

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

CAMILA ANDREA IBAGUÉ REY

**DESENVOLVIMENTO DE INVENTÁRIO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS PARA
QUATRO SETORES INDUSTRIAIS DO BRASIL COM ABORDAGEM *BOTTOM-UP***

LONDRINA

2023

CAMILA ANDREA IBAGUÉ REY

**DESENVOLVIMENTO DE INVENTÁRIO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS PARA
QUATRO SETORES INDUSTRIAIS DO BRASIL COM ABORDAGEM *BOTTOM-UP***

**DEVELOPMENT OF AN ATMOSPHERIC EMISSIONS INVENTORY FOR FOUR
INDUSTRIAL SECTORS OF BRAZIL WITH A BOTTOM-UP APPROACH**

Dissertação apresentada como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Linha de Pesquisa: Poluição do ar e processos atmosféricos.

Orientador(a): Profa. Dra. Leila Droprinchinski Martins.
Coorientador(a): Dr. Sergio Ibarra Espinosa.

LONDRINA

2023



Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



**Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina**



CAMILA ANDREA IBAGUE REY

**DESENVOLVIMENTO DE INVENTÁRIO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS PARA QUATRO SETORES
INDUSTRIAIS DO BRASIL COM ABORDAGEM BOTTOM-UP**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como
requisito para obtenção do título de Mestre Em Engenharia
Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR). Área de concentração: Engenharia Ambiental.

Data de aprovação: 17 de Agosto de 2023

Dra. Leila Droprinchinski Martins, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Shelly Lynn Miller, Doutorado - University Of Colorado At Boulder

Dra. Taciana Toledo De Almeida Albuquerque, Doutorado - Universidade Federal de Minas Gerais (Ufmg)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 17/08/2023.

AGRADECIMENTOS

Eu agradeço à Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) pelo auxílio que me deu para minha participação em eventos científicos com o projeto de pesquisa. À CAPES pela bolsa do Programa de Demanda Social que foi concedida para minha formação acadêmica. Ao Dr. Sergio Ibarra Espinosa e a Dra. Leila Droprinchinski Martins pelo apoio incondicional. À empresa INTEGRAL por permitir flexibilidade no meu horário de trabalho para cumprir com as atividades do mestrado; e à minha família, amigos e colegas por estarem presentes sempre.

Felicidade é ter algo para fazer, ter algo para amar e algo para esperar.
(ARISTÓTELES).

RESUMO

Os inventários de emissões atmosféricas são úteis para a tomada de decisões entre gestores ambientais e setores produtivos, pois são um instrumento que auxiliam no entendimento da origem das emissões, sua contribuição à poluição do ar e sua relação com os efeitos adversos à saúde, ao clima e a química da atmosfera. Este trabalho apresenta o desenvolvimento de um inventário de emissões atmosféricas para quatro setores industriais no Brasil com uma abordagem *Bottom-up* para 1990-2022, incluindo sua avaliação em relação aos dados do inventário global EDGAR, comparação entre fatores de emissão usados, espacialização e criação de código em linguagem R. para sua posterior automação, atualização e uso em modelos de qualidade do ar. Desta forma, este projeto compreende a quantificação das emissões atmosféricas do Brasil atribuídas ao refino de óleo cru, a produção de cimento, papel e celulose, e a geração de energia elétrica em termoeletricas a biomassa, gás, óleo e carvão mineral. A quantificação das emissões atmosféricas e a padronização das matrizes de cálculo seguem as orientações definidas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e da Agência Europeia do Ambiente (EEA), publicadas nos documentos AP- 42 e EMEP/EEA 2019. Com base em estimativas feitas com o fator de emissão típico, a nível nacional, as maiores taxas de emissão estão localizadas na região sudeste do país, especificamente no interior do estado de São Paulo. No ano de 2019, mais de 50% das emissões estimadas são associadas à geração de eletricidade com contribuições de 4,85 Gg BC/ano, de 22,40 Gg CO/ano, 159,11 Gg MP₁₀/ano, 132,42 Gg MP_{2,5}/ano, 87,17 Gg NMVOC/ano, 360,90 Gg NO_x/ano, 182,94 Gg PST/ano e 596,33 Gg SO_x/ano; este setor industrial apresenta magnitudes semelhantes às emissões do setor de transporte rodoviário do EDGAR v5 para NO_x, CO e NMVOC e superiores para às emissões de material particulado, principalmente pela contribuição das termoeletricas. A produção de combustíveis e derivados de petróleo é a segunda fonte de emissões com maior contribuição, apesar de operar apenas 17 usinas no país. A indústria de Papel e Celulose registra emissões médias significativas de BC e NMVOC, enquanto a indústria cimenteira emite principalmente BC e NO_x, além de contribuições ao redor de 4,26 Gg/ano de material particulado (PST, MP₁₀, MP_{2,5}). Dos quatro setores industriais, observou-se influência marcante da emergência sanitária global, devido a COVID-19, na produção de cimento, papel e celulose e na geração de eletricidade, o setor de refino foi o menos afetado. Os resultados mostram a influência das tecnologias de controle nos cálculos de emissão. As estimativas realizadas são consistentes e demonstram diversos *hotspots* de emissões no país, consistindo em um produto para a gestão da qualidade do ar.

Palavras-chave: Poluição do ar, Emissões, Refinarias, Cimenteiras, Papel e celulose, Termoeletrica, EDGAR.

ABSTRACT

Atmospheric emissions inventories are helpful for decision-making between environmental managers and productive sectors because their development brings closer the understanding of the origin of emissions, their contribution to air pollution, and their relationship with adverse effects on health, climate and atmospheric chemistry. This project develops the atmospheric emissions inventory for four industrial sectors in Brazil with a Bottom-up approach, including its evaluation of the EDGAR global inventory data, comparison between used emission factors, spatialisation and creation of the R code for its subsequent automation and update. The studio comprises quantifying atmospheric emissions in Brazil attributed to refining crude oil, producing cement, paper and cellulose, and generating electricity in biomass, gas, oil and mineral coal thermoelectric plants. The quantification of atmospheric emissions and the standardization of the calculation matrices follow the guidelines defined by the United States Environmental Protection Agency (EPA) and the European Environment Agency (EEA), published in documents AP-42 and EMEP/EEA 2019. Based on estimates made with the typical emission factor, at the national level, the highest emission rates are located in the country's southeastern region, specifically in the interior of the state of São Paulo. In 2019, more than 50% of the estimated emissions are associated with electricity generation with contributions of 4.85 Gg BC/year, 22.40 Gg CO/year, 159.11 Gg PM₁₀/year, and 132.42 Gg PM_{2.5}/year, 87.17 Gg NMVOC/year, 360.90 Gg NO_x/year, 182.94 Gg TSP/year and 596.33 Gg SO_x/year; this industrial sector has similar magnitudes of NO_x, CO, and NMVOC to the transport sector emissions (road and non-road) from EDGAR v5. For the country, the emissions of particulate matter from thermoelectric plants have a greater magnitude. The production of fuels and oil derivatives is the second source of emissions with the highest contribution, despite operating only 17 plants in the country. The Pulp and Paper industry registers significant average BC and NMVOC emissions; The cement industry mainly emits BC and NO_x, in addition to contributions of around 4.26 Gg/year of particulate matter (TSP, PM₁₀, PM_{2.5}). Of the four industrial sectors, the global health emergency had a marked influence due to COVID-19 on the production of cement, pulp, paper, and electricity; the refining sector was the least affected. The results show the influence of control technologies on emission calculations. The estimates made are consistent and demonstrate several emission hotspots in the country, consisting of a product for the management of air quality.

Keywords: Air Pollution, Emissions, Refineries, Cement, Pulp and Paper, Thermoelectric, EDGAR.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Contribuições dos fatores avaliados para o aquecimento observado no período de 2010–2019 em relação a 1850–1900.	18
Figura 2 - Relação entre poluentes atmosféricos e aquecimento/resfriamento da atmosfera.....	19
Figura 3 - Fontes de informação que dão origem aos FE.....	21
Figura 4 - Atributos que reduzem a incerteza dos fatores de emissão.	22
Figura 5 - Diversidade de riscos climáticos na região ALC.....	25
Figura 6 - Estimativas de emissões GEE do Brasil de 1990 a 2021.	26
Figura 7 - Estimativas de emissões GEE do Brasil por atividade econômica de 2011 a 2021	26
Figura 8 - Estimativa nacional do IQAr de MP ₁₀ , MP _{2,5} , CO, SO ₂ , O ₃ , e o resumo dos registros por ano e estado.	28
Figura 9 - Estados do Brasil com informação de inventários de emissões de gases efeito estufa.	31
Figura 10 - Estados do Brasil com inventários de emissões de setores industriais publicados pelas agências ambientais estaduais.....	32
Figura 11 - Estados do Brasil com inventários de emissões de fontes móveis publicados pelas agências ambientais estaduais.	33
Figura 12 - Fluxograma do processo metodológico de coleta e eleição de fatores de emissão dos processos industriais.....	36
Figura 13- Comparação das emissões totais para o Brasil, calculadas sem controle nos fatores de emissão (EPA e EEA), em relação ao EDGAR v 5.0 e EMEP/EEA.....	42
Figura 14 - Comparação das emissões totais para o Brasil, calculadas com controle nos fatores de emissão (EPA e EEA), em relação ao EDGAR v 5.0 e EMEP/EEA.....	43
Figura 15 - Diferenças entre os fatores de emissão de poluentes típicos da EPA e EEA por setor industrial	45
Figura 16 - Diferenças entre os fatores de emissão mínimos da EPA e EEA por indústria	45
Figura 17 - Diferenças entre os fatores de emissão máximos da EPA e EEA por indústria	46
Figura 18 - Localização das fontes de emissão industriais dos quatro setores inventariados no Brasil.....	48
Figura 19 - Emissões totais estimadas com fatores da EEA por poluente e setor industrial.	50
Figura 20 - Emissões totais estimadas com fatores da EEA por poluente e setor industrial sem incluir as Termoeletricas.....	51
Figura 21 - Espacialização das emissões totais do ano 2019 numa resolução horizontal de 0,01° para BC, MP10, CO e MP2.5.	52
Figura 22 - Espacialização das emissões totais do ano 2019 numa resolução horizontal de 0,01° para NMVOC, NOX, PST e SOX.....	53
Figura 23 - Comparação das emissões das termoeletricas calculadas com EF das agências EEA e EPA, com as emissões do Setor Transporte rodoviário estimadas pelo EDGAR V5.0.	54
Figura 24 – Média de emissões industriais (Gg/ano) fornecida pelo EDGAR v4.3.2 (0,1 grau x 0,1 grau) para CO (a), NOX (b), SO2 (c) e PM10 (d), Brasil,	

2011. As fontes da EDGAR considerados industriais foram: Indústria energética, refinarias de petróleo e indústria de transformação, combustão para manufatura, exploração de combustíveis, processos químicos, produção de ferro e aço, produção de metais não ferrosos, alimentos e papel.	56
Figura 25 - Processo genérico de geração de energia elétrica e suas emissões atmosféricas na termoeletrica.....	58
Figura 26 - Série temporal de geração de eletricidade por ano no Brasil.	59
Figura 27 - Série temporal das emissões comparativas do setor TER para o Brasil com o inventário EDGAR e as emissões da União Europeia com fatores do EMEP/EEA 2019, tem controles de emissão.....	70
Figura 28 - Emissões totais por poluente e tipo de combustível da usina térmica para o Brasil.....	71
Figura 29 - Emissões totais por poluente e tipo de combustível da usina térmica para o Brasil excluindo as Térmicas a Biomassa.....	72
Figura 30 - Localização das termoeletricas por tipo de combustível no Brasil em 2019.	73
Figura 31 -Distribuição do potencial total de geração de energia elétrica (MW/ano) concedido em 2019 no país.....	74
Figura 32 -Espacialização das emissões totais de MP2,5, MP10, BC e CO para o ano de 2019 por tipo combustível e usina.	75
Figura 33 - Espacialização das emissões totais de NOX, PST, NMVOC e SOX para o ano de 2019 por tipo combustível e usina.....	76
Figura 34 - Produção e vendas dos produtos e/ou serviços industriais em 2019 no Brasil.....	77
Figura 35 - Processo genérico de refino de petróleo e suas emissões atmosféricas na refinaria.....	78
Figura 36 - Séries temporais do processamento de petróleo por ano.	81
Figura 37 - Quantidade total de petróleo processado no Brasil por ano.	82
Figura 38 - Quantidade e tipo de fonte de emissão identificadas por refinaria.	84
Figura 39 - Série temporal REF: comparação com o inventário EDGAR.....	94
Figura 40 - Aporte das emissões totais das refinarias por fonte e poluente.	95
Figura 41 - Aporte das emissões totais das refinarias por fonte e poluente sem FCC.....	95
Figura 42 - Petróleo processado em 2019 por unidade da federação.	96
Figura 43 - Espacialização das emissões totais de CO, BC, MP10 e MP2.5 do ano 2019 das refinarias.....	97
Figura 44 - Espacialização das emissões totais de NOX, NMVOC, SOX e PST do ano 2019 das refinarias.....	98
Figura 45 - Processo genérico da produção de papel e celulose e suas emissões atmosféricas na indústria de papel e celulose.....	100
Figura 46 - Serie temporal de producción de celulose no Brasil	101
Figura 47 - Erros na georreferenciação dos empreendimentos no banco de dados do IBAMA.....	105
Figura 48 - Série temporal PEC: comparação com o inventário EDGAR.	107
Figura 49 - Aporte emissões totais da produção de papel e celulose por produto e poluente.....	108
Figura 50 - Espacialização das emissões totais de NMVOC, MP10, SOX, PST do ano 2019 da indústria PEC.	109
Figura 51 - Espacialização das emissões totais de NOX, CO, MP2.5 e BC do ano 2019 da indústria PEC.....	110

Figura 52 - Processo genérico da produção de cimento e suas emissões atmosféricas.	111
Figura 53 - Série temporal de produção de cimento no Brasil	112
Figura 54 - Série temporal das emissões do setor CIM, com comparação com o inventário EDGAR e EMEP/EEA.	118
Figura 55 - Emissões totais da produção de cimento por poluente.	119
Figura 56 - Cimento processado em 2019 por unidade da federação.	119
Figura 57 - Espacialização das emissões totais de NO _x , NMVOC, SO _x e PST do ano 2019 das fabricas de cimento.	120
Figura 58 - Espacialização das emissões totais de CO, BC, MP ₁₀ , MP _{2.5} do ano 2019 das fabricas de cimento.	121
Quadro 1 - Anos e setores industriais quantificados	40
Quadro 2 - Fator de atividade por setor industrial, período de dados disponíveis e a fonte da informação.	49
Quadro 3 - Classificação das termoeletricas por tipo de combustível segundo a EEA.	60
Quadro 4 - Homologação dos tipos de combustível.	60
Quadro 5 - Fatores de emissão de poluentes típico, inferior e superior em g/GJ da EPA - Setor Termoeletricas.	61
Quadro 6 - Fatores de emissão de poluentes típico, inferior e superior em kg/m ³ da EEA- Setor Termoeletricas.	62
Quadro 7 - Comparação dos fatores de emissão da EPA utilizados no inventário de 2011 (F_V1) e neste trabalho (F_V2) – TER.	65
Quadro 8 - Capacidade nominal das refinarias para o processamento de petróleo para os anos 2018-2020 em Barril/dia.	79
Quadro 9 - Fatores de emissão EPA em kg/m ³ - Setor Refinarias.	85
Quadro 10 - Fatores de emissão EEA em kg/m ³ - Setor Refinarias.	85
Quadro 11 - Comparação dos fatores de emissão da EPA utilizados no inventário de 2011 (F_V1) e neste trabalho (F_V2) – REF.	88
Quadro 12 - Fatores de emissão EPA em kg/Mg celulose - Setor Papel e Celulose.	102
Quadro 13 - Fatores de emissão EEA kg/Mg celulosa - Setor Papel e Celulose.	102
Quadro 14 - Comparação dos fatores de emissão da EPA utilizados no inventário de 2011 (F_V1) e neste trabalho (F_V2) - PEC	103
Quadro 15 - Fatores de emissão EPA em g/t clínquer - Setor Cimento.	112
Quadro 16 - Fatores de emissão EEA em g/t clínquer- Setor Cimento.	113
Quadro 17 - Comparação dos fatores de emissão da EPA utilizados no inventário de 2011 (F_V1) e neste trabalho (F_V2) - CIM	115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Controles de emissão de poluentes por tipo de combustível utilizado na central térmica.....	64
Tabela 2 - Principais fontes de emissão nas refinarias do Brasil	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Dado de atividade relacionado com a fonte de emissão
ABCP	Associação Brasileira de Cimento Portland
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABCTP	Associação Brasileira Técnica de Celulose e Papel
AC	Acre
AL	Alagoas
ALC	América Latina e o Caribe
AM	Amazonas
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ANP	Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis do Brasil
AP	Amapá
BA	Bahia
BC	<i>Black Carbon</i>
BEN	Balanço energético Nacional
<i>Bottom-Up</i>	De abaixo para acima
BLUES	<i>Brazilian Land Use and Energy System</i>
CCI	Centro Comum de Investigação
CCEE	Câmara de Comercialização de Energia Elétrica
CE	Ceará
CH ₄	Metano
CIM	Cimento
CLRTAP	<i>Convention on Long-range Transboundary Air Pollution</i>
CO	Monóxido de carbono
COV	Composto orgânico volátil
DAX OIL	Dax Oil Refino S.A.
DF	Distrito Federal
ECLISE	<i>Evaluating the Climate and Air Quality Impacts of Short-Lived Pollutants</i>
EDGAR	<i>Emission Database for Global Atmospheric Research</i>
EEA	Agência Ambiental Europeia

EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
ES	Espírito Santo
ET	Emissão Total
FCC	Unidade de Craqueamento Catalítico Fluido
FE	Fator de emissão
GEE	Gases do efeito estufa
Gg	Gigagrama
GO	Goiás
IBÁ	Indústria Brasileira de Árvores
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEMA	Instituto de Energia e Meio Ambiente
iema	Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
IQAr	Índice de Qualidade do Ar
IVEE	Inventários de emissões atmosféricas próprios de cada um dos estados
lb	Libra
LUBNOR	Lubrificantes e derivados de petróleo do nordeste
MA	Maranhão
MADS	Ministério de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia
MANGUINHOS	Refinaria de petróleo de Mangueiras S.A.
MG	Minas Gerais
MP	Material Particulado
MP2.5	Material Particulado menor que 2,5 micrometros
MP10	Material Particulado menor que dez micrometros
MT	Mato Grosso
MS	Mato Grosso do Sul
NH ₃	Amônia
NMVOCs	<i>Non-Methane Volatile Organic Compounds</i> - compostos orgânicos voláteis menos o metano

NO _x	Óxidos de nitrogênio
O ₃	Ozônio
OC	<i>Organic Carbon</i> – carbono orgânico
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONS	Operador Nacional do Sistema Elétrico
PA	Pará
PB	Paraíba
PBL	Agência de Avaliação Ambiental da Holanda
PE	Pernambuco
PEC	Papel e Celulose
PI	Piauí
PIM-PF	Pesquisa Industrial Mensal - Produção Física
PR	Paraná
PST	Partículas Totais em Suspensão
RECAP	Refinaria De Capuava
REDUC	Refinaria Duque De Caxias
REF	Refinarias
REFAP	Refinaria Alberto Pasqualini
REGAP	Refinaria Gabriel Passos
REMAN	Refinaria Isaac Sabá
REPAR	Refinaria Presidente Getúlio Vargas
REPLAN	Refinaria De Paulínia
REVAP	Refinaria Henrique Lage
RIOGRANDENSE	Refinaria De Petróleo Riograndense S.A.
RJ	Rio de Janeiro
RLAM	Refinaria Landulpho Alves
RN	Rio Grande do Norte
RNEST	Refinaria Abreu E Lima
RO	Rondônia
RPBC	Refinaria Presidente Bernardes
RPCC	Refinaria Potiguar Clara Camarão
RR	Roraima
RS	Rio Grande do Sul

SC	Santa Catarina
SE	Sergipe
SEEG	Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa
SNIC	Sindicato Nacional da Indústria do Cimento
SO ₂	Dióxido de enxofre
SO _x	Óxidos de enxofre
SP	São Paulo
t	Tonelada
TER	Termoelétricas
TO	Tocantins
UCF	Unidade de Coqueamento Fluido
UE	União Europeia
UNIVEN	Univen Refinaria De Petróleo Ltda.
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
VTI	Valor da Transformação Industrial

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	Justificativa.....	14
1.2	Objetivos	15
1.1.1	Objetivo geral	15
1.1.2	Objetivo específico	15
2	REFERENCIAL TEORICO.....	16
2.1	Clima e poluição do ar	16
2.2	Qualidade do ar, Saúde e desenvolvimento econômico.....	19
2.3	Inventários de emissões atmosféricas	20
2.4	Emissões atmosféricas e poluição no Brasil.....	25
2.5	Emissões atmosféricas por fontes fixas no Brasil.....	28
3	METODOLOGIA	34
3.1	Pesquisa e análise das bases de dados e processos industriais	35
3.2	Identificação e definição dos fatores de emissão	36
3.3	Cálculo das emissões	37
3.4	Criação do código R.....	38
3.5	Espacialização das emissões atmosféricas	38
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	39
4.1	Análise dos fatores de emissão	39
4.2	Análise das emissões totais nacional	47
4.3	Análise por setor inventariado	56
4.3.1	Termoelétricas.....	57
<u>4.3.1.1</u>	<u>Análise do processo e dados</u>	<u>57</u>
<u>4.3.1.2</u>	<u>Fatores de emissão</u>	<u>61</u>
<u>4.3.1.3</u>	<u>Análise em relação ao inventário de 2011.....</u>	<u>64</u>
<u>4.3.1.4</u>	<u>Considerações, simplificações e incertezas</u>	<u>66</u>
<u>4.3.1.5</u>	<u>Emissões atmosféricas.....</u>	<u>69</u>
4.3.2	Refinarias	77
<u>4.3.2.1</u>	<u>Análise do processo e dados</u>	<u>78</u>
<u>4.3.2.2</u>	<u>Fatores de emissão</u>	<u>85</u>
<u>4.3.2.3</u>	<u>Análise em relação ao inventário de 2011.....</u>	<u>87</u>
<u>4.3.2.4</u>	<u>Considerações, simplificações e incertezas</u>	<u>89</u>
<u>4.3.2.5</u>	<u>Emissões atmosféricas.....</u>	<u>92</u>

4.3.3	Fábricas de papel e celulose	98
4.3.3.1	Análise do processo e dados	99
4.3.3.2	Fatores de emissão	101
4.3.3.3	Análise em relação ao inventário de 2011	103
4.3.3.4	Considerações, simplificações e incertezas	104
4.3.3.5	Emissões atmosféricas.....	106
4.3.4	Fábricas de cimento	110
4.3.4.1	Análise do processo e dados	111
4.3.4.2	Fatores de emissão	112
4.3.4.3	Análise em relação ao inventário de 2011	114
4.3.4.4	Considerações, simplificações e incertezas	116
4.3.4.5	Emissões atmosféricas.....	117
4.4	Códigos em linguagem de programação R.....	121
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	122
6	APÊNDICES.....	125
	REFERÊNCIAS.....	126

1 INTRODUÇÃO

Os agentes forçantes do clima aumentaram significativamente desde a industrialização e a preocupação com o meio ambiente global tornou-se evidente a partir dos acordos ambientais internacionais como o Protocolo de Kyoto, o acordo de Paris, a Agenda 2030 e as diretrizes globais de qualidade do ar da Organização Mundial da Saúde (OMS). Estes acordos foram motivados pelas emissões significativas de gases de efeito estufa (GEE), pelas evidências inequívocas das mudanças climáticas pela ação humana, pelos diversos efeitos adversos à saúde, entre outros.

As emissões atmosféricas de origem antrópica é um dos fatores controláveis de principal interesse para o entendimento das mudanças do sistema terrestre, pois os poluentes denominados de curto tempo de vida também influenciam os processos de aquecimento e resfriamento da terra. O último relatório do IPCC (IPCC, 2021) sobre a mudança climática apresenta que as emissões decorrentes das atividades humanas contribuíram com o aquecimento da terra ao redor de 1,07°C. Além disso, com base em dados da OMS, do ano 2019, este tipo de emissões tem relação direta com a poluição do ar exterior causando cerca de 4,2 milhões de mortes prematuras por ano associadas a doenças cardiovasculares e respiratórias.

Os inventários de emissões atmosféricas vêm ganhando cada vez mais importância no direcionamento de esforços e ações que visem o cumprimento dos compromissos globais ambientais, orientados à melhoria simultânea da qualidade do ar e à mitigação e adaptação às mudanças climáticas. Os inventários são instrumentos que compilam e agregam informações úteis para a identificação das atividades ou setores que impactam significativamente o meio ambiente numa área, localidade ou globalmente. Os inventários de emissões atmosféricas são muitas vezes separados em inventários de emissões atmosféricas de GEE e inventário de emissões atmosféricas de poluentes, dos quais têm em finalidades diferentes. Os inventários de emissões atmosféricas de poluentes, que é o foco principal deste trabalho, fornecem insumos para avaliação dos impactos socioambientais atribuídos à alteração da qualidade do ar e a necessidade de implementação de controles específicos em setores econômicos, assim como de tecnologias de abatimento.

O Brasil (área de estudo deste trabalho) até onde se tem conhecimento, baseado em revisão bibliográfica e consultas a sítios eletrônicos oficiais de órgãos, agências e institutos ambientais não tem um inventário oficial de emissões atmosféricas de poluentes dos diversos setores industriais e veicular. Um inventário que compile e registre as estimativas das emissões em escala nacional e permita identificar os aportes à qualidade do ar por grupos de fontes de emissão dos principais poluentes e que, principalmente, possa ser usado em modelos atmosféricos de qualidade do ar.

Com base no exposto, embora exista uma iniciativa prévia de desenvolvimento de inventário de emissões de fontes fixas realizado por KAWASHIMA et al., (2020), este trabalho é um avanço e não se restringe a uma revisão e atualização. Trata-se do desenvolvimento de inventário de emissões atmosféricas para quatro setores industriais no Brasil com uma abordagem Bottom-up para 1990-2022, incluindo sua avaliação em relação aos dados do inventário global EDGAR, comparação entre fatores de emissão usados, espacialização e criação de código no ambiente de programação R para sua posterior automação, atualização e uso em modelos de qualidade do ar. Este desenvolvimento pretende contribuir com o desenvolvimento de instrumentos que auxiliem no entendimento da origem e contribuições das emissões atmosféricas à poluição atmosférica no Brasil.

1.1 Justificativa

Os inventários de emissões atmosféricas são o melhor instrumento para a gestão da qualidade do ar na escala local, nacional e global, pois de acordo com o propósito, estes contabilizam as emissões de poluentes atmosféricos gerados em um determinado sítio por uma ou várias atividades de tipo industrial, residencial ou natural (p.ex.: queimadas, suspensão de partículas do solo). A identificação dos setores que aportam significativamente à contaminação do ar, permite que as autoridades, empresários e outros órgãos de gestão, direcionem seus esforços no cumprimento dos objetivos relacionados à melhoria da qualidade do ar, às ações contra as mudanças climáticas e à proteção da saúde humana.

Considerando que o Brasil tem somente uma ferramenta que consiste no inventário de emissões de gases efeito estufa (GEE)¹, este trabalho poderá contribuir com o desenvolvimento de instrumentos que auxiliem o país na gestão das suas emissões. Por exemplo, no cumprimento dos compromissos ratificados no Protocolo de Kyoto, no Acordo de Paris e os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) global da Agenda 2030. Além da regulamentação nacional, destaca-se a relação que existe entre as emissões antrópicas de poluentes atmosféricos com o resfriamento e aquecimento da atmosfera, assim como com os efeitos adversos à saúde decorrentes da qualidade do ar.

1.2 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Desenvolver um inventário de emissões atmosféricas de poluentes para quatro setores industriais do Brasil com abordagem Bottom-up para 1990-2022 aplicando os fatores de emissão da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e da Agência Europeia do Ambiente (EEA).

1.1.2 Objetivo específico

- Revisar e atualizar o inventário de fontes industriais desenvolvido por KAWASHIMA et al., 2020 para o ano base de 2011;
- Quantificar e espacializar as emissões atmosféricas dos setores refinaria, termoelétricas, cimento e papel e celulose para as séries de dados disponíveis de 1990 a 2022;
- Criar código em ambiente de programação R para a realização dos cálculos de emissão, geração dos arquivos de saída de emissões compatíveis com as entradas de modelos de qualidade do ar e para posterior automatização e atualização do inventário.

¹ Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG): <https://seeg.eco.br/o-que-e-o-seeg>

2 REFERENCIAL TEORICO

A fim de aprofundar sobre a importância do desenvolvimento de inventário de emissões atmosféricas com abordagem *Bottom-Up*, neste item apresenta-se a revisão da literatura dos conceitos e estudos que subsidiam o trabalho e que dá origem a este instrumento (inventário) para a gestão de qualidade do ar. O referencial teórico está organizado na seguinte sequência:

- Clima e poluição do ar: Inclui a revisão bibliográfica sobre a influência das emissões de material particulado e gases na química da atmosfera e mudança do clima.
- Qualidade do ar, saúde e desenvolvimento econômico: Descreve a relação que existe entre os três temas, principalmente a influência e as medidas para minimizar problemas de saúde por doenças respiratórias e cardiovasculares atribuídas à qualidade do ar.
- Inventários de emissões atmosféricas: expõe a definição do conceito, formulação, aspectos metodológicos, importância, fatores de emissão existentes, procedência e relação com os inventários globais. Destaca a importância de dados locais para estimativas mais certas.
- Emissões atmosféricas e a qualidade do ar no Brasil: apresenta um contexto geral sobre a qualidade do ar do Brasil, desenvolvimento econômico do país, principais fontes e estimativas de emissão existentes.
- Emissões atmosféricas por fontes fixas no Brasil: aborda os processos geradores de emissões, principais poluentes e estudos locais feitos no grupo de fontes fixas, objeto deste trabalho.
- Processos industriais e emissões de poluentes: descreve cada um dos processos industriais e as fontes de emissões para geração de energia elétrica, produção de derivados de petróleo e produção de cimento, papel e celulose no Brasil.

2.1 Clima e poluição do ar

O clima se define como o estado médio da atmosfera (WALLACE; HOBBS, 2014) durante um período e determinado lugar. A temperatura, umidade relativa, precipitação, velocidade do vento e nebulosidade são as variáveis consideradas padrão para definição do clima, por sua importância e influência no conforto,

alimentação, transporte, entre outros aspectos de relevância à vida humana (RAVISHANKARA, 2005). A análise dessas variáveis fornece informações sobre a variabilidade climática e para a detecção das mudanças climáticas.

Existem dois tipos de fatores forçadores do clima, o primeiro corresponde ao grupo de fatores naturais não reproduzíveis e não controláveis, como os efeitos da órbita da terra, atividade solar, circulação oceânica, orogenia, atividade vulcânica, entre outros. O segundo grupo são os fatores antrópicos diretos e indiretos controláveis, provenientes de emissões atmosféricas derivadas da queima de combustíveis fósseis e biomassa, atividade agrícola e ressuspensão de gases e material particulado, incluindo os efeitos decorrentes das mudanças no uso da terra, tais como desmatamento, realinhamentos de canais naturais, entre outros que interferem na dinâmica do sistema terrestre.

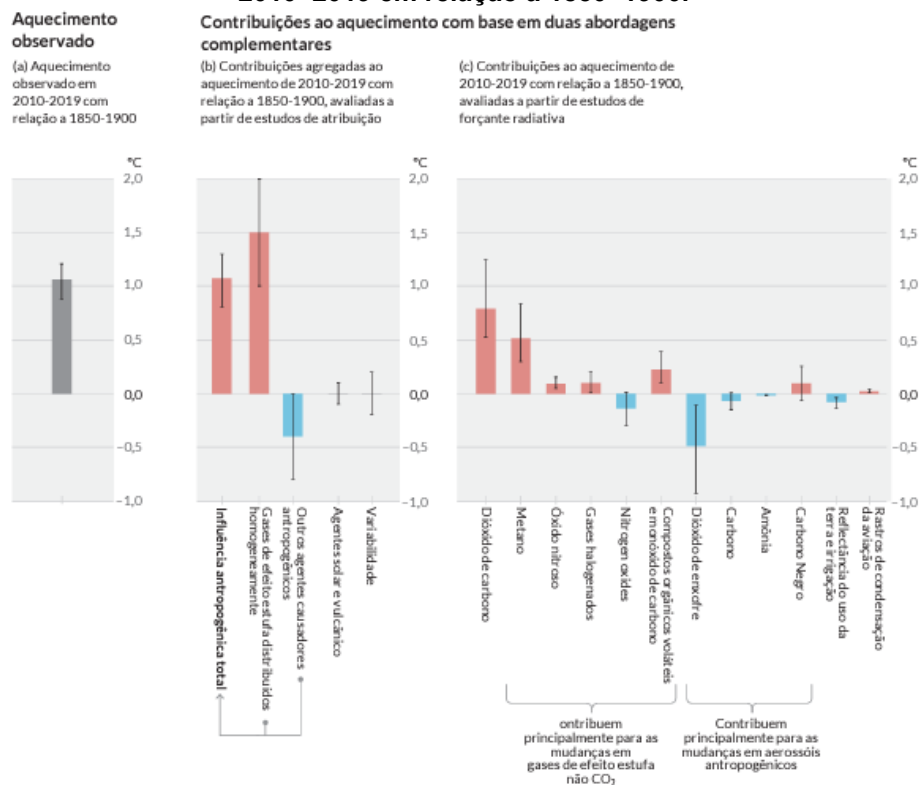
A poluição do ar está relacionada com as mudanças no clima (SÁ et al., 2016), pois as emissões atmosféricas de gases e partículas que afetam a química da atmosfera e, muitas vezes a qualidade do ar, também interferem direto ou indiretamente no clima. A combinação das condições de clima desfavorável com emissões antropogênicas constantes são fatores determinantes para episódios de poluição do ar (JACOB; WINNER, 2009). Os poluentes, por sua vez afetam os ciclos biogeoquímicos, os quais terminam por acoplar-se aos forçamentos antropogênicos.

Os processos químicos na atmosfera são um dos responsáveis por amplificar ou atenuar as perturbações produzidas pelas atividades humanas (DENMAN et al., 2007). Já que de maneira geral os processos químicos influenciam o forçamento do clima, controlando a abundância do ozônio de curta duração, determinando as propriedades ópticas dos aerossóis e suas alterações pela exposição à radiação, mudando a capacidade dos aerossóis de absorver água e determinando a vida útil dos agentes químicos do efeito estufa, com exceção do CO₂ (RAVISHANKARA, 2005).

Com a industrialização, o crescente desenvolvimento de serviços e as urbanizações vem potencializando o forçamento da mudança do clima. A alteração das propriedades da superfície da terra (cobertura) influencia na radiação superficial líquida, induzindo consequências sobre a temperatura, o armazenamento de umidade de ar superficial, os fluxos de vento local, além de ocasionar altas concentrações de aerossóis e modificar o balanço de energia superficial (DENMAN et al., 2007).

De acordo com o relatório do IPCC sobre a mudança climática, o aquecimento da atmosfera, oceano e da terra observado é impulsionado por emissões de atividades humanas (ver Figura 1). A mudança climática induzida pelo homem tem resultado nos últimos tempos de forma simultânea e mais recorrente em escala mundial em ondas de calor e frio, precipitações intensas, secas, ciclones tropicais, dentre outros eventos atmosféricos (IPCC, 2021).

Figura 1 - Contribuições dos fatores avaliados para o aquecimento observado no período de 2010–2019 em relação a 1850–1900.



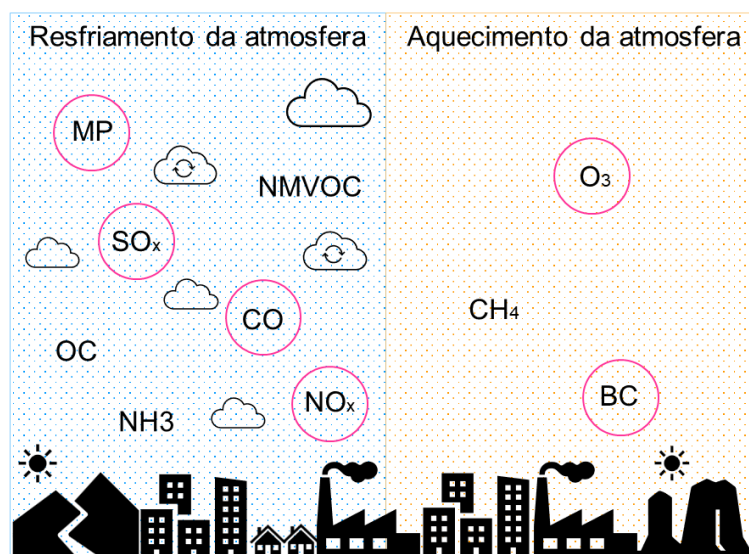
Fonte: Adaptado do relatório do IPCC (2021).

Do ponto de vista químico, os GEE estão direto e indiretamente relacionados com as emissões de alguns poluentes atmosféricos que se reduzidos conduzem a mitigação das mudanças climáticas a curto prazo. Estes poluentes se classificam em dois grupos, os que exercem efeito de aquecimento da atmosfera, onde encontram-se o *Black Carbon* (BC), ozônio troposférico (O₃) e metano (CH₄) (STOHL et al., 2015). O segundo por aqueles que exercem efeito de resfriamento, principalmente os aerossóis atmosféricos compostos por óxidos de enxofre (SO_x), óxidos de nitrogênio (NO_x), material particulado (MP), carbono orgânico (*Organic Carbon* - OC), monóxido

de carbono (CO), compostos orgânicos voláteis menos o metano (*Non-Methane Volatile Organic Compounds* - NMVOCs) e amônia (NH₃) (HANAOKA; MASUI, 2020).

A Figura 2 apresenta a relação entre os poluentes atmosféricos e o aquecimento ou esfriamento da atmosfera. os poluentes que estão dentro do círculo rosa são os poluentes ou grupo de poluentes que incluem os classificados como critério para os quais existem padrões de qualidade do ar no Brasil.

Figura 2 - Relação entre poluentes atmosféricos e aquecimento/resfriamento da atmosfera



Fonte: Autoria própria (2022).

A partir da Convenção sobre a Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longa Distância (*Convention on Long-range Transboundary Air Pollution* - CLRTAP), do Protocolo de Gotemburgo e dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) tem-se buscado promover a formulação de políticas locais orientadas em melhorar de forma simultânea a qualidade do ar e mitigar as mudanças climáticas globais (AKIMOTO et al., 2015). Isto tem incentivado o desenvolvimento e as implementações de instrumentos de gestão que permitiram observar a evolução das mudanças climáticas, incentivando as pessoas a ter um papel ativo na definição de estratégias de adaptação e mitigação sobre os riscos futuros ao planeta terra.

2.2 Qualidade do ar, Saúde e desenvolvimento econômico

Atualmente a poluição do ar é um dos maiores problemas sociais (REIS; DROUET; TAVONI, 2022) atribuindo-se perto de 7 milhões de mortes prematuras no

ano 2016 por doenças respiratórias e cardiovasculares (OMS, 2021). A OMS em 2021 estabeleceu novas diretrizes para a qualidade do ar visando a proteção da saúde e relatou que mais de 99% da população do mundo respira ar com níveis de poluentes acima dos valores recomendados. Adicionalmente destacou a necessidade de diminuir o uso de combustíveis fósseis.

No entanto, a relação de influência do desenvolvimento econômico com a poluição do ar e saúde é um tema complexo e controverso (YANG; ZHOU; DING, 2022). É evidente a correlação positiva que existe entre a poluição do ar, a proporção das indústrias e a densidade populacional (DING et al., 2019). Por exemplo (DING et al., 2019) demonstraram que para algumas das regiões da China (proposta por Kuznets) o crescimento econômico no período inicial de desenvolvimento causa maior poluição atmosférica por $MP_{2.5}$ e persiste até conseguir alcançar o ponto de inflexão, onde o crescimento econômico favorece o progresso tecnológico e por tanto à otimização dos processos industriais no sentido de controlar as emissões atmosféricas sem afeitar os ganhos econômicos. Baseado no artigo de revisão realizado por JAEGER et al., 2023 esta complexa relação depende das características da degradação ambiental e das preferências da tecnologia de produção.

No Brasil, ALAM et al., (2016) fizeram a análise da relação entre as emissões de carbono, crescimento econômico, consumo de energia e crescimento populacional. De acordo com suas análises estatísticas feitas para séries de dados de 43 anos, a teoria da curva ambiental de Kuntz é válida para o país tanto para o curto quanto para longo prazo, demonstrando que as emissões de CO_2 diminuem com o aumento do Produto Interno Bruto (PIB) per capita ao longo do tempo.

Com base no estudo anterior, é importante destacar que a saúde humana estabelece as bases para o crescimento populacional e o desenvolvimento social, como descreve as análises de NESHAT GHOSH et al., (2023) que encontraram relação entre a mortalidade por doenças respiratórias e indicadores econômicos.

2.3 Inventários de emissões atmosféricas

Os inventários de emissões são instrumentos de gestão que fornecem informações importantes para o planejamento urbano e proteção da saúde ambiental (IBARRA-ESPINOSA et al., 2018). Eles são úteis para a tomada de decisões entre autoridades locais ou dentro de um mesmo setor produtivo (HUNEEUS et al., 2020),

considerando a relação entre as emissões antropogênicas, a qualidade do ar, a saúde das pessoas e as mudanças climáticas.

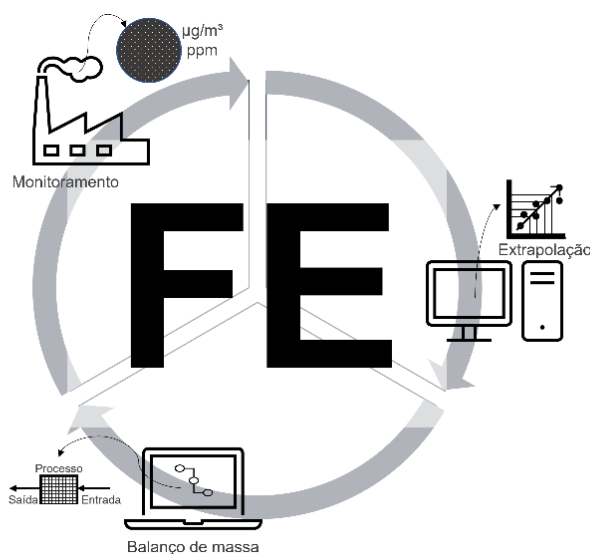
As metodologias de cálculo estão baseadas nas diretrizes definidas pelo IPCC para estimar as emissões de gases de efeito estufa (CHRIS DORE, 2016). Embora não exista um método único que possa ser usado para estimar as emissões médias de todas as categorias de fontes (EPA, 2000), existe a equação fundamental, que consiste na multiplicação dos valores de consumo e produção de uma atividade fonte (A) com seu correspondente fator de emissão (FE), de acordo com a Equação 1.

$$Emissão = FE * A$$

Equação 1 – Equação fundamental para o cálculo emissões atmosféricas
Fonte: IPCC (2006).

