

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Amanda Karine Chaves Ribeiro

**Qualidade Do Ar Na Região Metropolitana de Belo Horizonte:
Análise de Tendência Temporal e Perspectivas Futuras**

Belo Horizonte
2023

Amanda Karine Chaves Ribeiro

**Qualidade Do Ar Na Região Metropolitana de Belo Horizonte:
Análise de Tendência Temporal e Perspectivas Futuras**

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

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, prevenção e controle da poluição

Orientador: Profa. Dra. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque

Coorientador: Elson Silva Galvão (UFES)

Belo Horizonte
2023

R484q

Ribeiro, Amanda Karine Chaves.

Qualidade do ar na região metropolitana de Belo Horizonte [recurso eletrônico]: análise de tendência temporal e perspectivas futuras / Amanda Karine Chaves Ribeiro. – 2022.

1 recurso online (127 f. : il., color.) : pdf.

Orientadora: Taciana Toledo de Almeida Albuquerque.

Coorientador: Elson Silva Galvão.

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

Apêndices: f. 128-143.

Bibliografia: f. 113-127.

Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Ar - Poluição – Teses.
3. Belo Horizonte, Região Metropolitana (MG) – Teses.
4. Veículos a motor – Teses. I. Albuquerque, Taciana Toledo de Almeida.
II. Galvão, Elson Silva. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
[ESCOLA DE ENGENHARIA]
COLEGIADO DO CURSO DE GRADUAÇÃO / PÓS-GRADUAÇÃO EM [SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS
HÍDRICOS]

FOLHA DE APROVAÇÃO

**["Qualidade do Ar Na Região Metropolitana de Belo Horizonte: Análise de Tendência Temporal e
Perspectivas Futuras"]**

AMANDA KARINE CHAVES RIBEIRO

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque

Prof. | Elson Silva Galvão

Prof. Camila Costa de Amorim

Prof. Maria de Fatima Andrade

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Profa. Priscilla Macedo Moura

Profª. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque

Coordenadora

Orientadora

Belo Horizonte, 28 de novembro de 2022.



Documento assinado eletronicamente por **Camila Costa de Amorim Amaral, Professora do Magistério Superior**, em 07/12/2022, às 15:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Taciana Toledo de Almeida Albuquerque, Professora do Magistério Superior**, em 15/01/2023, às 15:05, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Maria de Fátima Andrade, Usuária Externa**, em 20/01/2023, às 12:24, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Elson Silva Galvão, Usuário Externo**, em 22/01/2023, às 18:13, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Priscilla Macedo Moura, Coordenador(a) de curso de pós-graduação**, em 10/02/2023, às 16:52, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1920229** e o código CRC **3603D9BE**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, inicialmente, à Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, enquanto espaço físico e acadêmico que, desde a graduação, abriu (e continua abrindo) meus caminhos dentro da Engenharia Ambiental. Agradeço ainda, enquanto ambiente de interações e trocas técnicas, pessoais e humanas, pela influência na minha transformação contínua em ser um ser (mais) humano, social e ambiental. Mesmo com os ataques e cortes ao ensino público, à ciência, à pesquisa e à educação crítica que têm se intensificado nos últimos anos, a universidade segue sendo um ambiente de acolhimento, crescimento e resistência, de luta por uma sociedade democrática e por seu ensino público, gratuito e de qualidade.

Agradeço à minha orientadora, professora Taciana Albuquerque, por sua contribuição no meu encontro e reconhecimento dentro da área de poluição atmosférica. Por todas as oportunidades e conhecimentos transmitidos, e pelo suporte para a realização desta pesquisa. Muito obrigada também pela confiança e pelo reconhecimento do meu trabalho e pela compreensão das dificuldades vivenciadas nesse período.

Ao meu coorientador, professor Elson Galvão, da UFES, agradeço por ter aceito nos apoiar na realização deste trabalho e por suas valiosas considerações, leituras críticas e conhecimentos transmitidos.

Agradeço às universidades USP e UFES, que permitiram o intercâmbio de saberes, possibilitando minha participação em disciplinas na área da minha pesquisa, que foram essenciais na minha construção enquanto pesquisadora e enquanto profissional técnica.

À minha família, principalmente aos meus pais, Alba e Reginaldo, que sempre me apoiaram com amor, carinho e suporte em todas as minhas escolhas – muito obrigada! Por incentivarem meu caminho, meus sonhos e por me darem condições para tornar minha jornada mais leve. Meu título de graduada, assim como este de mestra, é graças ao suporte emocional e financeiro que obtive na base.

À Gabriela, minha namorada, companheira, ouvinte e conselheira de toda essa jornada que, com amor, cuidado, conforto e compreensão, foi meu principal ponto de

alívio, compartilhamento de angústias e conquistas. Agradeço pelo incentivo constante e por estar sempre disposta a me ouvir e a buscar o melhor para cada uma de nós. Também à sua família pela atenção, abrigo e carinho.

À minha irmã Bianca e todos meus familiares “Refugiados”, pela rede de apoio e de luta familiar durante esse período. Por ser um “refúgio quentinho” em tempos tão difíceis, sendo família no sentido mais lindo e acolhedor da palavra.

Aos companheiros e companheiras do GPAMA pelas trocas, conversas e momentos de descontração, mesmo que dificultadas pelo período pandêmico. Pelo companheirismo ao longo do mestrado, realização de disciplinas e trocas que engrandeceram minha pesquisa.

Aos meus amigos e amigas, que vivenciaram, compartilharam e acolheram dores e conquistas minhas semelhantes às delas, em um momento que uniu a dificuldade em fazer pesquisa em uma pandemia às dificuldades políticas, sociais e ambientais do país. Obrigada por terem acolhido meus momentos de decepção, desespero, solidão e empolgação.

À toda equipe da GESAR e à presidente Alice, pelas trocas, disponibilidades, incentivo e carinho quanto ao meu projeto de pesquisa. Agradeço ainda, enquanto companheira de trabalho, pesquisadora e cidadã, por todo esforço entregue na busca de uma boa qualidade do ar no estado, mesmo com a escassez de apoio e recursos humanos e financeiros.

À banca examinadora, professoras Maria de Fátima Andrade e Camila Amorim, que gentilmente aceitaram o convite para a avaliação e contribuição neste trabalho.

Agradeço a Ailton Krenak, por ajudar a me enxergar enquanto ser-natureza e não me fazer esquecer que cuidar do ambiente é cuidar de nós, mesmo em tempos tão sombrios que nos exigem tanta força e luta.

Por fim, agradeço aos companheiros e companheiras de luta, que frente às ameaças democráticas vivenciadas recentemente, seguem lutando por um mundo melhor, mais justo e amoroso. A gente se fortalece!

