, 2013. DOI: 10.1017/CBO9781107415324.018. Disponível em: <https://archive.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>.

IBGE. **Estimativas da População**. . [S.l.], IBGE. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?=&t=downloads.> , 2019

IBGE. **Indicador 7.1.2 - Percentagem da população com acesso primário a combustíveis e tecnologias limpos**. 2015. Objetivo 7 - Energia Limpa e Acessível. Disponível em: <https://odsbrasil.gov.br/objetivo7/indicador712>.

ICCT. "Japan Light Commercial Vehicle Fuel Economy Standards for 2022", **The International Council on Clean Transportation**, n. April, p. 2020–2023, 2015. .

ICCT, DIESELNET. **Transport Policy**. 2018. Disponível em: <https://www.transportpolicy.net/>.

IEA. **Energy and Air Pollution**. Paris, International Energy Agency, 2016.

IEMA. **1º diagnóstico da rede de monitoramento da qualidade do ar no Brasil**. São Paulo, IEMA, 2014.

IEMA. **Base de dados das usinas**. . São Paulo, IEMA. Disponível em: <http://usinas.energiaeambiente.org.br/> , 2016

INPE. "Monitoramento da cobertura florestal da Amazônia por satélites: sistemas PRODES, DETER, DEGRAD e Queimadas 2007-2008", **Ministério da Ciência e Tecnologia**, p. 47, 2008. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/prodes/Relatorio_Prodes2008.pdf.

ISS. **Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil**. . São Paulo, SP, Instituto Saúde e Sustentabilidade, 2019. Disponível em: <http://www.saudeesustentabilidade.org.br/>.

JACOBSON, M. Z. "Evaluation of Nuclear Power as a Proposed Solution to Global Warming, Air Pollution, and Energy Security", **100% Clean, Renewable Energy and Storage for Everything**, 2019. .

JIANG, K., CHEN, S., HE, C., *et al.* "Energy transition, CO2 mitigation, and air pollutant emission reduction: scenario analysis from IPAC model", **Natural Hazards**, v.

99, n. 3, p. 1277–1293, 2019. DOI: 10.1007/s11069-019-03796-w. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11069-019-03796-w>.

JIN, Q., MA, X., WANG, G., *et al.* "Dynamics of major air pollutants from crop residue burning in mainland China, 2000–2014", **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 70, n. X, p. 190–205, 2018. DOI: 10.1016/j.jes.2017.11.024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.11.024>.

JOOS, F., ROTH, R., FUGLESTVEDT, J. S., *et al.* "Carbon dioxide and climate impulse response functions for the computation of greenhouse gas metrics: A multi-model analysis", **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 13, n. 5, p. 2793–2825, 2013. DOI: 10.5194/acp-13-2793-2013. .

KAINUMA, M., MATSUOKA, Y., MORITA, T. **Climate Policy Assessment**. Tokyo, Springer Japan, 2003. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-4-431-53985-8>.

KIESEWETTER, G., BORKEN-KLEEFELD, J., SCHÖPP, W., *et al.* "Modelling street level PM10 concentrations across Europe: Source apportionment and possible futures", **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 15, n. 3, p. 1539–1553, 2015. DOI: 10.5194/acp-15-1539-2015. Disponível em: <http://www.atmos-chem-phys.net/15/1539/2015/>.

KIESEWETTER, Gregor, SCHOEPP, W., HEYES, C., *et al.* "Modelling PM2.5 impact indicators in Europe: Health effects and legal compliance", **Environmental Modelling and Software**, v. 74, p. 201–211, 2015. DOI: 10.1016/j.envsoft.2015.02.022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.02.022>.

KLIMONT, Z., COFALA, J., BERTOK, I., *et al.* "Modelling Particulate Emissions in Europe", **IIASA, Interim Report**, v. IR-02-076, 2002. .

KLIMONT, Zbigniew, KUPIAINEN, K., HEYES, C., *et al.* "Global anthropogenic emissions of particulate matter including black carbon", **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 17, p. 8681–8723, 2017. DOI: 10.5194/acp-17-8681-2017. .