De acordo com a definição da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (EPA) “*Um fator de emissão é um valor representativo que tenta relacionar a quantidade de um poluente liberado para a atmosfera com uma atividade associada à liberação deste poluente... são geralmente expressos como a massa do poluente dividido por uma unidade de massa, volume, distância ou duração da atividade que emite o poluente*” (EPA, 1995). Neste sentido, os fatores de emissão constituem o valor médio das taxas de emissão observadas (monitoradas), modeladas ou estimadas pelo balanço de massa e outros métodos amplamente aceitos pela comunidade científica.

Figura 3 - Fontes de informação que dão origem aos FE.

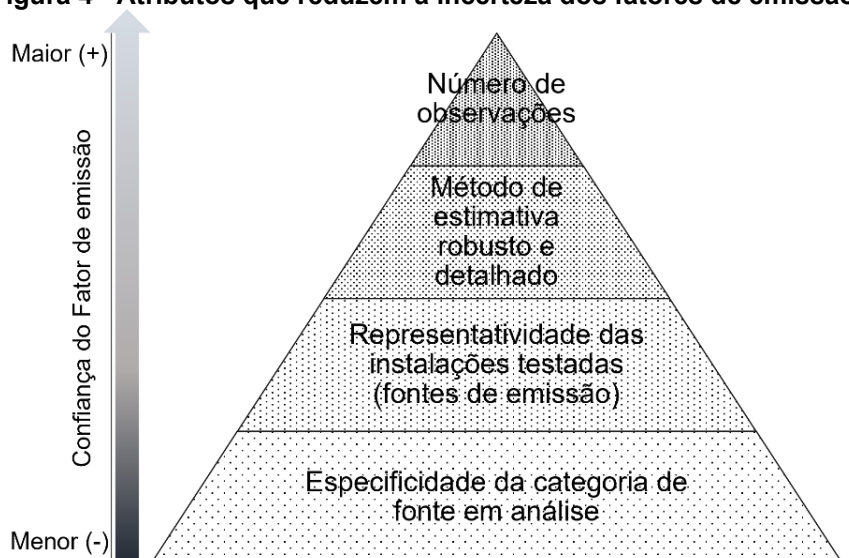


Fonte: Autoria própria (2022).

O grau de incerteza é atribuído pelo detalhe das informações disponíveis e confiabilidade das provas que desenvolvem o FE, devendo representar as condições típicas das operações de rotina (normais) de cada fonte de emissão. A

Figura 4 apresenta o grupo de atributos com o qual é conferida a classificação dos fatores de emissão, a ordem apresentada não influencia na determinação, porém, quanto mais atributos forem incluídos no estudo de formulação, maior será a confiabilidade do FE, por isso é recomendável nas estimativas indicar a nota atribuída pela agência.

Figura 4 - Atributos que reduzem a incerteza dos fatores de emissão.



Fonte: Autoria própria (2022).

Embora o uso de fatores de emissão no desenvolvimento de inventários seja considerado o último recurso para estimativa das emissões atmosféricas, este constitui o método de cálculo mais usado, pois nem sempre estão disponíveis ou atualizados os dados de medidas que são realizados em fontes de emissão específicas ao público geral. Além disso, fornecem uma boa média das emissões a longo prazo para estimativas anuais, e é a representação das emissões por tipo de fonte mais econômica, pois os documentos de desenvolvimento técnico estão disponíveis ao público em geral, nas páginas web da EPA, IPCC e Agência Europeia do Ambiente (EEA). Estas são as agências mais reconhecidas na formulação dos fatores de emissão por grupo de atividades, controle e monitoramento da poluição do ar, além de outras matrizes para análises ambientais.

A quantificação das emissões pode ser abordada desde os conceitos multidisciplinares e amplamente usado na área da macroeconomia, *Bottom-up* e *Top-*

down, conceitos incluídos pelo IPCC no trabalho sobre as dimensões econômicas e sociais das mudanças climáticas de 1995, com a finalidade de analisar a eficácia e o impacto das políticas de mitigação das mudanças climáticas (GOETTLE; HO; WILCOXEN, 2019).

A abordagem *top-down* se baseia na análise de tendências e relacionamentos históricos para prever as interações, principalmente entre o setor de energia e o resto da economia (IPCC, 1995). De forma simples consiste em uma análise carente de detalhes tecnológicos sem conseguir a heterogeneidade da demanda de serviços de energia (ANDERSEN et al., 2019), assumindo dados comuns nas estimativas. Esta abordagem está relacionada ao método de cálculo 'simples' (*Tier 1*) que usa apenas fatores de emissão padrão (CHRIS DORE, 2016).

Em contraste, *bottom-up* descreve com detalhe o consumo de energia (IPCC, 1995), já que seu enfoque está na análise das tecnologias e das opções de investimento pela otimização (ANDERSEN et al., 2019). Os inventários que possuem esta abordagem estão associados aos métodos de cálculo mais complexos (*Tier 2* e *Tier 3*), os quais utilizam fatores de emissão mais específicos discriminando as condições específicas do processo (CHRIS DORE, 2016) e da tecnologia associada.

Os marcos metodológicos dos níveis de complexidade das estimativas (*Tier 1*, 2 e 3) estão descritos no Guia de inventário de emissões de poluentes atmosféricos EMEP/EEA 2019² disponível ao público geral em sua página web. Além disso, o processo metodológico que vai ser aplicado neste projeto se descreve no item 3 deste documento.

Considerando a importância dos inventários de emissões atmosféricas na identificação dos aspectos que geram a alteração da qualidade do ar e as mudanças climáticas, organismos de gestão e controle intergovernamental, como a comissão da União Europeia (EU), tem criado alianças com entidades e centros de pesquisa para fornecer assessoria científica independente, que apoie a formulação e seguimento das políticas orientadas em melhorar a qualidade do ar e combater as alterações climáticas.

Estas alianças, levaram ao desenvolvimento de ferramentas para a quantificação de emissões atmosféricas de importância e aplicabilidade global, como são os inventários EDGAR (*Emission Database for Global Atmospheric Research*)³ e

² EMEP/EEA: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>.

³ EDGAR: <https://edgar.jrc.ec.europa.eu/>

ECLISE V5 (*Evaluating the Climate and Air Quality Impacts of Short-Lived Pollutants*)⁴, amplamente utilizados pela comunidade científica.

A abordagem do EDGAR v5.0 é do tipo *bottom-up*, aplicada a todos os países do mundo (JANSSENS-MAENHOUT et al., 2018), segundo a disponibilidade de informação. O EDGAR foi desenvolvido através da compilação de inventários regionais de emissões, desenvolvidos em várias partes do mundo (UPADHYAY; DEY; GOYAL, 2020) e contempla as emissões de várias substâncias, gases de efeito estufa e poluentes do ar (JANSSENS-MAENHOUT et al., 2018). O inventário compreende informação de emissões atmosféricas entre o período de 1970 a 2015.

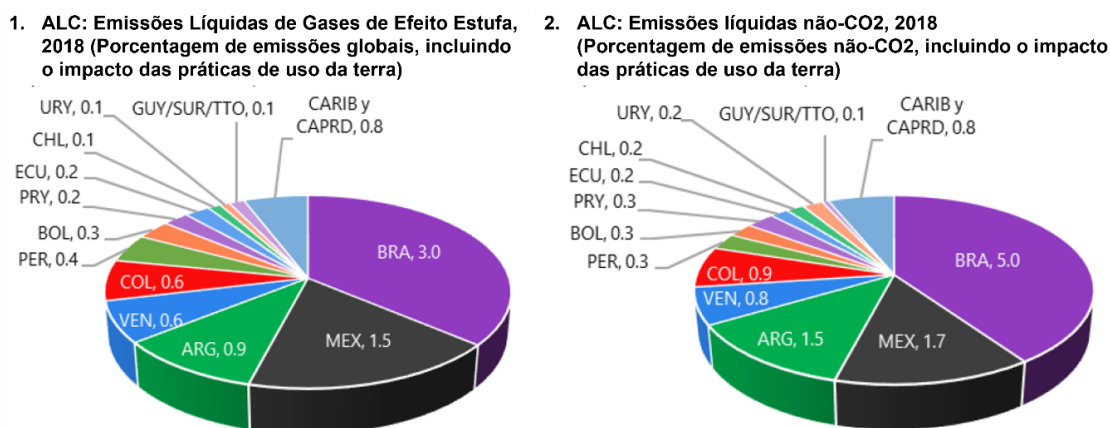
Da mesma forma, a abordagem do projeto ECLIPSE é do tipo *bottom-up*, neste caso está centrado nos poluentes climáticos de curta duração, como BC, O₃ e CH₄. Seu conceito sistemático consiste em projetar um cenário de mitigação realista e eficaz para poluentes climáticos de curta duração e quantificar seus impactos no clima e na qualidade do ar (STOHL et al., 2015), e compreende o período entre 1990 e 2010 em intervalos de cinco anos. Além disso, aborda o Modelo de interações e sinergias de poluição do ar (GAINS).

Vários estudos se concentraram em avaliar a aplicabilidade desses inventários em várias partes do mundo, principalmente em áreas carentes de informação, comparando seus resultados entre si e com estimativas locais. Alguns dos resultados de trabalhos conjuntos desenvolvidos no Vietnã, América do Sul, África e Índia, descrevem que os inventários globais não fornecem uma estimativa exata das emissões locais e assumem controles limitados ou inexistentes da poluição do ar. Com isso divergem, portanto da realidade (ROY et al., 2021), pois usam dados estatísticos genéricos do país (HUNEEUS et al., 2020), com resultados apresentando diferenças significativas em suas magnitudes e na localização (HADJI et al., 2019). Isso reforça a importância de dados locais a fim de obter estimativas mais certas e motiva o desenvolvimento de inventários locais detalhados que permitam a tomada de decisões mais assertivas, pois uma resolução mais fina poderia representar melhor as áreas locais com maiores níveis de poluição do ar (*hotspots*) (UPADHYAY; DEY; GOYAL, 2020). Além disso, a adoção de fatores de emissão calculados em condições reais pode melhorar drasticamente a modelagem da qualidade do ar na região (NOGUEIRA et al., 2021).

2.4 Emissões atmosféricas e poluição no Brasil

Centrando-se na área de estudo, o Brasil é o país com um dos sistemas econômicos mais desenvolvidos da região da América Latina e do Caribe (BID, 2021). De acordo com o relatório sobre as mudanças climáticas e seus desafios para América Latina e Caribe (ALC), desenvolvido pelo Fundo Monetário Internacional (FMI), o Brasil, junto com o México e Argentina, para o ano 2018, contribuíram com um por cento (1%) do total de emissões mundiais de GEE (FMI, 2021). Como se apresenta na Figura 5 estes três países aportam majoritariamente as emissões da América Latina e Caribe, em parte se atribui aos tamanhos de cada um dos territórios.

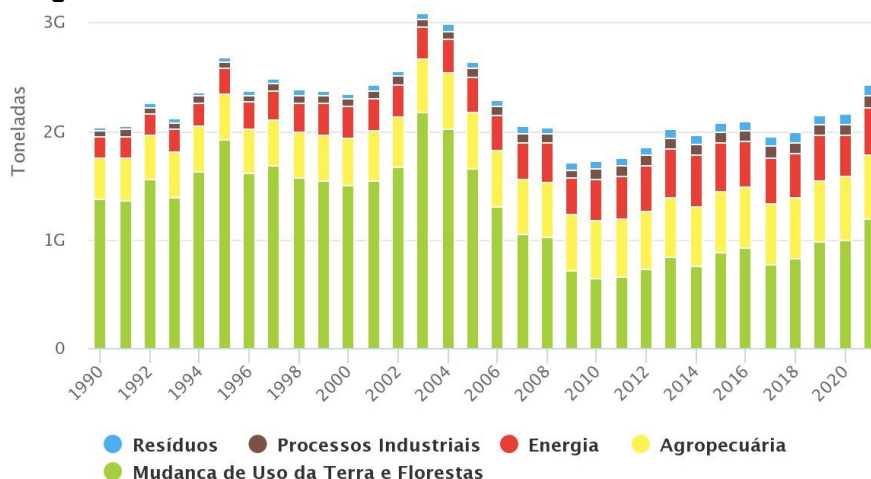
Figura 5 - Diversidade de riscos climáticos na região ALC



Fontes: World Resources Institute, CAIT Climate Data Explorer; Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança Climática; e cálculos do corpo técnico do FMI.
 Nota: As emissões de gases de efeito estufa incluem CO₂, CH₄, N₂O e gases fluorados, provenientes de energia, indústria, agricultura, LULUCF (uso da terra, mudança no uso da terra e silvicultura), resíduos e outras fontes. Os códigos de país da Organização Internacional para Padronização (ISO) são usados nas legendas de dados. ALC = América Latina e Caribe; CAPRD (América Central, Panamá e República Dominicana) = Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicarágua, Panamá República Dominicana; CARIB (Caribe) = Antígua e Barbuda, Bahamas, Barbados, Belize, República Dominicana, Granada, Guiana, Haiti, Jamaica, São Cristóvão e Nevis, São Vicente e Granadinas, Santa Lúcia, Suriname, Trinidad e Tobago.

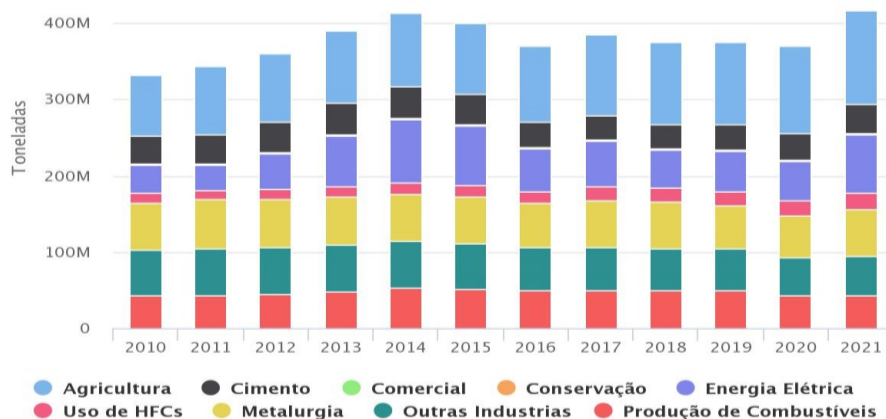
Fonte: Adaptado do relatório do FMI (2021).

Com base na série histórica de emissões de GEE, publicada pelo Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG), no Brasil, prevalecem as emissões atribuídas às mudanças no uso da terra, seguido pelo desenvolvimento das atividades agropecuárias e energia, como se observa na Figura 6.

Figura 6 - Estimativas de emissões GEE do Brasil de 1990 a 2021.

Fonte: SEEG⁵ (2023).

Procurando os aportes pelos setores industriais do país, os dados de emissões por atividade econômica dos últimos dez anos mostram que as maiores contribuições estão associadas à indústria agrícola, produção de combustível, metalúrgica e energia elétrica, além de outras indústrias não discriminadas (ver Figura 7). Assim, sendo congruente com os dados de emissões de GEE apresentados anteriormente.

Figura 7 - Estimativas de emissões GEE do Brasil por atividade econômica de 2011 a 2021

Fonte: SEEG⁵ (2023).

Os indicadores da produção industrial por setores e atividades de indústria apresentados nos relatórios de Produção Física Industrial⁶, desenvolvidos pelo

⁵ Emissões totais GEE do Brasil: https://plataforma.seeg.eco.br/total_emission#

⁶ Series históricas PIM-PF: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/industria/9294-pesquisa-industrial-mensal-producao-fisica-brasil.html?=&t=series-historicas>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), relevam que entre 2002 e 2014, o país apresentou maior desempenho na produção das indústrias de transformação em geral.

Em relação aos poluentes não-GEE, o Instituto de Energia e Meio Ambiente (IEMA)⁷, organização sem fins lucrativos, desenvolveu a plataforma de qualidade do ar, onde publica os resultados de monitoramento de nove estados do Brasil (os que possuem medida oficial) e quantifica o Índice de Qualidade do Ar (IQA_r) dos poluentes CO, O₃, material particulado menor que dez micrometros (MP₁₀), material particulado menor que 2,5 micrometros (MP_{2,5}) e dióxido de enxofre (SO₂), para o período compreendido entre 2015 e 2022.

A partir do número total de registros agrupados nas cinco categorias do IQA_r, entre o ano 2015 e 2021, os nove estados com dados apresentaram majoritariamente uma qualidade do ar boa. Do cem por cento (100%) dos dados 6,54% corresponderam a uma qualidade Moderada, ou seja, que possivelmente as pessoas de grupos sensíveis pudessem apresentar sintomas como tosse seca e cansaço.

Como se observa na Figura 8, dos sete anos de registros, os anos 2019 e 2020 registraram a qualidade do ar menos favorável, com registros importantes de contaminação de CO e O₃ que alcançaram as categorias de Muito Ruim e Péssima. A qualidade do ar péssima, principalmente, foi registrada nos estados de Rio de Janeiro, Paraná, Minas Gerais, Rio Grande do Sul e São Paulo. É importante ressaltar que do grupo de dados analisados, os estados de Rio de Janeiro e São Paulo apresentam a maior quantidade de dados coletados pelo IEMA.

⁷ Plataforma de Qualidade do Ar: <https://energiaeambiente.org.br/qualidadedoar>

Figura 8 - Estimativa nacional do IQAr de MP₁₀, MP_{2,5}, CO, SO₂, O₃, e o resumo dos registros por ano e estado.



Fonte: Autoria própria com dados do IEMA (2022).

Os estados de São Paulo e Rio de Janeiro possuem a maior rede de monitoramento da qualidade do ar do país, porém de maneira geral existe uma grande carência de monitoramento em muitas localidades. A qualidade do ar retrata indiretamente em parte as fontes de emissões existentes e a magnitude das suas emissões.

2.5 Emissões atmosféricas por fontes fixas no Brasil

O panorama geral que se apresenta neste item, resulta da coleta de alguns dos artigos científicos mais recentes que foram desenvolvidos a partir dos dados de inventários globais e quantificações próprias aplicando os métodos de cálculo

amplamente reconhecidos. Também é apresentado alguns resultados dos inventários de emissões atmosféricas publicados pelas agências ambientais dos estados do Brasil.

O relatório do inventário estadual de emissões atmosféricas publicado pelo Instituto ambiental do Paraná no ano 2013, descreve que as emissões anuais de MP e SO_x são principalmente de fontes industriais, enquanto as emissões de CO predominam a fonte do tráfego de veículos e as emissões de NO_x podem ter predominância nas fontes móveis ou industriais (GRAUER et al., 2013). O inventário não classifica as emissões por tipo de indústria, assim como não detalha a localização das fontes.

Na região da Grande Vitória, o inventário de emissões publicado pelo Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) do estado do Espírito Santo, para o ano 2015, as maiores emissões dos poluentes MP, MP₁₀, MP_{2.5}, NO_x, SO₂, CO e compostos orgânicos voláteis (COV), são principalmente da indústria Minero-Siderúrgica. O segundo setor com maiores emissões de MP é a Indústria de Produtos Minerais e as principais emissões de NO_x, SO₂ e CO são atribuídas ao setor logístico e outros⁸ (ECOSOFT, 2019).

O inventário de emissões atmosféricas da região metropolitana do Belo Horizonte, publicado pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) estimou que no ano 2015, as três principais fontes de emissões de MP₁₀, MP_{2.5} e NO_x são as ruas pelo tráfego de veículos, seguido pelo setor industrial (destacando a participação do setor de metalurgia) e, posteriormente pelas queimadas. Das emissões de CO prevalecem as ruas com 81,22% das emissões quantificadas, seguido pelas queimadas com 12,54% das emissões. Em relação as emissões de SO_x na região de estudo destacam-se as emissões do setor industrial com uma contribuição de 76,68%. Nas estimativas de COV a representação das emissões esteve distribuída entre os setores residenciais, postos de combustíveis, industriais e ruas pelo tráfego veicular (FEAM; PETROBRAS, 2018).

O Inventário de Emissões Antrópicas e Sumidouros de Gases de Efeito Estufa do Estado do Acre, publicado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

⁸ Setor Outro: Atividades relacionadas à misturas de fertilizantes, reciclagem de resíduos, comercialização de produtos ferrosos e não ferrosos, recauchutagem de pneus, jateamento abrasivo e pintura de produtos metálicos, fabricação de dutos, fabricação de isopor, usina termelétrica, fabricação de calçados, produção de papéis para fins sanitários

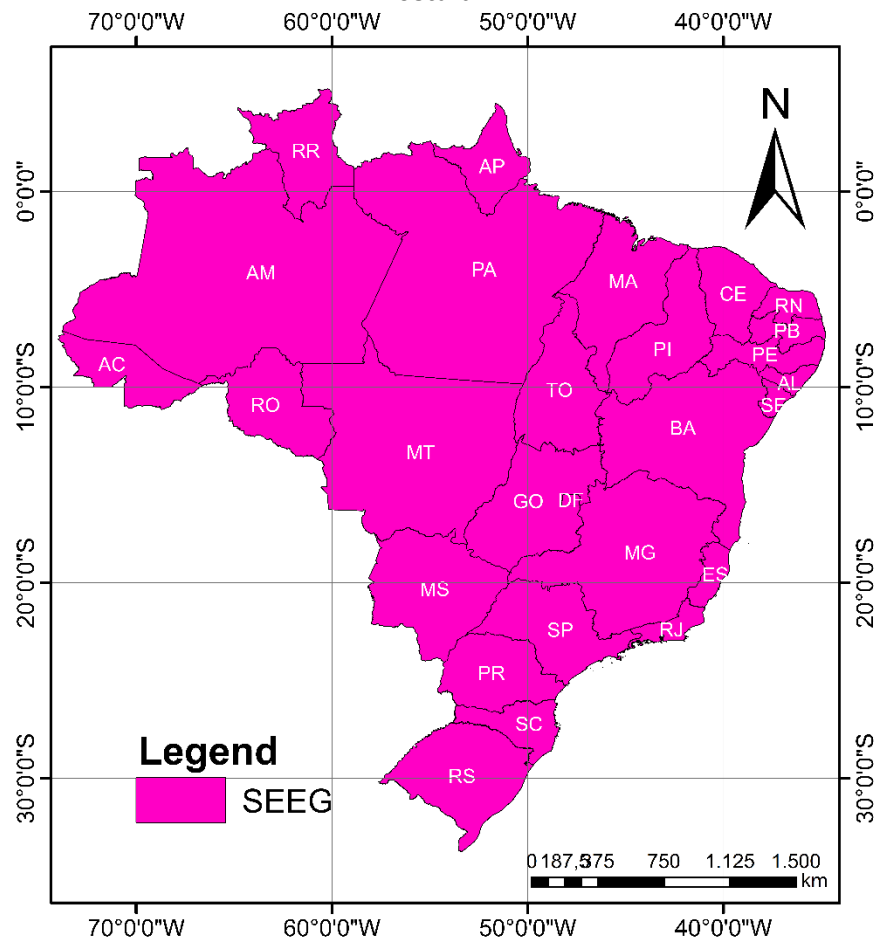
(EMBRAPA), descreve que as emissões de MP, CO e NO_x no ano 2014 foram atribuídas majoritariamente ao setor de transporte. Nas estimativas de GEE destaca-se as emissões pela atividade agropecuária (COSTA et al., 2018).

Compilando os resultados dos relatórios de Emissões do Estado do São Paulo publicados na página web da Companhia Ambiental do Estado do São Paulo (CETESB)⁹, verifica-se que as emissões de CO e NO_x para o ano base 2008 são, principalmente, atribuídas ao transporte rodoviário e o setor da energia, seguido pela indústria de alimentos e de papel e celulose. As emissões de COV para o mesmo ano foram atribuídas principalmente aos setores de energia e a indústria de alimentos, seguindo por outros processos industriais e o transporte rodoviário. Os inventários não discriminam outros setores industriais, além disso os relatórios têm ênfase nas estimativas de GEE.

De acordo com a pesquisa desenvolvida por estado, dos 26 estados do país e o distrito federal, cinco desenvolveram inventários de emissões atmosféricas próprios para poluentes além dos GEE, doravante denominados neste estudo com a abreviatura IVEE (ver Figura 10). Sete não tem informação diferente da publicada no SEEG e 16 estados e o distrito federal possuem relatórios próprios de GEE e Inventários de Fontes Móveis (IFM) (ver Figura 11), além da informação publicada no SEEG. A informação mais recente encontrada foi do ano 2015 como descrito acima.

⁹ Relatórios inventários de emissões estadual: <https://cetesb.sp.gov.br/inventario-gee-sp/materiais-de-apoio/publicacoes/inventarios-do-estado-de-sao-paulo-publicacoes/>

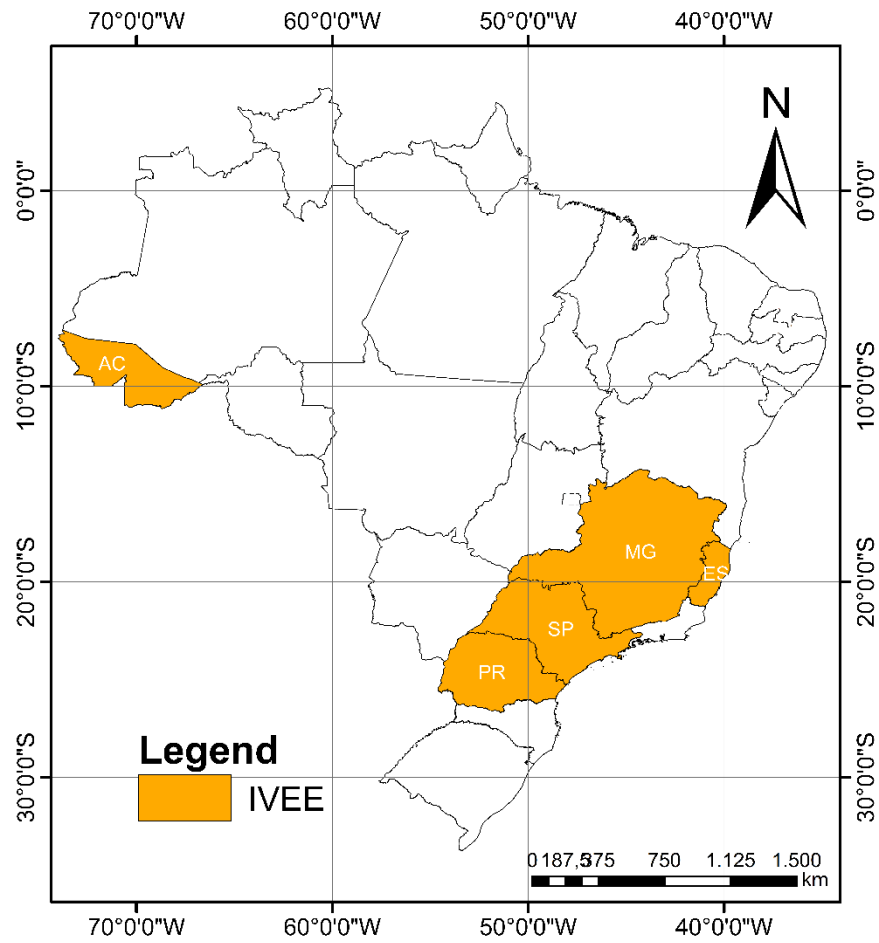
Figura 9 - Estados do Brasil com informação de inventários de emissões de gases efeito estufa.



Fonte: Autoria própria com informação cartográfica da USP¹⁰ (2022).

¹⁰ Shape files dos estados brasileiros: <http://www.usp.br/nereus/?dados=unidades-federativas>

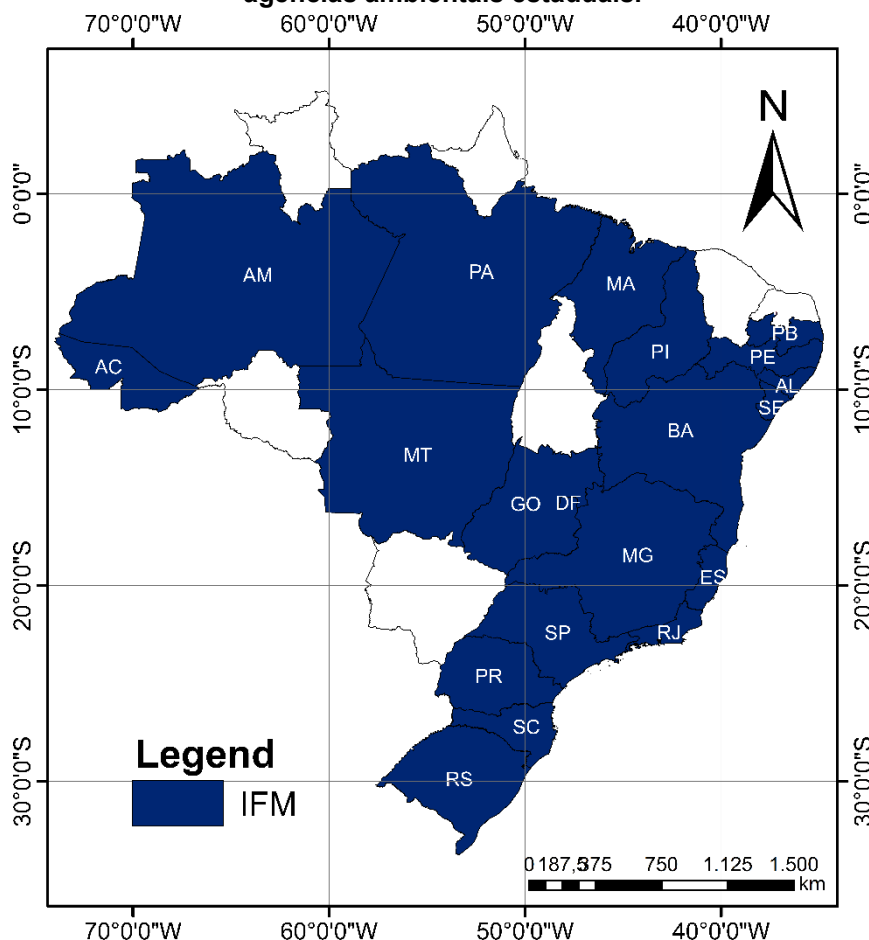
Figura 10 - Estados do Brasil com inventários de emissões de setores industriais publicados pelas agências ambientais estaduais.



Fonte: Autoria própria com informação cartográfica da USP¹¹ (2022).

¹¹ Shape files dos estados brasileiros: <http://www.usp.br/nereus/?dados=unidades-federativas>

Figura 11 - Estados do Brasil com inventários de emissões de fontes móveis publicados pelas agências ambientais estaduais.



Fonte: Autoria própria com informação cartográfica da USP¹² (2022).

Em resumo, dos relatórios apresentados acima, nos anos 2008, 2011, 2014 e 2015 a principal fonte de emissão, nos cinco estados, é o transporte rodoviário, seguido pelas emissões do setor industrial, destacando (nos relatórios dos estados de Minas de Gerais e Espírito santo) as indústrias metalúrgicas e minero-siderúrgica, respectivamente, pois os outros relatórios não discriminam as atividades industriais. Além disso, para o ano 2014 no estado do Acre prevaleceram as emissões do setor agropecuário, indicando que, a prevalência das emissões atmosféricas em cidades, regiões e estados específicos, estão relacionadas com a vocação e uso do solo, ou seja, o planejamento territorial.

Artigos recentes sobre emissões atmosféricas no Brasil, concordam que o setor de transporte é responsável pela maior parte das emissões atmosféricas (ANDRADE et al., 2017). Além de prejudicar a qualidade de vida, estas fontes também

¹² Shape files dos estados brasileiros: <http://www.usp.br/nereus/?dados=unidades-federativas>

contribuem na formação de O_3 troposférico pelas reações fotoquímicas que ocorrem após a emissão de seus precursores (NO_x e COV) (CHIQUELLO et al., 2019). No estado de São Paulo, observaram uma tendência de crescimento contínuo das concentrações deste poluente (O_3) relacionada a mobilidade (FREITAS et al., 2020) e o aumento do O_3 na região central da cidade de São Paulo, durante o pico de restrições de mobilidade impostas pela COVID-19 (Rudke et al., 2021).

Outra fonte de emissão importante do país é atribuída às mudanças de uso da terra, impulsionada, principalmente, pelo desmatamento na Amazônia e no Cerrado, associado a intensificação da agricultura e pecuária, destacando-se a produção da soja (ESCOBAR et al., 2020). A previsão das emissões de CO_2 por conta da conversão de terras naturais em terras para uso antrópico, feita com a integração do Modelo Brasileiro de Uso do Solo e Sistemas Energéticos (*Brazil Land Use and Energy Systems model* - BLUES) e o modelo de sistema energético COPPE-MSB, indica que as estimativas das emissões de óxido nitroso (N_2O) e CO_2 são afetadas pela escolha do FE (KÖBERLE, 2018).

Em relação as fontes fixas, no primeiro inventário de emissões atmosféricas, desenvolvido para o ano base 2011, a indústria de refino de petróleo, usinas termelétricas, indústrias de cimento Portland e indústrias de papel e celulose, foram elencados como os setores industriais que mais contribuíram para as emissões atmosféricas do país, pois são as indústrias que datam maior consumo de energia por unidade de produto (KAWASHIMA et al., 2020). Esse inventário evidencia que as maiores contribuições à poluição do ar no Brasil por fontes industriais, são as indústrias de refino de petróleo, cimento Portland e termelétricas, com emissões de CO_2 acima de 100.000 Gg/ano. Para os poluentes CO e MP, a indústria de refino de petróleo e cimento Portland apresentaram as maiores emissões, ao redor de 10.000 Gg/ano.

Além disso, o inventário indica que as termelétricas não são bem representadas no inventário global EDGAR. No entanto, como verificado (RAFEE et al., 2017) (MEDEIROS et al., 2017), são importantes fontes em localidades como no entorno de Manaus e interior do estado de São Paulo (SQUIZZATO et al., 2021).

3 METODOLOGIA

O desenvolvimento do inventário de emissões seguiu as metodologias de cálculo baseadas nas diretrizes definidas pelo IPCC, as metodologias de cálculo

definidas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos e da Agência Europeia do Ambiente; EPA e EEA por suas siglas em inglês, respectivamente. Para a apresentação dos processos de produção e entendimento da origem das emissões típicas, será usada como referência a metodologia para apresentação de estudos ambientais do Ministério do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável da Colômbia (MADS). Na sequência apresenta-se o processo metodológico adotado para este trabalho.

3.1 Pesquisa e análise das bases de dados e processos industriais

Este tópico é paralelo às outras etapas do processo metodológico, trata-se da constante pesquisa para a realização do trabalho, como dados de atividade dos processos industriais, fatores de emissão e referências bibliográficas para as análises e apresentação de resultados.

Consistiu em pesquisar sobre os processos de produção de cada uma das indústrias, conhecer as fontes de emissões típicas dos processos, os poluentes que são emitidos para a atmosfera e métodos, usualmente, usados para controlar as emissões atmosféricas naquelas indústrias. Também inclui a pesquisa sobre as indústrias que existem no Brasil, os dados de nível de atividade, como tipologia e capacidade nominal dos equipamentos, produção anual e consumo de matéria-prima e combustível.

As fontes de informação foram os sítios eletrônicos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), das agências ambientais estaduais, dos sindicatos de setores industriais, de indústrias específicas, além de artigos científicos que permitiram o entendimento da operação das diversas atividades realizadas nos setores industriais, objeto do inventário neste trabalho.

Uma vez coletadas as informações, os cálculos e espacialização georreferenciada das fontes foram realizadas com o uso da ferramenta ArcGis v.10.4.1 e R v.4.2.3. Como resultado deste passo metodológico, serão apresentados fluxogramas, a descrição detalhada de cada um dos processos e operações industriais inventariados e os mapas de localização no capítulo de resultados e discussões.

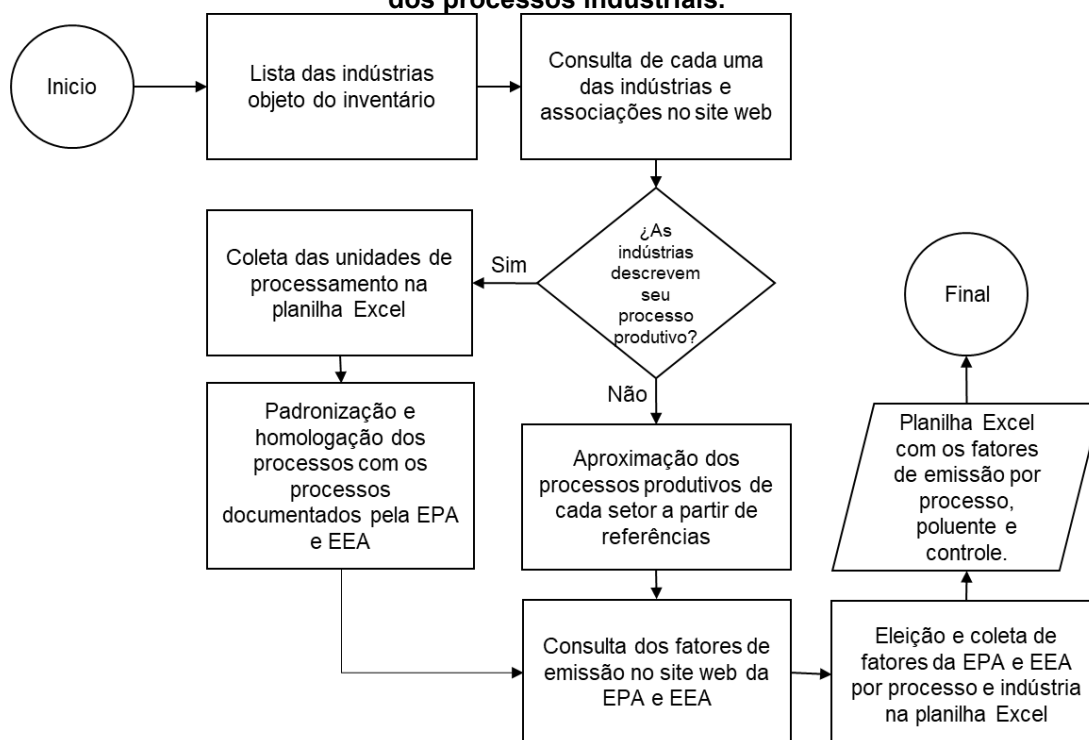
3.2 Identificação e definição dos fatores de emissão

Esta etapa trata-se da pesquisa e coleta dos fatores de emissão disponíveis no Brasil e os fatores formulados e estabelecidos para cada uma das indústrias pelas agências internacionais com expertise neste tema. Este projeto trabalha com os fatores de emissão da EPA e EEA.

A definição dos fatores utilizados para o cálculo de emissões foi a partir da homologação dos processos identificados nas indústrias do Brasil, com os processos definidos pela EPA e EEA. A seleção dos fatores é realizada com base nas descrições dos processos em documentos técnicos desenvolvidos pelas agências da EPA e EEA e publicações científicas sobre este tema.

Na Figura 12 apresentam o resumo do processo metodológico para coleta e eleição de fatores de emissão dos processos industriais considerados neste estudo.

Figura 12 - Fluxograma do processo metodológico de coleta e eleição de fatores de emissão dos processos industriais.



Fonte: Autoria própria (2021).

Como resultado apresentam-se tabelas com os fatores classificados por tipo, processo, tecnologia de controle, porcentagem de eficiência das tecnologias de abatimento, código único de identificação definido por cada agência, valores

classificados como intervalo inferior, intervalo superior ou único, unidade e referência da informação.

3.3 Cálculo das emissões

Consiste na padronização das matrizes de cálculo para fazer a multiplicação dos níveis de atividade com os fatores de emissão, em conformidade com as guias metodológicas da EPA e EEA. Se anexam matrizes com os cálculos.

Para levar a correta atualização do inventário do ano 2011, neste projeto utiliza-se o método de Sobreposição e Substituição definido pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). Esses métodos consistem na superposição e observação das diferenças e relações entre as estimativas novas e antigas, por exemplo, na identificação de mudanças nos fatores de emissão utilizados ou processos inventariados (RYPDAL; FLUGSRUD; IRVING, 2006).

O cálculo das emissões é desenvolvido a partir da seleção das operações de rotina que representem de forma completa as atividades de cada uma das indústrias (SAEGER, 1999). Para isso, seguindo a disponibilidade de informação por cada um dos setores, foram coletadas as quantidades de produção anual, combustíveis e matéria-prima utilizadas pelo setor industrial. As estimativas das emissões atmosféricas em unidade de massa foram feitas com os fatores de emissão da EPA e EEA aplicando a Equação 2.

$$Emissão = FE * A * (1 - C)$$

Equação 2 - Expressão de cálculo de emissões atmosféricas
Fonte: IPCC, 2006.

Onde:

A = Dado de atividade relacionado com a fonte de emissão, por exemplo quantidade produzida, ou quantidade de combustível usado, ou quantidade de matéria-prima utilizada em função do tempo, objeto da estimativa.

FE = Fator de emissão para um poluente em uma categoria de fonte de emissão específica definida pela EPA ou EEA. Este valor é apresentado em quantidade da espécie poluente por unidade de A.

C = Eficiência relativa dos sistemas de controle para cada tipo de tecnologia e tipo de poluente.

Para este projeto os cálculos têm como objetivo também fazer a comparação entre as emissões obtidas com os fatores da EPA e EEA, e os resultados obtidos no inventário desenvolvido para o ano 2011 da KAWASHIMA et al., 2020. As estimativas incluem controles de emissão tomados do Plano de Redução de Emissão de Fontes Estacionárias (PREFE) da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (CETESB, 2017).

A certeza ou aproximação real das estimativas depende da disponibilidade dos dados de produção, consumo de matéria prima e da descrição da infraestrutura tecnológica de controle das fontes de emissão; além dos critérios para a eleição dos fatores de emissão por parte do desenvolvedor. Os resultados são comparados com os dados do inventário global EDGAR v.5.0.

3.4 Criação do código R

Consiste na exploração da linguagem de programação em R para a organização das bases de dados e a formulação do código para automatizar os processos repetitivos de cálculos das estimativas das emissões deste projeto. Além disso, de realizar a escrita do arquivo de saída do inventário em formato que possa ser facilmente adaptado para uso em modelos de dispersão ou transporte de poluentes atmosféricos.

3.5 Espacialização das emissões atmosféricas

Para a distribuição espacial das emissões totais estimadas por poluente e setor industrial, as emissões foram processadas usando o pacote R “sf” que processa características espaciais (R Core Team 2022, Pebesma, 2018). Uma vez identificadas espacialmente as fontes, as agregamos em uma grade de 0,01. O processo de distribuição espacial em pontos de grade foi feito usando o pacote R “vein” IBARRA-ESPINOSA et al., 2018. Definimos a extensão da área em função da localização das fontes de emissão e da extensão territorial do Brasil, utilizando malhas cartesianas pré-determinadas por padrão.

Dessa forma, o domínio se estende pelo território nacional com resolução espacial de ponto de grade de 0,01°. As informações georreferenciadas foram obtidas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e dos órgãos responsáveis pelo monitoramento da operação de cada setor industrial, como a Agência Nacional

de Energia Elétrica (ANEEL), Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis do Brasil (ANP), Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Indústria Brasileira de Árvores (IBÁ); também foram utilizados dados do Sindicato Nacional da Indústria do Cimento (SNIC) estas fontes de emissão foram localizadas com ajuda do Google Earth. A distribuição corresponde à ponderação das emissões localizadas por cada célula da grade. Os resultados de 0,01° são apresentados em formato PDF, RDS e *shapefile* no Apêndice1 nomeado Mapas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os resultados e discussões obtidas no inventário de fontes fixas desenvolvido neste trabalho.