Estar com aquela turma me fez refletir sobre o mito da sustentabilidade, inventado pelas corporações para justificar o assalto que fazem à nossa ideia de natureza.

Fomos, durante muito tempo, embalados com a história de que somos a humanidade. Enquanto isso – enquanto seu lobo não vem -, fomos nos alienando desse organismo de que somos parte, a Terra, e passamos a pensar que ele é uma coisa e nós, outra: a Terra e a humanidade. Eu não percebo onde tem alguma coisa que não seja natureza. Tudo é natureza.

(...)

A ideia de nós, os humanos, nos descolarmos da terra, vivendo numa abstração civilizatória, é absurda. Ela suprime a diversidade, nega a pluralidade das formas de vida, de existência e de hábitos.

(Ailton Krenak em “Ideias para Adiar o Fim do Mundo”)

RESUMO

Tendo o setor de transportes como um dos principais atores para as emissões de poluentes em grandes centros urbanos, os programas de maiores destaques para a redução das emissões dessa categoria na história do Brasil foram o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE e o Programa de Controle da Poluição Atmosférica por Motociclos e Veículos Similares – PROMOT. Frente à carência de estudos na temática de qualidade do ar voltados para a Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH, mesmo esta correspondendo à terceira mais populosa do Brasil, este trabalho buscou investigar a tendência da concentração de poluentes atmosféricos na RMBH entre 1995 e 2021 e a efetividade das políticas de controle da poluição atmosférica da região. Foram investigados os poluentes MP_{10} , $MP_{2,5}$, NO_2 , O_3 , SO_2 e CO através dos dados obtidos da rede automática de monitoramento da qualidade do ar do Estado de Minas Gerais, com o recorte espacial da Região Metropolitana de Belo Horizonte - RMBH. A metodologia consistiu em: (i) verificação da representatividade temporal da rede; (ii) evolução, tendência e caracterização da qualidade do ar seguindo os valores-guia das Diretrizes Globais de Qualidade do Ar (DQA) da OMS, e suas metas intermediárias; (iii) estimativa da frota circulante, por categoria e tipo de combustível, e avaliação de tendência; e (iv) verificação da efetividade da implementação das fases do PROCONVE e do PROMOT para melhoria da qualidade do ar por meio de análise entre evolução e tendência da frota veicular e da qualidade do ar. Foi aplicado o teste de tendência temporal de Mann-Kendall, com significância de 0,05, para avaliação do comportamento dos poluentes ao longo dos anos. Os resultados mostraram uma tendência de estabilidade nas concentrações de poluentes na RMBH, sem uma perspectiva de melhora ou piora na qualidade do ar. Embora, tanto a frota circulante quanto o consumo de combustíveis tenham aumentado na região, esse aumento não apresentou efeitos diretos perceptíveis de piora na qualidade do ar, o que sugere que a intensificação veicular pode ter sido parcialmente compensada pela diminuição das concentrações emitidas de poluentes em função da implementação de políticas de controle, como o PROCONVE e o PROMOT. No entanto, a caracterização histórica da rede expôs o desafio da RMBH em garantir uma qualidade do ar que realmente assegure a saúde da população, com concentrações históricas que permaneceram em níveis mais elevados do que os recomendados pelas diretrizes da OMS. Além disso, os resultados reforçaram uma relevância do setor industrial para a qualidade do ar da região e expôs a necessidade de melhoria na gestão da qualidade do ar da RMBH sendo que, para isso, torna-se essencial reverter o cenário atual de sucateamento e de desmonte de órgãos públicos ambientais, tanto a nível nacional quanto estadual.

Palavras-chave: Poluição do ar. Região Metropolitana de Belo Horizonte. PROCONVE. Frota circulante.

ABSTRACT

Since the transport sector became one of the leading emitters of air pollutants, the most historically outstanding programs for reducing emissions in this category are the Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE, Program for the Control of Air Pollution Emissions by Motor Vehicles) and the Programa de Controle da Poluição Atmosférica por Motociclos e Veículos Similares – (PROMOT, Program for the Control of Emissions by Motorcycles). Facing the lack of studies about air quality in the Metropolitan Area of Belo Horizonte (MABH), which is the third most populous Brazilian metropolitan area, this Master's dissertation aimed to investigate the trend of air pollutants concentrations in the air of MABH between 1995 and 2021 and the effectiveness of control policies, using data of pollutants MP_{10} , $MP_{2.5}$, NO_2 , O_3 , SO_2 e CO from the MABH's air quality monitoring network. The methodology consisted in (i) verification of the statistical representativity of the network monitoring; (ii) checking the trend and the characterization of the air quality MABH following the World Health Organization (WHO) guidelines and interim targets; (iii) estimating the vehicles running by category and type of fuel, also trend assessment; and (iv) investigate the effectiveness of the implementation of the PROCONVE and PROMOT phases to improve air quality by analyzing the evolution of the vehicle fleet and air quality. The Mann-Kendall test was applied and performed at the 0.05 significance level to detect the trends in air pollution and in vehicle running. The results showed a trend of stability in the concentrations of air pollutants in the MABH, with no prospect of improvement or worsening. Although the vehicles running and the fuel consumption have increased over the years, this increase has not had direct perceptible effects of worsening air quality, which suggests that the vehicular intensification has been partially offset by the decrease in emitted concentrations of pollutants by the implementation of control policies, as PROCONVE and PROMOT. However, the historical characterization in the MABH exposed the challenge of the region in ensuring good air quality that really provides human health, with concentrations that remained at levels higher than WHO guidelines. Furthermore, the results reinforced the importance of the industrial sector for air pollution in MABH and exposed the need for improvement in air quality management, for this purpose, it is essential to reverse the current dismantling scenario of the public environmental agencies.