KÖBERLE, A. **Implementation of Land Use in an Energy System Model to Study the Long-Term Impacts of Bioenergy in Brazil and its Sensitivity to the Choice of Agricultural Greenhouse Gas Emission Factors**. 2018. 135 f. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: <http://ppe.ufrj.br/ppe/production/tesis/aKoberle.pdf>.

KÖBERLE, A., ROCHEDO, P., LUCENA, A., *et al.* **Model Documentation -**

BLUES. 2017. Disponível em: https://www.iamcdocumentation.eu/index.php/Model_Documentation_-_BLUES.

KOBERLE, A., ROCHEDO, P., PORTUGAL-PEREIRA, J., *et al.* "Beyond the Numbers: Understanding the Transformation Induced by INDCs. A Report of the MILES Project Consortium", n. October, p. 80, 2015. Disponível em: <http://www.iddri.org/Publications/Beyond-the-numbers-Understanding-the-transformation-induced-by-INDCs>.

KOROTNEY, D. **Analysis of the Exhaust Emission Impacts of Biodiesel.** [S.l.], Environmental Protection Agency. Disponível em: <http://epa.gov/air/caaac/mstrs/korotney.pdf>. , 2002

KRECL, P., CIPOLI, Y. A., TARGINO, A. C., *et al.* "Cyclists' exposure to air pollution under different traffic management strategies", **Science of the Total Environment**, v. 723, p. 138043, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138043. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138043>.

KRECL, P., TARGINO, A. C., LANDI, T. P., *et al.* "Determination of black carbon, PM_{2.5}, particle number and NO_x emission factors from roadside measurements and their implications for emission inventory development", **Atmospheric Environment**, v. 186, p. 229–240, ago. 2018. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2018.05.042. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231018303467>.

KREY, V., HAVLIK, P., FRICKO, O., *et al.* **MESSAGE-GLOBIOM 1.0 Documentation.** 2016. Disponível em: <http://data.ene.iiasa.ac.at/message-globiom/>.

KUDERER, M., HAMMER, S., LEVIN, I. "The influence of 14CO₂ releases from regional nuclear facilities at the Heidelberg 14CO₂ sampling site (1986-2014)", **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 18, n. 11, p. 7951–7959, 2018. DOI: 10.5194/acp-18-7951-2018. .

KUKLINSKA, K., WOLSKA, L., NAMIESNIK, J. "Air quality policy in the U.S. and the EU – a review", **Atmospheric Pollution Research**, Referência para tessemission factor for PM and NO_x, v. 6, n. 1, p. 129–137, 2015. DOI: 10.5094/APR.2015.015. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1309104215302592>.

KUMAR, A., LI, J., LUO, J., *et al.* "Catalyst Sulfur Poisoning and Recovery Behaviors: Key for Designing Advanced Emission Control Systems". 10 jan. 2017. **Anais** [...] Pune, Symposium on International Automotive Technology 2017, 10 jan. 2017. p. 15–17. DOI: 10.4271/2017-26-0133. Disponível em: <https://www.sae.org/content/2017->

26-0133/.

KUMAR, P., DE FATIMA ANDRADE, M., YNOUE, R. Y., *et al.* "New directions: From biofuels to wood stoves: The modern and ancient air quality challenges in the megacity of São Paulo", **Atmospheric Environment**, v. 140, p. 364–369, 1 set. 2016. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2016.05.059. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231016304071>. Acesso em: 8 dez. 2019.

LI, R., CHEN, W., XIU, A., *et al.* "A comprehensive inventory of agricultural atmospheric particulate matters (PM10 and PM2.5) and gaseous pollutants (VOCs, SO2, NH3, CO, NOx and HC) emissions in China", **Ecological Indicators**, v. 107, p. 105609, dez. 2019. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105609. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X19306016>.

LI, Xinghua, WANG, S., DUAN, L., *et al.* "Particulate and trace gas emissions from open burning of wheat straw and corn stover in China", **Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 17, p. 6052–6058, 2007. DOI: 10.1021/es0705137. .

LI, Xinling, XU, Z., GUAN, C., *et al.* "Impact of exhaust gas recirculation (EGR) on soot reactivity from a diesel engine operating at high load", **Applied Thermal Engineering**, v. 68, n. 1–2, p. 100–106, 2014. DOI: 10.1016/j.applthermaleng.2014.04.029. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2014.04.029>.