Os resultados são apresentados em escala nacional e por setor industrial, organizado por tópicos de forma a responder as seguintes questões relacionadas com os objetivos deste trabalho:

- Quais são as diferenças entre os fatores de emissão da EPA e EEA?
- Quais são os diferenciais entre o inventário desenvolvido para o ano de 2011 e o por este trabalho?
- Qual setor industrial e processo tem as maiores emissões de poluentes?
- Como é a distribuição espacial das emissões no país para os setores inventariados?

Para organização, nas figuras, os gráficos foram nomeados por setores industriais com as seguintes abreviações: Termoelétricas (TER), Refinarias (REF), Papel e Celulose (PEC), Cimento (CIM), também é usada a abreviatura ET para referir-se à somatória das emissões estimadas nos quatro setores.

4.1 Análise dos fatores de emissão

Para entender a magnitude das emissões totais estimadas neste inventário e verificar sua aproximação com os dados atualmente utilizados em pesquisas, os resultados foram comparados com as informações disponíveis do inventário global

EDGAR v 5.0¹³ e as emissões totais estimadas para os países da União Europeia¹⁴ (EMEP/EEA 2019) para os mesmos setores industriais.

Em geral, as emissões foram calculadas para os anos com informações disponíveis consultadas em cada um dos sítios eletrônicos descritos no Apêndice 2 (nomeado de Leame). Conforme apresentado no Quadro 1 os quatro setores possuem dados em comum em apenas três anos, sendo 2017, 2018 e 2019.

Quadro 1 - Anos e setores industriais quantificados

Ano	Setor quantificado			
2022		REF		
2021		REF,		CIM
2020	TER,	REF,		CIM
2017, 2018, 2019	TER,	REF,	PEC,	CIM
2014, 2015, 2016		REF,	PEC,	CIM
2010, 2011, 2012, 2013		REF,	PEC,	
1990 - 2009		REF		

Fonte: Autoria própria (2023).

As emissões do inventário global EDGAR (ano base 2015) e da União Europeia (EMEP/EEA 2019) utilizadas para realizar a validação correspondem à somatória das emissões anuais estimadas para os mesmos quatro setores inventariados neste trabalho.

A Figura 13 mostra os resultados comparativos das emissões totais estimadas dos poluentes para o Brasil, com fatores de emissões da EPA, EEA sem aplicação de tecnologias de controle nas fontes, em relação ao EDGAR v 5.0 e EMEP/EEA. Os resultados mostram a influência das tecnologias de controle nos cálculos de emissão, dada pelas diferenças entre os valores, evidenciando a necessidade de aprofundar a caracterização tecnológica das fontes de emissão para ter uma melhor aproximação do funcionamento real das indústrias e, portanto, das emissões atmosféricas geradas. É importante destacar que os controles de emissão foram aplicados a toda a série de dados de forma constante ao longo do tempo.

Aplicando os controles de emissão definidos pela CETESB, considerando a melhor tecnologia disponível para o país, cada poluente apresenta um comportamento diferente. Em geral, observa-se a redução e melhor aproximação aos valores do

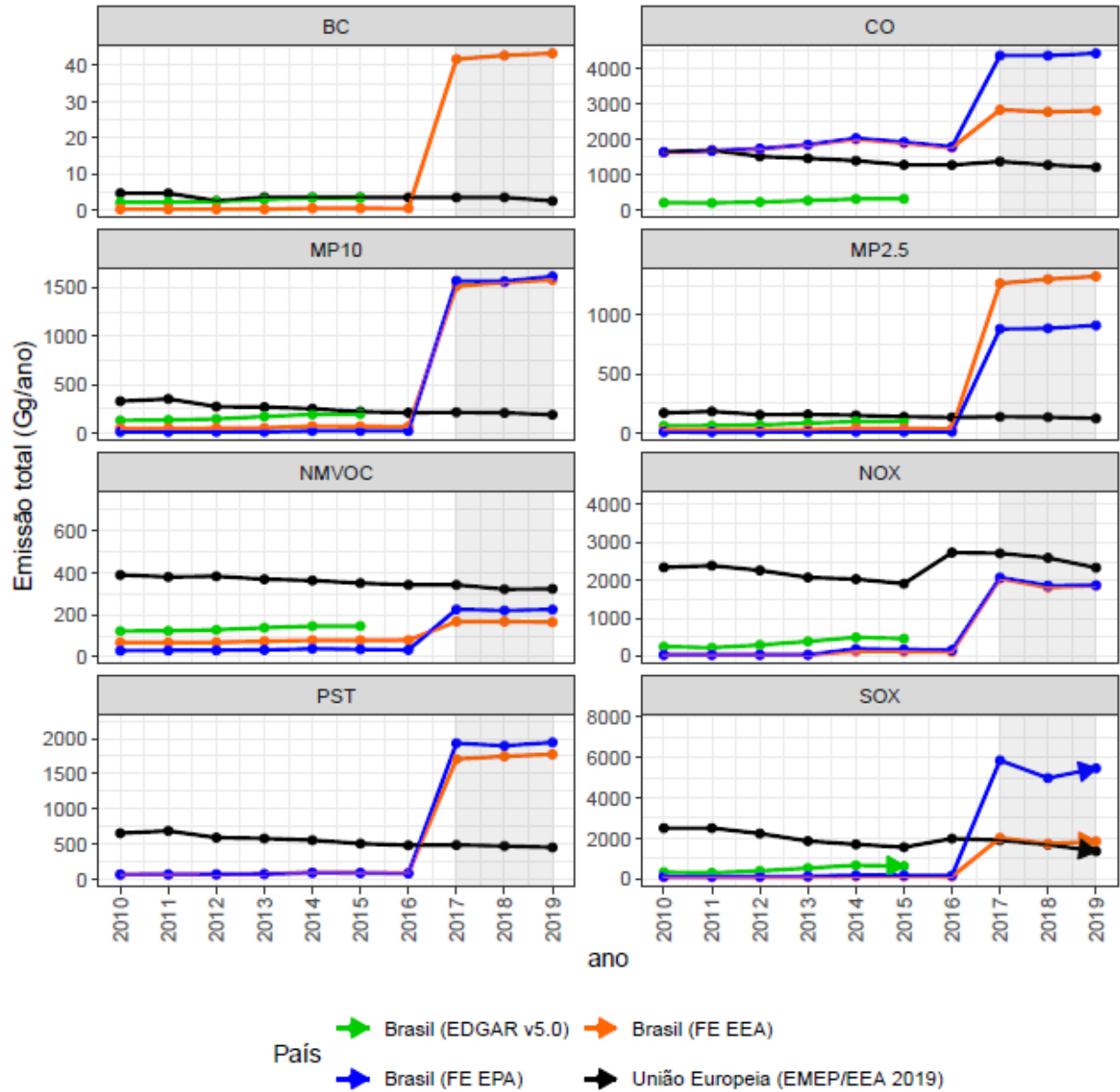
¹³ Inventário EDGAR: <https://edgar.jrc.ec.europa.eu/>

¹⁴ Inventário EMEP/EEA: <https://industry.eea.europa.eu/download>

edgar. Por exemplo na Figura 14, as emissões totais estimadas de MP10, usando os controles de emissão e analisando os três anos com dados em comum (2017, 2018 e 2019), tiveram uma média anual de 168,20 Gg MP10/ano, próximo às estimativas do inventário EDGAR v5.0 para o ano mais recente (197,64 Gg MP10/ano [referente a 2015]). Considerando que as emissões das termoeletricas foram quantificadas entre 2017 e 2020 (ver Quadro 1) na mesma figura também é possível observar a contribuição significativa da geração de energia elétrica sobre os outros setores industriais e uma diferença significativa entre os resultados obtidos com os fatores EPA e EEA, em razão da diferença do número de fontes de emissão identificadas em cada uma das guias, além da magnitude do valor definido nas duas bases de dados de fatores de emissão. O item 4.2 mostra a comparação e as análises dos resultados para cada um dos setores. É importante ressaltar que a CETESB não define um controle de emissão de NMVOC para as indústrias inventariadas.

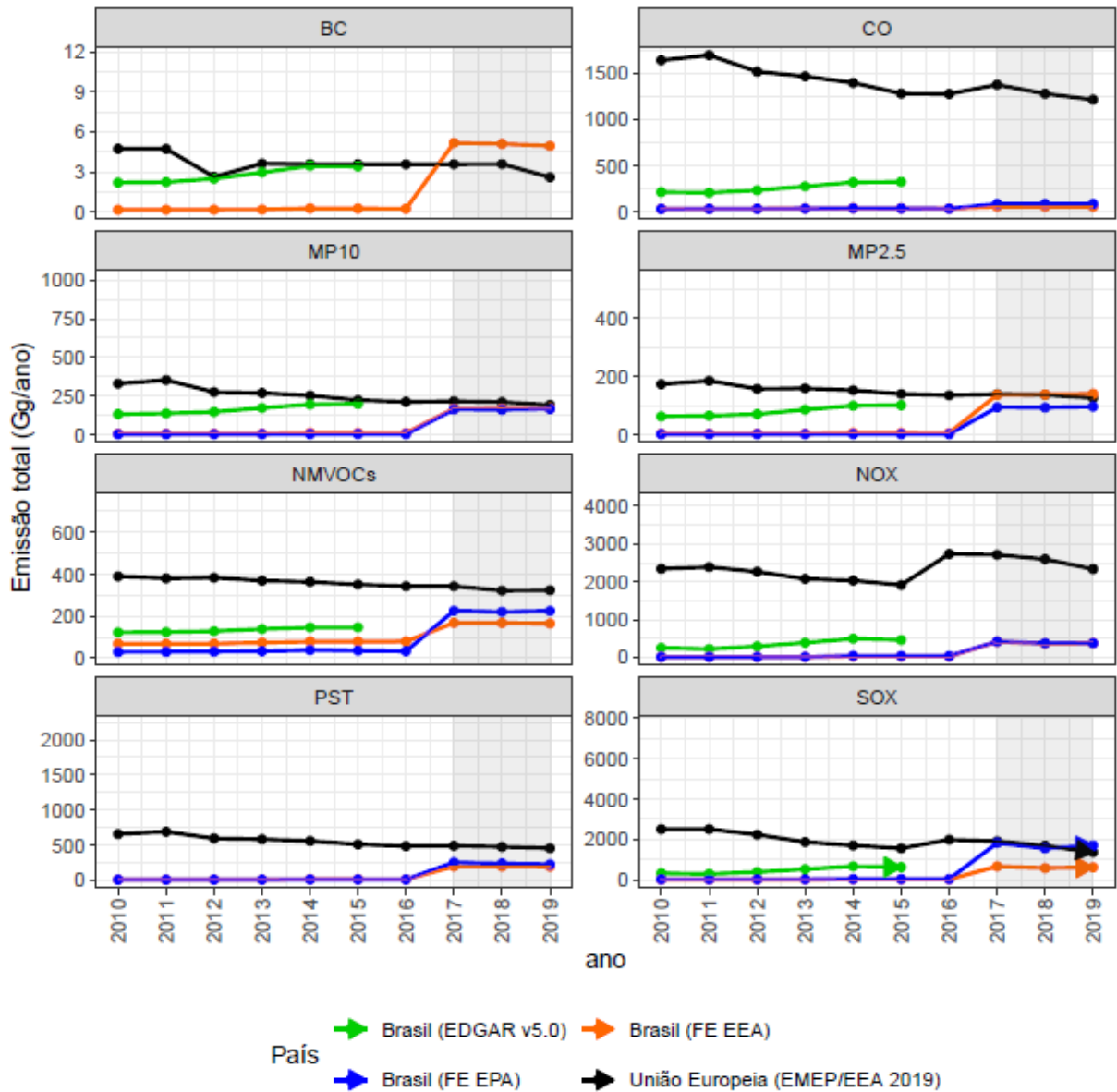
A adoção de controles definidos pela CETESB para todo o país insere incertezas nas estimativas, porém os setores inventariados são consolidados e acredita-se que as tecnologias de controle sejam similares, independentemente de estarem localizados ou não no estado de São Paulo.

Figura 13- Comparação das emissões totais para o Brasil, calculadas sem controle nos fatores de emissão (EPA e EEA), em relação ao EDGAR v 5.0 e EMEP/EEA.



Fonte: Autoria própria (2023).

Figura 14 - Comparação das emissões totais para o Brasil, calculadas com controle nos fatores de emissão (EPA e EEA), em relação ao EDGAR v 5.0 e EMEP/EEA.



Fonte: Autoria própria (2023).

Para entender as diferenças nas estimativas feitas com fatores de emissão da EPA e EEA, na Figura 15, Figura 16 e Figura 17 apresentam-se as comparações gráficas entre os valores de FE típicos, mínimos e máximos obtidos para os setores industriais inventariados.

Para o setor das Termoelétricas, o poluente SOX é o que apresenta a maior magnitude para ambas as agências, justificado pelos FE relativamente elevados das usinas a carvão mineral. A Figura 15 mostra que a diferença entre os dois fatores típicos é da ordem de 1860 g SO_x/GJ, sendo maior o FE da EPA, com um valor de

2680 g SO_x/GJ. Essas magnitudes correspondem ao teor de enxofre no mineral, onde a EEA assume que no fator de SO_x não há redução de SO₂ e se baseia em um teor de enxofre de 1%, enquanto a EPA estabelece um fator que é multiplicado de acordo com o teor de sódio e de óxidos de enxofre do local. Para este estudo, o teor de sódio é desconhecido, pelo qual foi utilizado o fator da EPA de 30S lb/ton, que foi multiplicado pelo conteúdo de enxofre determinado pela EPE, 2016.

Os fatores de material particulado maior de 10 micrometros (MP10 e PST) apresentaram valores maiores nos fatores EEA para as usinas à biomassa, as diferenças são atribuídas aos fatores de conversão de unidade, onde os fatores EPA têm que ser multiplicados pelo poder calorífico do combustível e os fatores da EEA não requerem nenhum tipo de conversão. Para este projeto foi usado o poder calorífico estabelecido pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2016).

Estas observações mostram que a utilização dos fatores da EPA para o setor das termoeletricas requer informações adicionais sobre a qualidade e composição dos combustíveis de acordo com as características da indústria local e, portanto, consistindo em um risco à realização da estimativa. Enquanto os fatores da EEA trabalham com um valor padrão, simplificando a necessidade de informação adicional.

Para a indústria de papel e celulose os valores de FE da EPA e EEA são os mesmos para os três níveis de valores do intervalo de confiança de 95%. A EPA não estima valores de FE para BC e NMVOC e, portanto, para este setor não são apresentadas discussões entre os fatores.

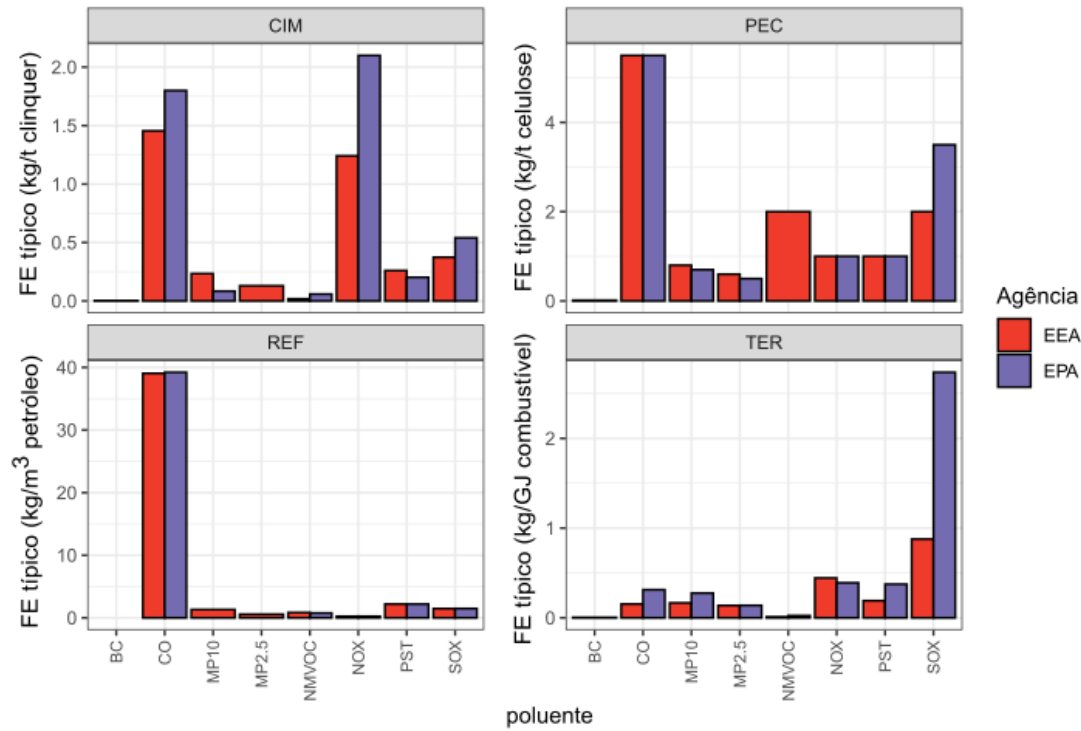
Para o setor de refinaria nenhuma das duas agências estima FE para BC. A EPA não determina as frações MP10 e MP2,5, unificando tudo para este projeto na fração de Partículas Totais em Suspensão (PST). A EEA não estima fatores de emissão para condensadores de coluna de destilação a vácuo e a EPA não estima fatores para emissões fugitivas. Os dados não apresentam valores que possam ser considerados atípicos.

O FE de CO é atribuído às emissões da Unidade de Craqueamento Catalítico Fluido (FCC) por ambas as agências. Para PST destacam-se as emissões da Unidade de Coqueamento Fluido (UCF). Não são observadas diferenças significativas nos valores típicos, mínimos e máximos definidos pela EPA e EEA.

Os FE da indústria de cimento das duas agências são muito próximos um do outro, não são observadas diferenças significativas nas magnitudes dos valores típicos, mínimos e máximos, definidos pela EPA e EEA. Durante a coleta de dados foi

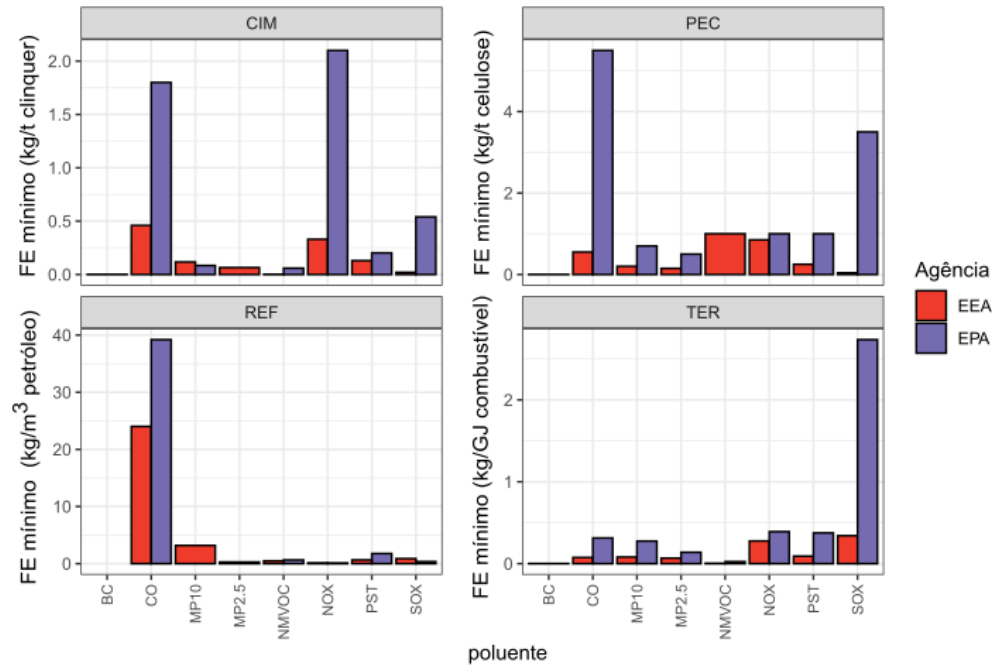
observado que a EPA desagrega as fontes de emissão da produção de cimento em sete equipamentos, enquanto a EEA simplifica os fatores em dois tipos, um para produção e outro para combustão. A EPA não estima FE para BC e MP2,5.

Figura 15 - Diferenças entre os fatores de emissão de poluentes típicos da EPA e EEA por setor industrial



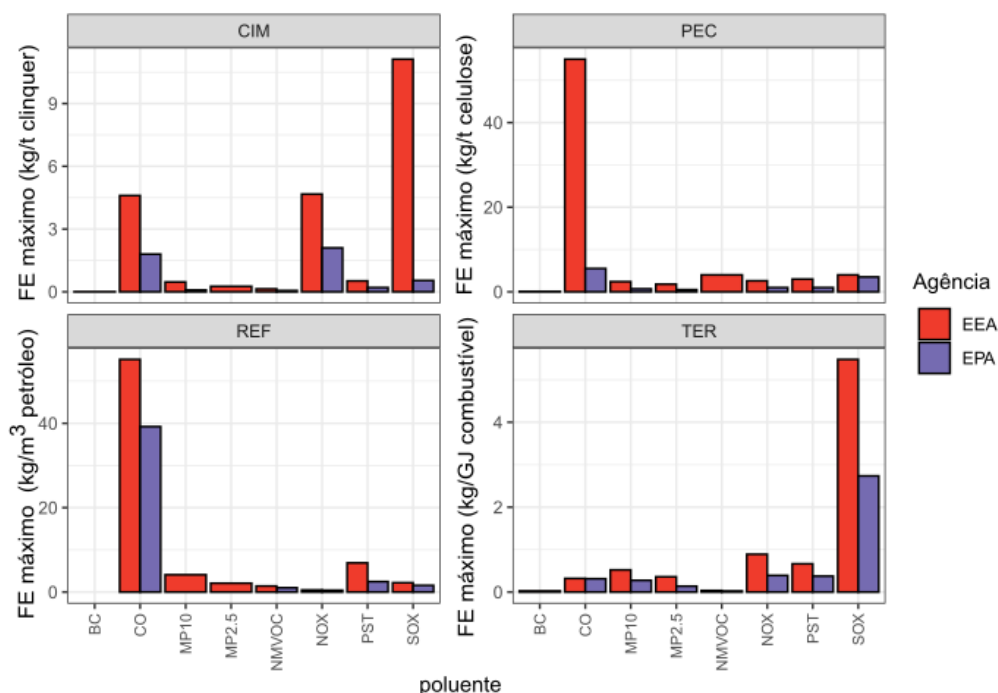
Fonte: Autoria própria (2023).

Figura 16 - Diferenças entre os fatores de emissão mínimos da EPA e EEA por indústria



Fonte: Autoria própria (2023)

Figura 17 - Diferenças entre os fatores de emissão máximos da EPA e EEA por indústria



Fonte: Autoria própria (2023).

Com base nas observações anteriores, identifica-se que os FE da EPA apresentam uma variabilidade mais significativa e a possibilidade de adaptação à área de estudo, considerando variáveis relacionadas à qualidade e composição dos combustíveis e ao tipo de equipamento implantado na indústria. Como mostra a Figura 15 essa condição influência nos resultados, levando a uma possível superestimativa das emissões devido à incerteza associada ao desconhecimento de dados, como foi identificado em relação ao teor de enxofre e sódio no carvão no caso das termelétricas.

Também foi observado que os FE da EPA não estabelecem valores para as frações do material particulado (MP10, MP2,5 e BC), e de acordo com a análise de comparativa, observou-se que alguns dos FE da EEA são compilações de valores da AP-42 (documento que compila os fatores de emissão da EPA) com a integração dos resultados do monitoramento dos níveis atuais de emissão e consumo das instalações industriais sob a Diretiva de Emissões Industrial da União Europeia.

Assim, para fins de comparação, doravante neste documento, decidiu-se apresentar a análise das emissões tanto a nível nacional como por setor unicamente para os dados obtidos com FE típicos da EEA. Pela análise realizada acredita-se que os FE da EEA sejam mais assertivos, pois comparativamente apresenta resultados

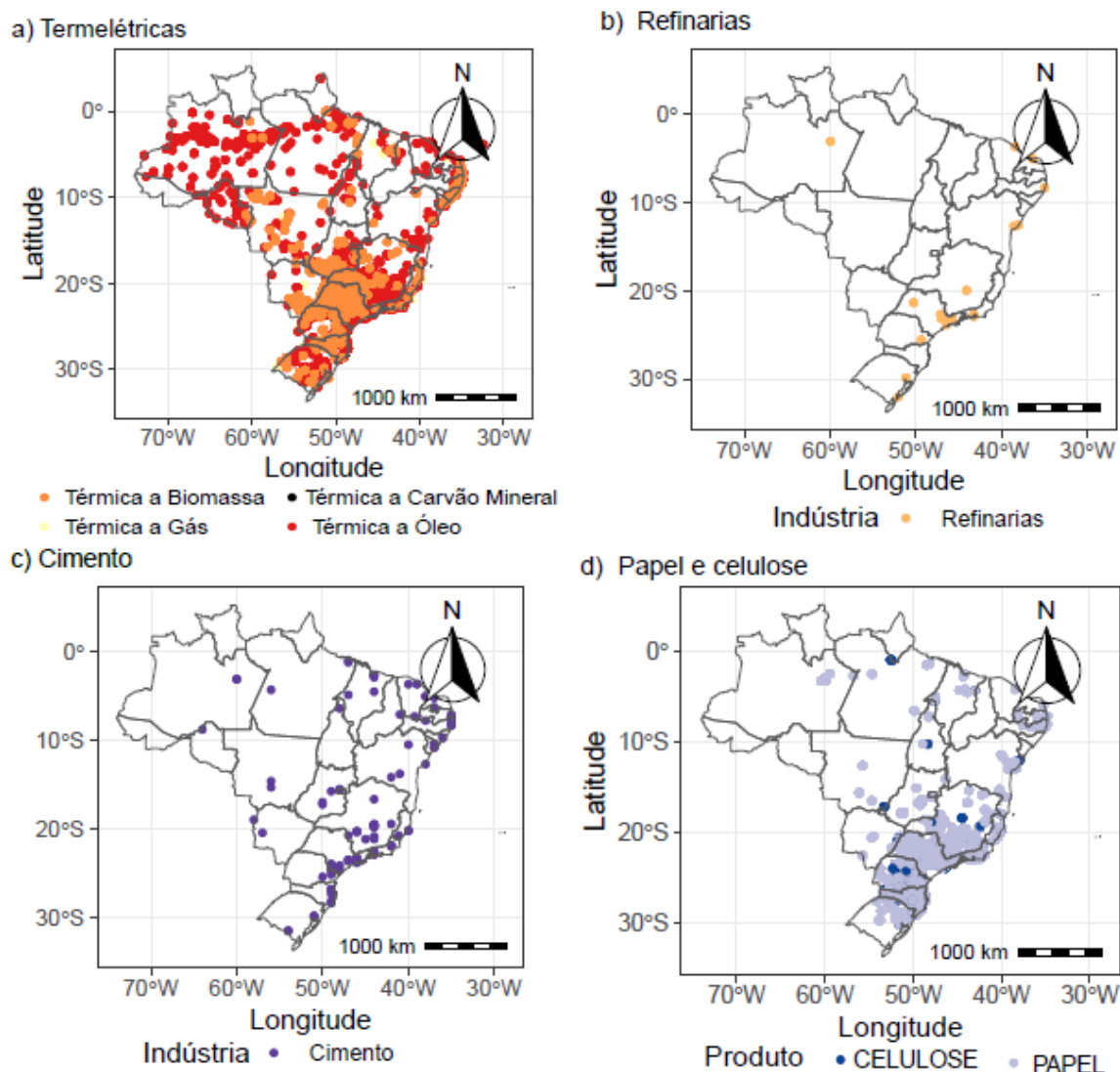
com magnitudes mais próximas às emissões do EDGAR e as emissões dos países da União Europeia. Além disso, não foi possível encontrar dados atuais sobre a qualidade do combustível, o mais recente foi de 2016 encontrado na empresa de pesquisa energética.

4.2 Análise das emissões totais nacional

Com base nos resultados apresentados no item 4.1, a análise das emissões no âmbito nacional é realizada com os dados obtidos com os FE típicos da EEA para os três anos em conjunto de 2017-2019 (anos com dados em comum para os quatros setores inventariados). A espacialização da emissão por área foi realizada para as emissões do ano mais recente.

Como pode ser observado na Figura 18, as fontes de emissão quantificadas estão localizadas principalmente nas regiões Centro-Oeste, Sudeste e Sul do Brasil. Observa-se uma distribuição particular próxima ao litoral do país. Nesse inventário, foram quantificadas as emissões de 2.944 usinas termelétricas cadastradas na ANEEL, 18 refinarias cadastradas na ANP, 97 cimenteiras cadastradas no SNIC e 2.389 indústrias de papel e celulose cadastradas no IBAMA.

Figura 18 - Localização das fontes de emissão industriais dos quatro setores inventariados no Brasil.



Fonte: Autoria própria (2023).

O Quadro 2 apresenta o resumo do fator de atividade processado neste inventário de emissões atmosféricas. As termoeletricas foram classificadas por tipo de combustível e a indústria de Papel e Celulose por tipo de produto. Conforme pode ser observado na Figura 18 - , as termoeletricas a biomassa estão localizadas na maioria nas regiões centro e sudeste, principalmente no estado de São Paulo, enquanto as termoeletricas a óleo na região norte, principalmente no estado do Amazonas. As termoeletricas a carvão estão localizadas principalmente nas regiões sul e norte do país e são as em menor número, seguida pelas a gás que vem gradativamente substituindo as a óleo, encontrando-se principalmente nas regiões sul e norte do país. O setor de

produção de energia tem expressivo número de fontes e como já evidenciado também nos totais de emissão dentre os setores analisados.

A indústria de produção de celulose está localizada principalmente nos estados do Paraná e Minas Gerais.

Quadro 2 - Fator de atividade por setor industrial, período de dados disponíveis e a fonte da informação.

Indústria	Número de fontes	FA	Período com dados disponíveis	Fonte da informação
Refinarias	17	Petróleo bruto processado (m ³)	1990-2022	ANP e PETROBRAS
Papel e celulose	Celulose: 136 Papel: 2253	Celulose produzida e processada (t)	2010-2019	IBÁ, ABTCP e IBAMA
Cimento	97	Cimento fabricado (t)	2014-2022	SNIC e ABCP
Termelétricas	Carvão:13 Gás:184 Óleo:2138 Biomassa: 609	Combustível consumido por KWh gerado (GJ)	2017-2020	ANEEL, CCEE, EPE e ONS

FONTE: Autoria própria (2023).

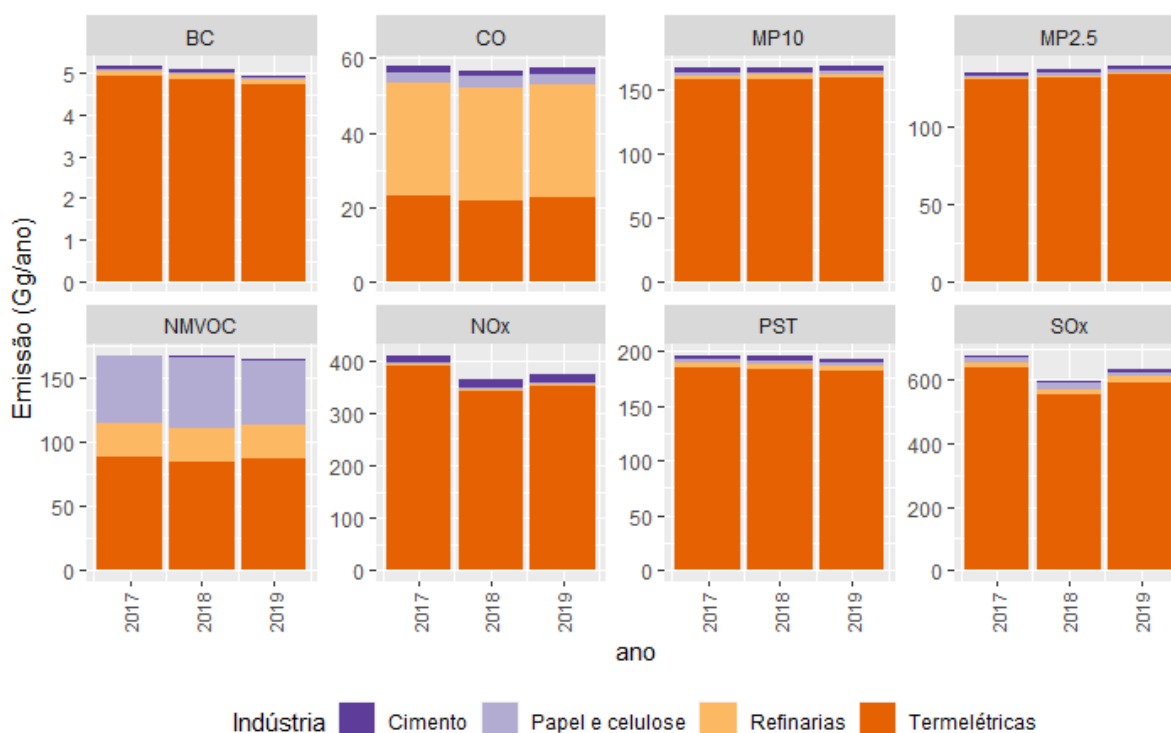
Conforme mostra a Figura 19 a nível nacional, mais de 50% das emissões estimadas estão associadas à geração de eletricidade com combustíveis fósseis e biomassa com contribuições médias no triênio de 4,85 Gg BC/ano, cerca de 22,40 Gg CO/ano, 159,11 Gg MP10/ano, 132,42 Gg MP2.5/ano, 87,17 Gg NMVOC/ano, 360,90 Gg NOx/ano, 182,94 Gg PST/ano e 596,33 Gg SOx/ano. Observam-se contribuições relevantes nas emissões de CO devido à produção de combustíveis e derivados de petróleo com uma média de 30,43 Gg CO/ano. Nas emissões de NMVOC observam-se contribuições importantes das refinarias e da produção de celulose e papel com contribuições de 26,41 Gg NMVOC/ano e 52,40 Gg NMVOC/ano, respectivamente. A indústria cimenteira contribui principalmente para as emissões de BC e NOX, com taxas

aproximadas de 0,06 Gg BC/ano e 13,56 Gg NOX/ano, além de contribuições médias de 4,26 Gg/ano de material particulado total (PST, MP10, MP2.5).

Observa-se, nos três analisados, um leve aumento nas emissões de MP10 e MP2.5, mas que não excedem a 2 Gg/ano, enquanto para o BC uma diminuição. As maiores emissões de SOX e NOX foram observadas em 2017 pela operação das termelétricas (ver item 2). As emissões de CO e NMVOC não apresentaram variações significativas nos três anos de análise.

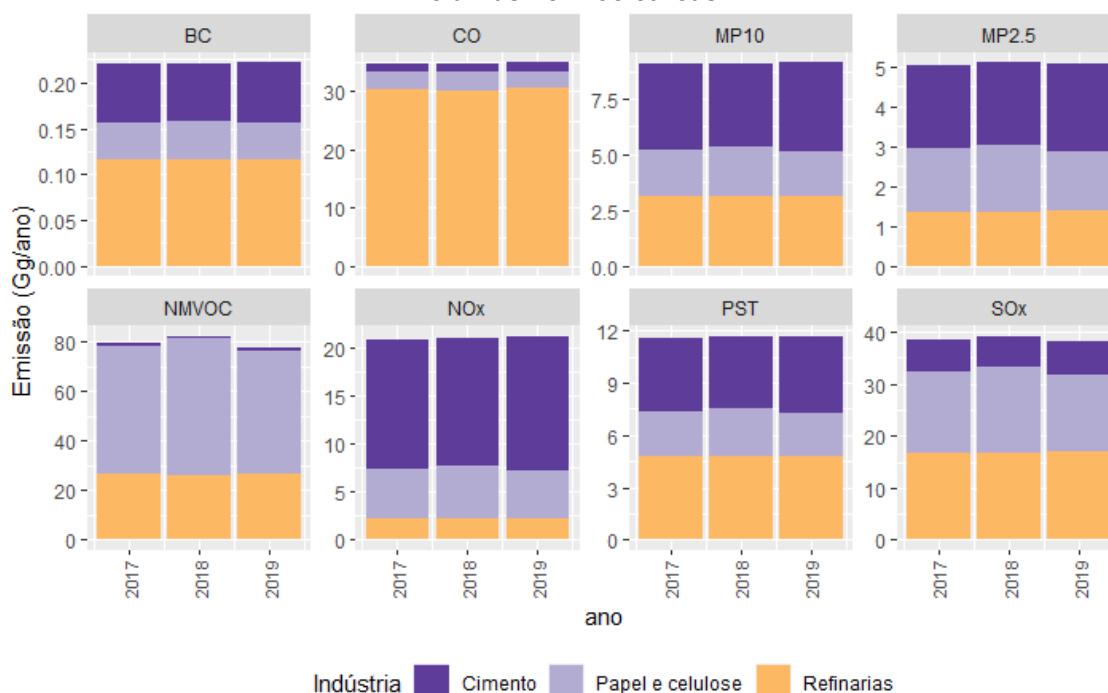
Excluindo as emissões estimadas das termelétricas, a Figura 20 mostra que a produção de combustíveis e derivados de petróleo é a segunda fonte de emissões, com maior contribuição pela operação simultânea de 17 refinarias em todo o país no período de análise, suas emissões giram em torno de 30,43 Gg CO/ano, 26,41 Gg NMVOC/ano e 4,77 Gg PST/ano. A indústria de Papel e Celulose registra emissões significativas de BC e NMVOC da ordem de 0,04 Gg BC/ano e 52,40 Gg NMVOC/ano, respectivamente.

Figura 19 - Emissões totais estimadas com fatores da EEA por poluente e setor industrial.



Fonte: Autoria própria (2023).

Figura 20 - Emissões totais estimadas com fatores da EEA por poluente e setor industrial sem incluir as Termoelétricas.



Fonte: Autoria própria (2023).

A Figura 21 e Figura 22 mostram a espacialização das emissões atmosféricas estimadas para o ano de 2019 com uma resolução horizontal de 0,01°, também podem ser encontrados no Apêndice1_Mapas_br.

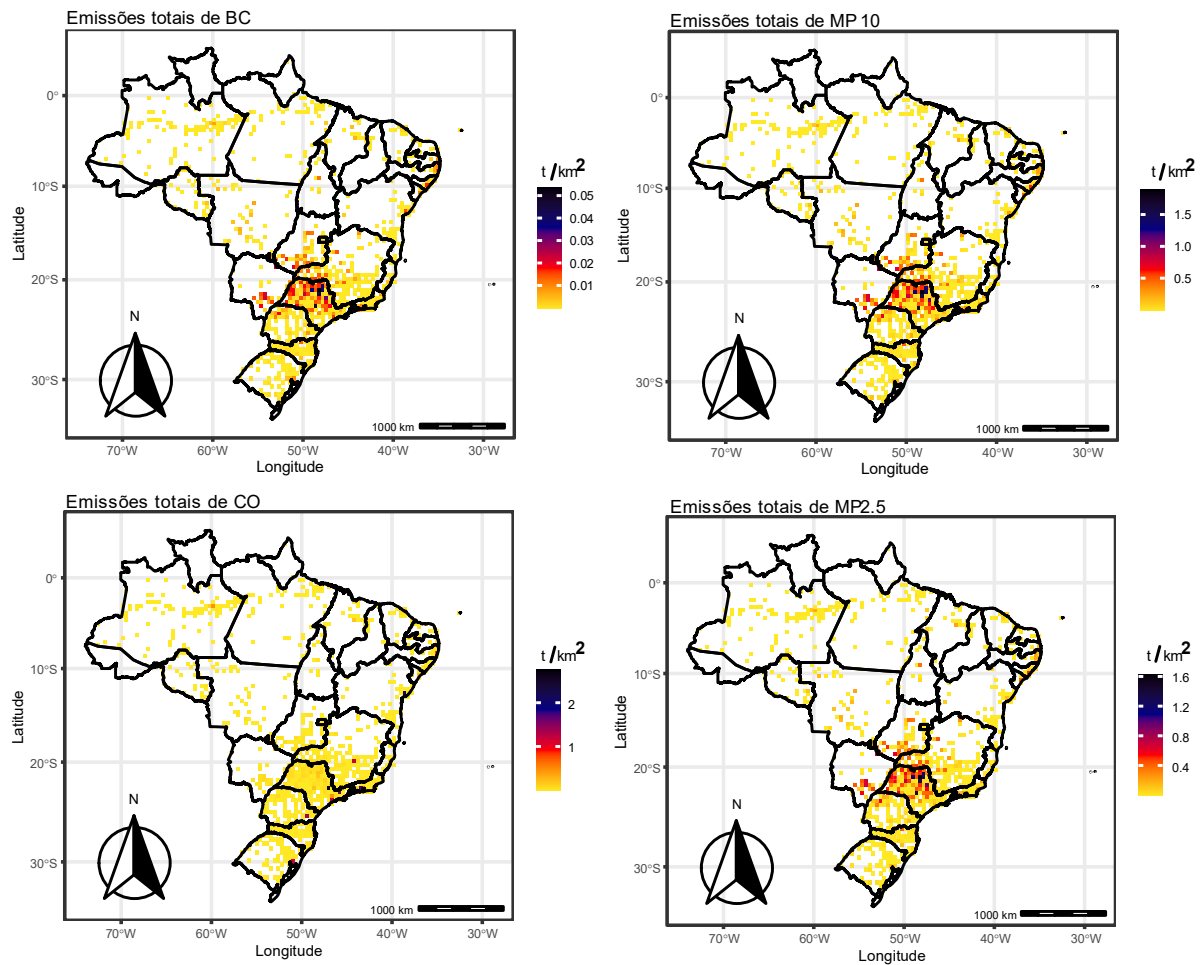
Em geral, as maiores magnitudes de emissões de poluentes atmosféricos são estimadas na região sudeste do país, principalmente no interior do estado de São Paulo, devido ao maior número de fontes de emissão. Também são observados relevantes taxas de emissões nas regiões centro-oeste e nordeste do país, nos estados de Mato Grosso do Sul, Goiás, Minas Gerais, Pernambuco, Paraíba e Alagoas.

Nas emissões de CO, observa-se o notável impacto das refinarias, observando-se maiores magnitudes nos estados com maior volume de petróleo processado no ano, correspondendo aos estados da Bahia, São Paulo e Rio de Janeiro (ver Figura 21).