Key-words: Air Pollution. Metropolitan Area of Belo Horizonte. PROCONVE. Vehicular running.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Histórico da rede de monitoramento da qualidade do ar em Minas Gerais.	44
Figura 2 - Contribuições percentuais (%) por grupo de fonte emissora no eixo Belo Horizonte, Contagem e Betim.	46
Figura 3 - Contribuições percentuais das fontes do grupo de fontes industriais no eixo Belo Horizonte, Contagem e Betim.	47
Figura 4 - Contribuições percentuais das fontes do grupo de vias de tráfego no eixo Belo Horizonte, Contagem e Betim.	48
Figura 5 - Distribuição de manchas urbanas na RMBH e sua influência industrial e viária.....	58
Figura 6 - Mapa hipsométrico e geomorfológico da RMBH.	58
Figura 7 - Domínios Climáticos na RMBH.	59
Figura 8 - Normal climatológica do município de Belo Horizonte (1991 – 2020).	60
Figura 9 - Estações da rede automática de monitoramento da qualidade do ar da RMBH/MG.	62
Figura 10 - Fluxograma da metodologia para obtenção da evolução, tendência e caracterização da qualidade do ar.	65
Figura 11 - Fluxograma da metodologia para estimativa das frotas circulantes anuais (1997 a 2021), por município.....	70
Figura 12 - Representatividade de <i>MP10</i> por quadrimestre entre 2009 e 2021, em %.	73
Figura 13 – Representatividade de <i>MP2,5</i> por quadrimestre entre 2009 e 2021, em %.	74
Figura 14 - Representatividade de <i>NO2</i> por quadrimestre entre 2009 e 2021, em %.	75
Figura 15 – Representatividade de <i>O3</i> por quadrimestre entre 2009 e 2021, em %.	76
Figura 16 – Representatividade de <i>SO2</i> por quadrimestre entre 2009 e 2021, em %.	77
Figura 17 – Representatividade de <i>CO</i> por quadrimestre entre 2009 e 2021, em %.	78

Figura 18 - Concentrações médias anuais de <i>MP10</i> , em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, entre 1995 e 2021, classificadas conforme as diretrizes de qualidade do ar (DQA) da OMS.	81
Figura 19 - Ranking das seis estações da RMBH com as maiores concentrações médias anuais de <i>MP10</i> nos últimos três anos (2019 a 2021).	82
Figura 20 - Concentrações médias anuais de <i>MP2,5</i> , em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, entre 1995 e 2021, classificadas conforme as diretrizes de qualidade do ar (DQA) da OMS.	83
Figura 21 - Ranking das seis estações da RMBH com as maiores concentrações médias anuais de <i>MP2,5</i> nos últimos três anos (2019 a 2021).	85
Figura 22 - Concentrações médias anuais de <i>NO2</i> , em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, entre 1995 e 2021, classificadas conforme as diretrizes de qualidade do ar (DQA) da OMS.	87
Figura 23 - Concentrações médias de alta temporada de <i>O3</i> , em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, entre 1995 e 2021, classificadas conforme as diretrizes de qualidade do ar (DQA) da OMS.	89
Figura 24 - Primeira e segunda máxima concentração horária de ozônio entre as estações da RMBH e por município, de 1999 a 2021.	90
Figura 25 - Concentrações médias anuais de <i>SO2</i> , em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, entre 1995 e 2021, classificadas conforme metas da CONAMA nº 491/2018.	92
Figura 26 - Relação da porcentagem de frota de veículos em circulação (Leves+Pesados) por município contemplado pela rede de monitoramento da qualidade do ar.	94
Figura 27 - Evolução e tendência da soma da frota circulante de veículos leves e pesados dos municípios da RMBH contemplados pela rede automática de monitoramento da qualidade do ar entre 1997 e 2021.	95
Figura 28 - Porcentagem dos veículos em circulação na RMBH por combustível em 1997 e em 2021.	96
Figura 29 - Evolução e tendência da frota circulante de motocicletas dos municípios da RMBH contemplados pela rede automática de monitoramento da qualidade do ar entre 1998 e 2021.	97
Figura 30 - Evolução e tendência da soma da venda de combustíveis nos municípios da RMBH contemplados pela rede automática de monitoramento da qualidade do ar entre 1990 e 2021.	98
Figura 31 - Evolução das concentrações médias anuais entre 1995 e 2021 de <i>MP10</i> , <i>NO2</i> , <i>SO2</i> , <i>O3</i> e CO das estações da rede automática de qualidade do ar da RMBH da	

FEAM com a implementação das fases do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores.	100
---	-----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Diretrizes Globais de Qualidade do ar da OMS (DQA) e as suas metas intermediárias (MI-1, M-2, MI-3).	35
Tabela 2 - Padrões de emissão de poluentes por fase do PROCONVE - Veículos Leves (L).	50
Tabela 3 - Padrões de emissão de poluentes por fase do PROCONVE - Veículos Pesados (P).....	52
Tabela 4 - Padrões de emissão de poluentes por fase do PROMOT.	52
Tabela 5 - Relação detalhada de estações, poluentes atmosféricos e período de monitoramento.	63
Tabela 6 - Critérios de validação da representatividade temporal.	64
Tabela 7 - Coeficientes para as equações das curvas de sucateamento.	68

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRACICLO – Associação Brasileira dos Fabricantes de Motocicletas, Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares

ANFAVEA – Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores

ANP – Agência Nacional do Petróleo

ASAS - Alta Subtropical do Atlântico Sul

AVC – Acidentes vasculares cerebrais

BHBUS - Sistema de Transporte Coletivo de Belo Horizonte

BHTrans – Empresa de Transportes e Trânsito de Belo Horizonte S/A

CAMG – Cidade Administrativa de Betim

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CH_4 - Metano

CICPAA – Comissão Intermunicipal de Controle da Poluição das Águas e do Ar

CO – Monóxido de carbono

CO_2 – Dióxido de carbono

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental

CORINAIR – *CORe INventory AIR emissions*

COV – Compostos orgânicos voláteis

DPOC - Doença pulmonar obstrutiva crônica

DQA – Diretrizes Globais de Qualidade do Ar da OMS

EC – Carbono elementar

EDA – Estudo de Dispersão Atmosférica

EEA – *European Environment Agency*

ETES – Estações de Tratamento de Efluentes

FAPESP – Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo

FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente / MG

FECOP – Fundo Estadual de Prevenção e Controle de Poluição

GESAR – Gerência de Monitoramento da Qualidade do Ar e Emissões / MG

GLP – Gás liquefeito de petróleo

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IEV – Inventário de Emissão Veicular

IPEN – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares
IEV – Inventário de Emissão Veicular
IEMA-ES – Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos / ES
IEMA-SP – Instituto de Energia e Meio Ambiente / SP
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia
IPCC – Painel Intergovernamental sobre as Mudanças Climáticas
IQAr – Índice de Qualidade do Ar
IRA - Infecções respiratórias agudas
MMA – Ministério do Meio Ambiente
MS – Ministério da Saúde
MP – Material particulado
NOx – Óxidos de nitrogênio
OMS – Organização Mundial de Saúde
ONU – Organização das Nações Unidas
OPAS – Organização Pan-Americana da Saúde
PACE – Programa de Circulação da Área Central
PCPV/MG – Plano de Controle por Poluição Veicular de Minas Gerais
PlanMob-BH - Plano de Mobilidade de Belo Horizonte
PNMA – Política Nacional do Meio Ambiente
PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
PROCONVE - Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores
PROMOT - Programa de Controle da Poluição Atmosférica por Motociclos e Veículos Similares
PRONAR – Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar
PS – Partículas Sedimentáveis
PTS – Partículas totais em suspensão
RCHO – Aldeídos
RMBH – Região Metropolitana de Belo Horizonte
RMGV – Região Metropolitana da Grande Vitória
RMRJ – Região Metropolitana do Rio de Janeiro
RMSP – Região Metropolitana da São Paulo
SEMAD – Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
SENATRAN – Secretaria Nacional de Trânsito
SISNAMA - Sistema Nacional do Meio Ambiente