LIBRARY OF CONGRESS. **Regulation of Air Pollution: Japan**. 2019. Disponível em: <https://www.loc.gov/law/help/air-pollution/japan.php>. Acesso em: 18 mar. 2020.

LIMA, M. A. de, LIGO, M. A. V., PESSOA, M. C. P. Y., *et al.* "Emissões de Gases de Efeito Estufa na Queima de Resíduos Agrícolas", **Embrapa**, p. 64, 2010. .

LIU, Ziyu, YANG, Xiaoyi. "Refining drop-in jet fuel coupling GHGs reduction in LCA with airworthiness in aero-engine and aircraft". **Catalysis Today**, 2018.

LOULOU, R., REMME, U., KANUDIA, A., *et al.* **Documentation for the TIMES Model - PART II: REFERENCE MANUAL. Documentation for the TIMES Model**. [S.l.], Energy Technology Systems Analysis Programme, 2016. Disponível em: <http://www.iea-etsap.org/web/Documentation.asp>.

LUDERER, G., LEIMBACH, M., BAUER, N., *et al.* "Description of the REMIND Model (Version 1.6)", **SSRN Electronic Journal**, n. November, 2015. DOI:

10.2139/ssrn.2697070. .

MARKANDYA, A., SAMPEDRO, J., SMITH, S. J., *et al.* "Health co-benefits from air pollution and mitigation costs of the Paris Agreement: a modelling study", **The Lancet Planetary Health**, v. 2, n. 3, p. e126–e133, 2018. DOI: 10.1016/S2542-5196(18)30029-9. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S2542-5196\(18\)30029-9](http://dx.doi.org/10.1016/S2542-5196(18)30029-9).

MARTINS, L. D., ANDRADE, M. D. F. "Ozone formation potentials of volatile organic compounds and ozone sensitivity to their emission in the megacity of São Paulo, Brazil", **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 195, n. 1–4, p. 201–213, 2008. DOI: 10.1007/s11270-008-9740-x. .

MCCOLLUM, D. L., KREY, V., RIAHI, K. "An integrated approach to energy sustainability", **Nature Climate Change**, v. 1, n. 9, p. 428–429, 2011. DOI: 10.1038/nclimate1297. .

MCTIC. **Modelagem integrada e impactos econômicos de opções setoriais de baixo carbono**. Brasília, Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, ONU Meio Ambiente, 2017a. Disponível em: https://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/opcoes_mitigacao/Opcoes_de_Mitigacao_de_Emissoes_de_Gases_de_Efeito_Estufa_GEE_em_SetoresChave_do_Brasil.html.

MCTIC. **Modelagem setorial de opções de baixo carbono para agricultura, florestas e outros usos do solo (AFOLU)**. Brasília, Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, ONU Meio Ambiente, 2017b.

MCTIC. "Queima de resíduos agrícolas", 2014. .

MELO, T. C. C. De, MACHADO, G. B., BELCHIOR, C. R. P., *et al.* "Hydrous ethanol-gasoline blends - Combustion and emission investigations on a Flex-Fuel engine", **Fuel**, v. 97, p. 796–804, 2012. DOI: 10.1016/j.fuel.2012.03.018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2012.03.018>.

MIDORI, T. **Japan's Environmental Policy**. 2015. Policy Update 059. Disponível em: <https://www.rieti.go.jp/en/special/policy-update/059.html>. Acesso em: 18 mar. 2020.

MIRAGLIA, S. G. E. K., GOUVEIA, N. "Custos da poluição atmosférica nas regiões metropolitanas brasileiras", **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 19, n. 10, p. 4141–4147, 2014. DOI: 10.1590/1413-812320141910.09232014. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-

81232014001004141&lng=pt&tlng=pt.

MMA. **1º Inventário Nacional De Emissões Atmosféricas Por Veículos Automotores Rodoviários**. Brasília, MMA, 2011.

MMA. **2º Inventário Nacional De Emissões Atmosféricas Por Veículos Automotores Rodoviários 2013 - Ano-base 2012**. Brasília, MMA, 2014.

MMA. **Fontes Fixas**. 2019a. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/fontes-fixas.html>. Acesso em: 31 out. 2019.