As maiores emissões de SOX foram observadas nos estados do Rio Grande do Sul, Paraná e Ceará; este resultado evidencia o impacto das térmicas a carvão Mineral (ver Figura 30) e da indústria cimenteira (ver Figura 20 -) nesses estados. Na Figura 22 - as maiores emissões de NMVOC localizam-se no interior de São Paulo,

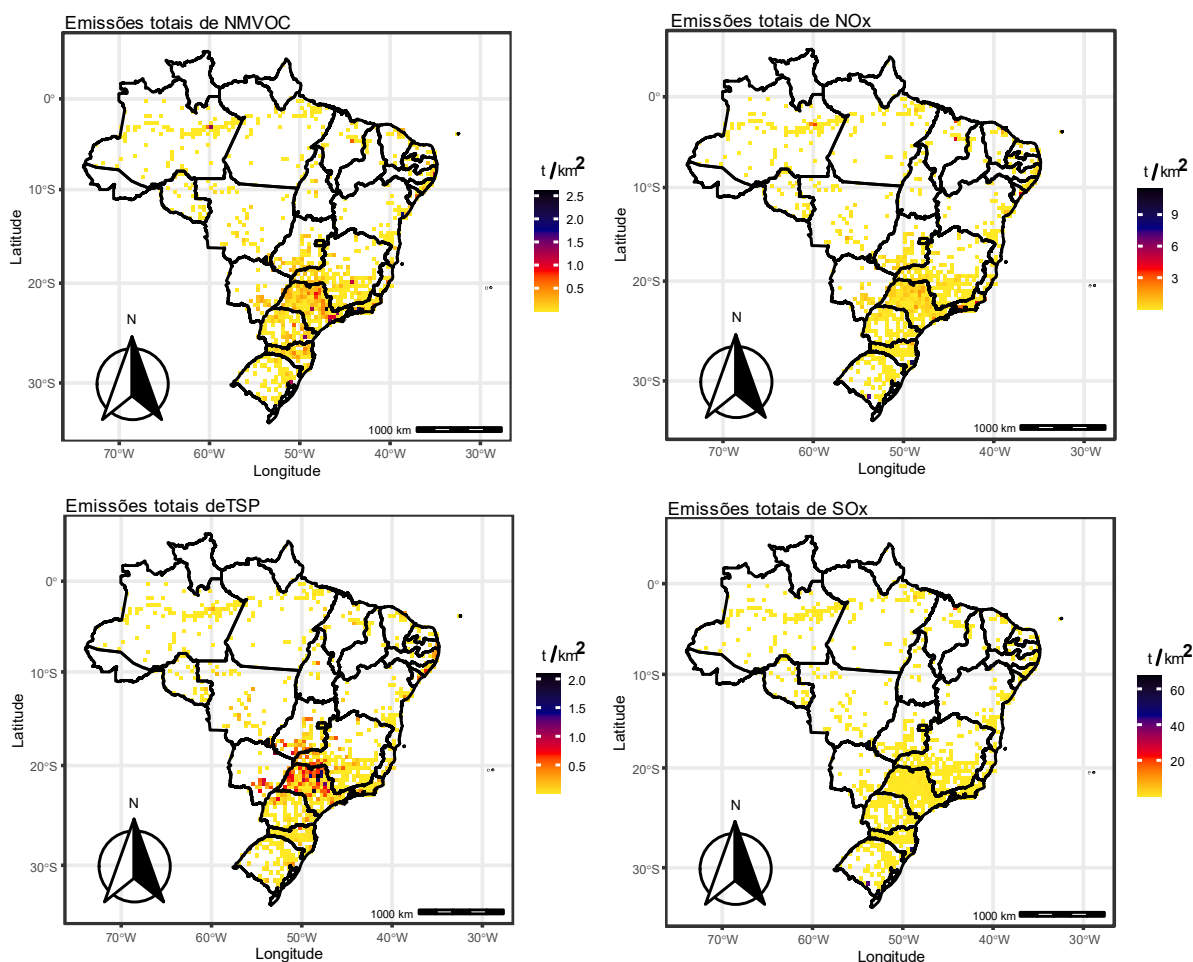
associadas às emissões fugitivas das refinarias e emissões derivadas da combustão de Biomassa para geração de energia elétrica, além das emissões da indústria de papel. As emissões de NOX mais significativas foram observadas no Rio de Janeiro, respondendo à localização e contribuições da indústria cimenteira.

Figura 21 - Espacialização das emissões totais do ano 2019 numa resolução horizontal de 0,01° para BC, MP10, CO e MP2.5.



Fonte: Autoria própria (2023).

Figura 22 - Espacialização das emissões totais do ano 2019 numa resolução horizontal de 0,01° para NMVOC, NOx, PST e SOx.

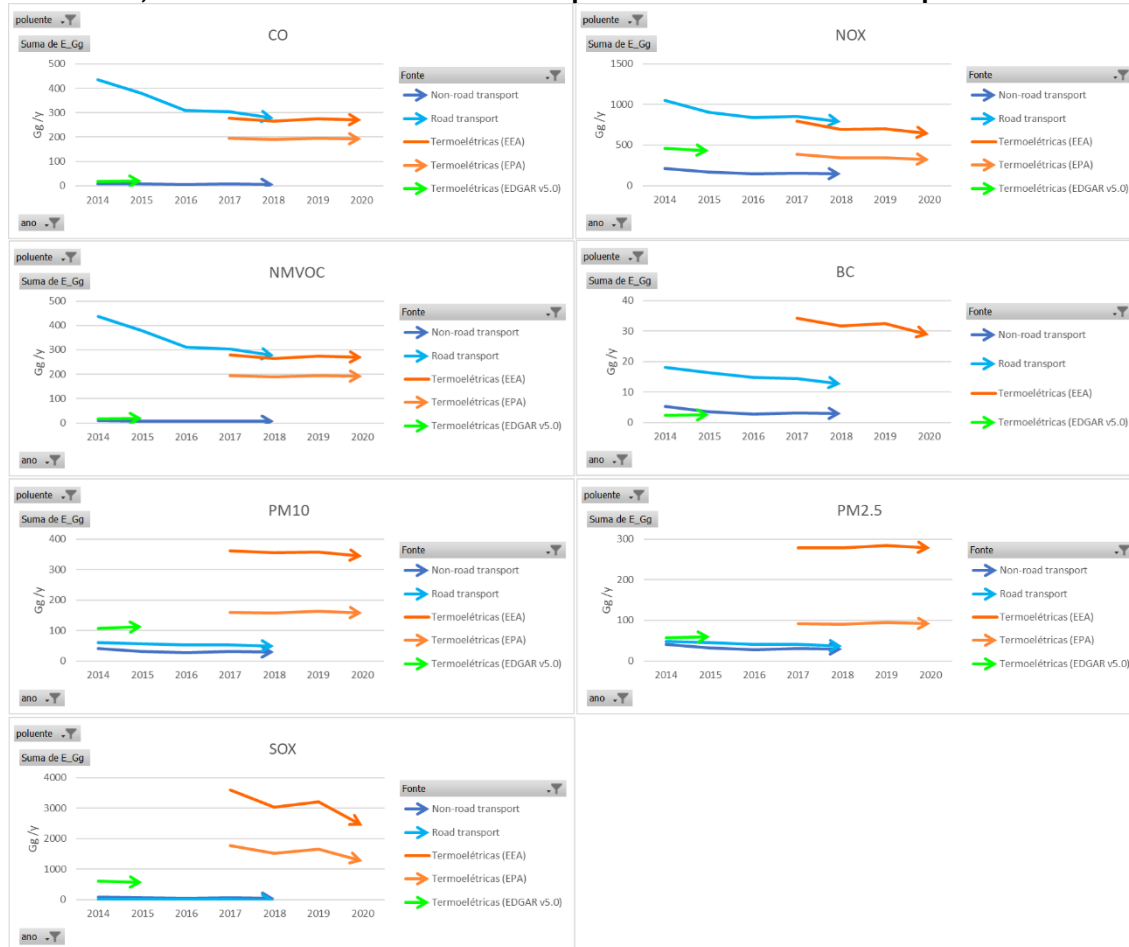


Fonte: Autoria própria (2023).

Classicamente no Brasil, tem sido atribuídos grande relevância às emissões veiculares, pois em grandes regiões metropolitanas como a de São Paulo, os veículos são a principal fonte de emissões de poluentes atmosféricos (CETESB, 2021; Andrade et al., 2017; Ibarra-Espinosa 2022). Assim, para se ter noção da relevância da magnitude das emissões das pelas fontes industriais inventariadas apresenta-se a comparação entre as fontes. A Figura 23 mostra uma comparação entre as emissões do setor transporte (*road transport e non-road transport*) estimadas pelo EDGAR V5.0 e as emissões quantificadas neste trabalho para o setor termoeletrico, calculadas utilizando os FE das agências EEA e EPA. É importante lembrar que este setor representa mais de 50% das emissões totais estimadas neste inventário. Desta forma, na comparação pode ser visto que as emissões de CO, NOx e NMVOC das termoeletricas têm magnitudes semelhantes às emissões estimadas para o setor de

transporte rodoviário e uma maior magnitude das emissões de material particulado (PST, PM10, PM2,5 e BC) por parte das termelétricas. Assim, as emissões de fontes industriais, especialmente das atividades de geração de energia pelas termoeletricas são relevantes contribuidores para a degradação da qualidade do ar do país.

Figura 23 - Comparação das emissões das termoeletricas calculadas com EF das agências EEA e EPA, com as emissões do Setor Transporte rodoviário estimadas pelo EDGAR V5.0.



Fonte: Autoria própria (2023).

Considerando que alguns pesquisadores descrevem que o principal problema da utilização das emissões do inventário EDGAR é a precisão com que as emissões são espacializadas, embora esteja feita com base na cobertura da terra¹⁵, foi realizada uma breve análise da concordância da distribuição espacial das emissões. Para isso, foi tomado como referência o trabalho de KAWASHIMA et al., 2020. A seguir apresenta-se uma breve análise comparativa em relação ao padrão de espacialização

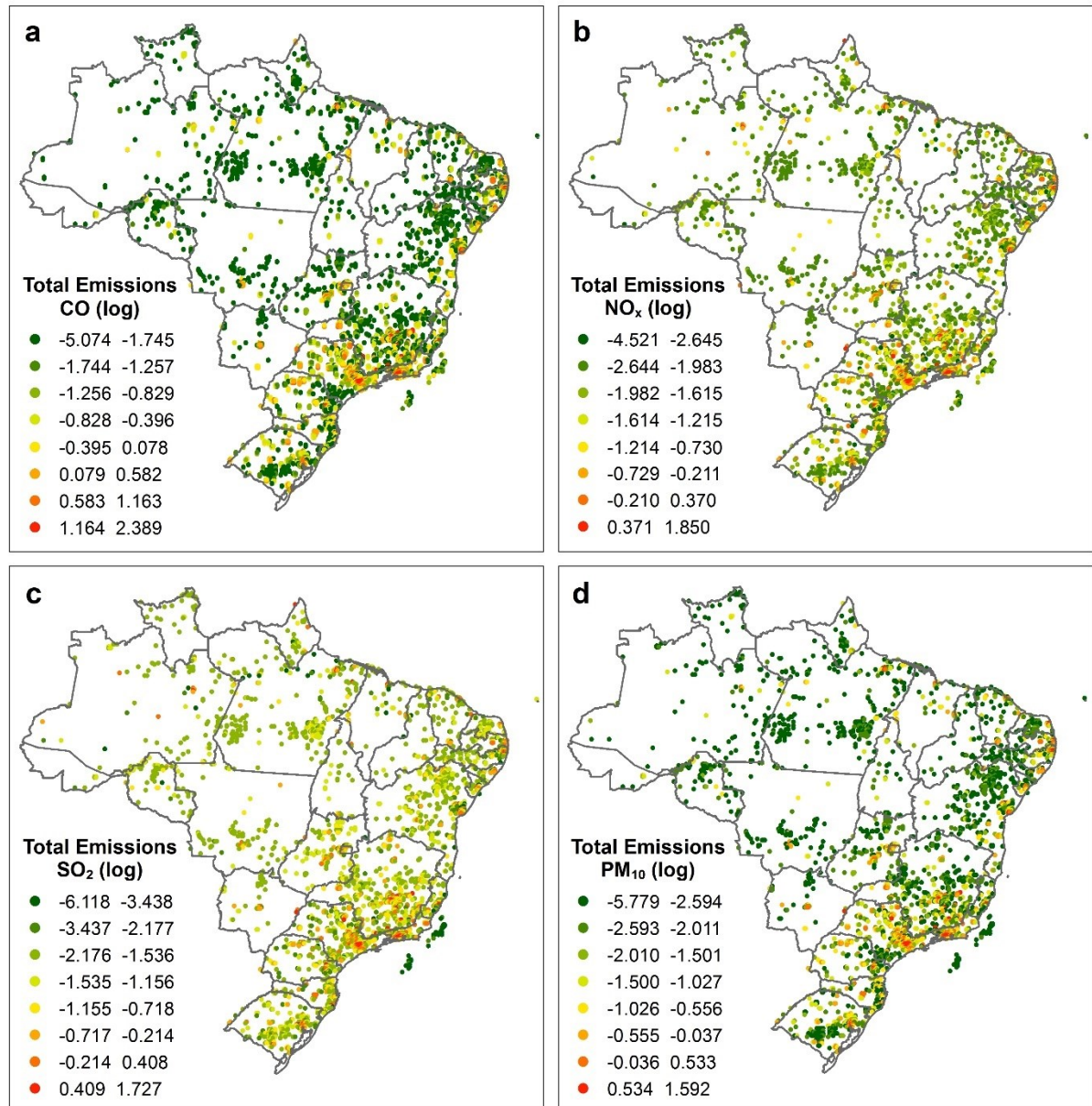
¹⁵ Metodología EDGAR: <https://edgar.jrc.ec.europa.eu/methodology>

das emissões de CO, SOX, NOX e PM10 entre o EDGAR e o inventário realizado neste trabalho.

KAWASHIMA et al., 2020 descreve que o EDGAR v4.3.2 (resolução de 0,1°), não representa bem espacialmente as emissões de NOx associadas às usinas termelétricas por conta de uma área reduzida observada no sudeste do Brasil para NOx e PM10, indicando que essas fontes são inexistentes

Com base no exposto, ao comparar a localização dos *hotspots* de emissão dos gráficos desenvolvidos por KAWASHIMA et al., 2020 com dados do inventário EDGAR v4.3.2 (ver Figura 24), e as fontes de emissão obtidas neste inventário para os mesmos poluentes (Ver Figura 21 e Figura 22 -), observa-se que o inventário desenvolvido neste trabalho possui maior densidade de fontes emissoras em comparação ao inventário EDGAR v4.3.2, embora não é possível identificar se as maiores taxas de emissão se devem especificamente a um setor industrial (Ver Figura 24). Discriminando por poluente, para o CO, observamos que a localização das maiores emissões coincide nos dois inventários, porém observa-se que o gráfico feito com dados do EDGAR apresenta maior número de zonas com os fluxos de emissão mais altos representados. Para o NOX, observa-se uma maior densidade de fontes localizadas neste inventário desenvolvido que o do EDGAR. Para SOX, observam-se maiores fontes de emissão no inventário EDGAR com relação a este inventário; e em relação ao material particulado os pontos com maiores taxas de emissão são observados no estado de São Paulo, principalmente no interior, para o inventário realizado neste trabalho, enquanto não se verifica o mesmo número de fontes e magnitude no EDGAR.

Figura 24 – Média de emissões industriais (Gg/ano) fornecida pelo EDGAR v4.3.2 (0,1 grau x 0,1 grau) para CO (a), NOX (b), SO2 (c) e PM10 (d), Brasil, 2011. As fontes da EDGAR considerados industriais foram: Indústria energética, refinarias de petróleo e indústria de transformação, combustão para manufatura, exploração de combustíveis, processos químicos, produção de ferro e aço, produção de metais não ferrosos, alimentos e papel.



Fonte: KAWASHIMA et al. (2020).

4.3 Análise por setor inventariado

Esta seção descreve todo o desenvolvimento do inventário para cada um dos setores industriais. Inicialmente apresenta resultados conceituais para cada setor, resultados obtidos com o levantamento de dados realizado e necessário para as estimativas de emissões. Na sequência, com base na análise de fatores e validação

realizada no item 4.1, este item apresenta os resultados das emissões calculados com os FE da EEA e a distribuição espacial no país das emissões do ano de 2019. Adicionalmente, compara com os resultados do inventário de KAWASHIMA et al., 2020 para o ano base de 2011.

4.3.1 Termoelétricas

A geração de energia por usinas térmicas é a opção escolhida pelo governo brasileiro para complementar a geração de energia elétrica pelas hidrelétricas (SOUSA et al., 2022) em períodos de aumento da demanda associados aos prolongados períodos de estiagem registrados a cada 15 ou 20 anos em regiões estratégicas do país (VAISMAN; LACERDA, 2003; HUNT.; STILPEN; DE FREITAS, 2018; LIMA et al., 2020; HUNT et al., 2022)., porém ser parte do Plano de Ação do Banco Mundial para a transição para uma geração mais verde, desenvolvimento mais resiliente e inclusivo, com objetivo de descarbonizar o setor energético do país (GRUPO BANCO MUNDIAL, 2023).

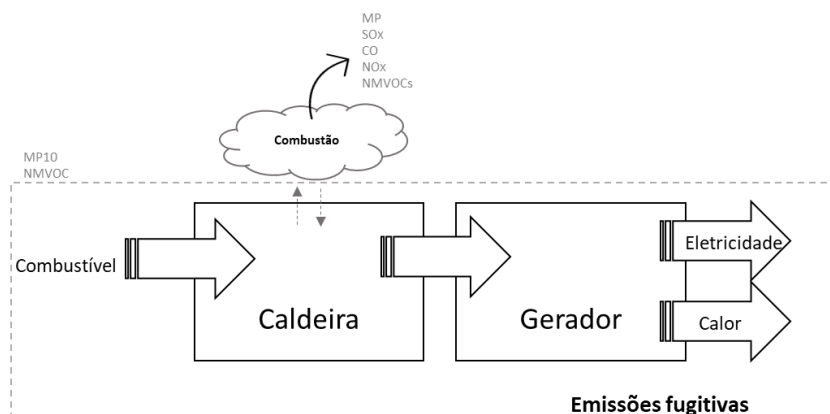
Consideradas como uma solução rápida para a crise energética (SOUSA et al., 2022), as usinas termoelétricas em dezembro de 2022 atingiram aproximadamente 23% de participação no Sistema Interligado Nacional (SIN), distribuídos principalmente entre usinas de biomassa, gás, petróleo e carvão mineral (<https://www.ccee.org.br/web/guest/dados-e-analises/dados-geracao>). A representatividade do setor energético nas emissões atmosféricas do país coloca o setor entre os três maiores contribuintes de emissões em 2021. De acordo com o portal SEEG com contribuições de 434.607.260 toneladas de CO₂ eq./ano, 2.466.535 toneladas de NO_x, 6.435.246 toneladas de CO provenientes da queima de combustíveis (<https://plataforma.seeg.eco.br/sectors/energia>).

4.3.1.1 Análise do processo e dados

O processo de geração de energia elétrica consiste na transformação da energia mecânica exercida pela movimentação de fluidos como água, vapor ou gases de combustão através de uma turbina que faz girar o eixo do rotor de um gerador (ver Figura 25). As emissões atmosféricas principalmente estão relacionadas ao uso de caldeiras para aquecer e gerar o vapor do fluido que empurra as pás da turbina; a

emissão dos poluentes depende do tipo de combustível usado na central termoeleétrica.

Figura 25 - Processo genérico de geração de energia elétrica e suas emissões atmosféricas na termoeleétrica.

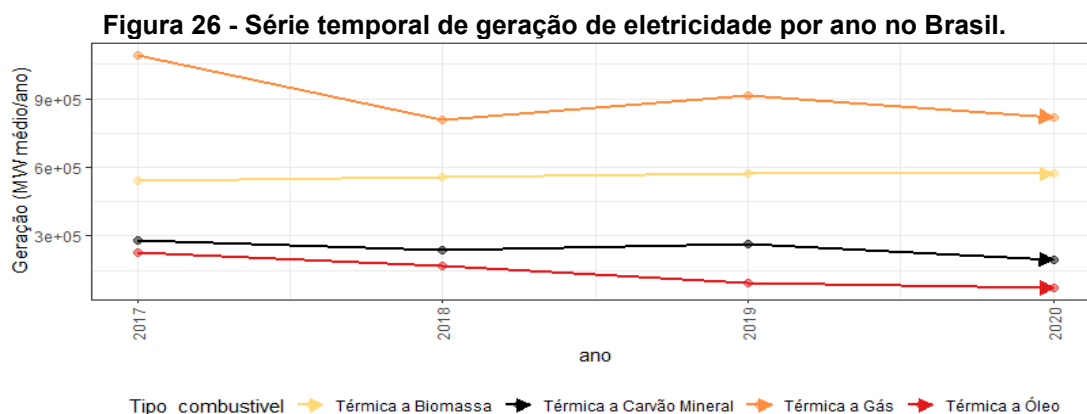


Fonte: Autoria própria, baseado nas guias para inventários de emissões da EPA e EEA (2023).

Sem contar as usinas do estado de Roraima e Acre (ver item 4.3.1.4) no ano de 2017 e 2018, a ANEEL registrou 2.900 usinas termoeletricas a combustível fóssil e biomassa operando no país. Entre o ano de 2019 e 2020 o número de usinas em operação diminuiu para 2.899. Para o de 2023, a ANEEL reporta 3.022 usinas em todos os estados do país. Conforme foi observado na Figura 18 - , as usinas de biomassa estão localizadas principalmente nas regiões sul e sudeste do país, principalmente nos estados de São Paulo, Minas de Gerais, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. As usinas a óleo estão localizadas principalmente na região norte do país, nos estados de Amazonas, Rondônia e Pará; também foi observada presença significativa nas regiões sudeste e sul, especificamente nos estados de Minas de Gerais e Rio Grande do Sul. No país, foram registradas 13 usinas de carvão mineral localizadas nos estados de Santa Catarina, Ceará, Maranhão, Rio Grande do Sul, Paraná, Pará e Minas Gerais. Com relação às usinas de Gás, a ANEEL cadastrou 235 usinas no período de análise, distribuídas principalmente nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais.

Como é visto na Figura 26 a geração de eletricidade permaneceu próximo dos níveis de processamento realizados antes do início da emergência de saúde pública de importância internacional do vírus causador da COVID-19. De acordo com o balanço COVID-19, feito para o primeiro semestre do ano 2020 pela Empresa de

Pesquisa Energética (EPE)¹⁶ e os boletins de Monitoramento COVID-19 do Ministério de Minas e Energia¹⁷, não foram reportadas ocorrências relevantes que impactaram o fornecimento de energia e a prestação do serviço de eletricidade no Brasil. Entre 2019 e 2020 apresentou-se uma queda de 0,8%, principalmente na geração térmica a carvão e a gás natural, enquanto as térmicas a óleo aumentaram sua participação (EPE, 2021).



Fonte: Elaboração própria com dados da CCEE (2023).

Com base nos documentos AP-42 e EMEP/EEA 2019 a emissão dos poluentes com critérios estão relacionados com os seguintes aspectos:

- Óxidos de Enxofre (SOX): a emissão deste poluente está associada diretamente ao conteúdo de enxofre no combustível, as maiores contribuições são principalmente das usinas a carvão mineral. As usinas a gás natural são insignificantes. Este poluente consiste principalmente de SO₂.
- Óxidos de nitrogênio (NOX): estão relacionados ao conteúdo deste composto nos combustíveis, assim como da reação do nitrogênio atmosférico. O NO₂ é o poluente indicador deste grupo de poluentes.
- Compostos Orgânicos voláteis não metano (NMVOC): este poluente é o resultado da combustão incompleta.
- Monóxido de Carbono (CO): é um produto intermédio da combustão principalmente em condições sub estequiométrico (NIELSEN et al., 2019), ou seja, sem suficiente oxigênio para completar a combustão completa do

¹⁶ BALANÇO COVID-19 Impactos nos mercados de energia no Brasil 1º semestre de 2020: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-500/Balanco_Covid-19%20rev.pdf.

¹⁷ Boletim de Monitoramento COVID-19: <https://www.gov.br/mme/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/boletins-covid-19>

combustível. Desta forma a magnitude da emissão depende das condições operacionais da caldeira.

- **Material Particulado (MP) e *Black Carbon* (BC):** é o principal produto da combustão. As partículas geradas podem ser depositadas dentro da câmara de combustão, na superfície de caldeiras, dutos ou nas superfícies do trocador de calor. Em geral, o carvão mineral e a biomassa são os combustíveis que possuem um conteúdo significativo de Cinzas e o maior potencial de emissões de MP.

A geração e emissão dos poluentes pelas atividades nas termoeletricas estão relacionadas ao processo de combustão e tipo de combustível utilizado. Desta forma, para as estimativas das emissões, as termoeletricas cadastradas na ANEEL foram agrupadas pelo tipo de combustível consumido para a geração de eletricidade, a agrupação segue o critério de classificação da Agência Europeia do Ambiente (EEA) descritas no Quadro 3.

Quadro 3 - Classificação das termoeletricas por tipo de combustível segundo a EEA

Combustível	Tipos de combustível associados
Combustíveis gasosos	Gás natural, gás natural líquido, gás liquefeito de petróleo, gás de refinaria (EFs para gás de refinaria estão disponíveis na seção 4.2), gás de fábrica de gás, gás de coqueria, gás de alto-forno
Óleo leve	Gasóleo*, querosene, nafta, óleo de xisto
Biomassa	Madeira, carvão, resíduos vegetais (agricultura)
Carvão	Carvão de coque, outro carvão betuminoso, carvão sub-betuminoso, coque, combustível manufaturado "patenteado"

Fonte: NIELSEN et al., (2019) * Diesel ou gasóleo é um combustível derivado do petróleo

O Quadro 4 apresenta a homologação feita com as categorias de combustível definidas pela EEA e a Câmara de Comercialização de Energia Elétrica (CCEE) do Brasil. O inventário exclui as termoeletricas que operam com calor de processo e licor negro o qual é um resíduo líquido da indústria de papel e celulose.

Quadro 4 - Homologação dos tipos de combustível.

Tipo de combustível na ANEEL →	Tipo de combustível na CCEE →	Tipo de combustível na EEA
Bagaço de Cana de Açúcar	Biomassa	Biomassa
Biogás - Floresta	Gás	Combustíveis gasosos
Biogás-AGR	Gás	Combustíveis gasosos
Calor de Processo - CM	Não inventariada	Não inventariada
Calor de Processo - GN	Não inventariada	Não inventariada

Tipo de combustível na ANEEL →	Tipo de combustível na CCEE →	Tipo de combustível na EEA
Capim Elefante	Biomassa	Biomassa
Carvão Mineral	Carvão	Carvão
Carvão Vegetal	Biomassa	Biomassa
Casca de Arroz	Biomassa	Biomassa
Gás de Alto Forno - Biomassa	Gás	Combustíveis gasosos
Gás de Alto Forno - CM	Gás	Combustíveis gasosos
Gás de Alto Forno - PE	Gás	Combustíveis gasosos
Gás de Refinaria	Gás	Combustíveis gasosos
Gás Natural	Gás	Combustíveis gasosos
Lenha	Biomassa	Biomassa
Licor Negro	Não inventariada	Não inventariada
Óleo Combustível	Óleo	Óleo leve
Óleo Diesel	Óleo	Óleo leve
Outros Energéticos de Petróleo	Óleo	Óleo leve
Resíduos Florestais	Biomassa	Biomassa

Fonte: Autoria própria (2022).

4.3.1.2 Fatores de emissão

Os 5 e 6 mostram os FE de poluentes que são utilizados neste inventário, estes foram compilados dos documentos AP-42 e EMEP/EEA 2019 das agências EPA e EEA, respectivamente (ver Apêndice 3_Termoelétricas).

Quadro 5 -Fatores de emissão de poluentes típico, inferior e superior em g/GJ da EPA - Setor Termoelétricas.

Usina	Fonte	Poluente	Típico	Inferior	Superior	Referência
Térmica a Carvão Mineral	caldeiras de fundo seco	NOX	120	120	120	AP-42 CP 1.7
		CO	5	5	5	AP-42 CP 1.7
		NMVOC	1	1	1	AP-42 CP 1.7
		SOX	2680	2680	2680	AP-42 CP 1.7
		PST	203	203	203	AP-42 CP 1.7
		MP10	137	137	137	AP-42 CP 1.7
		MP2.5	56	56	56	AP-42 CP 1.7
Térmica a Gás	Caldeira, >= 100 milhões de BTU/h	NOX	80,1	80,09	80,09	AP-42 CP 1.4
		CO	35,4	35,41	35,41	AP-42 CP 1.4
		NMVOC	4,6	4,64	4,64	AP-42 CP 1.4
		SOX	0,25	0,25	0,25	AP-42 CP 1.4
		PST	0,8	0,8	0,8	AP-42 CP 1.4
		MP10	0,8	0,8	0,8	AP-42 CP 1.4
		MP2.5	0,8	0,8	0,8	AP-42 CP 1.4

Usina	Fonte	Poluente	Típico	Inferior	Superior	Referência
Térmica a Óleo	Caldeiras de utilidade N° 4 a óleo, queima normal	NOX	95,84	95,84	95,84	AP-42 CP 1.3
		CO	14,98	14,98	14,98	AP-42 CP 1.3
		NMVOC	2,28	2,28	2,28	AP-42 CP 1.3
		SOX	44,93	44,93	44,93	AP-42 CP 1.3
		PST	20,97	20,97	20,97	AP-42 CP 1.3
		MP10	0,11	0,11	0,11	AP-42 CP 1.3
		MP2.5	0,07	0,07	0,07	AP-42 CP 1.3
Térmica a Biomassa	Caldeira a lenha/casca, Coletor Mecânico	NOX	95	95	95	AP-42 CP 1.6
		CO	258	258	258	AP-42 CP 1.6
		NMVOC	17	17	17	AP-42 CP 1.6
		SOX	11	11	11	AP-42 CP 1.6
		PST	150	150	150	AP-42 CP 1.6
		MP10	138	138	138	AP-42 CP 1.6
		MP2.5	82	82	82	AP-42 CP 1.6

Fonte: Autoria própria com dados da EPA (2022).

Quadro 6 -Fatores de emissão de poluentes típico, inferior e superior em kg/m³ da EEA- Setor Termoelétricas.

Usina	Fonte	Poluente	Típico	Inferior	Superior	Referência
Térmica a Carvão Mineral	caldeiras de fundo seco	NOX	209	200	350	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		CO	8,7	6,15	15	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		NMVOC	1	0,6	2,4	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		SOX	820	330	5000	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		PST	11,4	3	300	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		MP10	7,7	2	200	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		MP2.5	3,4	0,9	90	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		BC	0,07	0	7,27	EMEP/EEA 2019 1.A.1
Térmica a Gás	caldeiras de fundo seco	NOX	89	15	185	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		CO	39	20	60	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		NMVOC	2,6	0,65	10,4	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		SOX	0,28	0,17	0,39	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		PST	0,89	0,45	1,34	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		MP10	0,89	0,45	1,34	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		MP2.5	0,89	0,45	1,34	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		BC	0,02	0	0,08	EMEP/EEA 2019 1.A.1
Térmica a Óleo	caldeiras de fundo seco	NOX	65	22	195	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		CO	16,2	4	65	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		NMVOC	0,8	0,48	1,28	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		SOX	46,5	4,65	465	EMEP/EEA 2019 1.A.1

Usina	Fonte	Poluente	Típico	Inferior	Superior	Referência
		PST	6,5	2	20	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		MP10	3,2	1	10	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		MP2.5	0,8	0,3	2,5	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		BC	0,27	0,09	0,95	EMEP/EEA 2019 1.A.1
Térmica a Biomassa	caldeiras de fundo seco	NOX	81	40	160	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		CO	90	45	180	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		NMVOC	7,31	2,44	21,9	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		SOX	10,8	6,45	15,1	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		PST	172	86	344	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		MP10	155	77	310	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		MP2.5	133	66	266	EMEP/EEA 2019 1.A.1
		BC	4,39	1,06	17,56	EMEP/EEA 2019 1.A.1

Fonte: Autoria própria com dados da EPA (2022).

Sobre o uso de tecnologias de controle, só o estado de São Paulo através do Decreto Estadual nº 59.113/13, regulamenta a formulação, atualização e implementação dos Planos de Redução da Emissão de Fontes Estacionárias (PREFE)¹⁸, o qual estabelece as alternativas de melhor tecnologia prática disponível (MTPD) que as termoelétricas localizadas no estado poderão implementar para processos de combustão. A guia PREFE inclui uma planilha Excel para o cadastro das fontes de emissão com os detalhes sobre os equipamentos instalados para o controle de poluição do ar, porém a CETESB não disponibiliza a informação compilada para consulta do público geral; além disso, a exigibilidade de implantação vai em função da necessidade de enquadramento das emissões liberadas pela indústria aos limites normativos.

A partir do exposto acima e como foi observado na análise apresentada no item 4.1, este inventário contempla como tecnologias de controle precipitadores eletrostáticos e filtros de tecido para o controle de Material Particulado (PST, MP10 e MP2,5), lavador de gases para o controle de SOX, redução não-catalítica seletiva (SNCR) para o controle de NOX e controles operacionais para evitar a formação de CO nos fornos. A aplicação dos controles de emissão foi feita seguindo o tipo de combustível como apresentado na Tabela 1.

¹⁸ PREFE: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/plano-de-reducao-de-emissao-de-fontes-estacionarias-prefe/guia-de-melhor-tecnologia-pratica-disponivel/>.

Tabela 1 - Controles de emissão de poluentes por tipo de combustível utilizado na central térmica

Combustível Poluente	Carvão	Biomassa	Óleo	Gás
SOX	X		X	
NOX	X	X	X	X
MP	X	X		
CO	X	X	X	X

Fonte: Autoria própria (2022).

A EPA apenas define os fatores típicos de emissão para cada fonte, porém os espaços em branco dos valores inferior e superior foram completados com os valores típicos, atribuindo assim o mesmo valor para as três categorias, objeto de quantificação definidos como valor típico, mínimo e máximo do intervalo de confiança de 95%.

4.3.1.3 Análise em relação ao inventário de 2011

O inventário da KAWASHIMA et al., 2020 não inclui controles de emissão, pelo qual a análise de mudança é feita sobre a escolha de fatores de emissão do AP-42 sem controles de emissão para os valores inferior, superior e típico do intervalo. Conforme foi observado no item 4.1, a aplicação de tecnologias de controle reduz as emissões em mais de 80%, motivo pelo qual não se faz análises comparativas das emissões entre os dois inventários.

A seguir são descritas as mudanças e atualizações feitas em relação aos fatores de emissão utilizados no primeiro inventário desenvolvido para o ano base de 2011. A comparação é baseada no procedimento geral de nível 1 para o controle de qualidade, formulado pelo IPCC no Capítulo 8 das orientações de boas práticas e gestão de incerteza em inventários nacionais de gases de efeito estufa. A comparação dos fatores da EPA entre o primeiro inventário e essa atualização, aborda as seguintes simplificações:

- A EPA não estima os valores máximos e mínimos do intervalo de confiança para o setor de termelétricas, razão pela qual os valores de FE itens inferior e superior do intervalo foram completados com os valores típicos, atribuindo assim o mesmo valor para as três categorias.
- Os nomes dos poluentes descritos no documento AP-42 são preservados, exceto o NMVOC estes são denominados como na primeira versão THC.

- Para fins comparativos os fatores de emissão são apresentados em g/GJ.

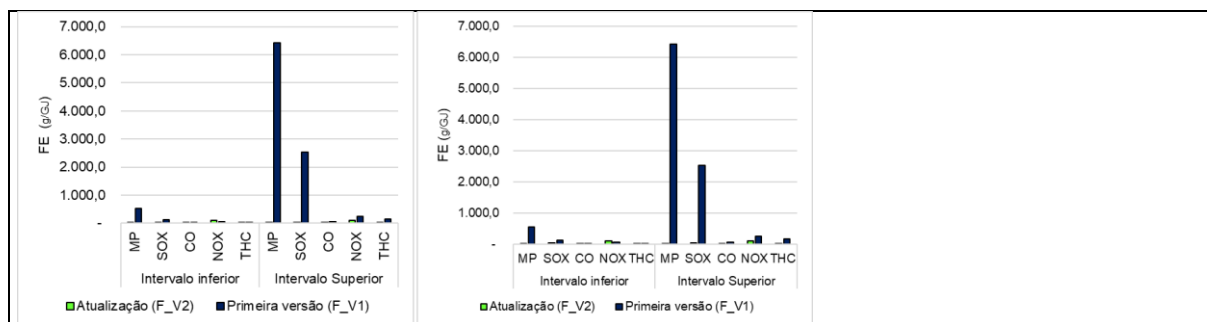
Quadro 7 - Comparação dos fatores de emissão da EPA utilizados no inventário de 2011 (F_V1) e neste trabalho (F_V2) – TER.

Térmicas a Carvão	Intervalo inferior					Intervalo Superior				
Inventário	MP	SOX	CO	NOX	THC	MP	SOX	CO	NOX	THC
F_V1	540,2	118,6	3,38	56,8	0,74	6.434	2.542,4	51,8	248,7	155,6
F_V2	203	2.680	5,00	120	1,00	203	2.680	5	120	1

Térmicas a Biomassa	Intervalo inferior					Intervalo Superior				
Inventário	MP	SOX	CO	NOX	THC	MP	SOX	CO	NOX	THC
F_V1	26,36			23	0,02	385			29,65	0,02
F_V2	150	11,00	258	95	17	150	11	258	95	17

Térmicas a Gás	Intervalo inferior					Intervalo Superior				
Inventário	MP	SOX	CO	NOX	THC	MP	SOX	CO	NOX	THC
F_V1	0,988	0,07	2,96	4,04	1,40			12,3	35,42	
F_V2	0,80	0,25	35,4	80,1	4,60	0,80	0,25	35,4	80,1	4,60

Térmicas a Óleo	Intervalo inferior					Intervalo Superior				
Inventário	MP	SOX	CO	NOX	THC	MP	SOX	CO	NOX	THC
F_V1	540,2	118,6	3,38	56,8	0,74	6.43	2.542,4	51,8	248,7	155,6
F_V2	20,97	44,93	14,98	95,84	2,28	20,97	44,93	14,98	95,84	2,28



Fonte: Autoria própria (2022).

Em geral, com as informações disponíveis não é possível identificar a origem do FE utilizado no inventário de 2011, ao converter os fatores de g/kwh para g/GJ utilizando o fator de conversão do BEN de 0,29 tep/MWh e, após a conversão de tep para GJ, o valor não corresponde aos FE escolhidos neste inventário. Além disso, também não foi possível identificar os fatores que foram usados no AP-42 pela existência de variáveis para a estimativa do FE no caso de percentagem de cinza e enxofre. Como se apresenta no Quadro 7, os fatores utilizados para este trabalho são menores aos escolhidos no inventário de 2011, exceto nas térmicas a gás e biomassa. Pode-se intuir que os fatores do inventário de 2011 são agrupamentos aleatórios de fontes de emissão sem padronizar a mesma para todos os poluentes e que a escolha pode ser considerada como o valor de menor e maior magnitude do total das fontes definidas pela EPA, ou seja sem estabelecer um padrão de fontes a quantificar. Para mais detalhes, consulte o Apêndice 4_Mudancas_Fatores.

4.3.1.4 Considerações, simplificações e incertezas

A quantificação das emissões atmosféricas deste inventário, aborda as seguintes considerações, simplificações e incertezas, a descrições são agrupadas por Fator de atividade e Fator de emissão.

- Fator de atividade
 - As unidades dos fatores de atividade utilizados foram unificadas para GJ/ano. A conversão de MWh foi feita utilizando a unidade de energia tep, definida como o calor liberado na combustão de uma tonelada de petróleo, o conceito foi adotado pelo BEN na nota técnica COBEN 09 do MME como uma equivalência na produção com 0,29 tep/MWh.

- Para este inventário, os dados de georreferenciamento de cada uma das termoeletricas foram obtidos do site web da ANEEL, os dados de geração de energia elétrica foram baixados da CCEE e a quantidade de combustível consumido pela quantidade de energia gerada em cada um dos anos foi extraída do balanço energético Nacional desenvolvido pela EPE.
- Este inventário não inclui os dados do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), porque eles precisam ter variáveis em comum com os dados das demais entidades que permitiriam georreferenciar, padronizar submercados e complementar os dados.
- Este inventário não quantifica as emissões atmosféricas geradas pelo uso de Licor Negro e Calor de Processo para geração de energia elétrica.
- As estimativas foram desenvolvidas com os dados de geração informados pela CCEE. Este banco de dados não inclui a energia produzida nos estados de Roraima e Acre, pois são separados do Sistema Interligado Nacional (SIN). Até 2019, Roraima contava com o fornecimento de energia elétrica da Venezuela.
- O consumo de combustível para geração de energia foi calculado a partir dos dados anuais de consumo e geração do Balanço Energético Nacional elaborado pela EPE.
- A energia elétrica produzida por cada um dos estados foi distribuída para cada uma das usinas de acordo com a potência fiscalizada que foi cadastrada no banco de dados da ANEEL.
- O banco de dados da ANEEL cadastra 20 tipos de combustíveis utilizados no país para geração de energia elétrica; esses são padronizados para quatro tipos de combustíveis identificados na CCEE, com base em suas características físicas.
- Uma usina termoeletrica a carvão, registrada pela ANEEL em Minas de Gerais, foi excluída do inventário porque a CCEE não reporta dado para esse tipo de usina naquele estado.
- Foram observadas inconsistências no nome dos submercados cadastrados no banco de dados e no portal da CCEE; a região

denominada "SUDESTE/CENTRO OESTE" encontrada no site é agrupado com os dados do submercado "SUDESTE".

- As usinas termoeletricas da CCEE denominadas "Térmicas Bicombustíveis-gás/óleo" foram incluídas na categoria "Usinas Térmicas a Óleo".
 - As estimativas são baseadas nos dados originais divulgados pela ANEEL, CCEE e EPE, sem passar por tratamentos estatísticos.
- Fator de emissão (FE)
 - A quantidade de fatores utilizados nas estimativas está limitada ao tipo de combustível usado para geração de eletricidade.
 - As unidades dos fatores de emissão utilizados foram unificadas para g/GJ.
 - Os espaços em branco para os fatores inferior e superior do intervalo da EPA foram completados com os valores típicos (originais), atribuindo assim o mesmo valor para as três categorias.
 - No documento AP-42 da EPA estabelece o FE para SO₂, porém considerando a fração do poluente emitido, neste inventário será doravante denominado como SO_x. O mesmo acontece para o NO₂, doravante denominado como NO_x.
 - Os Apêndices B.1 e B.2 e Capítulo 1 do documento AP-42 não descrevem a distribuição do tamanho do material particulado (MP). Para fazer a melhor comparação dos resultados, se define por magnitude que os fatores de emissão para o poluente MP são similares aos valores dos fatores de emissão para partículas totais em suspensão (PST) definidos pela EEA. Desta forma o poluente MP da EPA será doravante denominado como PTS.
 - O poluente Hidrocarbonetos Totais (THC), será doravante denominado como NMVOC, pois no documento AP-42, descreve que menos de 1% em peso das emissões de THC é metano.
 - O inventário não inclui emissões atmosféricas por operações não rotineiras como partidas e paradas, manutenção planejada e falhas não planejadas de equipamentos.