SO_2 – Dióxido de enxofre

STF – Supremo Tribunal Federal

SUSAM – Superintendência de Saneamento Ambiental

TAC – Termos de ajustamento de conduta

US EPA – *United States Environmental Protection Agency*

USP - Universidade de São Paulo

ZCAS - Zona de Convergência do Atlântico Sul

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
2	OBJETIVOS	21
2.1	Objetivo Geral	21
2.2	Objetivos Específicos	21
3	REVISÃO DA LITERATURA	22
3.1	Perspectivas históricas da discussão de controle da poluição atmosférica	22
3.2	Poluição do ar como problema de saúde pública.....	24
3.3	Principais instrumentos e diretrizes de gestão da qualidade do ar	27
3.3.1	Instrumentos e ferramentas gerais	28
3.3.2	Diretrizes globais de qualidade do ar	33
3.4	Gestão da qualidade do ar no contexto brasileiro e mineiro	35
3.4.1	Padrões de qualidade do ar	37
3.4.2	Limites de emissões atmosféricas	39
3.4.3	Monitoramento ambiental.....	40
3.4.4	Inventários de emissão atmosférica.....	45
3.4.5	Políticas e programas de controle da qualidade do ar	49
4	METODOLOGIA	57
4.1	Caracterização da área de estudo	57
4.2	Área de estudo e poluentes analisados	61
4.3	Representatividade estatística dos dados de monitoramento	64
4.4	Evolução, tendência e caracterização da qualidade do ar	65
4.5	Estimativa de frota circulante	66
4.6	Efetividade das políticas e programas de controle da poluição do ar	70
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
5.1	Representatividade estatística da rede de qualidade do ar da RMBH	71
5.2	Tendência e caracterização da qualidade do ar.....	79
5.2.1	Tendência das concentrações de material particulado inalável (MP10) ...	80
5.2.2	Tendência das concentrações de material particulado inalável fino (MP2,5)	82
5.2.3	Tendência das concentrações de dióxido de nitrogênio (NO2)	85
5.2.4	Tendência das concentrações de ozônio (O3)	88
5.2.5	Tendência das concentrações de dióxido de enxofre (SO2)	91
5.3	Evolução e tendência da frota circulante.....	93
5.4	Efetividade das políticas e programas de controle	99
5.5	Gestão da qualidade do ar na RMBH: desafios e perspectivas futuras	105

6	CONCLUSÕES	110
7	RECOMENDAÇÕES	112
	REFERÊNCIAS	113
	APÊNDICE A – Frota circulante total (veículos leves e pesados) por município da RMBH e resultados do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	128
	APÊNDICE B – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível RMBH e resultado do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	129
	APÊNDICE C – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível de Belo Horizonte/MG e resultado do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	130
	APÊNDICE D – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível de Betim/MG e resultado do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	131
	APÊNDICE E – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível de Contagem/MG e resultado do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	132
	APÊNDICE F – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível de Ibirité/MG e resultado do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	133
	APÊNDICE G – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível de São José da Lapa/MG e resultado do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	134
	APÊNDICE H – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível de Brumadinho/MG e resultado do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	135
	APÊNDICE I – Frota circulante de motocicletas na RMBH e por município e resultados do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	136
	APÊNDICE J – Venda de combustíveis, em m ³ , da RMBH, e resultados do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	137
	APÊNDICE K – Venda de combustíveis, em m ³ , de Belo Horizonte/MG, e resultados do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	138
	APÊNDICE L – Venda de combustíveis, em m ³ , de Betim/MG, e resultados do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	139
	APÊNDICE M – Venda de combustíveis, em m ³ , de Contagem/MG, e resultados do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	140
	APÊNDICE N – Venda de combustíveis, em m ³ , de Ibirité/MG, e resultados do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	141
	APÊNDICE O – Venda de combustíveis, em m ³ , de São José da Lapa/MG, e resultados do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	142
	APÊNDICE P – Venda de combustíveis, em m ³ , de Brumadinho/MG, e resultados do teste de tendência de <i>Mann-Kendall</i>	143

1 INTRODUÇÃO

A Região Metropolitana de Belo Horizonte - RMBH é a terceira mais populosa do Brasil, com aproximadamente seis milhões de habitantes (IBGE, 2019). A região engloba 34 municípios com uma extensão territorial total de 9.460 km², o equivalente a 1,6% do território mineiro e 0,11% do nacional. A RMBH se tornou, ao longo da história, uma referência comercial, industrial, cultural e turística do Estado de Minas Gerais, com um expressivo parque industrial e uma vasta frota de veículos, atuando hoje como uma região de elevado potencial de fontes emissoras de poluentes atmosféricos. Na RMBH, o inventário estadual de emissões com ano base de 2015 (FEAM, 2018) apontou as fontes de emissões provenientes do fluxo veicular (escapamento, ressuspensão e desgaste de pneus e freios) e as fontes industriais como os dois maiores grupos emissores de material particulado, óxidos de enxofre e de nitrogênio nos municípios de Belo Horizonte, Betim e Contagem, sendo que para Betim, as emissões industriais corresponderam ao maior grupo emissor, seguido das vias, enquanto nos outros dois municípios, o grupo de vias ficou com a maior contribuição, e as industriais com a segunda.

Neste sentido, o setor de transportes tornou-se um dos principais atores relacionados às emissões de poluentes em grandes centros urbanos e os programas de maior destaque para a redução das emissões dessa categoria na história do Brasil foram o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE, implantado em 1986 através da Resolução CONAMA nº. 018/1986; e o Programa de Controle da Poluição Atmosférica por Motociclos e Veículos Similares – PROMOT, criado segundo a Resolução nº. 297/2002 do CONAMA.