MMA. **Poluentes Atmosféricos**. 2019b. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/poluentes-atmosfericos>. Acesso em: 7 jan. 2019.

MMA. **Qualidade do Ar**. 2019c. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar>.

NI, H., TIAN, J., WANG, X., *et al.* "PM2.5 emissions and source profiles from open burning of crop residues", **Atmospheric Environment**, v. 169, p. 229–237, 2017. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2017.08.063. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.063>.

NOGUEIRA, L. P. P., FROSSARD PEREIRA DE LUCENA, A., RATHMANN, R., *et al.* "Will thermal power plants with CCS play a role in Brazil's future electric power generation?", **International Journal of Greenhouse Gas Control**, v. 24, p. 115–123, maio 2014. DOI: 10.1016/j.ijggc.2014.03.002. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1750583614000607>.

NOGUEIRA, T., CORDEIRO, D. de S., MUÑOZ, R. A. A., *et al.* "Bioethanol and Biodiesel as Vehicular Fuels in Brazil — Assessment of Atmospheric Impacts from the Long Period of Biofuels Use", **Heavy Metal Removal with Phytoremediation**, v. i, n. tourism, p. 13, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.5772/57353>. .

NOGUEIRA, T., DOMINUTTI, P. A., VIEIRA-FILHO, M., *et al.* "Evaluating atmospheric pollutants from urban buses under real-world conditions: Implications of the main public transport mode in São Paulo, Brazil", **Atmosphere**, v. 10, n. 3, 2019. DOI: 10.3390/atmos10030108. .

OFFICE OF AIR QUALITY PLANNING AND STANDARDS. "External Combustion Sources", **Compilation of Air Pollutant Emission Factors**, v. 1, n. 4, p. 1.3-24, 1995. Disponível em: <http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch01/final/c01s03.pdf>.

OLIVEIRA, M. C., MARTINS, M. H., ROMANO, J. "Modelo Receptor - Estudo

de Caracterização de Aerossóis na Região Metropolitana de São Paulo - Cerqueira César", p. 1–28, 1997. .

PEREIRA DE LUCENA, A. F., SZKLO, A. S., SCHAEFFER, R., *et al.* "The vulnerability of wind power to climate change in Brazil", **Renewable Energy**, v. 35, n. 5, p. 904–912, maio 2010. DOI: 10.1016/j.renene.2009.10.022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2009.10.022>.

PÉREZ-MARTÍNEZ, P. J., DE FÁTIMA ANDRADE, M., DE MIRANDA, R. M. "Heavy truck restrictions and air quality implications in São Paulo, Brazil", **Journal of Environmental Management**, v. 202, p. 55–68, 2017. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.07.022. .

PÉREZ-MARTÍNEZ, P. J., DE FÁTIMA ANDRADE, M., DE MIRANDA, R. M. "Traffic-related air quality trends in São Paulo, Brazil", **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 120, n. 12, p. 6290–6304, 27 jun. 2015. DOI: 10.1002/2014JD022812. Disponível em: <http://www.nature.com/articles/175238c0>.

PINTO, L. dos S. **Elaboração de Cenários a partir de Modelos Econométricos de Previsão da Taxa de Motorização Brasileira em 2020**. 2010. 100 f. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

POLICARPO, N. A., FRUTUOSO, F. S., CASSIANO, D. R., *et al.* "Emission estimates for an on-road flex-fuel vehicles operated by ethanol-gasoline blends in an urban region, Brazil", **Urban Climate**, flexible-fuel vehicles (FFV), 2018. DOI: 10.1016/j.uclim.2018.01.005. .

PORTUGAL-PEREIRA, J., KOBERLE, A., LUCENA, A. F. P., *et al.* "Interactions between global climate change strategies and local air pollution: lessons learnt from the expansion of the power sector in Brazil", **Climatic Change**, v. 148, n. 1–2, p. 293–309, 26 maio 2018. DOI: 10.1007/s10584-018-2193-3. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2193-3>.

PORTUGAL-PEREIRA, J., SORIA, R., RATHMANN, R., *et al.* "Agricultural and agro-industrial residues-to-energy: Techno-economic and environmental assessment in Brazil", **Biomass and Bioenergy**, v. 81, n. April, p. 521–533, 2015. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.08.010. .