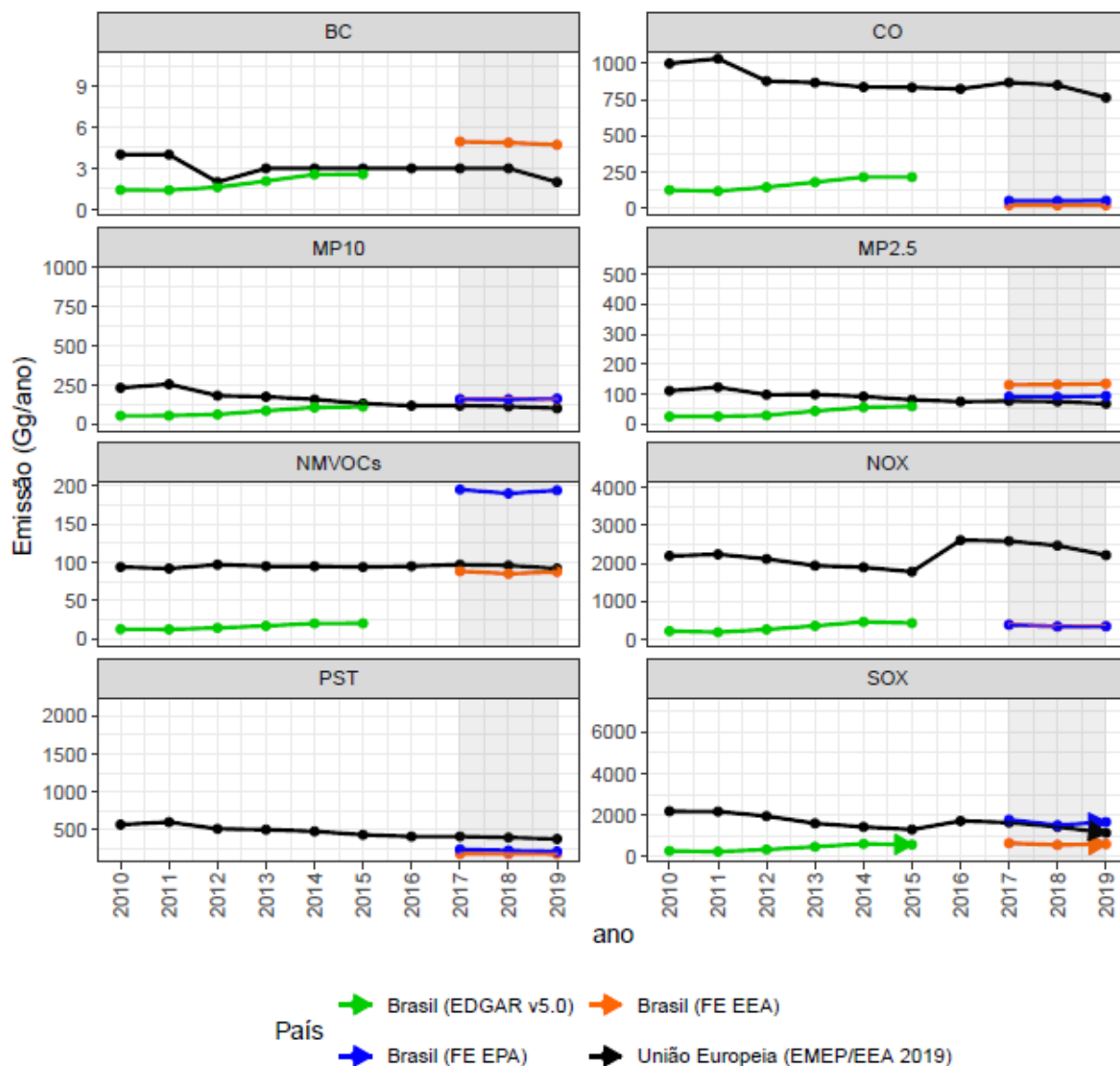
4.3.1.5 Emissões atmosféricas

A Figura 27 mostra a comparação entre os resultados deste inventário, o inventário global EDGAR e as emissões estimadas para a união europeia com os fatores da EEA (EMEP/EEA 2019). As últimas informações disponíveis do EDGAR correspondem ao ano de 2015. Com base nos resultados, os dois inventários (EDGAR e o desenvolvido) apresentam resultados aproximados, exceto para NMVOC, pois a CETESB não estabelece controles de emissão para o NMVOC. Sobre o inventário da União Europeia se observa magnitudes similares às emissões do Brasil.

Desagregando as emissões por poluente, as emissões de SOX, NMVOC e material particulado deste inventário superaram as emissões do EDGAR 2015 em menos de 100 Gg/ano, enquanto as emissões de CO foram aproximadamente 200 Gg/ano menor que as estimativas do EDGAR. Intui-se que essas diferenças sejam devidas à magnitude do fator de atividade e à proporção de termoelétricas segundo o tipo de combustível utilizado neste inventário além do que a CETESB não estabelece controles de emissão para o NMVOC.

Os resultados para material particulado, NOX e BC parecem consistentes com a tendência histórica do EDGAR. O inventário global não estima as emissões de PST.

Figura 27 - Série temporal das emissões comparativas do setor TER para o Brasil com o inventário EDGAR e as emissões da União Europeia com fatores do EMEP/EEA 2019, tem controles de emissão.



Fonte: Autoria própria (2022).

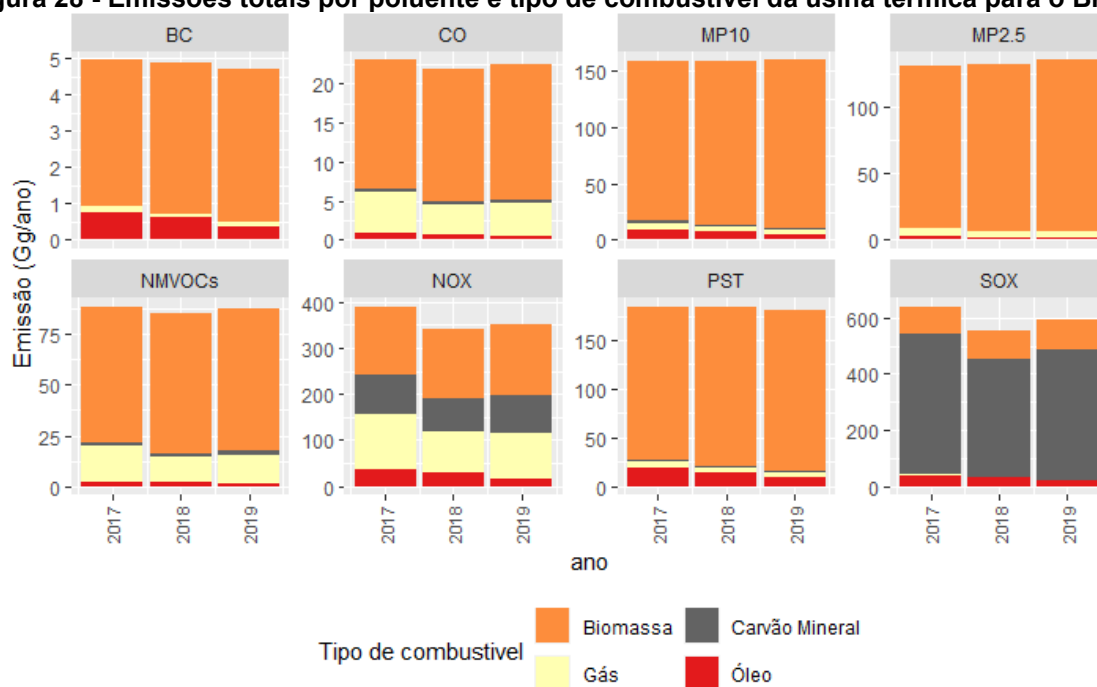
Sobre as contribuições por tipo de combustível, na Figura 28 y Figura 29 observa-se que às centrais térmicas a biomassa são a fonte com maior contribuição de emissões atmosféricas, com uma média anual de 775,53 Gg/ano. As maiores contribuições foram de material particulado, NMVOC e NOX, com aportes médios (2017-2019) ao redor de 157,32 GgPST/ano, 148,17 GgNOX/ano, 141,77 GgMP10/ano, 121,65 GgMP2.5/ano, 98,78 GgSOX/ano, 66,86 GgNMVOC/ano, 4,01 GgBC/ano e 16,46 GgCO/ano.

No triênio, as emissões de material particulado PST, MP10 e MP2.5 tenderam a aumentar até 1,5 Gg/ano (MP2.5) e as emissões de SOX, NOX e BC tenderam a

diminuir até 84 Gg/ano (SOx). A flutuação é observada principalmente em 2018, pelas mudanças na operação das térmicas a gás e óleo naquele ano. Com base nos dados do anuário estatístico da EPE 2021, a mudança pode ter ocorrido devido ao aumento da oferta em hidrelétricas e outras fontes renováveis além da Biomassa. As emissões de SOX são atribuídas principalmente a usinas movidas a carvão, apesar de existirem poucas usinas atualmente em operação no país (13 centrais), estimando-se aportes ao redor de 499,17 GgSOX/ano.

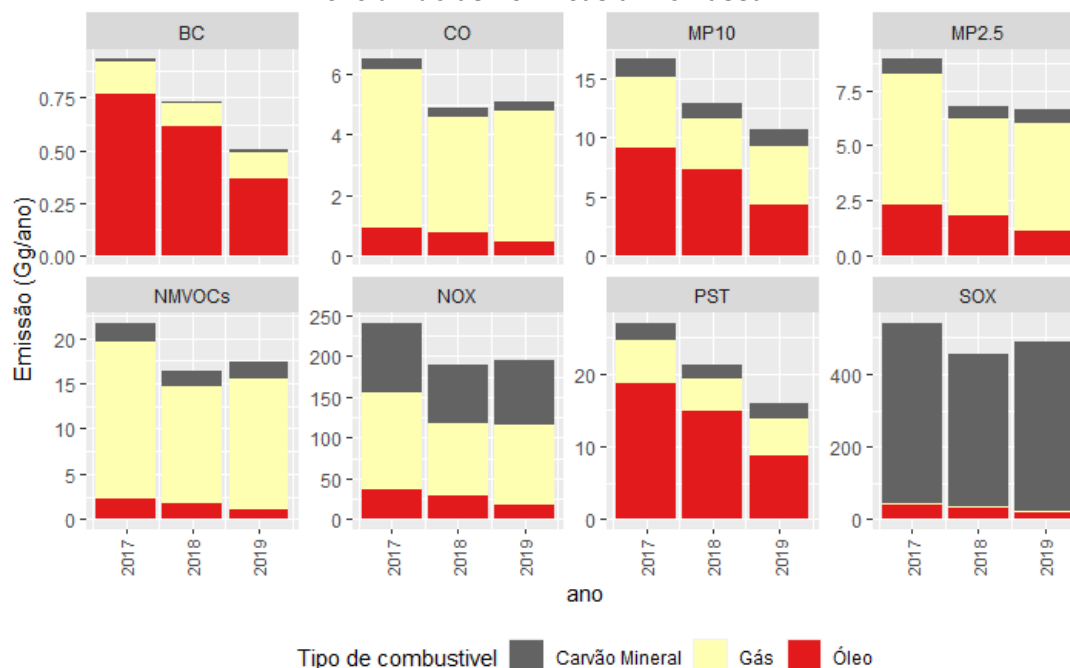
As usinas a gás são a terceira fonte de emissão com maiores contribuições, estimando-se uma média anual de 138,15 Gg/ano, com maiores emissões de NOX (ao redor de 118,95 Gg/ano), além de NMVOC (17,38 Gg/ano). As usinas a carvão mineral são a segunda fonte de emissão com uma média anual de 548,12 Gg/ano. As térmicas a óleo são a fonte com menor contribuição, estimando-se uma média anual de 84,30 Gg/ano.

Figura 28 - Emissões totais por poluente e tipo de combustível da usina térmica para o Brasil.



Fonte: Autoria própria (2023).

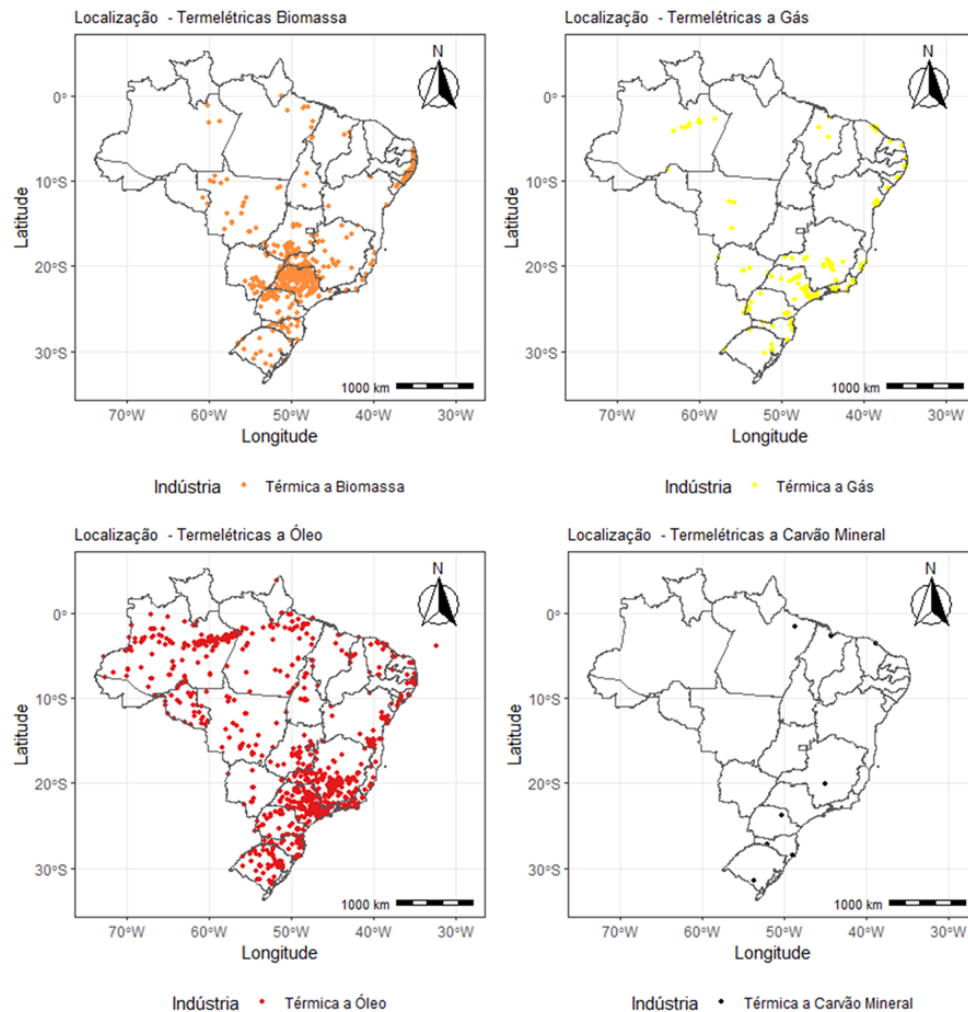
Figura 29 - Emissões totais por poluente e tipo de combustível da usina térmica para o Brasil excluindo as Térmicas a Biomassa.



Fonte: Autoria própria (2023).

Como pode ser visto na Figura 30, de forma geral, as usinas estão localizadas principalmente na região sudeste do país, especificamente entre os estados de São Paulo (SP), Minas Gerais (MG), Rio de Janeiro (RJ) e Paraná (PR). Há também uma notável distribuição ao longo do litoral do país de usinas de biomassa, gás e óleo. No total, foram quantificadas 13 usinas a carvão; estas estão localizadas no sul do país nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná, e na região norte e nordeste nos estados do Pará, Maranhão e Ceará. As termoeletricas a óleo estão distribuídas na maior parte do território nacional, destacando-se sua participação na geração de energia nos estados do Amazonas e Rondônia, além das já citadas acima.

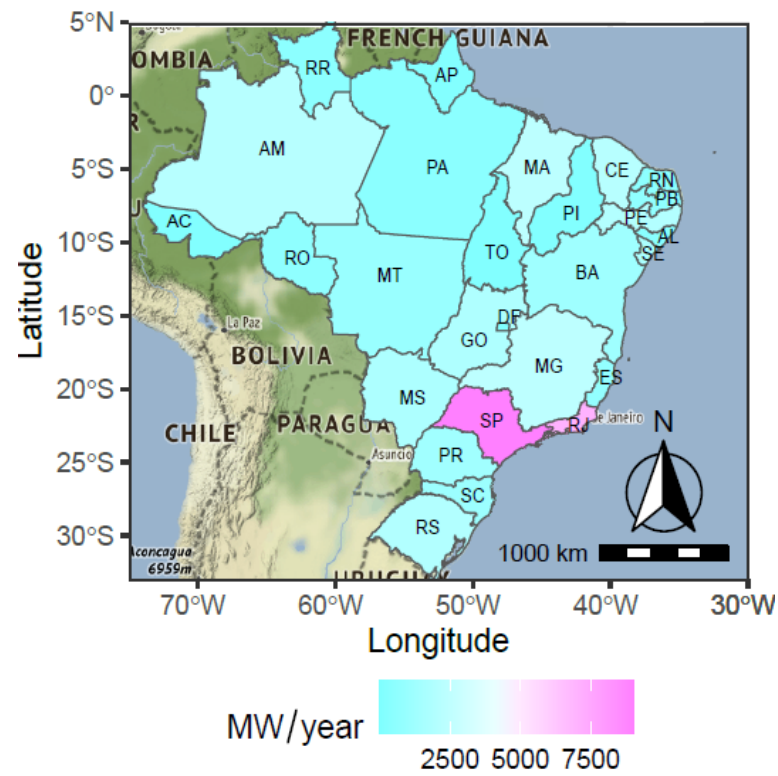
Figura 30 - Localização das termelétricas por tipo de combustível no Brasil em 2019.



Fonte: Autoria própria (2023).

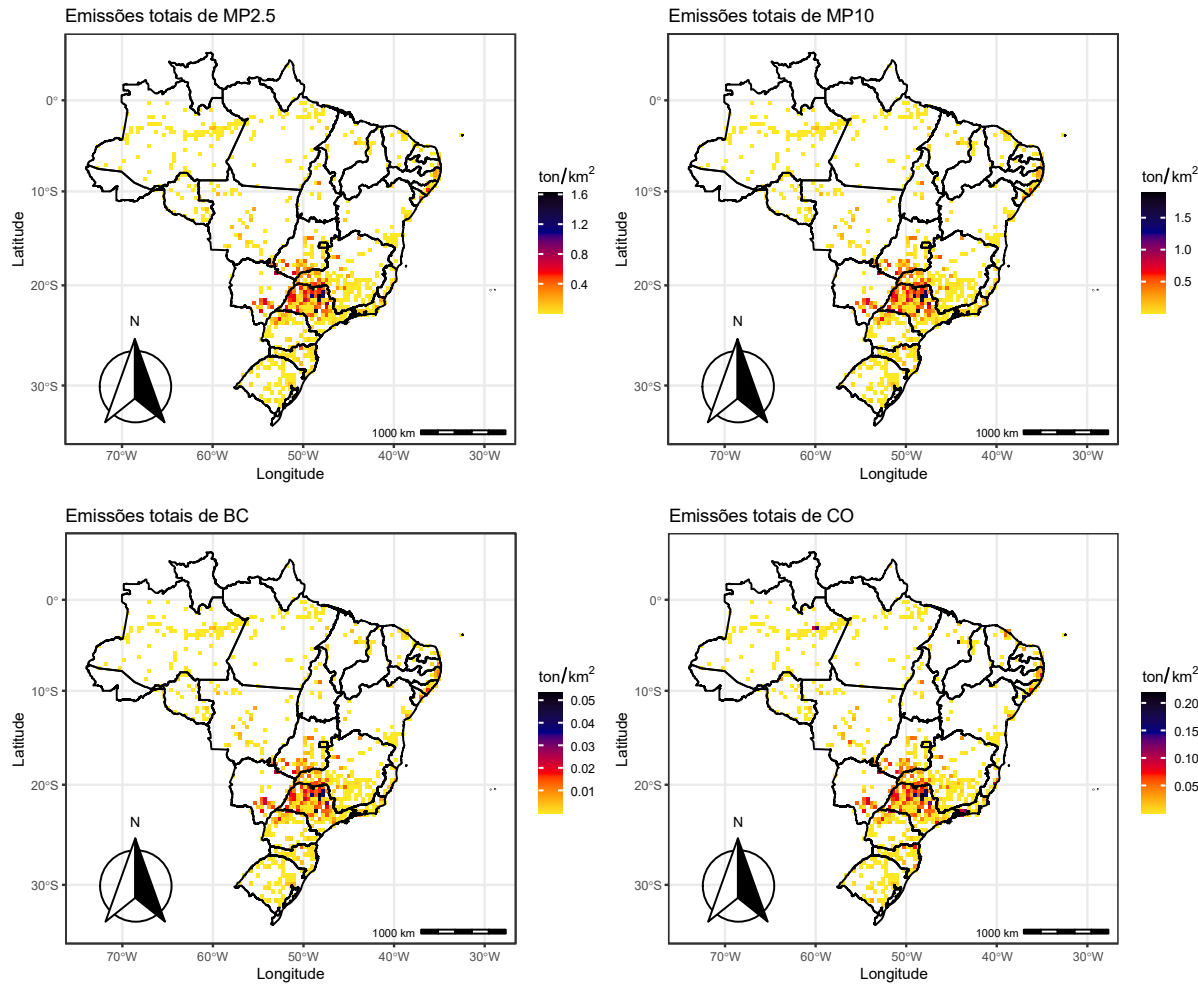
Para o ano de 2019, segundo dados de outorga de energia da ANEEL, foi registrada no estado de São Paulo (SP) a maior capacidade instalada para geração de energia elétrica do país, com mais de 7.500 MW/ano (ver Figura 31), condizente com a concentração das emissões das térmicas quantificadas, conforme observa-se na Figura 32 y Figura 33. O impacto no estado de SP é atribuído principalmente pelas emissões das termelétricas a biomassa e óleo. O principal impacto das térmicas a gás foi observado no estado do Rio de Janeiro (RJ); e das Carvão Mineral foram nos estados de Santa Catarina (SC), Rio Grande do Sul (RS) e Ceará (CE).

Figura 31 -Distribuição do potencial total de geração de energia elétrica (MW/ano) concedido em 2019 no país.



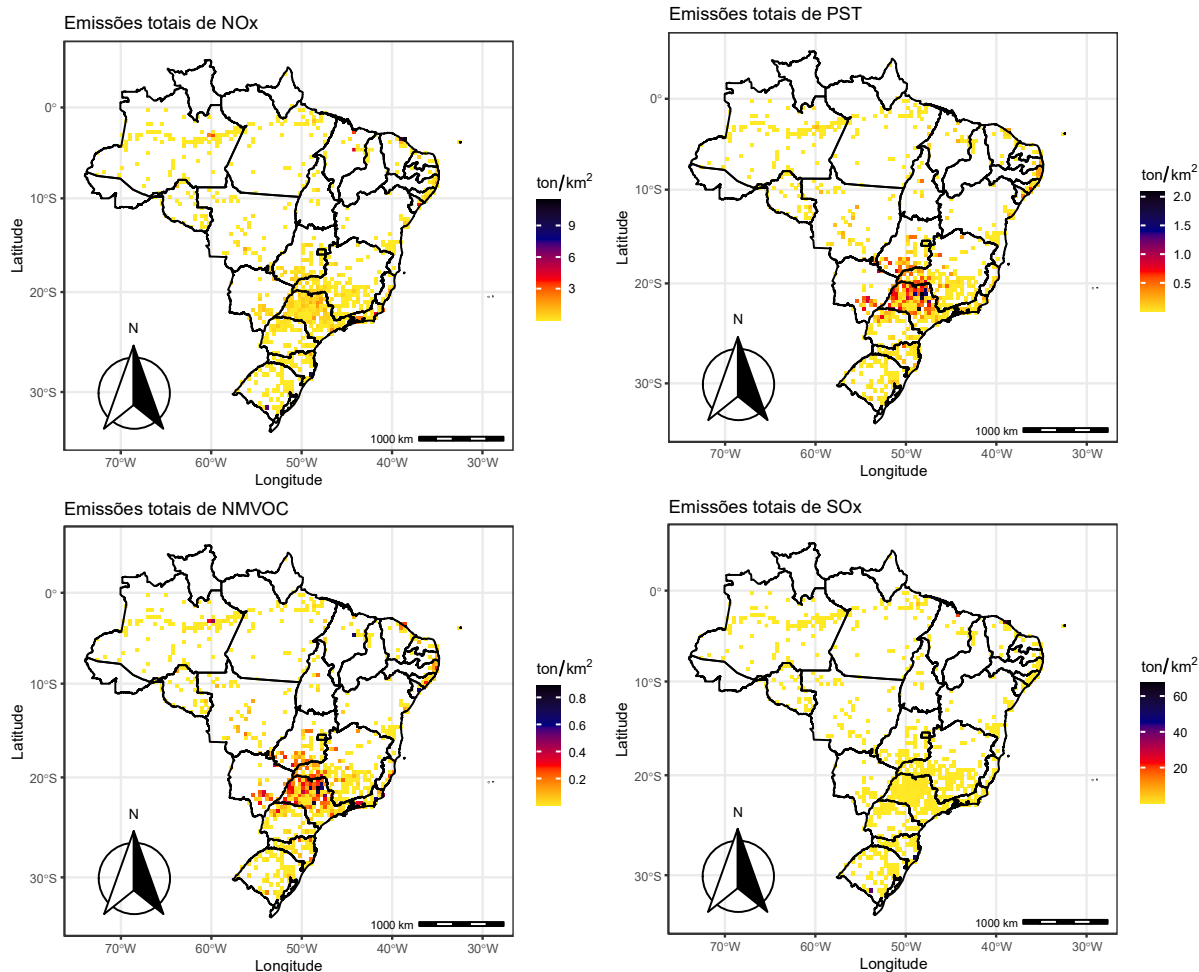
Fonte: Autoria própria (2023).

Figura 32 -Espacialização das emissões totais de MP2,5, MP10, BC e CO para o ano de 2019 por tipo combustível e usina.



Fonte: Autoria própria (2023).

Figura 33 - Espacialização das emissões totais de NO_x, PST, NMVOC e SO_x para o ano de 2019 por tipo combustível e usina.



Fonte: Autoria própria (2023).

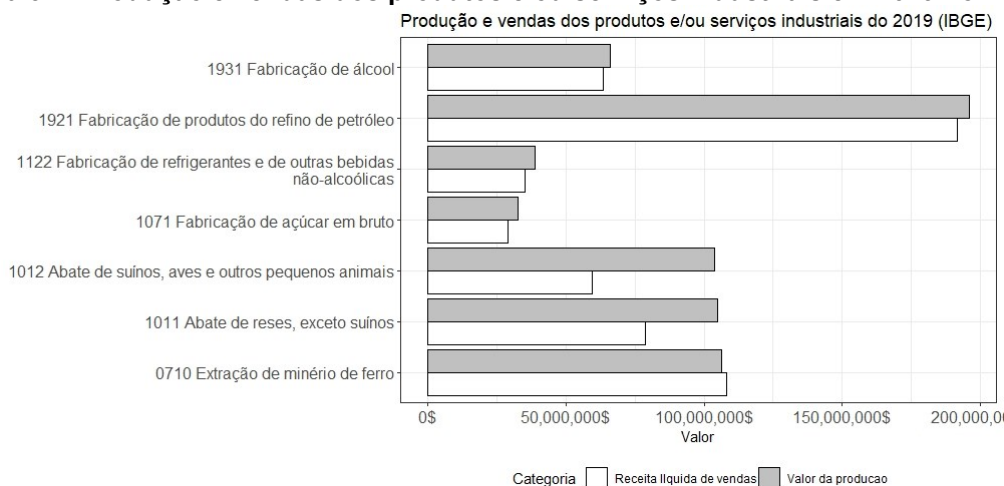
Os resultados, em síntese, evidenciam um significativo impacto na região sudeste do país, principalmente nas emissões de material particulado e no estado de São Paulo. É importante lembrar que foram adotadas as tecnologias de controle da CETESB, não adicionando nesse caso incertezas em relação a esse aspecto metodológico para as fontes localizadas no estado. O setor apresenta fontes que devem ser consideradas nos estudos de qualidade do ar da região sudeste e nos modelos, em geral, de qualidade do ar, pois pelos resultados pode ser considerado como grandes emissores.

4.3.2 Refinarias

O petróleo é a mercadoria mais negociada no mundo que tem uma variedade notável de usos comerciais (CHRIS MALINS, STEPHANIE SEARLE, 2015). Possui alta demanda econômica e técnica, com o refino do petróleo representando 40% dos impactos ambientais na cadeia de valor (JING et al., 2020) entendendo-se desde a fase de exploração até o armazenamento dos derivados para embarque e entrega.

O processo de refino consiste na transformação do petróleo bruto em mais de 2.500 produtos (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL, 2014) que são utilizados amplamente como combustível e matérias-primas para a indústria petroquímica (LIU et al., 2020). No ranking mundial do ano 2020, o Brasil ocupou a 9ª posição na capacidade de refino, totalizando até 2,3 milhões de barris/dia, equivalente ao 2,3% da capacidade mundial de refino (ANP-AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, 2021). A Pesquisa industrial anual de produto de 2019 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) identifica a fabricação de produtos do refino de petróleo como a principal atividade do país com maior produção e vendas (ver Figura 34).

Figura 34 - Produção e vendas dos produtos e/ou serviços industriais em 2019 no Brasil.



Fonte: Autoria própria com dados do IBGE¹⁹ (2022).

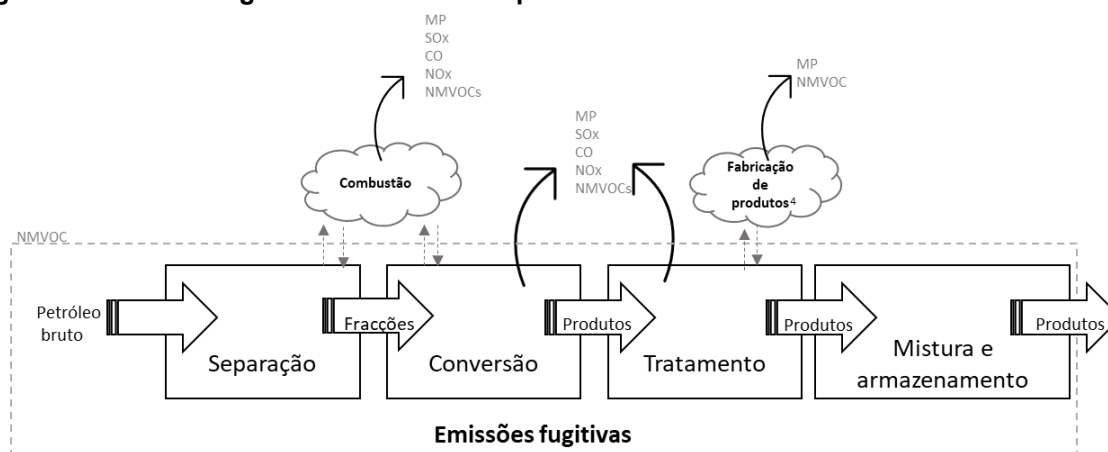
¹⁹ Pesquisa Industrial Anual Produto 2019:

<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/industria/9044-pesquisa-industrial-anual-produto.html?=&t=destaques>.

4.3.2.1 Análise do processo e dados

O processo de refino compreende as atividades de recebimento do petróleo para armazenamento, as operações de conversão, e o armazenamento para embarque dos produtos derivados do petróleo. Em geral, as operações de conversão estão compostas por quatro subprocessos: (1) Separação, compreende as atividades de destilação e recuperação; (2) Conversão, consistem em reorganizar a estrutura das moléculas de petróleo para produzir moléculas de maior valor e tamanho similar com a ação do calor; (3) Tratamento, baseia-se em estabilizar e melhorar os produtos petrolíferos além de remover elementos indesejáveis; e (4) Mistura de fluxos de várias unidades de tratamento para obter produtos específicos (ver Figura 35).

Figura 35 - Processo genérico de refino de petróleo e suas emissões atmosféricas na refinaria.



Fonte: Autoria própria, baseado nas guias para inventários de emissões da EPA e EEA (2021).

As emissões atmosféricas no processo são principalmente de origem fugitivas espalhadas em toda a refinaria, além da combustão nos subprocessos de separação e conversão e outras fontes diretas atribuídas a equipamentos específicos da indústria (AGÊNCIA EUROPEIA DO AMBIENTE - EEA, 2019a). Com base nos relatórios da EPA e EEA, as emissões de maior proporção no processo de refinamento do petróleo são material particulado, SO_x e NMVOC.

Até o ano de 2013, a ANP registrou a existência de 16 refinarias no território nacional. Duas novas unidades de refino entraram em operação, uma em 2014, no estado de Pernambuco (RNEST da Petrobras) e outra em 2022, no estado de São Paulo (SSOIL da Ssoil Energy). A partir de 2015 a refinaria UNIVEN localizada em São Paulo deixou de processar petróleo. No período de análise (1990-2022), portanto 17 unidades operando simultaneamente em 2014 e 2022 e nos demais anos do

período analisado 16 unidades das 18 refinarias cadastradas na ANP. Essas estão distribuídas nos estados de Amazonas, Ceará, Rio Grande do Norte, Bahia, Minas Gerais, Paraná, Pernambuco, São Paulo e Rio de Janeiro (ver Figura 18).

Cinco refinarias são operadas por concessionárias do setor privado DAX OIL, MANGUINHOS, RIOGRANDENSE, UNIVEN e SSOIL, localizadas nos estados de Bahia, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul e São Paulo, respectivamente. As demais são operadas pela concessionária PETROBRAS. É importante ressaltar que no mês de dezembro do ano 2021 a refinaria RELAM foi privatizada, pelo qual agora pertence à empresa Acelen da *Mubadala Investment Company* e seu nome mudou para MATARIPE. Por conta da compilação dos dados de fator de atividade desde 1990 até 2021, este inventário conserva o nome da refinaria como RELAM.

As quantidades anuais de petróleo processado em cada uma das refinarias foram obtidas do sítio eletrônico da ANP, como observa-se na Figura 36 nas refinarias RPLAN, RLAM e REFAP é evidente a tendência de crescimento no processamento do petróleo bruto, observando-se a maior quantidade de petróleo processado no país entre os anos 2013 e 2014 (linha cinza). Aparentemente no período de análise não há variações regulares, e para o resto das refinarias a série de dados apresentou um comportamento de longo prazo. Observa-se a menor quantidade de petróleo processado principalmente nas refinarias do setor privado por conta de sua capacidade nominal, onde a máxima é de 17.013,94 barris por dia, o qual corresponde à refinaria RIOGRANDENSE (ver Quadro 8). Das refinarias que operadas pela PETROBRAS a máxima capacidade nominal é 433.996 barris por dia, correspondente à refinaria REPLAN, localizada no estado do Paraná. Para maiores detalhes ver Apêndice5_Refinarias.

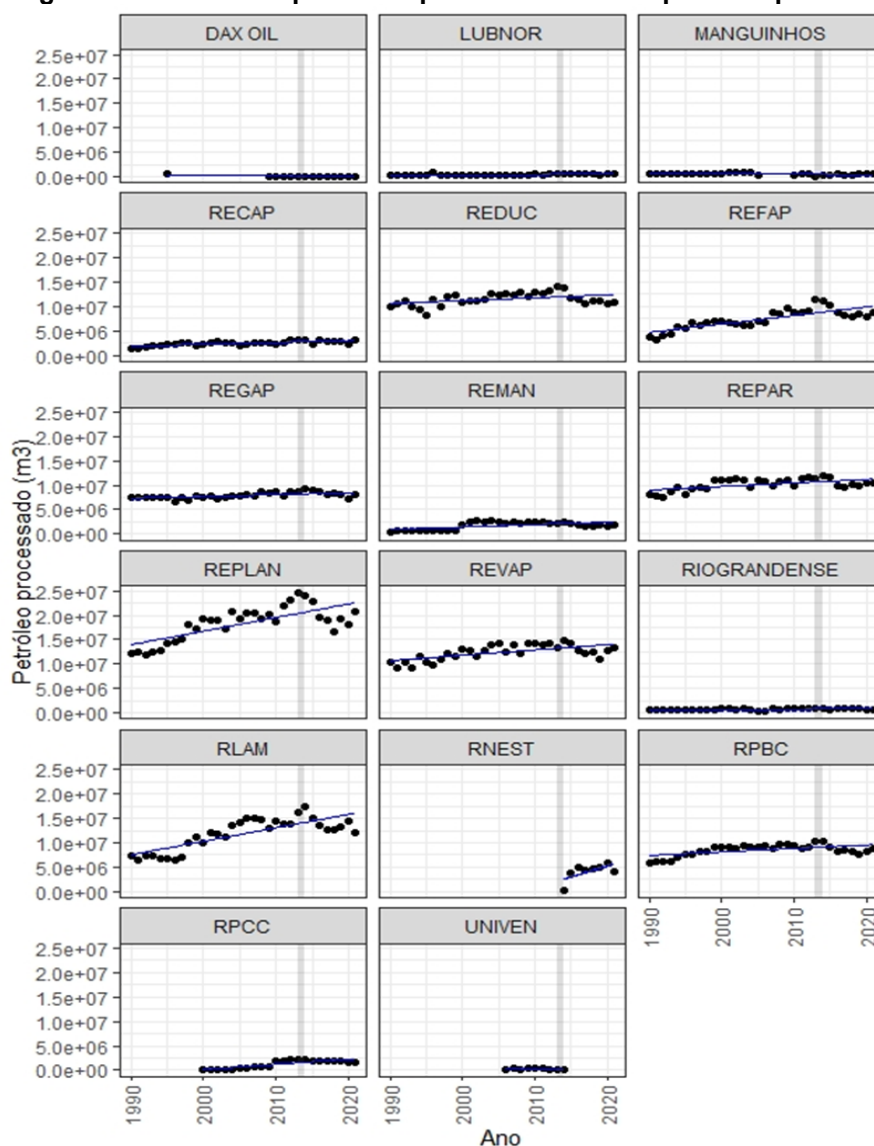
Quadro 8 - Capacidade nominal das refinarias para o processamento de petróleo para os anos 2018-2020 em Barril/dia.

Setor	Refinaria	2018	2019	2020	Porcentagem de capacidade último ano
Privado	DAX OIL	2.095	2.095	2.095	0,1%
	MANGUINHOS	14.000	10.001↓	10.001	0,4%
	RIOGRANDENSE	17.014	17.014	17.014	0,7%
	UNIVEN	5.158	5.158	5.158	0,2%
Público	RLAM	377.388	377.388	377.388	15,7%
	LUBNOR	10.378	10.378	10.378	0,4%

Setor	Refinaria	2018	2019	2020	Percentagem de capacidade último ano
	RECAP	62.898	62.898	62.898	2,6%
	REDUC	251.592	251.592	251.592	10,5%
	REFAP	220.143	220.143	220.143	9,1%
	REGAP	166.051	166.051	166.051	6,9%
	REMAN	45.916	45.916	45.916	1,9%
	REPAR	213.854	213.854	213.854	8,9%
	REPLAN	433.996	433.996	433.996	18,0%
	REVAP	251.592	251.592	251.592	10,5%
	RNEST	115.009	115.009	115.009	4,8%
	RPBC	169.825	179.184↑	179.184	7,4%
	RPCC	44.658	44.658	44.658	1,9%
Capacidade total por ano		2.401.567	2.406.926	2.406.926	100%

Fonte: Autoria própria com dados da ANP (2022).

Figura 36 - Séries temporais do processamento de petróleo por ano.



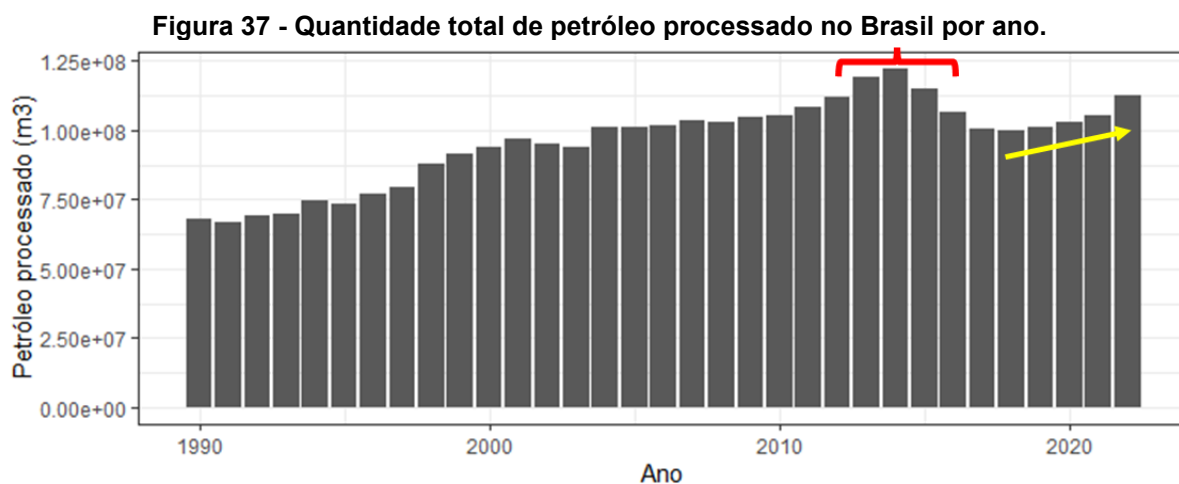
Fonte: Autoria própria com dados da ANP (2022).

De outra forma, como se apresenta na Figura 37, o processamento de petróleo bruto no país permaneceu próximo dos níveis de processamento realizados antes do início da emergência de saúde pública de importância internacional do vírus causador da COVID-19. Porém, de acordo com as notas técnicas da Empresa de Pesquisa Energética (EPE)²⁰ e os boletins de Monitoramento COVID-19 do Ministério de Minas e Energia²¹, embora nenhuma refinaria foi integralmente paralisada, os

²⁰ Impactos da pandemia de Covid-19 no mercado brasileiro de combustíveis: <https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/impactos-da-pandemia-de-covid-19-no-mercado-brasileiro-de-combustiveis>.

²¹ Boletim de Monitoramento COVID-19: <https://www.gov.br/mme/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/boletins-covid-19>

principais efeitos estiveram relacionados à redução do consumo dos derivados do petróleo, causando o aumento do estoque, mudanças nos fluxos operativos das refinarias, a revenda dos produtos e a perda de receita. Na Figura 37 apresenta os valores totais de petróleo processado por ano no Brasil.



Fonte: Autoria própria com dados da ANP (2023).

Considerando que as emissões atmosféricas dependem das propriedades do petróleo bruto e do consumo de energia necessário para cada uma das técnicas de produção e refino, para refinarias no Brasil, das dez fontes de emissão identificadas, estimamos apenas seis como está descrito na Tabela 2. As emissões atmosféricas foram quantificadas com a quantidade de óleo processado distribuído no processo.