A interação entre as fontes de poluição e a atmosfera determina o nível de qualidade do ar, que possui notória relação com a saúde pública. No Brasil, o número de óbitos relacionados à poluição atmosférica entre os anos de 2006 e 2016 teve um aumento de 14% (MS, 2019), enquanto a população cresceu aproximadamente 9% no mesmo período. Além disso, autores como Andreão e Albuquerque (2021) e Andreão *et al.* (2020a) ressaltaram a urgente necessidade de melhoria das políticas de qualidade do ar no Brasil, com a constatação de

concentrações de particulados que permanecem acima das diretrizes da Organização Mundial de Saúde - OMS e com a estimativa de que um total de 48.700 ± 7.570 óbitos relacionados à poluição atmosférica poderiam ter sido evitados entre 2014 e 2018, caso a concentração de material particulado fino $MP_{2,5}$ não violasse as recomendações da OMS. Em relação à RMBH, autores como Pérez-Martínez, Andrade e Miranda (2015), Andreão e Albuquerque (2020) e Peláez *et al.* (2020) destacam a fragilidade da rede, apontando pouca disponibilidade e publicidade de dados das estações.

Essa sequência de estudos reforça a necessidade de melhoria da rede de monitoramento em Minas Gerais e da adoção de padrões de qualidade do ar em vigência mais restritivos no Brasil, visto que os níveis atuais não protegem a vida da população de forma satisfatória. Os padrões nacionais são estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 491/2018, que determinou quatro fases de padrões, cujo padrão final corresponde aos limites estabelecidos pela OMS da revisão de 2005. Contudo, em 2021, a referida organização publicou uma revisão de suas orientações, sendo que o Brasil ainda se encontra no padrão intermediário 1 (PI-1), sem prazo e vislumbre de migração para os demais padrões intermediários, e sobretudo, o final.

O “Guia Técnico para o monitoramento e avaliação da qualidade do ar” do Ministério do Meio Ambiente – MMA (MMA, 2019), dentre vários objetivos de uma rede de monitoramento da qualidade do ar, aponta dois principais: (i) verificar o grau de exposição da população aos poluentes atmosféricos, considerando critérios de saúde pública, e (ii) acompanhar tendências de médio e longo prazo para verificar a eficácia dos programas de controle, avaliando a necessidade de aprimoramentos. Este monitoramento da qualidade do ar na RMBH é realizado atualmente por uma rede de dezessete estações automáticas de monitoramento, com monitores de poluentes, analisadores de gases, sensores meteorológicos e sistema de aquisição e transmissão de dados (FEAM, 2022a). No entanto, as referidas estações estão concentradas em apenas seis dos 34 municípios da RMBH, além de apresentar uma carência em relação a estudos e ações que busquem analisar os dados da sua rede de

monitoramento e conseqüentemente, controlar a ocorrência de episódios de poluição atmosférica.

Assim, tem-se como grande necessidade atual a criação de planos de ações de curto, médio e longo prazo, a fim de avançar nas fases de padrões da legislação brasileira e alcançar nos centros urbanos concentrações que atendam aos níveis recomendados pela OMS, de forma a garantir qualidade de vida para a população e atuar, de fato, na proteção e bem-estar da sociedade mineira. A maior parte dos estudos técnicos e acadêmicos nessa temática estão localizados nos estados de São Paulo e Espírito Santo. Não coincidentemente, estes estados são os mais avançados no país nas publicações de relatórios anuais de qualidade do ar e na disponibilização de dados e informações para o público geral. Apesar dos últimos avanços na área para o estado de Minas Gerais na última década, até o momento nenhum trabalho avaliou a rede de qualidade do ar e a efetivação das implementações das políticas de controle na região. Frente ao contexto apresentado, este trabalho buscou investigar a tendência temporal da concentração de poluentes atmosféricos na RMBH no período entre 1995 e 2021 e analisar a efetividade das políticas de controle da poluição atmosférica na RMBH.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral desta pesquisa é a avaliação a tendência temporal da concentração de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Belo Horizonte - RMBH desde a implementação da rede automática de monitoramento da qualidade do ar e a análise da efetividade das políticas de controle para melhoria da qualidade do ar realizadas na RMBH até o momento.

2.2 Objetivos Específicos

Como objetivos específicos do trabalho, tem-se:

- Verificação da representatividade temporal das estações da rede automática de monitoramento da RMBH;

- Avaliação da tendência temporal das concentrações de poluentes atmosféricos da RMBH e em cada um dos municípios contemplados pela rede;
- Avaliação da tendência da frota circulante por tipo de combustível;
- Verificação da efetividade das políticas de controle para melhoria da qualidade do ar.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Perspectivas históricas da discussão de controle da poluição atmosférica

Ao longo da história, os seres humanos tem atuado de forma transformadora e, muitas vezes, predatória sobre a natureza. Durante a trajetória histórica mundial, tem-se assistido a intervenção humana sobre o planeta com o desenvolvimento de tecnologias (como motores a combustão, queima de combustíveis fósseis e surgimentos de indústrias), com processos de criação humana que, como cita Braga *et al.* (2001):

(...) não foram acompanhados de análises que pudessem avaliar seu impacto sobre o meio ambiente, a toxicidade dos resíduos produzidos ou os prováveis danos à saúde. Por isso, nos últimos setenta anos, temos nos deparado com os resultados desastrosos desse processo desordenado e lutado para entender o que são os resíduos dessa corrida desenvolvimentista e evitar seus efeitos deletérios para o planeta e seus habitantes.

Um dos elementos que mais têm sido agredidos pelo homem é o ar. Indispensável para a vida uma vez que não se pode deixar de respirar, provavelmente não recebeu maiores atenções pelo fato de ser abundante, invisível e inodoro. Porém, ao longo da história do progresso da humanidade, suas características foram mudando.

Dessa forma, desde a época pré-cristã, as atividades humanas têm impactado a qualidade do ar e apresentado evidências do risco da poluição do ar à saúde humana e aos ecossistemas (OMS, 2017; Fowler *et al.*, 2020). Fowler *et al.* (2020) forneceram uma cronologia seletiva e breve desses eventos históricos de poluição atmosférica, bem como do desenvolvimento de normas de controle da poluição atmosférica. Desta maneira, foram registrados diversos episódios de poluição excessiva que causaram aumento do número de doenças e óbitos, sendo o mais clássico e mais grave dentre os episódios da história, o ocorrido

em Londres, durante o inverno de 1952, que levou ao aumento de quatro mil mortes em relação à média de óbitos em períodos semelhantes (Jacobson, 2002; Fowler *et al.*, 2020).

A sequência de episódios de poluição atmosférica com grave impacto na saúde humana direcionaram os estudos para temática da qualidade do ar, reforçando a necessidade da busca de controle da emissão de poluentes na atmosfera. Assim como os primeiros grandes episódios de poluição do ar foram desencadeados nos países do Norte Global¹, estes também foram os primeiros a desenvolverem estudos para implementação de medidas de controle e definição de padrões de qualidade do ar, sendo que, à medida que estes países foram aperfeiçoando suas formas de controle, várias indústrias migraram para países periféricos economicamente², deslocando consigo os episódios de poluição atmosférica (Braga *et al.*, 2001), sem implementar no entanto, os cuidados e as preocupações com a manutenção da qualidade de vida e ambiental nestes territórios.