PRABHANSU, KARMAKAR, M. K., CHANDRA, P., *et al.* "A review on the fuel gas cleaning technologies in gasification process", **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 3, n. 2, p. 689–702, 2015. DOI: 10.1016/j.jece.2015.02.011.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2015.02.011>.

PUROHIT, P., AMANN, M., KIESEWETTER, G., *et al.* "Mitigation pathways towards national ambient air quality standards in India", **Environment International**, v. 133, n. August, p. 105147, 2019. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105147. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105147>.

RADU, O. B., VAN DEN BERG, M., KLIMONT, Z., *et al.* "Exploring synergies between climate and air quality policies using long-term global and regional emission scenarios", **Atmospheric Environment**, Referência para teseemission factor for PM and NO_x, v. 140, p. 577–591, 2016. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2016.05.021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.021>.

RAFAJ, P., KIESEWETTER, G., GÜL, T., *et al.* "Outlook for clean air in the context of sustainable development goals", **Global Environmental Change**, Referência para a teseambient air pollution (AAP)household air pollution (HAP), v. 53, n. August, p. 1–11, 2018. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2018.08.008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.08.008>.

RAO, S., KLIMONT, Z., SMITH, S. J., *et al.* "Future air pollution in the Shared Socio-economic Pathways", **Global Environmental Change**, v. 42, p. 346–358, 2017. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2016.05.012. .

RAVINDRA, K., SINGH, T., MOR, S. "Emissions of air pollutants from primary crop residue burning in India and their mitigation strategies for cleaner emissions", **Journal of Cleaner Production**, v. 208, n. x, p. 261–273, 2019. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.10.031. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.031>.

REUTERS. **Termelétrica a carvão da Eletrobras no RS encerra operação**. 2018. Disponível em: <https://br.reuters.com/article/businessNews/idBRKCN1GA223-OBRBS>.

RIAHI, K., DENTENER, F., GIELEN, D., *et al.* "Energy Pathways for Sustainable Development", **Global Energy Assessment (GEA)**, p. 1205–1306, 2012. DOI: 10.1017/cbo9780511793677.023. .

ROCHEDO, P. "Development of a global integrated energy model to evaluate the Brazilian role in climate change mitigation scenarios", v. 53, n. 9, p. 1689–1699, 2016. DOI: 10.1017/CBO9781107415324.004. .

ROCHEDO, P.R.R., COSTA, I. V. L., IMPÉRIO, M., *et al.* "Carbon capture

potential and costs in Brazil", **Journal of Cleaner Production**, v. 131, 2016. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.05.033. .

ROCHEDO, Pedro R. R., SOARES-FILHO, B., SCHAEFFER, R., *et al.* "The threat of political bargaining to climate mitigation in Brazil", **Nature Climate Change**, v. 8, n. 8, p. 695–698, 9 ago. 2018. DOI: 10.1038/s41558-018-0213-y. Disponível em: <http://www.nature.com/articles/s41558-018-0213-y>.

ROCHEDO, Pedro R.R., SOARES-FILHO, B., SCHAEFFER, R., *et al.* "SI - The threat of political bargaining to climate mitigation in Brazil", **Nature Climate Change**, v. 8, n. 8, p. 695–698, 2018. DOI: 10.1038/s41558-018-0213-y. .

RODRIGUES, C. G., VORMITTAG, E. da M. P. A., CAVALCANTE, J. A., *et al.* "Projeção da mortalidade e internações hospitalares na rede pública de saúde atribuíveis à poluição atmosférica no Estado de São Paulo entre 2012 e 2030", **Revista Brasileira de Estudos de Populacao**, v. 32, n. 3, p. 489–509, 2015. DOI: 10.1590/S0102-3098201500000029. .

ROELFSEMA, M., VAN SOEST, H. L., HARMSSEN, M., *et al.* "Taking stock of national climate policies to evaluate implementation of the Paris Agreement", **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 2096, 29 dez. 2020. DOI: 10.1038/s41467-020-15414-6. Disponível em: <http://www.nature.com/articles/s41467-020-15414-6>.