Tabela 2 - Principais fontes de emissão nas refinarias do Brasil

Principais fontes de poluição do ar	Poluente					Informação disponível (Sim/não)
	MP	SO _x	NO _x	NM VOC	CO	
Processos nas indústrias petrolíferas (Emissões fugitivas)				X		Sim
Sistemas de purga (Sistema de recuperação de vapor e queima)		X	X	X	X	Sim
Fontes de Combustão (caldeiras, fornos, motores e turbinas)	X	X	X	X	X	Não
Condensadores de coluna de destilação a vácuo				X		Sim
Unidade de coqueificação fluido	X			X		Sim
Unidade de Craqueamento Catalítico Fluido (FCC)	X	X	X	X	X	Sim
Unidade de Recuperação de Enxofre (URE)		X				Não

Principais fontes de poluição do ar	Poluente					Informação disponível (Sim/não)
	MP	SO _x	NO _x	NMVOC	CO	
Unidades de Armazenamento	X			X		Não
Unidades de Tratamento de gases	X	X	X	X		Não
Unidade de reforma catalítica		X			X	Sim

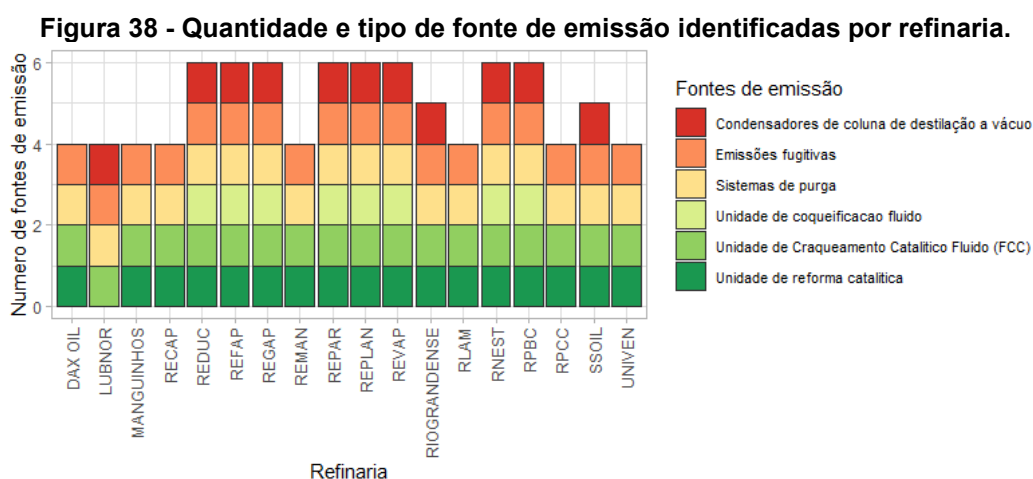
Fonte: Autoria própria, baseado nas guias da EPA, EEA, CETESB, e os dados da ANP (2022).

- Processos nas indústrias petrolíferas (Emissões fugitivas): deste grupo deriva-se principalmente as emissões de NMVOC que decorrem de vazamentos de componentes pressurizados (AGÊNCIA EUROPEIA DO AMBIENTE - EEA, 2019a), respiros e evaporação de matérias-primas e produtos acabados, por conta da geração de vapores orgânicos durante seu descarregamento e carregamento (LV et al., 2021).
- Sistemas de purga (Sistema de recuperação de vapor e queima): compreende uma série de tambores e condensadores que coletam e separam as descargas de líquido e vapor de várias unidades e equipamentos de processo de refinaria (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL, 2014), onde os líquidos são separados para reciclagem e os vapores são recuperados, reciclados ou queimados com injeção de vapor (AGÊNCIA EUROPEIA DO AMBIENTE - EEA, 2019a). As emissões são atribuídas principalmente à quantidade significativa de gás coproduzido que é queimado (COMODI; RENZI; ROSSI, 2016), os poluentes emitidos variam de acordo com a composição do gás residual onde podem ser liberados SO_x, CO, NMVOC e NO_x (AGÊNCIA EUROPEIA DO AMBIENTE - EEA, 2019b).
- Condensadores de coluna de destilação a vácuo: consiste na separação do petróleo bruto em frações segundo os pontos de ebulição a uma pressão muito baixa e em atmosfera de vapor (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL, 2014). As principais emissões de NMVOC vêm dos ejetores de vapor e bombas de vácuo que retiram vapores da coluna de vácuo através de um condensador (AGÊNCIA EUROPEIA DO AMBIENTE - EEA, 2019a).
- Unidade de coqueificação fluido: Esta unidade converte o óleo combustível residual de baixo valor em gasóleo e coque de petróleo de alto valor (US EPA

NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL, 2014). Os principais poluentes emitidos são MP e NMVOC por conta da poeira associada à remoção de coque do tambor de coque e as operações de manuseio e armazenamento (AGÊNCIA EUROPEIA DO AMBIENTE - EEA, 2019a).

- Unidade de Craqueamento Catalítico Fluido (FCC): nesta unidade se converte o óleo pesado em produtos mais leves favorecendo a gasolina e os componentes da mistura de destilados (AGÊNCIA EUROPEIA DO AMBIENTE - EEA, 2019a). Os principais poluentes emitidos no processo são MP, NO_x, SO_x, NMVOC e CO, provenientes do regenerador do catalisador (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL, 2014) .
- Unidade de reforma catalítica: Consiste em um catalisador que altera a estrutura química dos hidrocarbonetos para produzir gasolina de alto octanagem. As emissões atmosféricas acontecem durante a regeneração do catalizador quando ocorre alguma destas ações: a abertura de purga, a ventilação de controle de pressão de queima de coque e a ventilação de purga final do catalisador (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL, 2014).

Desta forma, a identificação, homologação e padronização dos processos de cada uma das 17 refinarias do Brasil se apresenta na Figura 38. Essa análise foi feita a partir da identificação dos principais produtos que produzem, além das características técnicas disponíveis na página web da Petrobras e da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis do Brasil (ANP). O detalhamento desta metodologia está descrito no Apêndice 6_Conceituacao.



Fonte: Autoria própria com dados da ANP e PETROBRAS (2023).

4.3.2.2 Fatores de emissão

A partir da identificação das fontes de emissão em cada uma das refinarias do Brasil obteve-se os fatores que são utilizados neste inventário, conforme mostra o Quadro 9 e Quadro 10. Estes foram compilados dos documentos AP-42 e EMEP/EEA 2019 das agências EPA e EEA, respectivamente (ver Apêndice5_Refinarias).

Quadro 9 - Fatores de emissão EPA em kg/m³ - Setor Refinarias.

Fonte de emissão	Poluente	Controle	Original	Inferior	Superior	Unidade	Referência
Unidade de reforma catalítica (RC)	THC	Sem	0,0007			kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
Unidade de Craqueamento Catalítico Fluido (FCC)	MP	Sem	0,695	0,267	0,976	kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
	SOX	Sem	1,413	0,286	1,505	kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
	CO	Sem	39,2			kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
	NOX	Sem	0,204	0,107	0,416	kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
	THC	Sem	0,63			kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
	MP	Com	0,128	0,02	0,428	kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
Unidade de coqueificação fluido (UC)	MP	Sem	1,5			kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
	MP	Com	0,0196			kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
Condensadores de coluna de destilação a vácuo (CV)	THC	Sem	0,14	0	0,37	kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
Sistemas de purga (SP)	THC	Sem	1662			kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
	SOX	Com	0,077			kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
	CO	Com	0,012			kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
	NOX	Com	0,054			kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1
	THC	Com	0,002			kg/m ³	AP-42 Cp. 5.1

Fonte: Elaboração própria com dados da EPA (2022).

Quadro 10 - Fatores de emissão EEA em kg/m³ - Setor Refinarias.

Fonte de emissão	Poluente	Controle	Original	Inferior	Superior	Unidade	Referência
Unidade de reforma catalítica (RC)	SOX	Sem	0,004	0,002	0,01	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv
	CO	Sem	0,042	0,01	0,1	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv
Unidade de Craqueamento Catalítico Fluido (FCC)	PST	Sem	0,7	0,05	2	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv
	MP10	Sem	0,55	0,18	1,6	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv
	MP2.5	Sem	0,24	0,08	0,5	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv
	SOX	Sem	1,4	0,85	2	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv
	CO	Sem	39	24	55	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv
	NOX	Sem	0,2	0,12	0,29	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv
	NMVOCS	Sem	0,63	0,38	0,88	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv
Unidade de coqueificação fluido (UC)	PST	Sem	1,5	0,6	4,9	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv
	MP10	Sem	0,77	3	2,5	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv

Fonte de emissão	Poluente	Controle	Original	Inferior	Superior	Unidade	Referência
	MP2.5	Sem	0,33	0,2	1,6	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv
	NMVOCs	Sem	0,046	0,02	0,2	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv
Sistemas de purga (SP)	SOX	Com	0,077	0,03	0,2	kg/m ³	EEA 1.B.2.c
	CO	Com	0,012	0,004	0,04	kg/m ³	EEA 1.B.2.c
	NOX	Com	0,054	0,02	0,2	kg/m ³	EEA 1.B.2.c
	NMVOCs	Com	0,002	0,001	0,006	kg/m ³	EEA 1.B.2.c
Emissões fugitivas (EF)	NMVOCs	Sem	0,17	0,085	0,34	kg/m ³	EEA 1.B.2.a.iv

Fonte: Elaboração própria com dados da EEA (2022).

Sobre o uso de tecnologias de controle, só o estado de São Paulo a través do Decreto Estadual nº 59.113/13, regulamenta a formulação, atualização e implementação dos Planos de Redução da Emissão de Fontes Estacionárias (PREFE)²² o qual estabelece as alternativas de melhor tecnologia prática disponível (MTPD) que as refinarias localizadas no estado poderão implementar em cada uma de suas unidades e atividades (Capítulo 6). A guia do PREFE inclui uma planilha Excel para o cadastro das fontes de emissão com os detalhes sobre os equipamentos instalados para o controle de poluição do ar, porém a CETESB não disponibiliza a informação compilada para consulta do público geral; além disso, a exigibilidade de implantação é de acordo com a necessidade de enquadramento das emissões liberadas pela indústria aos limites normativos.

A partir do exposto acima, como foi observado nas análises apresentadas no item 4.1, este inventário contempla como tecnologia de controle os fatores do sistema de purga conformado por um sistema de recuperação de vapor e queima, o qual é considerado como unidade de processo e segurança, pois controla as descargas de líquido e vapor de várias unidades e equipamentos de processo das refinarias (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL, 2014), além de precipitadores eletrostáticos para o controle de Material Particulado (PST, MP10 e MP2,5), lavador de gases para o controle de SOX, SNCR para o controle de NOX e controles operacionais para evitar a formação de CO nos fornos.

Tendo em conta que a EPA define apenas para duas fontes de emissão os fatores do intervalo inferior e superior, os espaços em branco destas duas categorias são completados com os valores típicos (originais), atribuindo assim o mesmo valor

²² PREFE: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/plano-de-reducao-de-emissao-de-fontes-estacionarias-prefe/guia-de-melhor-tecnologia-pratica-disponivel/>.

para as três categorias objeto de quantificação definidos como valor típico, mínimo e máximo do intervalo de confiança de 95%.

As emissões fugitivas são quantificadas somente aplicando o fator definido pela EEA, o qual agrupa as emissões fugitivas por vazamento de equipamentos em um só valor em função do processamento de petróleo bruto. Os fatores da EPA mudam em função do funcionamento de cada tipo de equipamento, sendo necessário saber o fator de atividade de compressores, válvulas de alívio de pressão, válvulas, conectores, vedações da bomba, flanges e linhas abertas ((US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), 1995).

A EEA não estabelece um fator para os condensadores de coluna de destilação a vácuo, razão pela qual neste inventário somente são quantificadas as emissões com o fator definido pela EPA.

4.3.2.3 Análise em relação ao inventário de 2011

Neste item são descritas as mudanças e atualizações feitas aos fatores de emissão utilizados no primeiro inventário desenvolvido no ano 2011 por KAWASHIMA et al., 2020. A comparação é baseada no procedimento geral de nível 1 para o controle de qualidade, formulado pelo IPCC no Capítulo 8 das orientações de boas práticas e gestão de incerteza em inventários nacionais de gases de efeito estufa.

A comparação dos fatores da EPA entre o primeiro inventário e este trabalho (ver Quadro 11) aborda as seguintes simplificações:

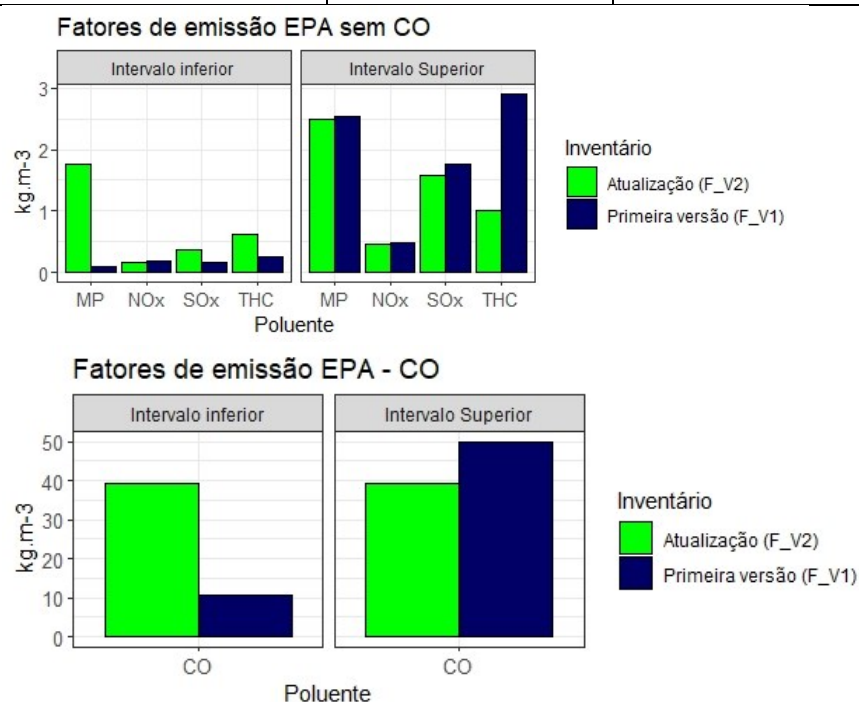
- O inventário da KAWASHIMA et al., 2020 não inclui controles de emissão, pelo qual a análise de mudança é feita sobre a escolha de fatores de emissão do AP-42 sem controles de emissão. Conforme foi observado no item 4.1, a aplicação de controles de emissões reduz as emissões em mais de 80%. Motivo pelo qual não se faz análises comparativas das emissões entre os dois inventários.
- Os espaços em branco dos fatores do intervalo inferior e superior, foram completados com os valores típicos (originais), atribuindo assim o mesmo valor para as duas categorias objeto de comparação (inferior e superior).
- Os valores da atualização são as somatórias dos fatores de emissão por poluente das cinco fontes definidas pela EPA que foram identificadas para as

estimativas deste inventário (Unidade de reforma catalítica, FCC, Unidade de coqueificação fluido, Condensadores de coluna de destilação a vácuo e Sistemas de purga).

- Os nomes dos poluentes descritos no documento AP-42 são preservados, exceto para SO₂ e NO₂, considerando a fração do poluente emitido, estes são denominados SO_x e NO_x.

Quadro 11 - Comparação dos fatores de emissão da EPA utilizados no inventário de 2011 (F_V1) e neste trabalho (F_V2) – REF.

Tipo de FE	Poluente	F_V1	F_V2
Intervalo inferior	MP	0,09	1,77
	SO _x	0,17	0,36
	CO	10,80	39,21
	NO _x	0,18	0,16
	THC	0,25	0,63
Intervalo Superior	MP	2,53	2,48
	SO _x	1,75	1,58
	CO	50,00	39,21
	NO _x	0,48	0,47
	THC	2,91	1,00



Fonte: Autoria própria (2022).

Como se apresenta no Quadro 11, as principais diferenças na escolha dos fatores de emissão estão nos valores do intervalo inferior, onde os valores deste inventário são significativamente maiores do que os fatores do inventário de 2011. Apenas o valor de NO_x tem a magnitude parecida, com uma diferença de $0,02 \text{ kg/m}^3$ em relação ao inventário de 2011. Com as informações disponíveis, não é possível afirmar com certeza o número de fontes que foram quantificadas no inventário de 2011, mas pode-se inferir que para os poluentes CO e SO_x foram utilizados os valores definidos pela EPA para a unidade de craqueamento catalítico de leito móvel, o restante dos dados são possivelmente os resultados de agrupamentos de outras fontes de emissão. Para os valores do intervalo superior ocorre o contrário, os valores mais altos são os do inventário de 2011, com fatores semelhantes para NO_x . Da mesma forma, intui-se que são resultados de agrupamentos aleatórios e heterogêneos. Para mais detalhes ver Apêndice4_Mudancas_Fatores.

4.3.2.4 Considerações, simplificações e incertezas

A quantificação das emissões atmosféricas deste inventário, aborda as seguintes considerações, simplificações e incertezas abaixo. As descrições são agrupadas por Fator de atividade e Fator de emissão.

- Fator de atividade:
 - O fator de atividade das 17 refinarias corresponde ao volume de petróleo refinado (processado) no ano (m^3/ano), a informação desde o ano 1990 foi extraída da página web da ANP.
 - A ANP documenta 19 Refinarias no total no Brasil, porém duas foram excluídas deste inventário. A primeira é a refinaria *Six (PR)* onde se processa xisto bruto o que é um tipo de rocha metamórficas, sua capacidade de processamento é de 7.800 t/dia ; e a segunda é a refinaria *Fasf (BA)* consiste em uma Fábrica de asfalto que faz parte da Refinaria Landulpho Alves (RELAM).
 - A refinaria RNEST (PE) começou a operar, desde o ano 2014, com a capacidade autorizada de processamento de 100 mil barris/dia, conforme exigência da Renovação da Licença de Operação, emitida pela Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco.
 - A refinaria RLAM, desde o ano 2021 mudou de nome a MATARIPE, nos dados da ANP desde o ano 2000 tem o nome de RLAM e RELAM

(ATUALMENTE MATARIPE). Para as estimativas foi unificado o nome desta refinaria deixando RELAM para todos os anos estimados. Além disso, no ano 2013 aumentou sua Capacidade nominal de 279.897 para 377.388 barris/dia.

- A produção de nafta na refinaria *Six (PR)* é enviada para a REPAR, onde é incorporada à produção de derivados da refinaria.
- A refinaria MANGUINHOS não processou petróleo de 2006 a 2009 (quatro anos); no ano 2019 diminuiu sua capacidade nominal de 14.000 para 10.000 barris/dia.
- A ANP documentou para o ano 1995 que a refinaria DAX OIL processou 594.451 m³ de petróleo bruto, mais o processamento regular (contínuo) de petróleo nesta refinaria se documenta desde o ano 2009 até 2022 com valor mínimo anual de 192,03 m³ e máximo de 3.982,17 m³ de petróleo bruto processado.
- A operação da refinaria UNIVEN começou no ano 2006 e terminou no ano 2014, aparentemente fechou neste ano.
- A refinaria RPCC começou sua operação no ano 2000. Além disso, no ano 2016 aumentou sua capacidade nominal de 37.739 para 44.658 barris/dia.
- Os Condensadores de coluna de destilação a vácuo das refinarias REDUC, REPLAN, RPBC e RNEST, se definiram com base nos produtos documentados pela ANP e na linha de processos do Capítulo 5 da AP-42, pois os sites das concessionárias não forneciam a informação.
- As estimativas foram feitas com os dados originais e publicados pela ANP, sem passar por tratamentos estatísticos. No entanto, foram identificados registros atípicos de petróleo processado na série temporal desde 1990, nas refinarias DAX OIL, LUBNOR, MANGUINHOS, REDUC, RNEST e RPBC (ver Apêndice5_Refinarias).

Fator de emissão:

- A quantidade de fatores utilizados nas estimativas está limitada ao tipo de informação disponível da indústria, ou seja do fator de atividade. Por conta disso este inventário quantifica as emissões atmosféricas associadas somente ao processamento anual do petróleo no ano.
- A identificação das fontes de emissão por refinaria foi feita com base nas características técnicas publicadas nas páginas web das concessionárias, além dos derivados do petróleo que produz cada uma destas. Tomou-se como referência o esquema do documento AP-42 que ilustra os processos típicos de uma refinaria e identifica as fontes diretas de emissão.
- Este inventário considerou somente as emissões do FCC, pois é considerada a unidade com maiores emissões atmosféricas com respeito à Unidade de craqueamento catalítico de leito móvel (TCC); as indústrias petroleiras do Brasil datam somente o uso desta unidade. A diferença entre as duas unidades é a posição do catalisador no equipamento.
- As unidades dos fatores de emissão utilizados foram unificadas para kg/m^3 . A conversão da unidade $\text{kg}/\text{Mg crude oil throughput}$ foi feita utilizando a densidade do petróleo definida pela ANP de $0,84976 \text{ t}/\text{m}^3$.
- Para as estimativas, neste inventário assume-se que *feed*, *fresh feed*, *crude oil throughput* e *refinery feed* são iguais ao volume de petróleo bruto processado por refinaria.
- A EPA define o *vacuum feed* como o 36% de *refinery feed*, razão pela qual neste inventário se assume que o fator de atividade para as estimativas das emissões dos Condensadores de coluna de destilação a vácuo é igual a 36% do volume de petróleo bruto processado por refinaria.
- Os espaços em branco dos fatores do intervalo inferior e superior da EPA, foram completados com os valores típicos (originais), atribuindo assim o mesmo valor para as três categorias objeto de quantificação (original, inferior e superior) deste inventário.

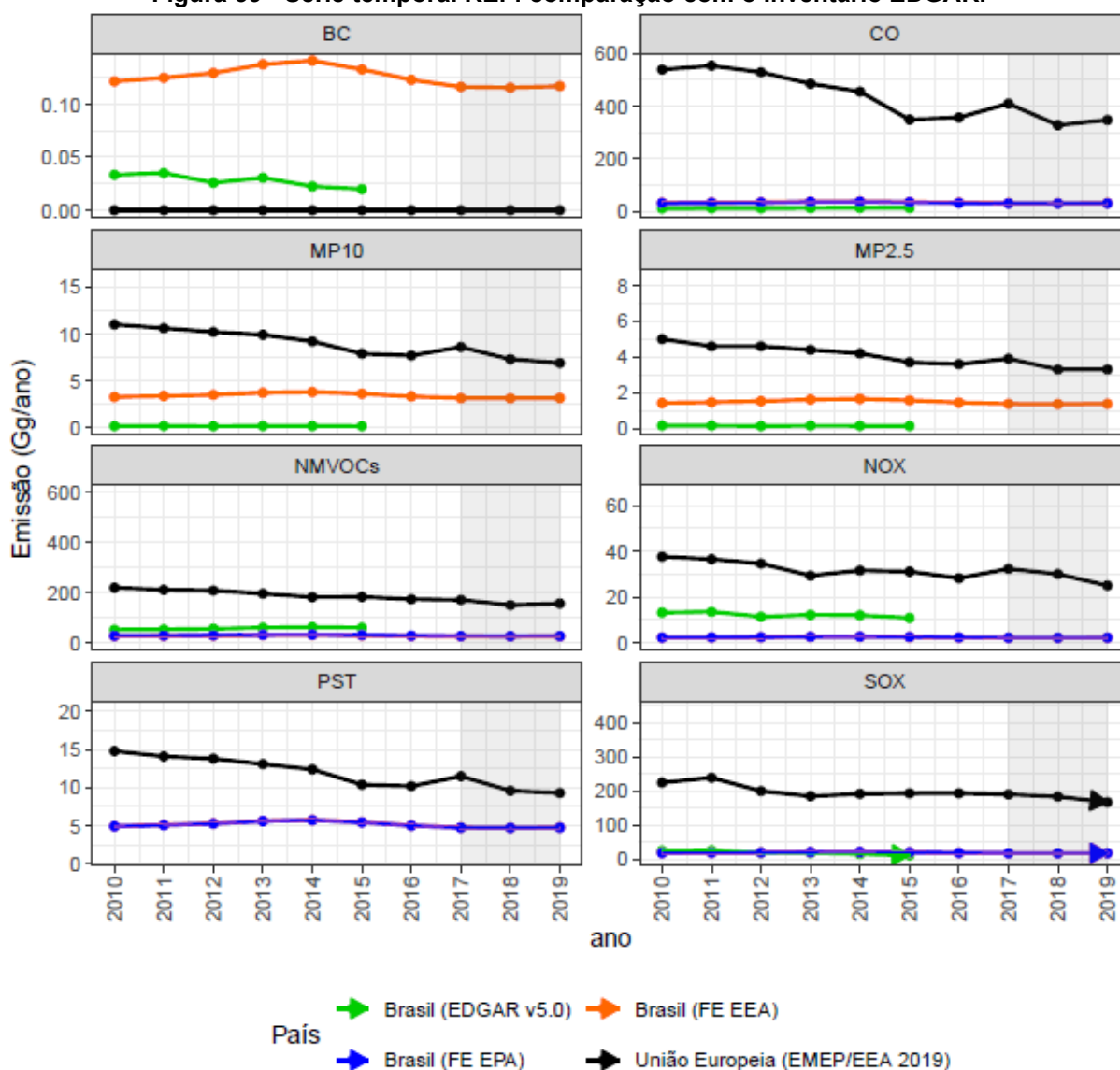
- O fator de ventilação e queima da EEA é considerado como Sistema de purga, pois coincide com a descrição da fonte de emissão apresentado pela EPA.
- As emissões fugitivas são quantificadas somente aplicando o fator definido pela EEA, o qual agrupa as emissões fugitivas por vazamento de equipamentos em um só valor em função do processamento de petróleo bruto. Os fatores da EPA mudam em função das horas de abertura ou funcionamento de cada tipo de equipamento, limitando a quantificação destes pela não disponibilidade da informação pelas concessionárias e autoridades ambientais.
- O documento AP-42 da EPA estabelece o FE para SO_2 , porém considerando a fração do poluente emitido, neste inventário será doravante denominado como SO_x . o mesmo acontece para o NO_2 , doravante denominado como NO_x .
- No Apêndice B.1, Apêndice B.2 e Capítulo 5.1 do documento AP-42 não descrevem a distribuição do tamanho do material particulado (MP). Para fazer a melhor comparação dos resultados, se define por magnitude que os fatores de emissão para o poluente MP são similares aos valores dos fatores de emissão para PST definidos pela EEA. Desta forma o poluente MP da EPA será doravante denominado como PST.
- O poluente Hidrocarbonetos Totais (THC) será doravante denominado como NMVOC, pois no documento AP-42, descreve que menos de 1% em peso das emissões de THC é metano.
- O inventário não inclui emissões atmosféricas por operações não rotineiras como partidas e paradas, manutenção planejada e falhas não planejadas de equipamentos.

4.3.2.5 Emissões atmosféricas

Este inventário foi o que mais se aproximou das estimativas dos demais setores industriais e dos dados do inventário EDGAR. A ANP e os sites de cada uma das concessionárias das 18 refinarias do Brasil fornecem informações sobre as unidades de processamento de petróleo de cada unidade, além de possuir

informações das suas capacidades e dos produtos petrolíferos que produz. Isso, permitiu aprofundar a composição das fontes de emissão, o detalhe dos equipamentos e as tecnologias aplicáveis ao controle das emissões atmosféricas na indústria. Como pode ser observado na Figura 39 em 2014, a quantidade mais significativa de emissões atmosféricas foi pré-definida devido à operação simultânea de 17 refinarias. Desagregando as emissões por poluente, verifica-se maiores contribuições de CO com uma média anual de 30,43 Gg/ano superando as estimativas do inventário EDGAR (12,4 Gg/ano). Para o ano 2014, o inventário EDGAR estimou 14,53 Gg SOx/ano, ficando abaixo 5,83 Gg SOx/ano das estimativas deste inventário (20,36 Gg SOx/ano). Diferenças também foram observadas na tendência histórica, onde o EDGAR apresenta flutuações irregulares. O inventário EDGAR não estima emissões por PST e a CETESB não estabelece controles de emissão para o NMVOC.

Figura 39 - Série temporal REF: comparação com o inventário EDGAR.

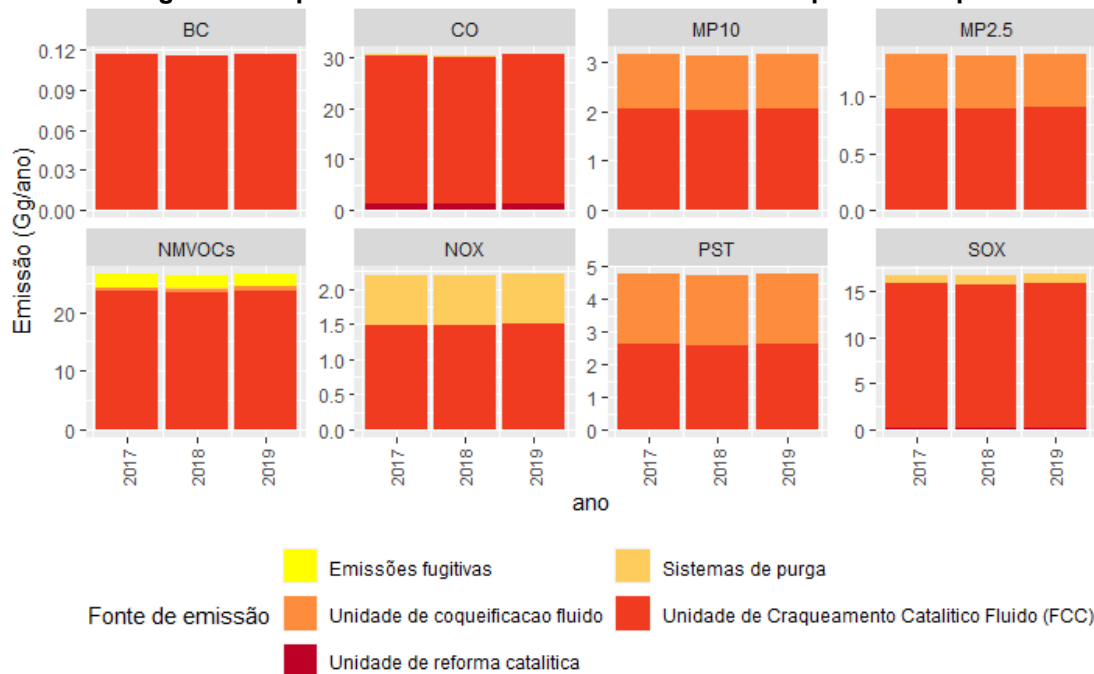


Fonte: Autoria própria (2022).

Para os anos 2017, 2018 e 2019, conforme pode ser observado na Figura 40 e na Figura 41, estima-se que a principal fonte de emissões do setor seja a Unidade de Craqueamento Catalítico de Fluidos (FCC), com uma emissão média anual de 75,42 Gg/ano distribuídos principalmente em CO (29,09 Gg/ano), NMVOC (23,50 Gg/ano) e SOX (15,67 Gg/ano). Esse equipamento se encarrega de transformar o hidrocarboneto pesado em frações leves, quebrando as ligações do carbono com a ação do calor. O sistema de purga, considerado um controle de emissão, contribui com cerca de 2% das emissões anuais do setor, com aportes médios anual de 1,01 Gg SOX/ano, 0,71 Gg NOX/ano, 0,16 Gg CO/ano e 0,03 Gg NMVOC/ano. As emissões fugitivas contribuíram com uma média anual de 2,23 Gg NMVOC/ano

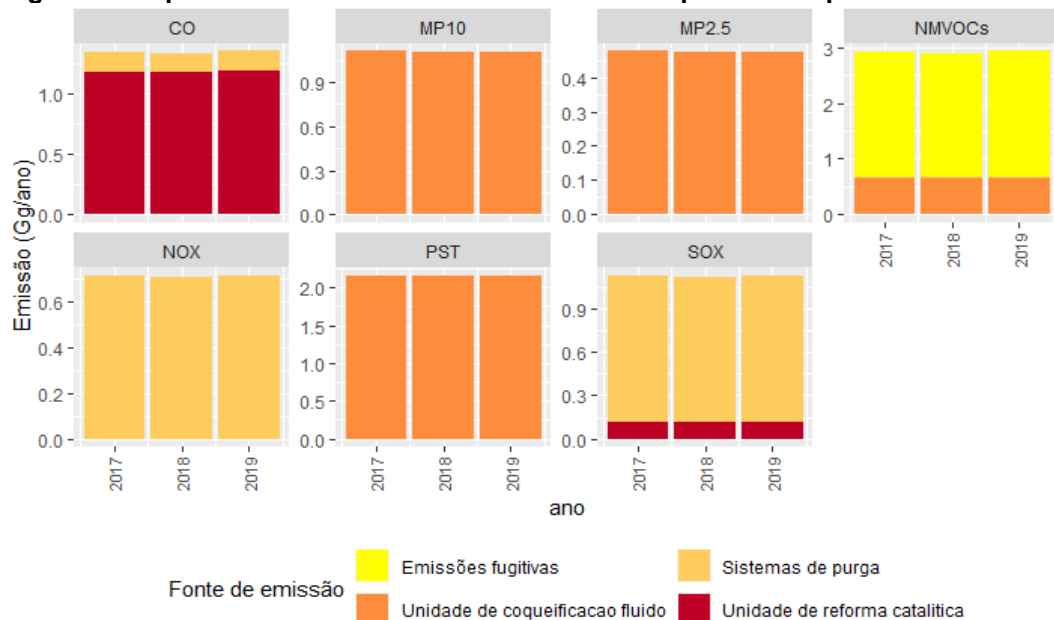
equivalente ao 3% das emissões totais. As emissões de material particulado ocorrem principalmente nas refinarias com a operação do FCC e as Unidades de Coqueificação, estas fontes representaram 88% e 5% das emissões totais do setor.

Figura 40 - Aporte das emissões totais das refinarias por fonte e poluente.



Fonte: Autoria própria (2023).

Figura 41 - Aporte das emissões totais das refinarias por fonte e poluente sem FCC.

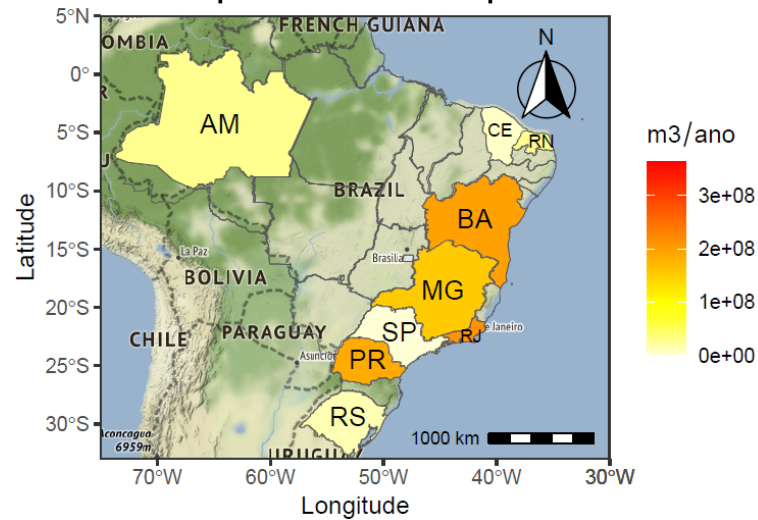


Fonte: Autoria própria (2023).

Para o ano de 2019, segundo dados da ANP, foi registrada no estado de Bahia (refinaria REPLAN) a maior quantidade de petróleo processado no país, com total anual de 17.923.619 m³/ano (ver Figura 36), condizente com os estados com maiores

emissões, conforme observa-se na Figura 42. No caso de São Paulo (SP) o estado não produziu a maior quantidade de petróleo, mas tem a maior quantidade de fontes de emissão quantificadas.

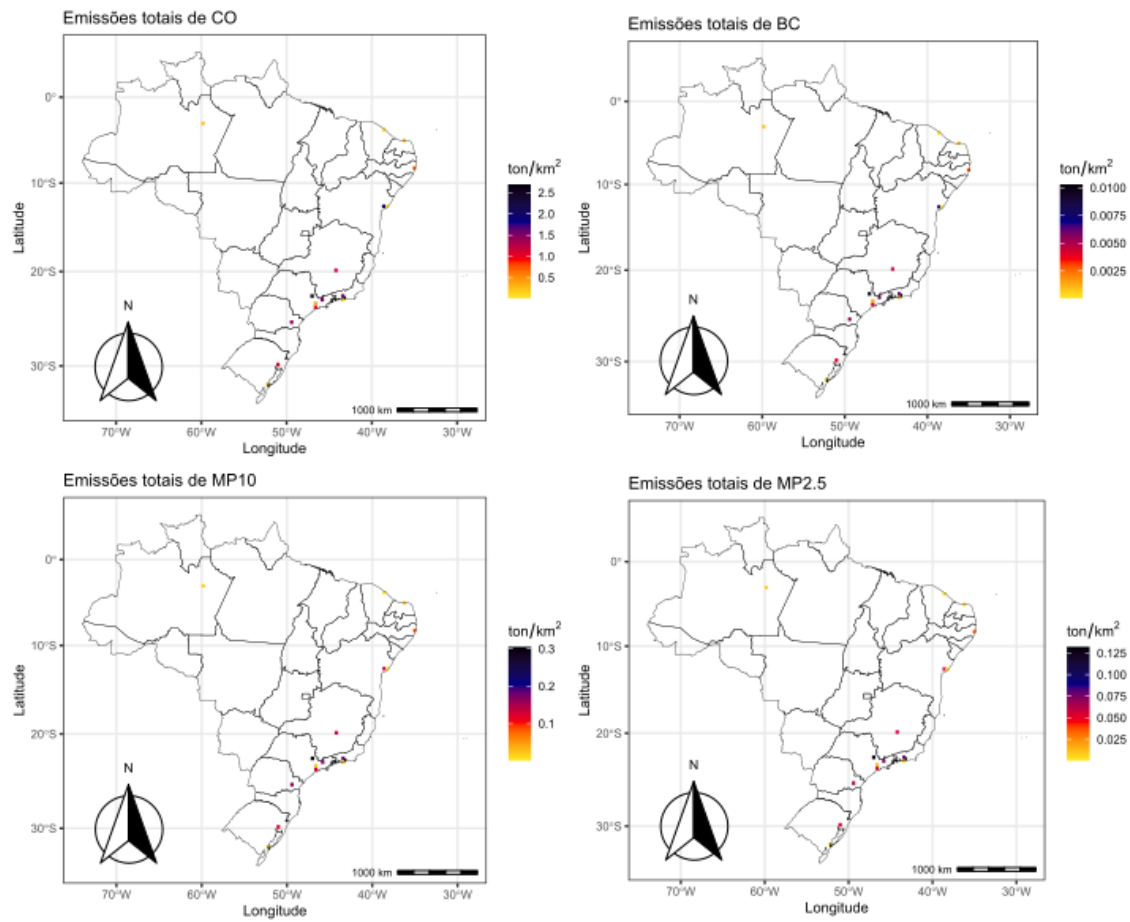
Figura 42 - Petróleo processado em 2019 por unidade da federação.



Fonte: Autoria própria (2023).

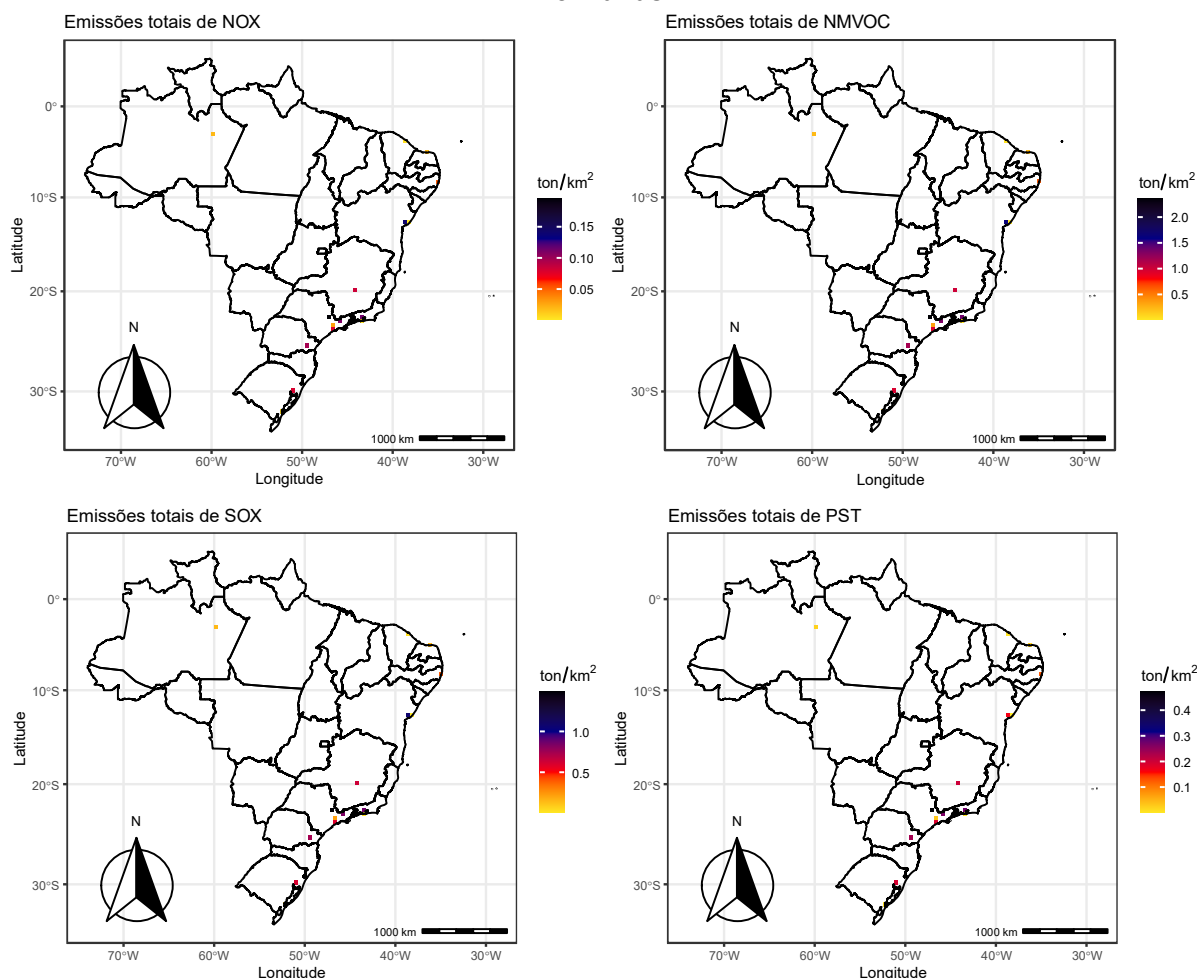
As Figura 43 e Figura 44 mostram as distribuições espaciais das emissões dos poluentes pelas refinarias.

Figura 43 - Espacialização das emissões totais de CO, BC, MP10 e MP2.5 do ano 2019 das refinarias.



Fonte: Autoria própria (2023).

Figura 44 - Espacialização das emissões totais de NOX, NMVOC, SOX e PST do ano 2019 das refinarias.



Fonte: Autoria própria (2023).

4.3.3 Fábricas de papel e celulose

O setor de papel e Celulose (PEC) tem grande relevância na economia do país devido a sua influência em outros setores produtivos. Entre 2010 e 2020, a indústria representou aproximadamente 1,2% da economia brasileira, com médias de desempenho significativamente superior ao PIB, posicionando-se entre os principais países produtores do mundo, com registros de produção para o ano de 2020 de 10,7 e 22,5 milhões de toneladas. Cerca de 70% da produção de papel e celulose é exportada (IBÁ, 2023).

Para 2021, o IBA estima aumentos de 4,2 e 7,4% na produção de papel e celulose, respectivamente, o que implica aumentos no consumo de energia com crescimento médio anual de 5,4% (EPE, 2022). Apenas alguns estudos tratam da

relevância das emissões atmosféricas desse setor no país. O inventário de emissões atmosféricas elaborado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) estimou emissões médias anuais de 12,24 Gg CO/ano, 3,28 Gg NOX/ano e 8,08 Gg VOC/ano entre 1990 e 2008 (CETESB, 2011). O SEEG não estima as contribuições específicas do GEE para este setor.