Com o desenvolvimento nos países do Norte Global de estudos de avaliação do impacto da poluição atmosférica na saúde humana, tratativas e criação de agências fomentadoras de pesquisa e regulamentadoras de ações de controle, a Agência de Proteção Ambiental norte-americana (Environmental Protection Agency - EPA) e a Agência Europeia do Ambiente (European Environment Agency - EEA) se tornaram, as principais referências globais para as discussões, com orientações para a temática de gestão e controle da qualidade do ar.

No Brasil, as décadas de 60 e, especialmente, a de 70, foram marcadas por situações que levaram a população ao pânico em decorrência de fortes odores provenientes de excesso de poluentes no ar (CETESB, 2022b). A Região Metropolitana de São Paulo e, principalmente, o município de Cubatão, na Baixada Santista, passou por uma massiva industrialização nesta época, sendo

¹ O termo “Norte Global” é utilizado como um substituto para as expressões “países desenvolvidos” e “países de 1º mundo”, e abrangem os países da América do Norte, Europa e Oceania. Por outro lado, os países pertencentes ao “Sul Global” são aqueles fortemente marcados pelo histórico colonialista – em substituição às expressões “países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento” e “países de 3º mundo”.

² Via de regra, os países do Sul Global.

que a situação em Cubatão foi tão severa, que foi apontada pela ONU como a cidade “mais poluída do mundo”, denominada globalmente como “Vale da Morte” (BBC, 2017). Essa situação resultou em um direcionamento de esforços em desenvolvimento de estudos e ações de controle da qualidade do ar e emissões atmosféricas, tanto a nível federal quanto estatal, sendo São Paulo, atualmente, o Estado-guia e pioneiro (em nível nacional) em vários estudos e ações na temática de poluição atmosférica. No início dos anos 1960, houve a criação da Comissão Intermunicipal de Controle da Poluição das Águas e do Ar – CICIPAA no Estado de São Paulo, que envolveu os municípios de Santo André, São Bernardo do Campo, São Caetano do Sul e Mauá (CETESB, 2022b), cujas atividades foram incorporadas pela Superintendência de Saneamento Ambiental – SUSAM, vinculada à Secretaria de Saúde do Estado de São Paulo no início da década de 1970 e, em 1975, transferidas à CETESB.

Dessa forma, a preocupação de se controlar as emissões atmosféricas e a verificação da necessidade de se garantir qualidade do ar surgiram das consequências sérias para a saúde humana que ocorreram ao longo da história, em função da convivência dos seres vivos com a poluição do ar, que direcionou e tem direcionado esforços e recursos tecnológicos e financeiros na busca de um melhor conhecimento acerca das origens, composições, comportamentos, interações e mecanismos de ações em relação a esse grave problema de saúde pública.

3.2 Poluição do ar como problema de saúde pública

Como exposto, a interação entre as fontes de poluição e a atmosfera determina o nível de qualidade do ar, que possui relação direta com saúde pública. Neste sentido, a OMS aponta a poluição do ar como o maior risco ambiental para a saúde humana e afirma que reduzindo os níveis de poluição atmosférica, os países podem também reduzir dentre algumas mortalidades e morbidades, àquelas associadas à acidentes vasculares cerebrais - AVC, doenças do coração e câncer de pulmão, e doenças respiratórias crônicas e agudas, incluindo asma (OMS, 2022b). A cada ano, aproximadamente sete milhões de mortes prematuras são decorrentes da exposição humana à poluição

atmosférica interna e ambiente, sendo que para as regiões das Américas a estimativa regional de mortalidade é de mais de 300.000 mortes (OMS, 2022a).

No Brasil, o número de óbitos relacionados à poluição atmosférica entre os anos de 2006 e 2016 teve um aumento de 14% (MS, 2019), enquanto a população cresceu aproximadamente 9% no mesmo período. O impacto dos poluentes atmosféricos na saúde e no bem-estar de uma população é dependente da quantidade de material inalado e do tempo de exposição de uma pessoa àquele composto.

A principal via de exposição à poluição atmosférica é através do sistema respiratório, cuja inalação de poluentes pode levar à inflamação, estresse oxidativo, imunossupressão e mutagenicidade nas células de todo o corpo, impactando pulmões, coração, cérebro e outros órgãos, levando ao desenvolvimento de doenças (OMS, 2022b). De acordo com a OMS (2022a), quase todos os órgãos humanos podem ser afetados, uma vez que, devido ao pequeno tamanho de alguns poluentes, eles são capazes de penetrar a corrente sanguínea através dos pulmões e circular por todo o corpo, levando à inflamação sistêmica e à carcinogenicidade.

Mais de 6 mil cidades em 117 países realizam o monitoramento da qualidade do ar, revelando que quase toda a população do mundo (99%) respira ar atmosférico com concentrações de poluentes que excedem os recomendados pela OMS, ameaçando a saúde humana das populações ao redor do mundo (OPAS, 2022; OMS, 2022a). A rede de monitoramento mundial está em crescimento, mas tem aumentado também a base de evidências acerca do conhecimento quanto às consequências da exposição a poluentes atmosféricos no corpo humano. Globalmente, a OMS (2022c) escancara que países de baixa e média renda apresentam maiores exposições a níveis de qualidade do ar ruim para material particulado, em relação à média anual.

Autores como Andreão e Albuquerque (2021) ressaltaram a urgente necessidade de melhoria das políticas de qualidade do ar no Brasil, com a constatação de concentrações de particulados que permanecem acima das diretrizes da Organização Mundial de Saúde (OMS, 2006) e com a estimativa de

que um total de 48.700 ± 7.570 óbitos relacionados à poluição atmosférica poderiam ter sido evitados entre 2014 e 2018, caso a concentração de material particulado fino ($MP_{2,5}$) atendesse as recomendações da OMS. Ainda, Andreão *et al.* (2020a) realizaram um estudo similar quanto a quantificação do impacto de material particulado na mortalidade e nas hospitalizações em quatro regiões metropolitanas do Brasil, incluindo a RMBH, cujos resultados demonstraram que treze de suas cidades apresentaram concentrações acima da diretriz da OMS. Na mesma investigação, a comparação dos dados de monitoramento mostrou que a modelagem subestimou as concentrações de partículas finas (MP_{10}), sugerindo que as indústrias locais também possam contribuir para a qualidade do ar da região. Contudo, os pesquisadores destacaram a carência quantitativa de dados de estações da RMBH.