RONQUIM, C. C. **Queimada na colheita da cana-de-açúcar: impactos ambientais, sociais e econômicos**. Campinas, Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010.

ROY, S., HEGDE, M. S., MADRAS, G. "Catalysis for NOx abatement", **Applied Energy**, v. 86, n. 11, p. 2283–2297, 2009. DOI: 10.1016/j.apenergy.2009.03.022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.03.022>.

RUESCH, a S., GIBBS, H. K. **New IPCC Tier-1 Global Biomass Carbon Map for the Year 2000**. 2008. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, USA. Disponível em: <http://cdiac.ess-dive.lbl.gov>. Acesso em: 9 out. 2019.

SCHAEFFER, R., SZKLO, A., LUCENA, A., *et al.* **Brazil in a well below 2°C world**. Rio de Janeiro, Instituto Clima e Sociedade (ICS), 2019.

SCHUCH, D., FATIMA, M. De, DIAS, E. "Atmospheric emissions of PM2.5 scenarios for Brazil in 2030". 2019. **Anais [...]** São José dos Campos-SP, XI Workshop Brasileiro 2019 Micro Meteorologia, 2019. p. 1–8.

SHARMA, S., KUMAR, A. **Air pollutant emissions scenario for India**. 1. ed. New Delhi, The Energy and Resources Institute, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/317105835_Air_pollutant_emissions_scenario_for_India.

SOARES M.C. BORBA, B., SZKLO, A., SCHAEFFER, R. "Plug-in hybrid electric vehicles as a way to maximize the integration of variable renewable energy in power systems: The case of wind generation in northeastern Brazil", **Energy**, v. 37, n. 1, p. 469–481, jan. 2012. DOI: 10.1016/j.energy.2011.11.008. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0360544211007262>.

SORRELS, J. L., "Selective Noncatalytic Reduction". Research Triangle Park, U.S. Environmental Protection Agency, 2015. p. 1–69.

SORRELS, J. L., RANDALL, D. D., SCHAFFNER, K. S., *et al.* "Chapter 2 Selective Catalytic Reduction", **Economic and Cost Analysis for Air Pollution Regulations**, n. May 2016, 2016. DOI: 10.1016/j.fertnstert.2015.01.016. Disponível em: https://www3.epa.gov/ttn/ecas/docs/SCRCostManualchapter7thEdition_2016.pdf.

SOTERRONI, A. C., MOSNIER, A., CARVALHO, A. X. Y., *et al.* "Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code", **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 7, 2018. DOI: 10.1088/1748-9326/aaccbb. .

SOUZA, A., MONTEIRO, A. M. V., RENNÓ, C. D., *et al.* **Metodologia Utilizada nos Projetos PRODES e DETER**. [S.l.], INPE, 2019. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes/pdfs/Metodologia_Prodes_Deter_revisada.pdf.

SOUZA, R. C. de. **Análise Dos Impactos De Emissões Atmosféricas Locais Da Indústria Siderúrgica: Um Estudo De Caso No Rio De Janeiro**. 2013. 154 f. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: <http://www.ppe.ufrj.br/ppe/production/tesis/chauvet.pdf>.

SOVACOOOL, B. K. "Valuing the greenhouse gas emissions from nuclear power: A critical survey", **Energy Policy**, v. 36, n. 8, p. 2950–2963, 2008. DOI: 10.1016/j.enpol.2008.04.017. .

STECHOW, C. Von, MCCOLLUM, D., RIAHI, K., *et al.* "Integrating Global Climate Change Mitigation Goals with Other Sustainability Objectives : A Synthesis", **Annual Review of Environment and Resources**, LER ESSA SEMANA!Referência para teseemission factor for PM and NOx, p. 363–394, 2015. DOI: 10.1146/annurev-

environ-021113-095626. .

STOHL, A., AAMAAS, B., AMANN, M., *et al.* "Evaluating the climate and air quality impacts of short-lived pollutants", **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 15, n. 18, p. 10529–10566, 2015. DOI: 10.5194/acp-15-10529-2015. .

STREFLER, J., LUDERER, G., KRIEGLER, E., *et al.* "Can air pollutant controls change global warming?", **Environmental Science and Policy**, v. 41, p. 33–43, 2014. DOI: 10.1016/j.envsci.2014.04.009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2014.04.009>.