4.3.3.1 Análise do processo e dados

O processo de produção de papel e celulose começa com o plantio de madeira de pinus ou eucalipto em áreas de reflorestamento para depois produzir primeiro a fibra de celulose e depois o papel; os dois métodos podem ir separadamente, ou seja, existem empresas exclusivas de celulose, exclusivas de papel que não processam celulose e indústrias integradas que processam os dois produtos no mesmo estabelecimento. Os impactos ambientais do setor mudam de acordo com o processo produtivo e as características do produto desejado, ou seja, o tipo de papel (CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2008).

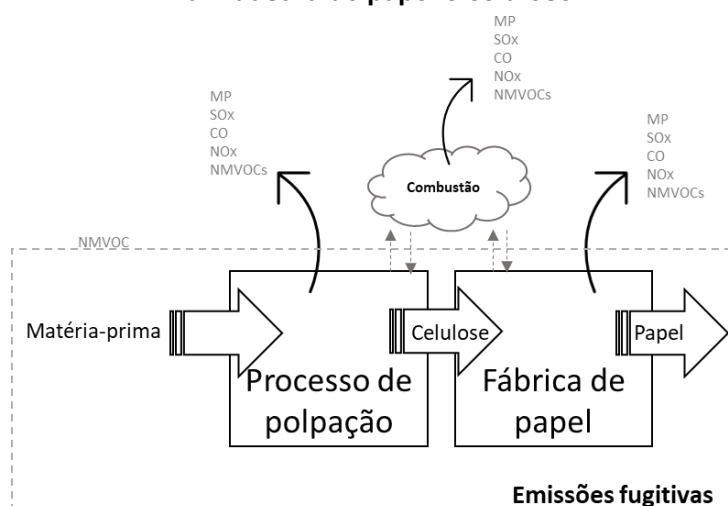
Existem três processos para a produção de celulose conhecidos como (1) Mecânico, termomecânico e termo-químico-mecânico; este processo produz papel quebradiço sem requisitos de brilho e branqueamento; (2) Produção de celulose para sulfito (ácidos), que não é desenvolvida no país, é considerado o processo com os impactos ambientais mais significativos; (3) Produção de celulose sulfato-Kraft (alcalina), este processo é o mais utilizado no país por mais do 80% da indústria, caracteriza-se pela recuperação de insumos químicos de alto grau de complexidade, além da produção de uma grande variedade de celuloses, principalmente papelão e papel de alta resistência (ABTCP - ASSOC BRASILEIRA TÉCNICA DE CELULOSE E PAPEL, 2011).

Este inventário supõe que 100% da indústria brasileira utiliza o processo Kraft. As emissões atmosféricas são identificadas nos próximos processos:

- Extração, seleção e preparação da madeira: As emissões são compostas principalmente por NMVOC, SOx e NOx. Nesta fase são realizadas as operações de descasque e corte de touros, direcionados para caldeiras de biomassa; aqui, as fontes geradoras de emissões são a incineração e o manuseio da madeira.

- Recuperação química (da madeira à polpa marrom): aqui, as emissões são principalmente MP10, SOx, NOx e CO. Nesta fase é feita a digestão, separando o licor negro da celulose e sua concentração nos evaporadores, formando o licor e customização e calcinação para recuperação de produtos químicos. As fontes de emissão são as atividades de oxidação do licor negro, forno de recuperação e forno de cal.
- Secagem da polpa branca: Esta é a fase final do processo, em que a polpa com 98% de umidade é direcionada para o secador a vapor. Nesse processo, as emissões são principalmente MP10, SOx e NO.

Figura 45 - Processo genérico da produção de papel e celulose e suas emissões atmosféricas na indústria de papel e celulose.

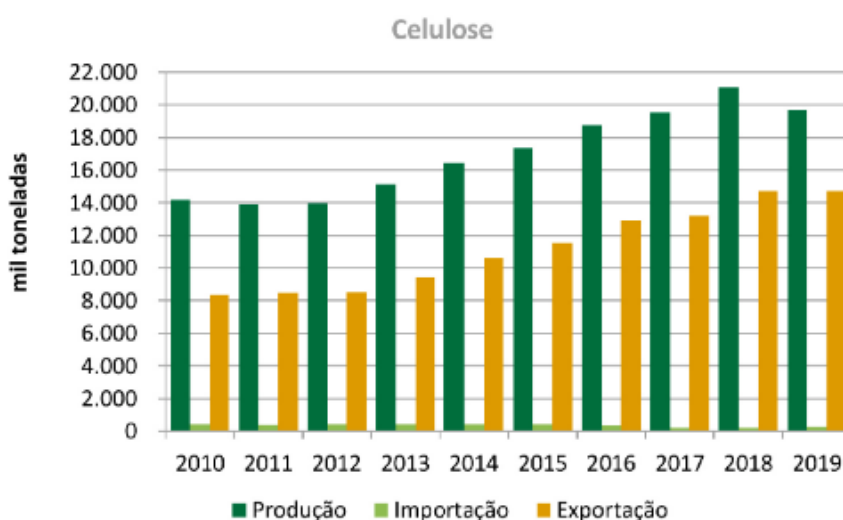


Fonte: Autoria própria, baseado nas guias para inventários de emissões da EPA e EEA (2023).

As emissões atmosféricas deste setor foram estimadas com base na quantidade de celulose produzida no país; os dados utilizados foram os apresentados no site da Indústria Brasileira de Árvores (IBÁ). A estimativa foi feita para uma série temporal de dez anos de 2010 a 2019. Conforme visto na Figura 46, a produção cresceu até 2018; em 2019, havia sido produzido cerca de 1.394.000 toneladas de celulose e uma redução ocorreu, enquanto a exportação continuou aumentando durante os dez anos. O Brasil produz ao redor de 17.017.100 t/ano, exporta em média 11.248.600 t/ano e importa 347.000 t/ano. De acordo com o relatório estatístico anual do IBÁ do ano 2022, a diminuição em 2019 deveu-se ao aumento dos custos de matérias-primas como a ureia, aditivos e fertilizantes químicos, cuja escassez afetou não só a produção de árvores como também muitas lavouras.

Figura 46 - Serie temporal de producci3n de celulose no Brasil
Celulose - mil toneladas

Ano	Produção	Importação	Exportação
2010	14.164	412	8.375
2011	13.922	392	8.478
2012	13.977	411	8.513
2013	15.127	430	9.430
2014	16.465	416	10.614
2015	17.370	407	11.528
2016	18.773	357	12.901
2017	19.527	211	13.199
2018	21.085	180	14.722
2019	19.691	253	14.726



Fonte: IBÁ (2023).

Considerando que a celulose é o insumo para a fabricação de papel, as estimativas foram agrupadas em (1) produção de celulose, usando dados de produção nacional, e (2) fabricação de papel, usando dados de produção nacional, importação e a subtração da quantidade de celulose exportada.

As emissões anuais obtidas foram distribuídas entre os empreendimentos regularizados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). A base de dados registrou 136 estabelecimentos que fabricam celulose e pastas mecânicas e 2.253 estabelecimentos que fabricam papel e artefatos de papel, papelão, cartão, cartão e fibra prensada.

4.3.3.2 Fatores de emissão

Com referência nos documentos AP-42 e EMEP/EEA 2019, o Quadro 12 e Quadro 13 apresenta-se os fatores que são utilizados neste inventário (ver Apêndice7_Papel_Celulose).

Quadro 12 - Fatores de emissão EPA em kg/Mg celulose - Setor Papel e Celulose.

Fonte de emissão	Código	Poluente	Original	Unidade	Referência
Caldeira de recuperação e evaporador direto (processo Kraft)	30700104	MP	1	kg/Mg celulose	AP-42 Cp. 10.2
		MP10	0,7	kg/Mg celulose	AP-42 Cp. 10.2
		MP2.5	0,5	kg/Mg celulose	AP-42 Cp. 10.2
		SOx	3,5	kg/Mg celulose	AP-42 Cp. 10.2
		CO	5,5	kg/Mg celulose	AP-42 Cp. 10.2
		NOx	1	kg/Mg celulose	AP-42 Cp. 10.2

Fonte: Autoria própria com dados da EPA (2022).

Quadro 13 - Fatores de emissão EEA kg/Mg celulosa - Setor Papel e Celulose.

Fonte de emissão	Código	Poluente	Original	Inferior	Superior	Unidade	Referência
Pasta de papel (processo Kraft)	40602	NOx	1	0,85	2,6	kg/Mg celulose	EMEP/EEA 2.H.1
		CO	5,5	0,55	55	kg/Mg celulose	EMEP/EEA 2.H.1
		NM VOC	2	1	4	kg/Mg celulose	EMEP/EEA 2.H.1
		SOx	2	0,04	4	kg/Mg celulose	EMEP/EEA 2.H.1
		PST	1	0,25	3	kg/Mg celulose	EMEP/EEA 2.H.1
		MP10	0,8	0,2	2,4	kg/Mg celulose	EMEP/EEA 2.H.1
		MP2.5	0,6	0,15	1,8	kg/Mg celulose	EMEP/EEA 2.H.1
		BC	0,0156	0,0039	0,0468	kg/Mg celulose	EMEP/EEA 2.H.1

Fonte: Autoria própria com dados da EEA (2022).

Sobre o uso de tecnologias de controle, só o estado de São Paulo através do Decreto Estadual nº 59.113/13, regulamenta a formulação, atualização e implementação dos Planos de Redução da Emissão de Fontes Estacionárias (PREFE)²³, do qual estabelece as alternativas de melhor tecnologia prática disponível (MTPD) que os estabelecimentos de papel e celulose localizadas no estado poderão implementar em cada uma de suas unidades e atividades (Capítulo 4). A guia PREFE inclui uma planilha Excel para o cadastro das fontes de emissão com os detalhes sobre os equipamentos instalados para o controle de poluição do ar, porém a CETESB não disponibiliza a informação compilada para consulta do público geral; além disso, a exigibilidade de implantação vai em função da necessidade de enquadramento das emissões liberadas pela indústria aos limites normativos.

A partir do exposto acima, como foi observado nas análises do item 4.1, este inventário contempla como tecnologia de controle precipitadores eletrostáticos para o controle de Material Particulado (PST, MP10 e MP2.5), lavador de gases para o

²³ PREFE: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/plano-de-reducao-de-emissao-de-fontes-estacionarias-prefe/guia-de-melhor-tecnologia-pratica-disponivel/>.

controle de SOX, SNCR para o controle de NOX e controles operacionais para evitar a formação de CO nos fornos.

Tendo em conta que a EPA apenas define os fatores típicos de emissão os espaços em branco do intervalo inferior e superior foram completados com os valores típicos (originais), atribuindo assim o mesmo valor para as três categorias, objeto de quantificação definidos como valor típico, mínimo e máximo do intervalo de confiança ao 95%. A EPA não estabelece fator de emissão para BC, pelo qual é quantificado somente aplicando o fator definido pela EEA.

4.3.3.3 Análise em relação ao inventário de 2011

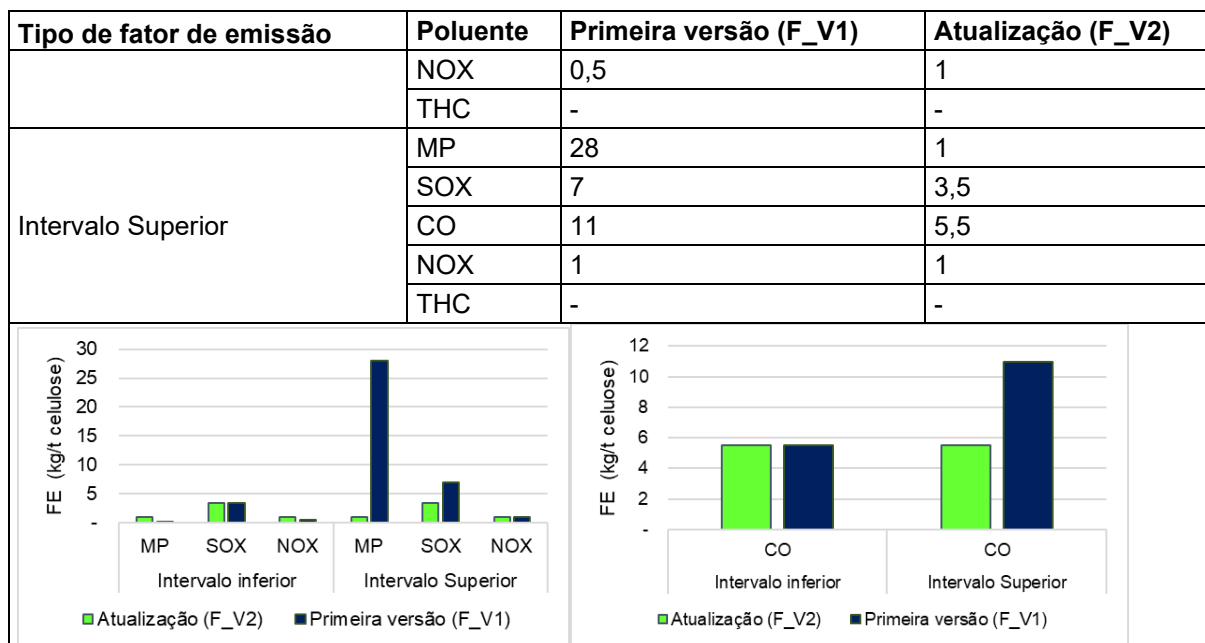
Neste item são descritas as mudanças e atualizações feitas aos fatores de emissão utilizados no inventário desenvolvido para o ano 2011 por KAWASHIMA et al., 2020. A comparação é baseada no procedimento geral de nível 1 para o controle de qualidade, formulado pelo IPCC no Capítulo 8 das orientações de boas práticas e gestão de incerteza em inventários nacionais de gases de efeito estufa.

A comparação dos fatores da EPA entre o inventário de 2011 e esta atualização, aborda as seguintes simplificações:

- O inventário da KAWASHIMA et al., 2020 não inclui controles de emissão, pelo qual a análise de mudança é feita sobre a escolha de fatores de emissão do AP-42 sem controles de emissão. Conforme foi observado no item 4.1, a aplicação de controles de emissões reduz as emissões em mais de 80%. Motivo pelo qual não se faz análises comparativas das emissões entre os dois inventários.
- Os espaços em branco dos fatores do intervalo inferior e superior, foram completados com os valores típicos (originais), atribuindo assim o mesmo valor para as duas categorias objeto de comparação (inferior e superior).
- Os nomes dos poluentes descritos no documento AP-42 são preservados, exceto por SO₂ e NO₂, considerando a fração do poluente emitido, estes são denominados SO_x e NO_x.

Quadro 14 - Comparação dos fatores de emissão da EPA utilizados no inventário de 2011 (F_V1) e neste trabalho (F_V2) - PEC

Tipo de fator de emissão	Poluente	Primeira versão (F_V1)	Atualização (F_V2)
Intervalo inferior	MP	0,25	1
	SOX	3,5	3,5
	CO	5,5	5,5



Fonte: Autoria própria (2022).

Como se apresenta no Quadro 14, a principal diferença foi no intervalo superior nos poluentes MP, SOX e CO sendo maior no inventário 2011 (F_V1), por conta que os valores utilizados foram os mais altos da tabela do AP-42 sem considerar o tipo de fonte de emissão. No intervalo inferior os valores de MP e NOX na atualização (F_V2) são maiores do F_V1. A causa das diferenças está na identificação dos fatores de emissão para cada um dos poluentes. Com a informação disponível, não é possível afirmar com certeza o número de fontes que foram quantificadas na primeira versão, mas pode-se inferir que no intervalo inferior e superior para os poluentes CO e SOX, foram utilizados os valores definidos pela EPA para a Caldeira de recuperação e evaporador direto (processo Kraft) sem controle de emissão. Para MP foram usados os valores definidos para o Forno de cal (processo Kraft). Para mais detalhes ver Apêndice4_Mudancas_Fatores.

4.3.3.4 Considerações, simplificações e incertezas

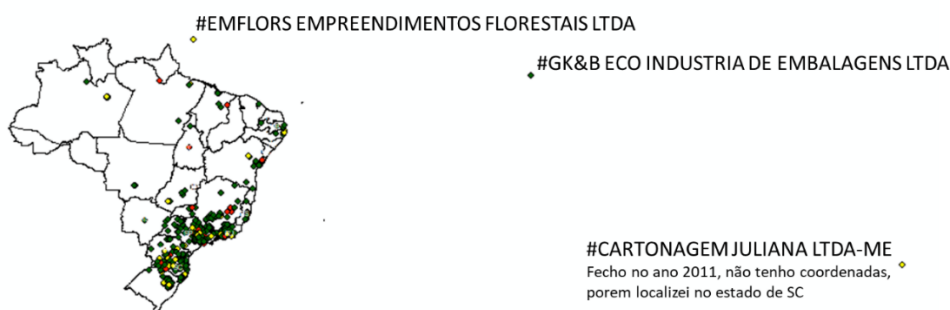
A quantificação das emissões atmosféricas deste inventário, aborda as seguintes considerações, simplificações e incertezas, a descrições são agrupadas por Fator de atividade e Fator de emissão.

- Fator de atividade
 - Apenas a produção, importação e exportação anual de celulose foram consideradas para as estimativas. Isso porque a celulose é o insumo

para a fabricação do papel; além disso, as unidades dos fatores de emissão são baseadas na celulose (celulose) processada.

- As emissões atmosféricas foram estimadas para cada ano, considerando que produção, importação e exportação de celulose anual, pois são os únicos dados disponíveis para o setor.
- As emissões da fabricação de celulose consideram apenas a quantidade produzida no país (FA Celulose = Produção).
- As emissões da fabricação de papel são estimadas com a diferença entre a quantidade de exportação e a soma dos valores de produção e importação (FA Papel = Produção + Importação – Exportação).
- As bases de dados do IBAMA, IBÁ e ABTCP não disponibilizam os dados de produção e capacidade dos empreendimentos do setor. Assim, de acordo com a categoria, as emissões anuais foram distribuídas igualmente para todos os empreendimentos identificados na base de dados do IBAMA.
- Com base nos dados do IBAMA, estão cadastrados 136 estabelecimentos que fabricam celulose e pasta mecânica e 2.253 que fabricam papel e artefatos de papel, papel, papelão, papelão e fibra prensada.
- Para a espacialização das emissões atmosféricas, foram corrigidas as coordenadas em três dos empreendimentos como é apresentado na Figura 47 a correção foi feita com *Google Earth*.

Figura 47 - Erros na georreferenciação dos empreendimentos no banco de dados do IBAMA.



Fonte: Autoria própria (2022).

- Fator de emissão
 - A quantidade de fatores utilizados nas estimativas está limitada ao tipo de informação disponível da indústria, ou seja do fator de

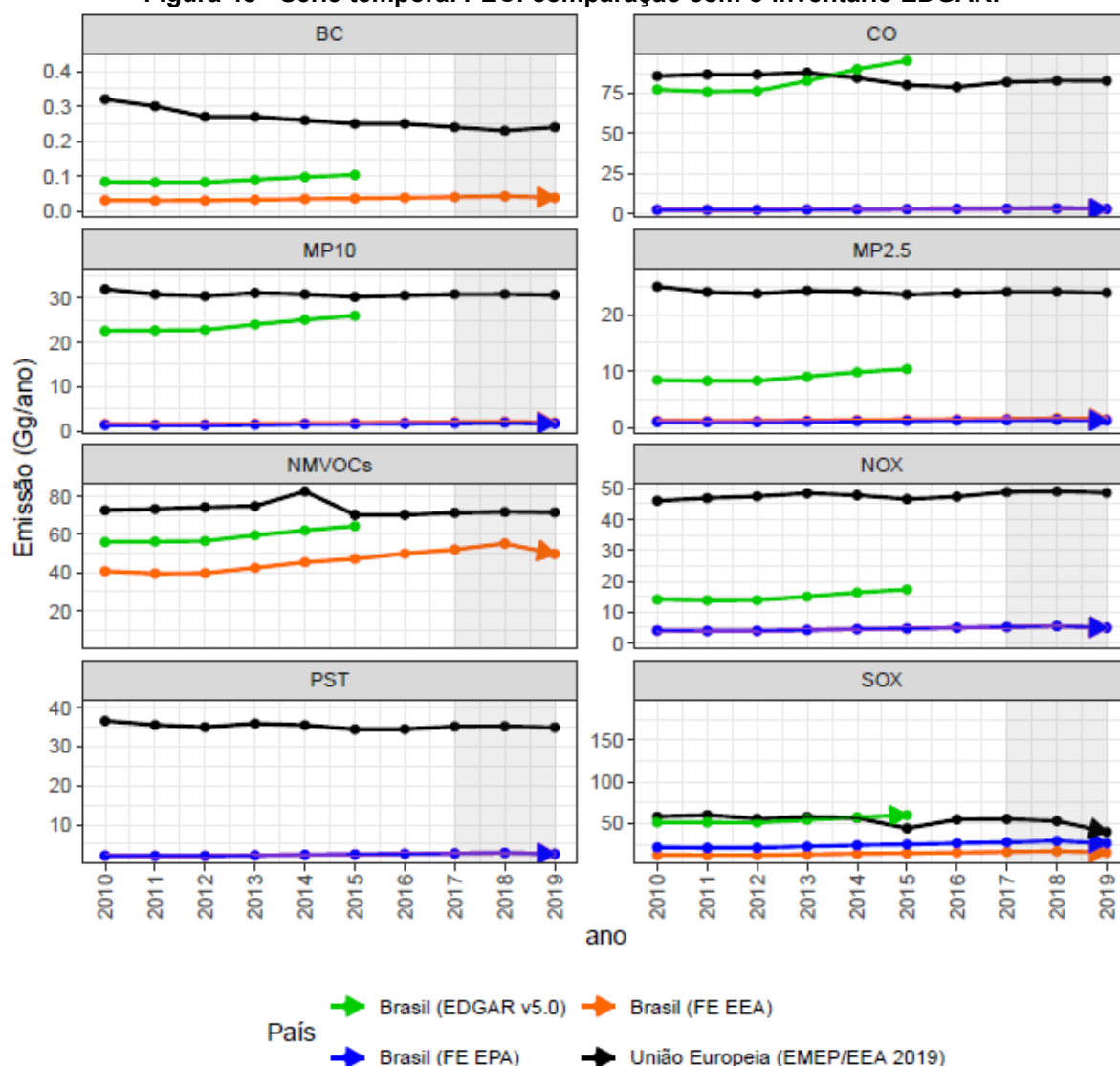
atividade. Por conta disso este inventário quantifica as emissões atmosféricas associadas somente ao processamento anual da celulose.

- As emissões atmosféricas associadas ao processo produtivo da Kraft são apenas quantificadas. Os fatores foram padronizados em kg de contaminante por tonelada de celulose.
- EEA estabelece um valor único por poluente para todo o processo produtivo. Para não incorrer em superestimativas, da AP-42 foram escolhidos apenas os fatores da caldeira de recuperação direta e do evaporador (processo Kraft), os quais possuem a mesma magnitude dos fatores da EEA. Este inventário exclui os fatores de emissão para o tanque de dissolução da fundição (processo Kraft) e forno de cal (processo Kraft) definidos no capítulo 10.2 do AP-42 da EPA.

4.3.3.5 Emissões atmosféricas

Como pode ser observado na Figura 48, as emissões atmosféricas deste inventário obtiveram valores abaixo dos valores estimados no inventário EDGAR v5.0. Desagregando os resultados por poluente para 2015, as emissões de CO e SOX estimadas no inventário EDGAR apresentaram valores acima das estimativas da União Europeia. O inventário EDGAR não estima as emissões de PST e a CETESB não estabelece controles de emissão para o NMVOC.

Figura 48 - Série temporal PEC: comparação com o inventário EDGAR.



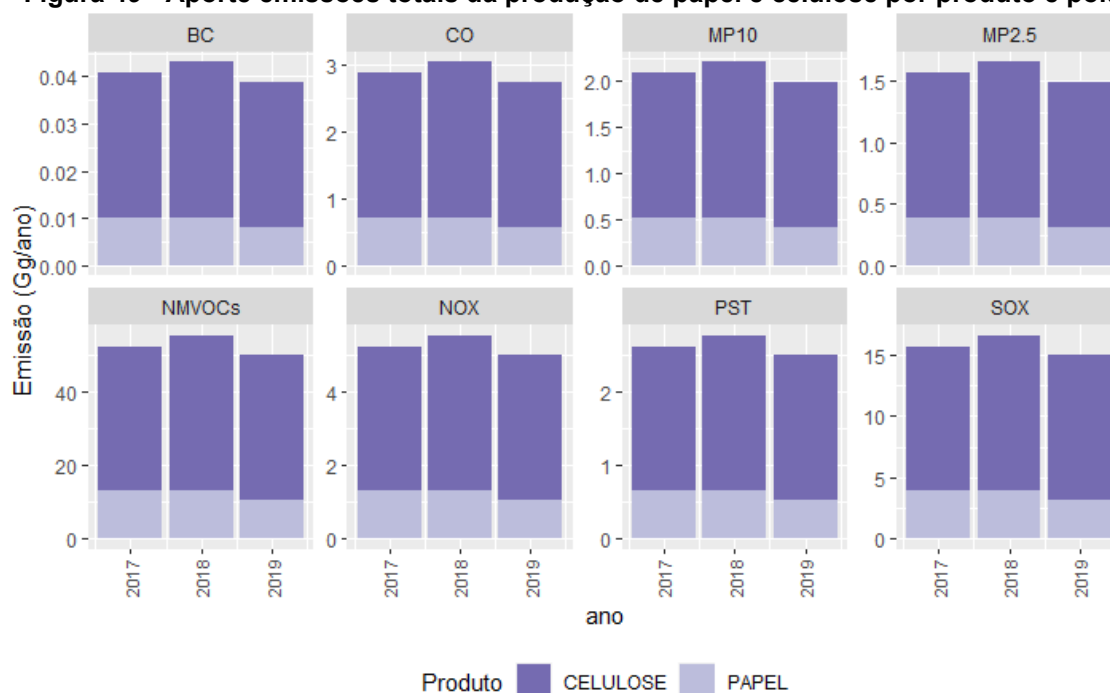
Fonte: Autoria própria (2022).

Como pode ser visto na Figura 49, as maiores emissões são devidas à produção de celulose, com contribuição principalmente de NMVOC com média anual de 40,20 Gg/ano, seguida pela SOX com 12,06 Gg/ano, após 4,02 Gg NOX/ano e 2,21Gg CO/ano; as emissões de material particulado ficaram abaixo de 2,11 Gg/ano. A fabricação de papel apresentou contribuição média anual de 19,22 Gg/ano, distribuídos em 12,20 Gg NMVOC/ano, 3,66 Gg SOX/ano, 1,22 Gg NOX/ano, 0,67Gg CO/ano e emissões de material particulado que apresentaram contribuições abaixo de 0,61Gg/ano ano.

No Triênio, a maior emissão ocorreu em 2018, de acordo com o relatório anual do ano de 2022 elaborado pelo IBÁ, a queda na produção de celulose e papel foi devido à dificuldade de obtenção de matéria-prima e ao aumento dos custos, onde o

principal impacto foi a escassez de ureia, aditivos e fertilizantes químicos o que afetou a produção de árvores e muitas lavouras.

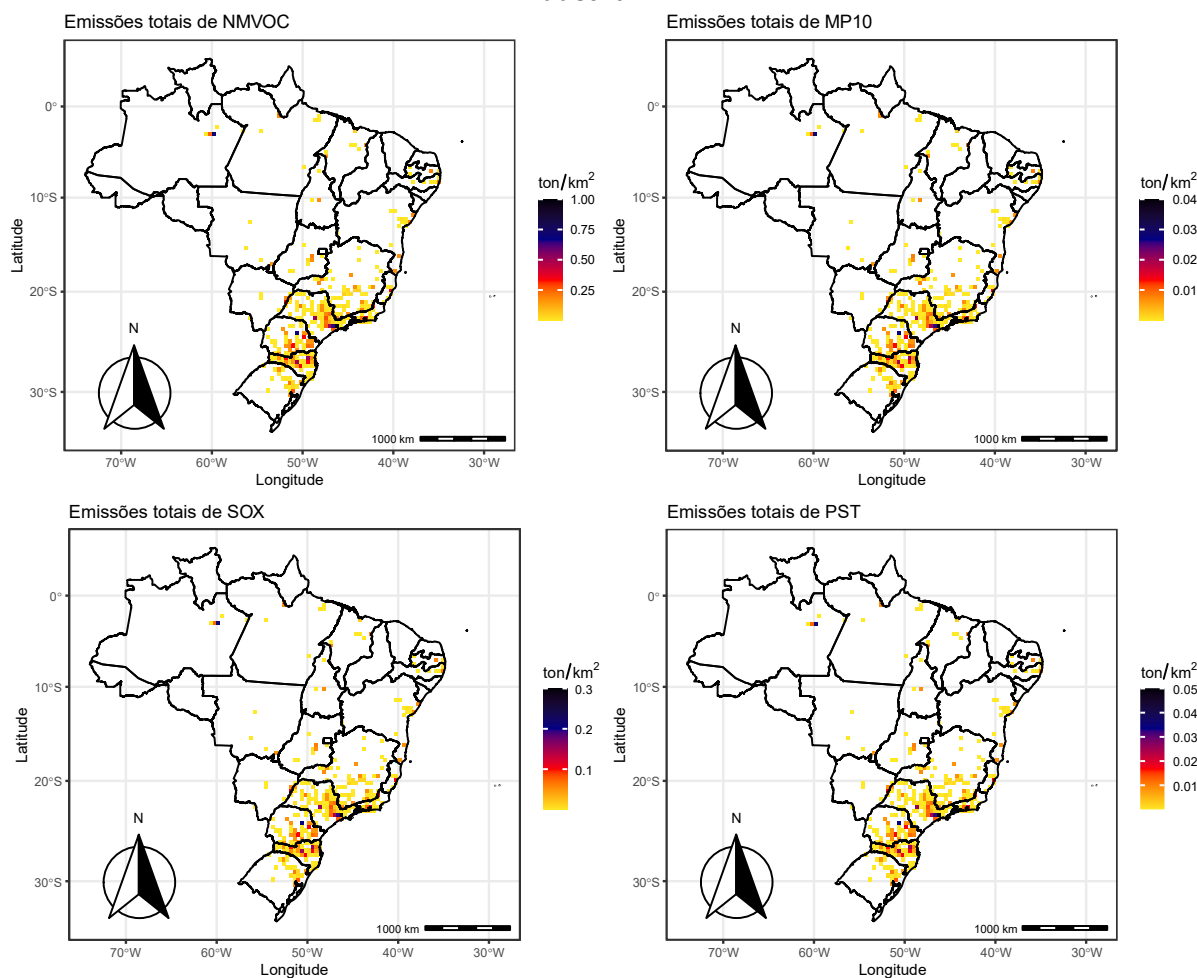
Figura 49 - Aporte emissões totais da produção de papel e celulose por produto e poluente.



Fonte: Autoria própria (2023).

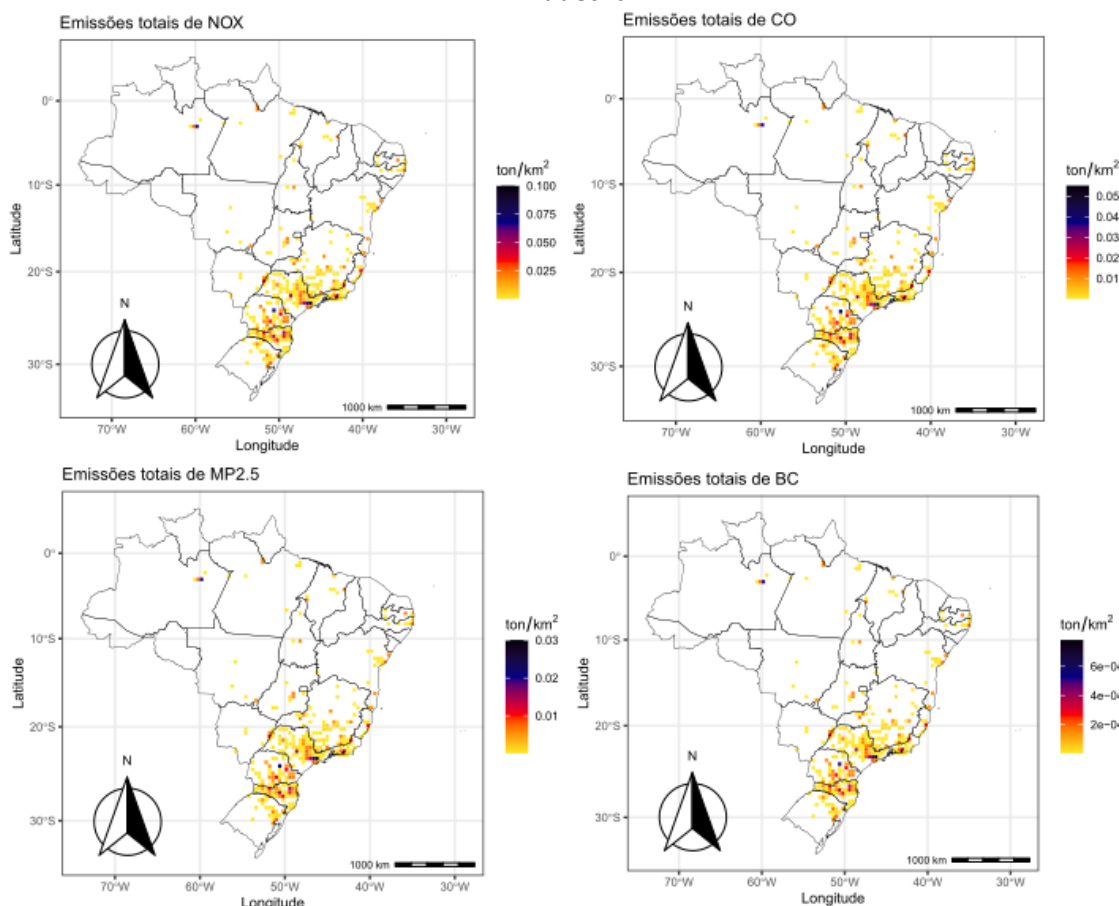
Para este inventário não é possível estimar a quantidade de celulose processada pelo estado, devido ao não fornecimento das informações discriminadas por estados ou capacidades produtivas de cada um dos estabelecimentos regularizados pelas entidades do setor. Desta forma, as emissões deste setor industrial são distribuídas em frações iguais de acordo com o número de estabelecimentos registrados no IBAMA por tipo de atividade socioeconômica. Conforme mostra a Figura 50 e Figura 51, as emissões pela produção de celulose estariam localizadas principalmente nos estados de São Paulo, Paraná e Amazonas, e as maiores emissões pela produção de papel no estado de São Paulo e Amazonas. A maior quantidade de fábricas está localizada na região sudeste do país.

Figura 50 - Espacialização das emissões totais de NMVOC, MP10, SOX, PST do ano 2019 da indústria PEC.



Fonte: Autoria própria (2023).

Figura 51 - Espacialização das emissões totais de NO_x, CO, MP2.5 e BC do ano 2019 da indústria PEC.



Fonte: Autoria própria (2023).

4.3.4 Fábricas de cimento

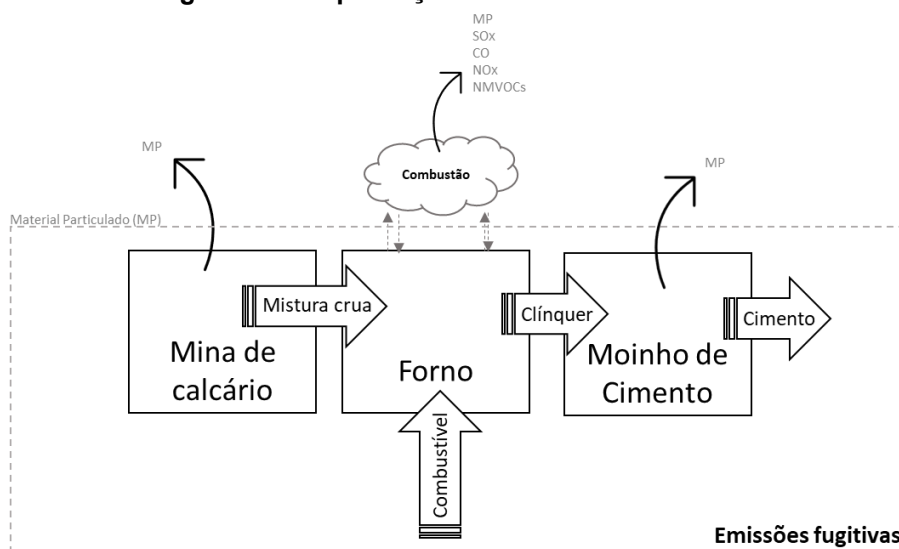
O cimento é um produto indispensável para o desenvolvimento da indústria de construção e imobiliário do país. Entre 2018 e 2021, a produção apresentou um aumento de 59.287.244 t/ano, consolidando-se como o país latino-americano com maior produção. Mundialmente, o setor é responsável por cerca de 7% das emissões anuais de gases de efeito estufa (GEE) (BUSCH et al., 2022) devido às quantidades significativas de matérias-primas e energia requeridas no processo (STAFFORD et al., 2016).

De acordo com o relatório anual elaborado pelo Sindicato Nacional da Indústria do Cimento (SNIC), a indústria brasileira de cimento entre os anos de 1990 e 2020 conseguiu reduzir suas emissões de carbono em 19%, passando de 700 kg CO₂/t cimento para 565 kg CO₂/t, com investimento tecnológico e utilização de combustíveis alternativos em substituição ao clínquer como resíduos e biomassa (SNIC, 2021). O SEEG não quantifica as contribuições específicas para este setor.

4.3.4.1 Análise do processo e dados

O processo de produção de cimento consiste em sete etapas, começando com a (1) extração da matéria-prima, depois (2) trituração, (3) moagem da mistura crua, (4) homogeneização da massa crua, (5) calcinação (clínquer), (6) moagem de clínquer e (7) despacho do cimento (Figura 52). Tomando como referência as descrições industriais da AP-42 e da EMEP/EEA2019, as emissões atmosféricas do setor ocorrem ao longo das sete etapas do processo devido à manipulação do material calcário, emitindo principalmente material particulado (PST, MP10, PM2.5 e BC), e durante o processo de combustão em fornos rotativos que atingem temperaturas de até 2000°C para a transformação da matéria-prima em clínquer de cimento, com emissões de SOX que dependem do teor de enxofre do combustível; NOx geralmente na forma de óxido nítrico (NO); CO como produto intermediário do processo de combustão, NMVOC das emissões de combustão e aquecimento da matéria-prima; e Material particulado da combustão principalmente na forma de BC.

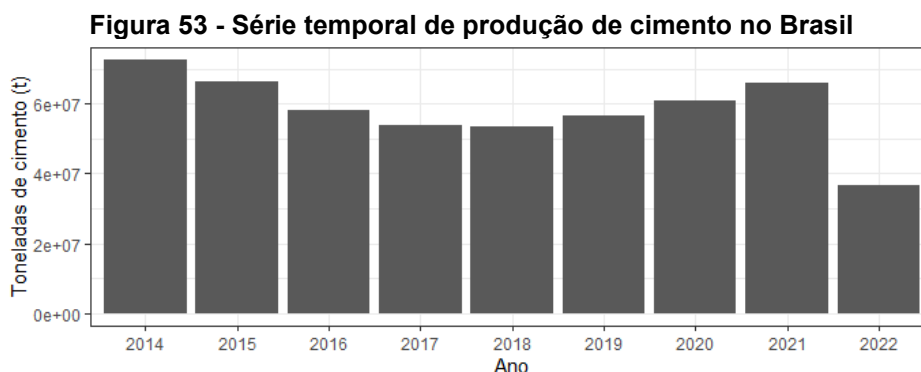
Figura 52 - Processo genérico da produção de cimento e suas emissões atmosféricas.



Fonte: Elaboração própria baseado nas guias para inventários de emissões da EPA e EEA (2023).

As emissões atmosféricas desse setor foram estimadas com base na quantidade de cimento produzido no país; os dados utilizados foram os apresentados no site web do Sindicato Nacional da Indústria do Cimento (SNIC). A estimativa foi feita para uma série temporal de nove anos entre 2014 e 2021.

Conforme visto na Figura 53, a maior produção de cimento foi registrada em 2014 e 2021, com 72.502.878 t/ano e 65.883.069 t/ano, respectivamente. De 2018 A 2021 observa-se um crescimento do setor. A queda mais significativa na produção foi seguida em 2022 devido à segunda onda da emergência sanitária global da COVID-19 devido à ruptura de cadeias produtivas, desequilíbrio no mercado de trabalho e inflação sólida (SNIC, 2021).



Fonte: Autoria própria com dados do SNIC (2022).

As emissões anuais obtidas foram distribuídas entre os empreendimentos inscritos no SNIC. A base de dados registrou 99 fabricas no país pertencentes a 24 grupos empresariais. Os dados anuais de produção estão disponíveis no site do SNIC; estes são discriminados por região e estado; portanto, neste inventário, as emissões anuais quantificadas são distribuídas igualmente de acordo com o número de fábricas em cada estado do país.

4.3.4.2 Fatores de emissão

Com referência nos documentos AP-42 e EMEP/EEA 2019, no Quadro 15 e Quadro 16 apresenta-se os fatores que são utilizados neste inventário (ver Apêndice8_Cimento).

Quadro 15 - Fatores de emissão EPA em g/t clínquer - Setor Cimento.

Fonte de emissão	Código	Poluente	Original	Inferior	Superior	Unidade	Referência
Forno de processo a seco com filtro de tecido	SCC 3-05-006-06	PST	10	10	10	g/t clínquer	AP-42 11.6 CP
	SCC 3-05-006-06	MP10	8,4	8,4	8,4	g/t clínquer	AP-42 11.6 CP
Forno pré-aquecedor/prec alcinador com ESP	SCC 3-05-006-23	PST	2,4	2,4	2,4	g/t clínquer	AP-42 11.6 CP
Fogão de clínquer com filtro de tecido	SCC 3-05-006-14	PST	6,8	6,8	6,8	g/t clínquer	AP-42 11.6 CP

Fonte de emissão	Código	Poluente	Original	Inferior	Superior	Unidade	Referência
Moinho cru com filtro de tecido	SCC 3-05-006-13	PST	6,2	6,2	6,2	g/t clínquer	AP-42 CP 11.6
Moinho de acabamento com filtro de tecido	SCC 3-05-006-17	PST	4,2	4,2	4,2	g/t clínquer	AP-42 CP 11.6
Transferência de calcário com filtro de tecido	SCC 3-05-006-12	PST	0,015	0,015	0,015	g/t clínquer	AP-42 CP 11.6
Forno pré-aquecedor/prec alcinador	SCC 3-05-006-23	NOX	420	420	420	g/t clínquer	AP-42 CP 11.6
	SCC 3-05-006-23	CO	36	36	36	g/t clínquer	AP-42 CP 11.6
	SCC 3-05-006-23	NMVOCS	59	59	59	g/t clínquer	AP-42 CP 11.6
	SCC 3-05-006-23	SOX	162	162	162	g/t clínquer	AP-42 CP 11.6

Fonte: Autoria própria com dados da EPA (2022).

Quadro 16 - Fatores de emissão EEA em g/t clínquer- Setor Cimento.