Em um levantamento realizado por Andreão e Albuquerque (2020), no que se refere aos estudos epidemiológicos de séries temporais com foco em $MP_{2,5}$ já realizados no Brasil até a data de sua publicação, nenhuma investigação da lista apresentava regiões mineiras como área de estudo. Os autores também identificaram que em Belo Horizonte as concentrações anuais permaneceram acima da diretriz da OMS.

Estudos como os de Shree, Marwaha e Awasthi (2019) e de Zhang e Srinivasan (2020) evidenciam que os níveis de concentração de poluentes atmosféricos no ambiente interno podem ser de duas a quatro vezes mais elevados do que no ambiente externo, a depender do poluente, sendo que a maioria das pessoas passa cerca de 85-90% do tempo dentro de suas residências. Os autores esclarecem que: (i) a presença de poluentes do ar interno pode causar cansaço, infecções respiratórias agudas (IRA), doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC) e câncer de pulmão; (ii) populações mais vulneráveis como crianças (por estarem em desenvolvimento e possuir órgãos imaturos), idosos (sistemas imunológicos fracos) e pacientes cardiopulmonares são mais susceptíveis que outras pessoas, e que (iii) substâncias perigosas pode agravar doenças cardíacas e pulmonares, como bronquite crônica e asma.

Para que seja possível avaliar o impacto dos poluentes na saúde e no bem-estar da população de determinada região, assim como para agir em prol da diminuição da concentração de poluentes atmosféricos, é preciso inicialmente conhecer a realidade da qualidade do ar local e os fatores externos que a influenciam. Para a garantia de uma qualidade do ar que proteja a saúde humana, torna-se necessária uma gestão pública eficaz, que se utilize de instrumentos e diretrizes eficientes de controle e gestão da qualidade do ar.

3.3 Principais instrumentos e diretrizes de gestão da qualidade do ar

Para construção de uma política e gestão da qualidade do ar eficaz são necessários esforços em (i) controle de emissões, (ii) existência e funcionamento de sistemas de monitoramento da poluição do ar, (iii) acesso público aos dados, (iv) modelagem matemática, (v) adoção de padrões de qualidade do ar mais restritivos que sejam juridicamente vinculativos e globalmente harmonizados, (vi) sistemas de gestão em funcionamento, e (vii) decisões políticas para definição de prioridades de ações de avaliação do risco da poluição do ar à saúde humana (ANDREÃO *et al.*, 2020a; OPAS, 2021). Galvão, Feroni e Orlando (2021) esclarecem como essas ferramentas e ações possuem prós e contras quando aplicadas individualmente, não sendo capazes de descrever, cada uma por si só, uma representação ideal e completa da realidade, sendo portanto, complementares entre si, como: inventários de emissão, que ao mesmo tempo que apoiam a implementação de programas de controle relacionados a limites de emissão, não refletem a variabilidade das emissões ao longo do tempo; rede de monitoramento que informam o impacto e as tendências dos níveis de poluição do ar de fontes significativas, mas que sozinha não possibilita a conexão entre os poluentes a suas fontes; modelos de dispersão, que fornecem uma estimativa de poluentes no ar em diferentes escalas e períodos de tempo, mas não possibilitam uma variabilidade precisa de poluentes na atmosfera, enquanto que os modelos receptores surgem como uma importante ferramenta para conectar dados de poluentes do ar de um local receptor com sua origem.

Para garantia da qualidade do ar, portanto, é essencial que a gestão da qualidade do ar, a nível nacional e local, ocorra de forma eficiente e para isso,

existem uma série de diretrizes, instrumentos e ferramentas que podem ser utilizadas para auxílio e subsídio no controle da poluição atmosférica.

3.3.1 Instrumentos e ferramentas gerais

A qualidade do ar é determinada por um conjunto de fatores, diretos e indiretos, como emissões de poluentes atmosféricos, localização e características geográficas e topográficas da região, características físico-químicas do material emitido, características meteorológicas e climáticas, em micro e macroescala, que influenciam nas suas dispersões, diluições ou elevação da concentração e reações químicas entre poluentes e componentes ou compostos presentes no ar atmosférico.

Vista suas múltiplas causas e consequências, o controle à poluição atmosférica necessita de um tratamento sistêmico que considere tanto as circunstâncias específicas locais determinantes para ocorrência desses eventos, assim como a determinação e incorporação de ações de mitigação/controle (IEMA-SP, 2014a). Neste sentido, faz-se necessária a utilização de instrumentos e ferramentas de políticas públicas que tenham como problema de interesse a poluição do ar.

Wu *et al.* (2014) esclarecem que “*ferramentas de políticas públicas*, também conhecidas como *instrumentos de políticas* ou *instrumentos de governo*, são os meios ou dispositivos que os governos de fato usam para implementar políticas”. Com o foco voltado para o gerenciamento e gestão da qualidade do ar, tem-se atualmente como principal instrumento de segurança da saúde humana e do ambiente, as redes de monitoramento da qualidade do ar, capazes de medir a situação da qualidade do ar local e através de seus dados históricos avaliar evolução e tendências. Dessa forma, com o fornecimento de informações reais de conhecimento da situação espaço-temporal de um território, o monitoramento é o instrumento de gestão base para aplicação dos demais instrumentos e ferramentas, uma vez que é através deste acompanhamento que é possível verificar atendimento a padrões, avaliar exposição e impactos na saúde e no meio ambiente. Além disso, permite identificar episódios de poluição e constatar e acompanhar sua gravidade, além de permitir uma atuação imediata e eficaz e

de acompanhar e verificar efetividade de implementação de ações de controle e de políticas públicas.

De acordo com o Guia Técnico para o monitoramento e avaliação da qualidade do ar (MMA, 2019), são dois os objetivos básicos de uma rede de monitoramento: (i) Verificar o grau de exposição da população aos poluentes atmosféricos, considerando critérios de saúde pública; e (ii) Acompanhar tendências de médio e longo prazo para verificar a eficácia dos programas de controle, avaliando a necessidade de aprimoramentos. As redes de monitoramento podem incorporar outros objetivos e estratégias além de seus principais e mais usuais, a depender das necessidades específicas de cada região, visando aprimorar o conhecimento da situação local como por exemplo o levantamento de dados e informações sobre os fatores que influenciam na qualidade do ar, assim como os impactos da concentração de poluentes em populações vulneráveis, os efeitos na fauna, na vegetação, nos cultivos e nos materiais, entre outras variáveis relevantes.

Neste sentido, é importante destacar a necessidade de dados que sejam representativos espacialmente e temporalmente para o objetivo que se deseja, a fim de oferecer uma garantia e confiança na interpretação de seus dados (MMA, 2019).