SUNDARARAJ, R. H., KUMAR, R. D., RAUT, A. K., *et al.* "Combustion and emission characteristics from biojet fuel blends in a gas turbine combustor", **Energy**, v. 182, p. 689–705, 1 set. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360544219311892>. Acesso em: 5 nov. 2019.

TADANO, Y. S., BORILLO, G. C., GODOI, A. F. L., *et al.* "Gaseous emissions from a heavy-duty engine equipped with SCR aftertreatment system and fuelled with diesel and biodiesel: Assessment of pollutant dispersion and health risk", **Science of the Total Environment**, v. 500–501, p. 64–71, 2014. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.08.100. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.100>.

TAGOMORI, I. "Potencial Técnico e Econômico para a Produção de Fischer-Tropsch Diesel a partir de Biomassa (FT-BTL) Associada à Captura de Carbono no Brasil", v. 102, n. 4, p. 24–25, 2017. DOI: 10.1002/ejsp.2570. .

TAGOMORI, I. S., ROCHEDO, P. R. R., SZKLO, A. "Biomass and Bioenergy Techno-economic and georeferenced analysis of forestry residues-based Fischer-Tropsch diesel with carbon capture in Brazil", **Biomass and Bioenergy**, v. 123, n. February, p. 134–148, 2019. DOI: 10.1016/j.biombioe.2019.02.018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.02.018>.

TARGINO, A. C., KRECL, P., CIPOLI, Y. A., *et al.* "Bus commuter exposure and the impact of switching from diesel to biodiesel for routes of complex urban geometry", **Environmental Pollution**, v. 263, 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114601. .

TEIXEIRA, E. C., MATTIUZI, C. D. P., FELTES, S., *et al.* "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. 655–67, 2012. DOI: 10.1186/2050-6511-15-15. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22886159>.

THANGARAJA, J., KANNAN, C. "Effect of exhaust gas recirculation on advanced diesel combustion and alternate fuels - A review", **Applied Energy**, v. 180, p. 169–184, 15 out. 2016. DOI: 10.1016/j.apenergy.2016.07.096. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.096>. Acesso em: 4 nov. 2019.

THE WITCH TEAM. **WITCH documentation**. 2019. Disponível em: <https://doc.witchmodel.org/>.

UNEP. **Air Quality Policies**. . [S.l.], UNEP, 2015. Disponível em: <https://www.unenvironment.org/resources/policy-brief/air-quality-policies-japan>.

UNICA. **Produção - Histórico de produção e moagem - Por produto**. 2020. Disponível em: <http://www.unicadata.com.br/historico-de-producao-e-moagem.php?idMn=31&tipoHistorico=2>. Acesso em: 29 mar. 2020.

UNITED NATIONS. "Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development", **Arsenic Research and Global Sustainability - Proceedings of the 6th International Congress on Arsenic in the Environment, AS 2016**, p. 12–14, 2015. DOI: 10.1201/b20466-7. Disponível em: sustainabledevelopment.un.org.

VAN VUUREN, D. P., KOK, M., LUCAS, P. L., *et al.* "Pathways to achieve a set of ambitious global sustainability objectives by 2050: Explorations using the IMAGE integrated assessment model", **Technological Forecasting and Social Change**, v. 98, p. 303–323, 1 set. 2015. DOI: 10.1016/j.techfore.2015.03.005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0040162515000645?via%3Dihub>. Acesso em: 7 mar. 2018.

VÁSQUEZ-ARROYO, E. M. **Incorporação Do Nexo Energia-Água Em Um Modelo De Otimização Da Expansão Do Sistema Energético Brasileiro**. 2018. 232 f. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2018.

VERGNHANINI FILHO, R. "Emissão de óxidos de nitrogênio (NOx) na combustão industrial", **IPT - Tecnologia e Inovação**, v. 1, n. X, p. 6–19, 2016. .

VIEIRA-FILHO, M. S., PEDROTTI, J. J., FORNARO, A. "Contribution of long and mid-range transport on the sodium and potassium concentrations in rainwater samples, São Paulo megacity, Brazil", **Atmospheric Environment**, v. 79, p. 299–307, 2013. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2013.05.047. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.05.047>.