Fonte de emissão	Código	Poluente	Original	Inferior	Superior	Unidade	Referência
Produção de cimento	2.A.1	PST	78	39	156	g/t clínquer	EMEP/EEA 2019 2.A.1
	2.A.1	MP10	70,2	35,1	140,4	g/t clínquer	EMEP/EEA 2019 2.A.1
	2.A.1	MP2.5	39	19,5	78	g/t clínquer	EMEP/EEA 2019 2.A.1
	2.A.1	BC	1,17	0,2925	4,68	g/t clínquer	EMEP/EEA 2019 2.A.1
Combustão estacionária	1.A.2.f.i	NOX	248,2	66	934	g/t clínquer	EMEP/EEA 2019 1.A.2
	1.A.2.f.i	CO	29,1	9,2	92	g/t clínquer	EMEP/EEA 2019 1.A.2
	1.A.2.f.i	NMVOCS	18	2,3	138	g/t clínquer	EMEP/EEA 2019 1.A.2
	1.A.2.f.i	SOX	112,2	6	3336	g/t clínquer	EMEP/EEA 2019 1.A.2

Fonte: Autoria própria com dados da EEA (2022).

Sobre o uso de tecnologias de controle, só o estado de São Paulo a través do Decreto Estadual nº 59.113/13, regulamenta a formulação, atualização e implementação dos Planos de Redução da Emissão de Fontes Estacionárias (PREFE)²⁴ o qual estabelece as alternativas de melhor tecnologia prática disponível (MTPD) que no estado poderão implementar em cada uma de suas unidades e atividades. A guia PREFE inclui uma planilha Excel para o cadastro das fontes de emissão com os detalhes sobre os equipamentos instalados para o control de poluição

²⁴ PREFE: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/plano-de-reducao-de-emissao-de-fontes-estacionarias-prefe/guia-de-melhor-tecnologia-pratica-disponivel/>.

do ar, porém a CETESB não disponibiliza a informação compilada para consulta do público geral; além disso, a exigibilidade de implantação vai em função da necessidade de enquadramento das emissões liberadas pela indústria aos limites normativos.

A partir do exposto acima, como foi observado no análises do item 4.1, este inventário contempla como tecnologia de controle filtros de tecido e precipitadores eletrostáticos para o controle de Material Particulado (PST, MP10 e MP2.5), lavador de gases para o controle de SOX, SNCR para o controle de NOX e controles operacionais para evitar a formação de CO nos fornos.

Tendo em conta que a EPA apenas define os fatores típicos de emissão os espaços em branco do intervalo inferior e superior são completados com os valores típicos (originais), atribuindo assim o mesmo valor para as três categorias objeto de quantificação definidos como valor típico, mínimo e máximo do intervalo de confiança ao 95%. A EPA não estabelece fator de emissão para MP2.5 e BC, pelo qual é quantificado somente aplicando o fator definido pela EEA.

4.3.4.3 Análise em relação ao inventário de 2011

Neste numeral são descritas as mudanças e atualizações feitas aos fatores de emissão utilizados no primeiro inventário desenvolvido no ano 2011 por KAWASHIMA et al., 2020. A comparação é baseada no procedimento geral de nível 1 para o controle de qualidade, formulado pelo IPCC no Capítulo 8 das orientações de boas práticas e gestão de incerteza em inventários nacionais de gases de efeito estufa.

Em geral, não foi possível encontrar a homologação dos fatores utilizados no inventário de KAWASHIMA et al., (2020) com os descritos no capítulo 11.6 do documento AP-42, pois as unidades são apresentadas em g/kwh, e a EPA é em g/t de clínquer processado. Diante disso, nenhuma comparação é feita uma vez que não é conhecido o tipo de combustível assumido para a calcinação do calcário e, portanto, a equivalência de kWh por tonelada de clínquer.

De forma simplificada, as principais diferenças encontradas foram:

- O inventário da KAWASHIMA et al., 2020 não inclui controles de emissão e não especifica as fontes da indústria que foram quantificadas do AP-42. Conforme foi observando no item 4.1, a aplicação de controles de emissões reduz as emissões em mais de 80%. Motivo pelo qual também

não se faz análises comparativas das emissões entre as duas versões. Para mais detalhe ver Apêndice8_Cimento.

- O AP-42 estabelece um único fator de emissão, o valor mais típico por poluente, assim, para este trabalho os valores denominados fatores do intervalo inferior e superior foram completados com o mesmo valor.
- Os valores da atualização são as somatórias dos fatores de emissão por poluente das fontes definidas pela EPA que foram identificadas para as estimativas deste inventário (Forno de processo a seco com filtro de tecido, Forno pré-aquecedor/precalcinador, Fogão de clínquer com filtro de tecido, Moinho cru com filtro de tecido, Moinho de acabamento com filtro de tecido, Transferência de calcário com filtro de tecido).
- Os nomes dos poluentes descritos no documento AP-42 são preservados, exceto por SO₂ e NO₂, considerando a fração do poluente emitido, estes são denominados SO_x e NO_x.

Quadro 17 - Comparação dos fatores de emissão da EPA utilizados no inventário de 2011 (F_V1) e neste trabalho (F_V2) - CIM

Tipo de fator de emissão	Poluente	Primeira versão (F_V1) (g/kwh)	Atualização (F_V2) g/t clínquer
Intervalo inferior	MP	0,17	29,62
	SO _x	0,27	162,00
	CO	0,12	36,00
	NO _x	2,10	420,00
	THC	0,03	59,00
Intervalo Superior	MP	195,11	29,62
	SO _x	4,90	162,00
	CO	3,70	36,00
	NO _x	3,70	420,00
	THC	0,18	59,00

Fonte: Autoria própria (2022).

4.3.4.4 Considerações, simplificações e incertezas

A quantificação das emissões atmosféricas deste inventário, aborda as seguintes considerações, simplificações e incertezas. As descrições são agrupadas por Fator de atividade e Fator de emissão.

- Fator de atividade
 - As emissões atmosféricas foram quantificadas com a quantidade de cimento produzida no ano e por estado disponível no site web do SNIC, pois não há disponibilidade do valor produzido e da capacidade de cada fábrica.
 - Com base no exposto, as emissões estimadas foram distribuídas em partes iguais entre as indústrias localizadas por cada estado do país.
 - O SNIC cadastra 99 indústrias de cimento em todo o país. Para espacialização, foi realizada uma busca por cada fábrica utilizando a ferramenta Google Earth.
 - A espacialização das emissões atmosféricas quantificadas no Ceará, Roraima e Amapá está excluída devido a inconsistências nas informações do SNIC quanto aos dados de produção por estado e fábricas existentes no país.
- Fator de emissão
 - A EEA define dois tipos de fatores, os correspondentes ao manuseio de materiais e os resultantes da combustão, para os quais a estimativa é feita com a soma destes dois fatores por poluente.
 - O capítulo 11.6 da AP-42 discrimina as emissões da indústria em uma série de fontes de emissão. Para este inventário, foram escolhidos sete fatores que melhor se adequam à descrição do processo produtivo do SNIC e aos definidos no documento EMEP/EEA 2019. Sendo assim escolhidos os fatores para o Forno de processo a seco com filtro de tecido, Forno pré-aquecedor/precalcinador, Fogão de clínquer com filtro de tecido, Moinho cru com filtro de tecido, Moinho de acabamento com filtro de tecido e Transferência de calcário com filtro de tecido.
 - A EPA estima um único fator de emissão para cada fonte, correspondendo ao mais típico; desta forma, para este inventário, os

valores denominados fatores do intervalo inferior e superior são completados com o mesmo valor.

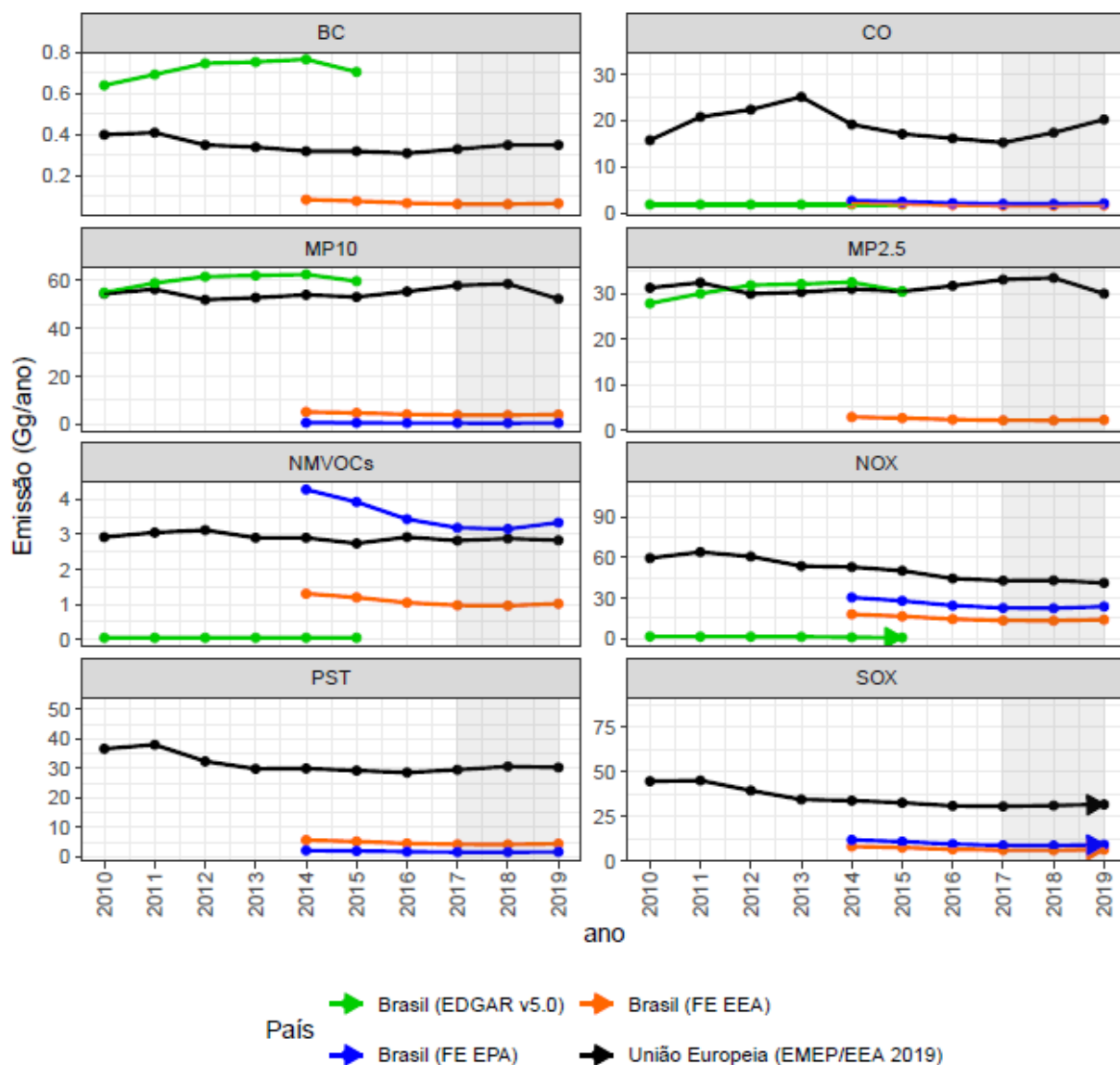
- Todos os fatores são unificados para g/t clínquer.

4.3.4.5 Emissões atmosféricas

Conforme mostra a Figura 54, as emissões atmosféricas totais desse setor industrial apresentaram valores abaixo dos estimados no inventário global EDGAR, exceto para os poluentes NMVOC e NOx. É de destacar que o EDGAR não apresenta emissões atmosféricas exclusivas para este setor, para o qual a comparação é feita com a categoria de produção de minerais não metálicos a qual não estima as emissões de PST, BC e SOx; e a CETESB não estabelece controles de emissão para o NMVOC.

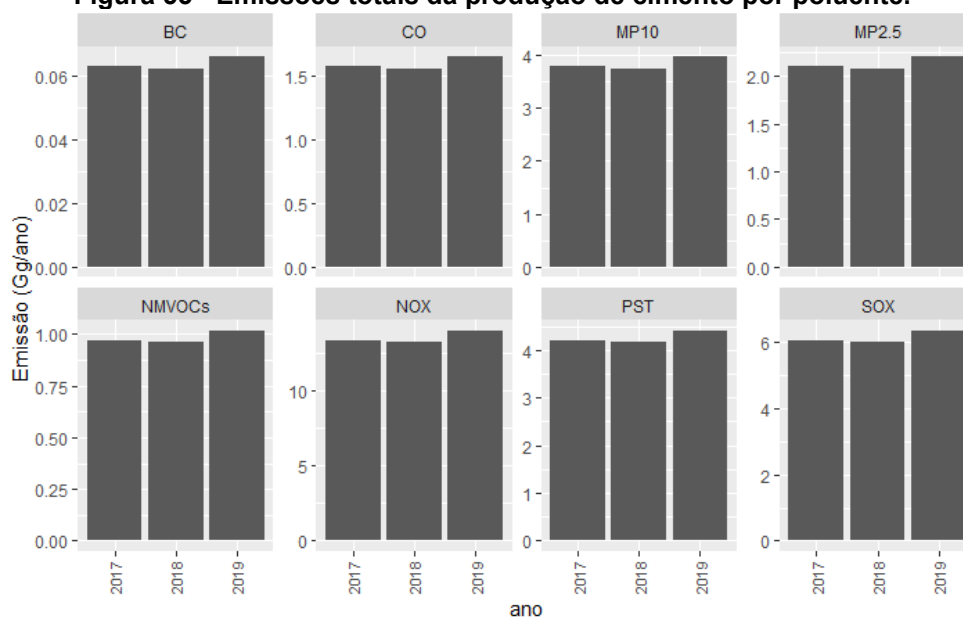
Desagregando os resultados por poluente para os anos de comparação direta (2014 e 2015), esta atualização obtém maiores magnitudes nas emissões de NOx devido ao valor do fator que a EEA estabelece para a combustão de fornos para a fabricação de cimento, com uma taxa de 1.241 gNOx/t clínquer (sem aplicação de controle de emissão).

Figura 54 - Série temporal das emissões do setor CIM, com comparação com o inventário EDGAR e EMEP/EEA.



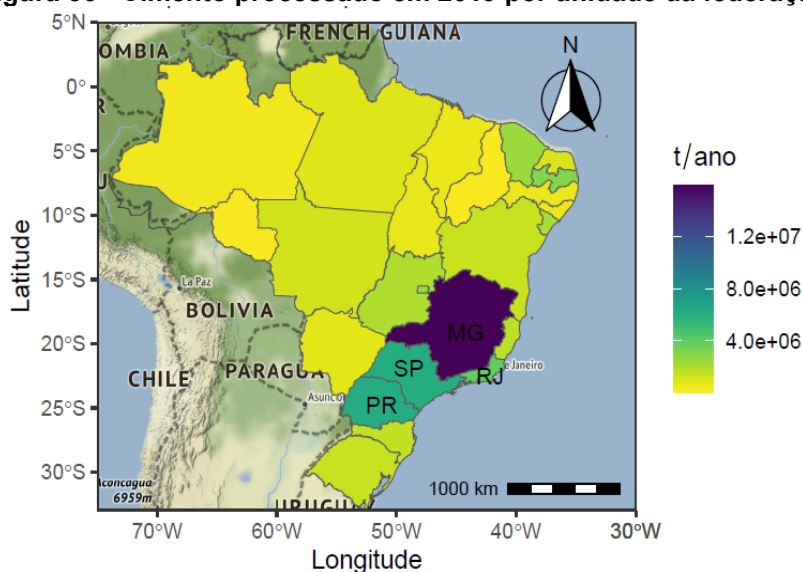
Fonte: Autoria própria (2022).

Como pode ser visto na Figura 55, no triênio, a maior emissão ocorreu em 2019 com taxas de 14,02 Gg NOx/ano, 6,34 Gg SOx/ano, 4,41 Gg PST/ano, 3,97 Gg MP10/ano, 2,20 Gg MP2.5/ano, 1,64 Gg CO/ano, 1,02 Gg NMVOC/ano e 0,07 Gg BC/ano. De acordo com o relatório anual do ano de 2019 elaborado pelo SNIC, antes do ano 2018 o setor apresentou quedas expressivas por 4 anos pelo fechamento de 20 fábricas e diversos fornos, acumulando para o ano 2018 perdas de 27,2% da produção. No ano de 2019 aumentou 3,5%.

Figura 55 - Emissões totais da produção de cimento por poluente.

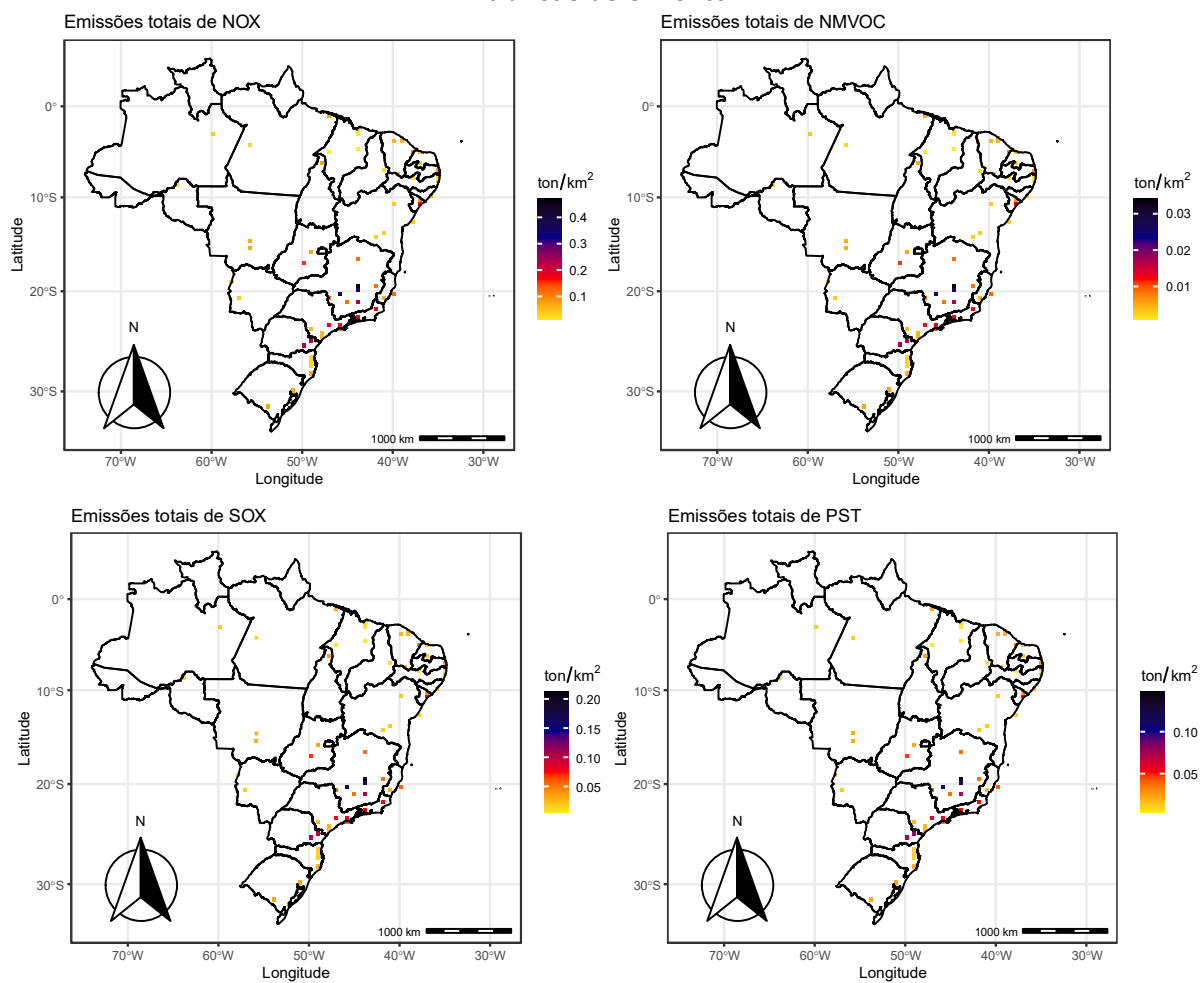
Fonte: Autoria própria (2023).

Para o ano de 2019, segundo dados do SNIC, a maior quantidade de cimento processado no país foi no estado de Minas Gerais (MG), com um total anual de 15.920.234 t/ano, seguido pelos estados de Paraná (PR) com 6.172.551 t/ano, São Paulo (SP) com 6.157.289 t/ano e Rio de Janeiro (RJ) com 3.897.918 t/ano, conforme observa-se na Figura 56. Esta distribuição é condizente com os estados com maiores emissões, conforme observa-se na Figura 57 e Figura 58.

Figura 56 - Cimento processado em 2019 por unidade da federação.

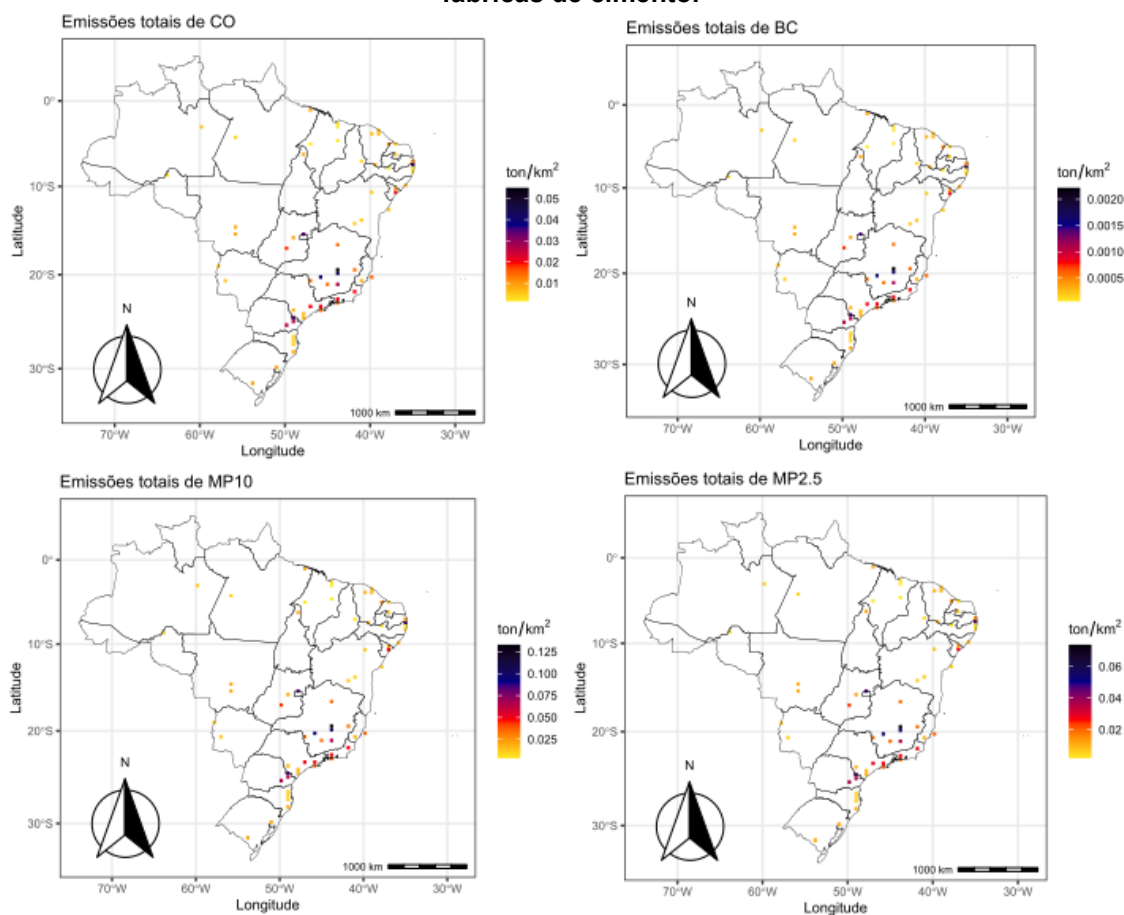
Fonte: Autoria própria (2023).

Figura 57 - Espacialização das emissões totais de NOx, NMVOC, SOx e PST do ano 2019 das fabricas de cimento.



Fonte: Autoria própria (2023).

Figura 58 - Espacialização das emissões totais de CO, BC, MP10, MP2.5 do ano 2019 das fabricas de cimento.



Fonte: Autoria própria (2023).

4.4 Códigos em linguagem de programação R

Os códigos foram desenvolvidos com base no tipo de informação disponível para a estimativa de cada setor. Para a manipulação de dados em geral, como criar subconjuntos de linhas, selecionar e calcular colunas, realizar agregações por grupo, entre outros, neste projeto foi usado principalmente o pacote `Data.table` que consiste em um conjunto de funções R, dados compilados e código disponibilizado como uma extensão do pacote `Data.Frame`.

A formulação do código foi desenvolvida de forma que os dados pudessem ser processados no formato exato que é baixado dos sites oficiais que disponibilizam as informações de cada setor inventariado. Este é um código base, embora exija otimização e melhoria para sua automação posterior. Os códigos desenvolvidos para cada um dos inventários são apresentados no Apêndice 9_CodigosR_CI.

Termoelétricas (INV_TER_23_CI)

Refinarias (INV_REF_23_CI)

Papel e Celulose (INV_PEC_23_CI)

Cimento (INV_CIM_23_CI)

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A nível nacional, as maiores taxas de emissão estão localizadas na região sudeste do país, especificamente no interior do estado de São Paulo devido à quantidade de indústria e a maior capacidade de produção localizada. Mais de 50% das emissões estimadas estão associadas à geração de eletricidade com combustíveis fósseis com contribuições de 4,85 Gg BC/ano, perto de 22,40 Gg CO/ano, 159,11 Gg MP10/ano, 132,42 Gg MP2.5/ano, 87,17 Gg NMVOC/ano, 360,90 Gg NOx/ano, 182,94 Gg PST/ano e 596,33 Gg SOx/ano.

As emissões de CO, NOx e NMVOC das termoelétricas têm magnitudes semelhantes às emissões estimadas para o transporte rodoviário (On-road) do EDGAR V5.0. As termoelétricas têm maior magnitude das emissões de material particulado (PST, PM10, PM2,5 e BC) com contribuições relevantes no estado de São Paulo. Assim, é indispensável verificar as implicações ambientais das políticas ou opções escolhidas previamente, neste caso as energéticas.

O uso das termoelétricas, por exemplo a biomassa, considerada como uma alternativa ambientalmente mais amigável pelo uso de combustíveis renováveis e menor emissão de CO₂, pode não ser assim enquadrada pela significativa contribuição nas emissões de poluentes atmosféricos, como apontado neste trabalho. Os impactos à qualidade do ar não podem ser dissociados dos impactos climáticos e vice-versa. Deve-se considerar na escolha os custos ambientais climáticos e os decorrentes, por exemplo, da degradação da qualidade do ar. Já é bem conhecido que a poluição do ar está relacionada com diversos efeitos adversos à saúde. A OMS aponta, por exemplo, que a poluição do ar causou cerca de 4,2 milhões de mortes prematuras no mundo em 2019. Assim, a somatória dos impactos socioambientais e econômicos associados a poluição do ar e ao clima devem ser criteriosamente avaliados para o estabelecimento de políticas energéticas. A produção de combustíveis e derivados de petróleo é a segunda fonte de emissões com maior contribuição nas emissões de CO (30,43 Gg CO/ano) e NMVOC (26,41 Gg NMVOC/ano), pese operar somente 17 plantas no país.

A indústria de Papel e Celulose registra emissões médias significativas de BC e NMVOC da ordem de 0,04 Gg BC/ano e 52,40 Gg NMVOC/ano.

A indústria cimenteira emite principalmente BC e NOX com taxas aproximadas de 0,06 Gg BC/ano e 13,56 Gg NOX/ano; além de contribuições ao redor de 4,26 Gg/ano de material particulado (PST, MP10, MP2.5).

As emissões totais estimadas com fatores EEA denotaram similaridade e tendência com as estimativas feitas pelo inventário global EDGAR v5.0 de 2012 a 2015, os quatro setores industriais somam valores em torno de 250 Gg PM10/ano.

Os resultados mostraram que a utilização dos fatores EPA requer mais informação disponível sobre a qualidade e composição dos combustíveis, adaptando-se às características da indústria do lugar de análise, podendo ser um risco de sobre as estimativas, como foi observado no fator de emissão de SOX pela combustão de carvão mineral nas termoeletricas, atribuindo-se 1.000 Gg/ano acima das emissões totais estimadas com fatores da EEA os quais trabalham com um valor padrão, simplificando a utilização da informação.

Todos os fatores de emissão utilizados neste inventário apresentaram uma correlação positiva entre os valores definidos pela EEA e EPA. *Outliers* foram observados na indústria das Termoeletricas nos poluentes de CO, NOx, NMVOC e SOx para os valores da EPA; e nos poluentes PST, MP10, MP2.5, NOX e SOX para os valores da EEA.

Os resultados mostram a influência das tecnologias de controle nos cálculos de emissão, sendo praticamente necessário aplicá-los às estimativas para obter valores comparáveis e que representem a ordem de grandeza adequada e aproximada à realidade. Sem aplicar controles de emissão nas estimativas, as emissões dos quatro setores industriais entre 2017 e 2019 totalizariam ao redor de 12.000 Gg/ano com fatores EEA, e 15.000 Gg/ano com fatores EPA.

Dos quatro setores industriais, observou-se influência marcante da emergência sanitária global, devido ao COVID-19, na produção de cimento, papel e celulose e na geração de eletricidade. O setor de refino foi o menos afetado.

Sobre as diferenças em relação ao inventário da KAWASHIMA et al., 2020 foi observado que as estimativas não incluíram controles de emissão. Além disso, com as informações disponíveis, não foi possível afirmar com certeza o número de fontes que foram quantificadas, intuindo-se que a escolha de fatores de emissão foi o

resultado de agrupamentos aleatórios sem manter um critério específico aplicado para todos os poluentes da mesma fonte de emissão.

Cada inventário de emissão tem sua particularidade e abrangência, dependendo do número de fontes de emissão e do tipo de dados disponíveis para quantificação. Entre as mesmas informações compiladas por órgãos oficiais, foram observadas inconsistências, como estados com dados de produção, mas sem nenhuma fábrica ou usina instalada e erros de georreferenciamento. Todas essas informações foram coletadas e descritas para cada setor no item considerações, simplificações e incertezas de cada setor do inventário desenvolvido.

Por fim, se recomenda desenvolver pesquisas futuras para aprofundar nesta análise, pois o país conta com importantes desenvolvimentos de inventários para o setor de transportes como o VEIN, mas carece da integração dos dados da federação e inventário oficial que contemple não somente os GEE, mas também os poluentes atmosféricos.

6 APÊNDICES

Apêndice A_Mapas_br

Apêndice B_Leame

Apêndice C_Termoeletricas

Apêndice D_Mudancas_Fatores

Apêndice E_Refinarias

Apêndice F_Conceituacao

Apêndice G_Papel_Celulose

Apêndice H_Cimento

Apêndice I_CodigosR_CI

REFERÊNCIAS

- ABTCP - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA TÉCNICA DE CELULOSE E PAPEL. Guia Técnico – Eficiência Energética na Indústria de Celulose e Papel. p. 1–115, 2011.
- AGÊNCIA EUROPEIA DO AMBIENTE - EEA. 1.B.2.a.iv Fugitive emissions oil - Refining, storage 2019. Em: **EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019**.
- AGÊNCIA EUROPEIA DO AMBIENTE - EEA. 1.B.2.c Ventilação e queima. v. 45, n. 45, p. 95–98, 2019b.
- AKIMOTO, H. et al. SLCP co-control approach in East Asia: Tropospheric ozone reduction strategy by simultaneous reduction of NO_x / NMVOC and methane. **Atmospheric Environment**, v. 122, p. 588–595, 2015.
- ALAM, M. M. et al. Relationships among carbon emissions, economic growth, energy consumption and population growth: Testing Environmental Kuznets Curve hypothesis for Brazil, China, India and Indonesia. **Ecological Indicators**, v. 70, p. 466–479, 1 nov. 2016.
- ANDERSEN, K. S. et al. Bridging the gap using energy services: Demonstrating a novel framework for soft linking top-down and bottom-up models. **Energy**, v. 169, p. 277–293, 2019.
- ANDRADE, M. DE F. et al. Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. **Atmospheric Environment**, v. 159, p. 66–82, 2017.
- ANP-AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, G. N. E B. Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis: 2021. **Anp/Mme**, n. ISSN 1983-5884, p. 264, 2021.
- BUSCH, P. et al. **Literature review on policies to mitigate GHG emissions for cement and concrete. Resources, Conservation and Recycling** Elsevier B.V., , 1 jul. 2022.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Guia Técnico Ambiental da Indústria de Papel e Celulose: Série Produção Mais Limpa (P+L). p. 1–50, 2008.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. 1º Inventário de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa Diretos e Indiretos do Estado de São Paulo: Período 1990 a 2008. p. 1–9, 2011.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Plano de Redução de Emissão de Fontes Estacionárias (PREFE)**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2015/09/GUIA-PREFE-020517.pdf>>. Acesso em: 16 abr. 2023.
- CHIQUETTO, J. B. et al. Air quality standards and extreme ozone events in the São Paulo megacity. **Sustainability (Switzerland)**, v. 11, n. 13, p. 1–14, 2019.
- CHRIS DORE, J. G. AND R. G. Methodological choice and Key category analysis. Em: **EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019**. p. 1–23.
- CHRIS MALINS, STEPHANIE SEARLE, N. P. **Assessment of the scale of potential indirect emissions due to higher oil use**. Disponível em: <<https://carnegieendowment.org/2013/06/19/uncovering-oil-s-unknowns/gb25>>.
- COMODI, G.; RENZI, M.; ROSSI, M. Energy efficiency improvement in oil refineries through flare gas recovery technique to meet the emission trading targets. **Energy**, v. 109, p. 1–12, 2016.

- COSTA, F. DE S. et al. Inventário de emissões antrópicas e sumidouros de gases de efeito estufa do Estado do Acre: ano base 2010. p. 128, 2018.
- DENMAN, K. L. et al. Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. **Bioconjugate Chemistry**, v. 27, n. 10, p. 2469–2479, 2007.
- DING, Y. et al. The environmental Kuznets curve for PM 2.5 pollution in Beijing-Tianjin-Hebei region of China: A spatial panel data approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 220, p. 984–994, 2019.
- ECOSOFT. Inventário de Fontes de Emissões Atmosféricas - 2015. 2019.
- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **A Indústria de Papel e Celulose no Brasil e no Mundo- Panorama geral**. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-650/Pulp%20and%20paper_EPE+IEA_Português_2022_01_25_IBA.pdf>. Acesso em: 29 maio. 2023.
- EPA. AP 42, Fifth Edition Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume 1: Stationary and Point Sources. **AP 42, Fifth Edition Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume 1: Stationary and Point Sources**, p. 1–10, 1995.
- EPA. **Emisiones de Fuentes móviles México Volumen 3- Factor de Emisión**.
- EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Anuário Estatístico de Energia Elétrica. **Empresa De Pesquisa Energética (EPE)**, p. 255, 2021.
- (EPE) EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Energia Termelétrica: Gás Natural, Biomassa, Carvão, Nuclear. p. 1–417, 2016.
- ESCOBAR, N. et al. Spatially-explicit footprints of agricultural commodities: Mapping carbon emissions embodied in Brazil's soy exports. **Global Environmental Change**, v. 62, n. March, p. 102067, 2020.
- FEAM; PETROBRAS. Atualização do Inventário das Fontes de Emissão de Poluentes Atmosféricos da Região de Belo Horizonte, Contagem e Betim. v. 1, p. 553, 2018.
- FREITAS, E. D.; et al. Mobility Restrictions and Air Quality under COVID-19 Pandemic in São Paulo, Brazil. **Preprints**, n. April, p. 5–24, 2020.
- GOETTLE, R. J.; HO, M. S.; WILCOXEN, P. J. **Emissions accounting and carbon tax incidence in CGE models: Bottom-up versus top-down**. [s.l.] Elsevier Inc., 2019.
- GRAUER, A. et al. Inventário Estadual De Emissões Atmosféricas De Poluentes (MP, CO, NOx, SOx) e proposta para revisão e ampliação da rede de Monitoramento Da Qualidade do Ar do Estado do Paraná, Relatório Final. **IAP**, p. 160, 2013.
- GRUPO BANCO MUNDIAL. **BRASIL. RELATÓRIO SOBRE CLIMA E DESENVOLVIMENTO PARA O PAÍS**. Disponível em: <www.worldbank.org>.
- HADJI, E. et al. Flaring emissions in Africa: Distribution, evolution and comparison with current inventories. **Atmospheric Environment**, v. 199, n. May 2018, p. 423–434, 2019.
- HANAOKA, T.; MASUI, T. Exploring effective short-lived climate pollutant mitigation scenarios by considering synergies and trade-offs of combinations of air pollutant measures and low carbon measures towards the level of the 2 °C target in Asia *. **Environmental Pollution**, v. 261, p. 113650, 2020.
- HUNEEUS, N. et al. Evaluation of anthropogenic air pollutant emission inventories for South America at national and city scale. **Atmospheric Environment**, v. 235, n. May, 2020.

- IBARRA-ESPINOSA, S. et al. VEIN v0.2.2: an R package for bottom-up vehicular emissions inventories. **Geoscientific Model Development**, v. 11, n. 6, p. 2209–2229, 2018.
- INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES (IBÁ). **Relatório Anual 2022 IBÁ**. Disponível em: <<https://www.iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorio-anual-iba2022-compactado.pdf>>. Acesso em: 29 maio. 2023.
- IPCC. IPCC Second Assessment Climate Change 1995. **Intergovernmental Panel on Climate Change**, v. 48, n. 8, p. 4596–4603, 1995.
- IPCC. **Technical Summary. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**.
- JACOB, D. J.; WINNER, D. A. Effect of climate change on air quality. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 1, p. 51–63, 2009.
- JAEGER, W. K.; KOLPIN, V.; SIEGEL, R. The environmental Kuznets curve reconsidered. **Energy Economics**, v. 120, p. 106561, abr. 2023.
- JANSSENS-MAENHOUT, G. et al. EDGAR v4.3.2 Global Atlas of the three major greenhouse gas emissions for the period 1970 – 2012. **Earth System Science Data**, v. 2010, p. 959–1002, 2018.
- JING, L. et al. Carbon intensity of global crude oil refining and mitigation potential. **Nature Climate Change**, v. 10, n. 6, p. 526–532, 2020.
- KAWASHIMA, A. B. et al. Development of a spatialized atmospheric emission inventory for the main industrial sources in Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 29, p. 35941–35951, 2020.
- KÖBERLE, A. DE C. 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. **Ph.D. thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2018. 35**, p. 149, 2018.
- LIU, Y. et al. Life cycle assessment of petroleum refining process: A case study in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 256, p. 120422, 2020.
- LV, D. et al. Source profiles, emission factors and associated contributions to secondary pollution of volatile organic compounds (VOCs) emitted from a local petroleum refinery in Shandong. **Environmental Pollution**, v. 274, p. 116589, 2021.
- MEDEIROS, A. S. S. et al. Power plant fuel switching and air quality in a tropical, forested environment. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 17, n. 14, p. 8987–8998, 2017.
- NESHAT GHOJAGH, H. M. et al. Economic development and health status in Iran: A panel data analysis. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 17, 1 fev. 2023.
- NIELSEN, O.-K. et al. **Category Title NFR 1.A.1 Energy industries SNAP 01 Combustion in energy and transformation industries**.
- NOGUEIRA, T. et al. Evolution of Vehicle Emission Factors in a Megacity Affected by Extensive Biofuel Use: Results of Tunnel Measurements in São Paulo, Brazil. **Environmental Science and Technology**, v. 55, n. 10, p. 6677–6687, 2021.
- OMS. **Directrices mundiales de la OMS sobre la calidad del aire Resumen ejecutivo**.
- RAFEE, S. A. A. et al. Contributions of mobile, stationary and biogenic sources to air pollution in the Amazon rainforest: A numerical study with the WRF-Chem model. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 17, n. 12, p. 7977–7995, 2017.
- RAVISHANKARA, A. R. Introductory lecture - Chemistry-climate coupling: The importance of chemistry in climate issues. **Faraday Discussions**, v. 130, p. 9–26, 2005.

- REIS, L. A.; DROUET, L.; TAVONI, M. Internalising health-economic impacts of air pollution into climate policy: a global modelling study. **The Lancet Planetary Health**, v. 6, n. 1, p. e40–e48, 2022.
- ROY, S. et al. Development of 2015 Vietnam emission inventory for power generation units. **Atmospheric Environment**, v. 247, n. February 2020, p. 118042, 2021.
- RYPDAL, K.; FLUGSRUD, K.; IRVING, W. Elección De La Metodología Y Realización De Nuevos Cálculos. **Orientación del IPCC sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero**, p. 7.1-7.28, 2006.
- SÁ, E. et al. Climate change and pollutant emissions impacts on air quality in 2050 over Portugal. **Atmospheric Environment**, v. 131, p. 209–224, 2016.
- SAEGER, M. EN SU GENERO EN MEXICALI, MÉXICO Centro de Información sobre Contaminación de Aire. n. June, 1999.
- SNIC - SINDICATO NACIONAL DA INDÚSTRIA DO CIMENTO. **Relatório Anual Sindicato Nacional da Indústria do Cimento**. Disponível em: <http://snic.org.br/assets/pdf/relatorio_anual/rel_anual_2021.pdf>. Acesso em: 1 jun. 2023.
- SOUSA, D. S. et al. A systemic approach for climate risk assessment applied to thermoelectric power plants in northeastern coast of Brazil. **Climate Risk Management**, v. 36, n. March, p. 100424, 2022.
- SQUIZZATO, R. et al. Beyond megacities: tracking air pollution from urban areas and biomass burning in Brazil. **npj Climate and Atmospheric Science**, v. 4, n. 1, p. 1–7, 2021.
- STAFFORD, F. N. et al. Life cycle assessment of the production of cement: A Brazilian case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, p. 1293–1299, 20 nov. 2016.
- STOHL, A. et al. Evaluating the climate and air quality impacts of short-lived pollutants. **Atmospheric Chemistry and Physics**, p. 10529–10566, 2015.
- UPADHYAY, A.; DEY, S.; GOYAL, P. A comparative assessment of regional representativeness of EDGAR and ECLIPSE emission inventories for air quality studies in India. **Atmospheric Environment**, v. 223, n. November 2019, p. 117182, 2020.
- US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Protocol for Equipment Leak Emission Estimates. **Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC 27711**, p. 403, 1995.
- US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL. 5.1 Petroleum Refining. **AP 42, Fifth Edition Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume 1: Stationary and Point Sources**, p. 21, 2014.
- VAISMAN, A. G.; LACERDA, L. D. Estimated heavy metal emissions to the atmosphere due to projected changes in the Brazilian energy generation matrix. **Regional Environmental Change**, v. 3, n. 4, p. 140–145, 2003.
- WALLACE, J. M.; HOBBS, P. V. **Atmospheric science an introductory survey**.
- YANG, T.; ZHOU, K.; DING, T. Air pollution impacts on public health: Evidence from 110 cities in Yangtze River Economic Belt of China. **Science of the Total Environment**, v. 851, n. June, p. 158125, 2022.