VISCONDI, G. de F., SILVA, A. F., CUNHA, K. B. **Geração termoeétrica e emissões atmosféricas: poluentes e sistemas de controle**. São Paulo, IEMA - Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2016.

WAKAMATSU, S., MORIKAWA, T., ITO, A. "Air pollution trends in Japan between 1970 and 2012 and impact of urban air pollution countermeasures", **Asian Journal of Atmospheric Environment**, v. 7, n. 4, p. 177–190, 2013. DOI: 10.5572/ajae.2013.7.4.177. .

WARD, D. E., SUSOTT, R. A., KAUFFMAN, J. B., *et al.* "Smoke and fire characteristics for cerrado and deforestation burns in Brazil: BASE-B Experiment", **Journal of Geophysical Research**, Referência para tese:Fatores de emissão para desmatamento, v. 97, n. D13, p. 14601, 1992. DOI: 10.1029/92JD01218. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1029/92JD01218>.

WARD, Darold E., HARDY, C. C. "Smoke emissions from wildland fires", **Environment International**, v. 17, n. 2–3, p. 117–134, 1991. DOI: 10.1016/0160-4120(91)90095-8. .

WHO. **Air pollution**. 2018a. Disponível em: <http://origin.who.int/airpollution/en/>. Acesso em: 24 mar. 2020.

WHO. **Ambient Air Pollution: A global assessment of exposure and burden of disease**. Geneva, World Health Organization, 2016. Disponível em: www.who.int.org.

WHO. **Ambient air pollution: Pollutants**. 2020. Disponível em: <http://origin.who.int/airpollution/ambient/pollutants/en/>. Acesso em: 24 mar. 2020.

WHO. **COP 24 Special Report: Health and Climate Change**. Geneva, World Health Organization, 2018b.

WHO. **WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide**. Geneva, World Health Organization, 2006. v. WHO/SDE/PH. Disponível em: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/69477/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf?jsessionid=D984E0D32F3FA3C11D9E13E9E8C69736?sequence=1.

WILLIAMS, M. "Tackling climate change: What is the impact on air pollution?", **Carbon Management**, v. 3, n. 5, p. 511–519, 2012. DOI: 10.4155/cmt.12.49. .

YANG, J., ROTH, P., DURBIN, T. D., *et al.* "Emissions from a flex fuel GDI vehicle operating on ethanol fuels show marked contrasts in chemical, physical and toxicological characteristics as a function of ethanol content", **Science of The Total**

Environment, v. 683, p. 749–761, 15 set. 2019. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2019.05.279. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719323204?via%3Dihub>. Acesso em: 5 nov. 2019.

YOKELSON, R. J., CHRISTIAN, T. J., KARL, T. G., *et al.* "The tropical forest and fire emissions experiment: Laboratory fire measurements and synthesis of campaign data", **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 8, n. 13, p. 3509–3527, 2008. DOI: 10.5194/acp-8-3509-2008. .

ZHANG, H., YE, X., CHENG, T., *et al.* "A laboratory study of agricultural crop residue combustion in China: Emission factors and emission inventory", **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 36, p. 8432–8441, 2008. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.08.015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.08.015>.

ZHANG, S., WORRELL, E., CRIJNS-GRAUS, W., *et al.* "Co-benefits of energy efficiency improvement and air pollution abatement in the Chinese iron and steel industry", **Energy**, v. 78, n. 2014, p. 333–345, 2014. DOI: 10.1016/j.energy.2014.10.018.

ZHANG, T., WOOSTER, M. J., GREEN, D. C., *et al.* "New field-based agricultural biomass burning trace gas, PM 2.5 , and black carbon emission ratios and factors measured in situ at crop residue fires in Eastern China", **Atmospheric Environment**, v. 121, p. 22–34, nov. 2015. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2015.05.010. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231015300807>.

ZHANG, Y., SHAO, M., LIN, Y., *et al.* "Emission inventory of carbonaceous pollutants from biomass burning in the Pearl River Delta Region, China", **Atmospheric Environment**, v. 76, n. x, p. 189–199, 2013. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2012.05.055. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.05.055>.