Para comparação e caracterização da qualidade do ar, de forma a estabelecer limites de concentrações de poluentes atmosféricos, existem os padrões de qualidade do ar e de emissões atmosféricas correspondendo a duas das principais ferramentas de gestão da qualidade do ar. Segundo a OMS (2006), os padrões podem variar de acordo com a abordagem adotada para balancear riscos à saúde, viabilidade técnica, realidades econômicas, dentre outros fatores políticos e sociais, sendo dependente do nível de desenvolvimento e da capacidade nacional de gerenciar a qualidade do ar.

A avaliação sistemática da qualidade do ar, como exposto pelo IEMA-SP (2014) inclui ainda a necessidade de monitoramento não só da qualidade do ar, mas também de emissões atmosféricas e de parâmetros meteorológicos. No entanto, por razões econômicas ou administrativas o número de pontos de

monitoramento pode ser limitado e a disposição espacial da rede, pouco representativa a depender do seu objetivo (MOREIRA; TIRABASSI; MORAES, 2008).

Neste sentido, existem modelos de simulação matemática que buscam prever impactos de fontes emissoras na qualidade do ar, para situação real ou considerando diferentes cenários, que engloba duas importantes ferramentas da gestão da qualidade do ar: os inventários de emissões e a modelagem matemática de simulação de poluentes.

Os inventários de fontes atmosféricas, além de proporcionar a execução de modelos de simulação, permitem apontar as taxas de contribuições de emissões por fontes e por grupo de fonte emissora em determinada região de interesse, além de verificar o impacto na qualidade do ar da implantação de ações de controle adotadas em cada fonte emissora. As taxas de emissão podem ser obtidas por monitoramentos diretos de fontes emissoras, como é o caso principalmente para emissões pontuais de chaminés, através de monitoramento isocinético, ou podem ser aplicadas metodologias de estimativa de emissão. Assim como apontado pela CETESB (2014), os inventários de emissões de poluentes são instrumentos para a avaliação e o aperfeiçoamento das políticas públicas que objetivam a melhoria das condições ambientais das cidades, sendo que seus resultados permitem diagnosticar quais poluentes e categorias emissoras estão comprometendo a qualidade do ar e atuando como maiores contribuintes (CETESB, 2014). As quatro principais metodologias de estimativa de emissão de poluentes utilizadas são da OMS, Banco Mundial, Comissão Europeia - CORINAIR e EPA - AP 42 (SANTOS, J., 2021). A vantagem da sua utilização para aplicação no Brasil é o fato de permitir relacionar poluição à quantidade de produto e matéria-prima, fornecendo, provavelmente, resultados mais próximos da emissão efetiva, enquanto que as desvantagens estão associadas ao fato de que os fatores de emissão foram criados com base em informações da indústria americana, europeia ou de outros países (SANTOS, J., 2021).

Frente ao exposto, Estudos de Dispersão Atmosférica (EDAs) surgem como um instrumento útil e importante no conhecimento de impacto e na previsão das concentrações de poluentes atmosféricas para diferentes cenários, passando desde a etapa de inventários de emissões até as simulações de suas dispersões no ar. Eles podem corresponder a um instrumento de alta relevância para processos de licenciamento ambiental, avaliando o impacto na qualidade do ar com a implantação de determinado empreendimento para uma região específica, ou avaliando cenários para definição de estratégias de controle de emissão. De maneira ideal, o conhecimento da qualidade do ar regional, com caracterizações da qualidade do ar, deveria influenciar na decisão de ceder ou não licenças industriais, a depender do grau de saturação da região, de forma que as concentrações permaneçam abaixo das recomendações da OMS, antes e após a instalação do empreendimento licenciado. No entanto, essa situação não é levada em consideração atualmente para liberação de licenças.

Na utilização de modelos de dispersão é imprescindível o conhecimento de processos de transporte e difusão dos poluentes na atmosfera local, que são realizados por pré-processadores meteorológicos, úteis na descrição de fenômenos locais como circulações de vale-montanha (MOREIRA; TIRABASSI; MORAES, 2008), que influenciam no estado de Minas Gerais, com seu relevo bastante acidentado – predominância de elevações com relevos de “mares e morros ou ondulados”. Moreira, Tirabassi e Moraes (2008) aborda essa influência da meteorologia na qualidade do ar, bem como traz detalhes do funcionamento de pré-processadores meteorológicos, que buscam traduzir da melhor forma possível, a dinâmica atmosférica. Uma vez que o EDA auxilia na compreensão das emissões por grupos contribuintes de emissão de poluentes atmosféricos, podendo direcionar ações de controle às principais fontes emissoras de forma mais eficaz, os modelos matemáticos de simulação de dispersão presentes nos EDAs são capazes de conectar planos de melhoria da qualidade do ar com políticas de controle de emissão.

Os planos de melhoria da qualidade do ar ou planos de controle de emissões atmosféricas, representam portanto, mais um instrumento de gestão, capaz de propor ações de reduções de concentrações de poluentes atmosféricos que

podem estar relacionadas tanto ao que é emitido para a atmosfera quanto às concentrações presentes no ar atmosférico. No entanto, as ações práticas de adoção, predominantemente, devem dizer respeito à reduções das taxas de emissões em si, porém, levando em consideração a tendência temporal e espacial dos fatores influentes na qualidade do ar da região para a qual o plano está sendo criado. As ações de controle compreendem principalmente fontes emissoras de compostos primários (SOUSA; LIMA, 2008) que estão predominantemente voltadas para: (i) emissões industriais de fontes pontuais e difusas, relacionadas a sistemas de despoeiramento, mudanças construtivas de melhoria, ou aplicação de produtos para controle de poluição difusa etc; (ii) para emissões por escapamento veicular, que podem estar relacionadas a alterações tecnológicas veiculares e de combustíveis, ou em políticas de transporte urbano que diminua tráfego veicular e favoreça e incentive circulação de veículos coletivos, alternativos e ativos; (iii) por queimadas, com ações de precaução/controle de focos de incêndio e de educação ambiental etc. Dentre as medidas e instrumentos de política pública cujo uso auxilia nessa avaliação de impacto, se destacam: licenciamento ambiental, programas de substituição de combustíveis, tecnologias veiculares menos poluentes, rodízio de veículos, priorização do transporte coletivo urbano, implantação de ciclovias, mudanças no desenho urbano e ordenamento territorial (IEMA-SP, 2022d).

Frente a todo o exposto, para uma gestão local realmente eficaz é essencial o fomento à pesquisas e estudos com a temática de qualidade do ar, a fim de compreender a situação real e histórica da qualidade do ar e os principais mecanismos e ações para alcançar concentrações abaixo dos padrões de qualidade do ar, além de estudar e rever os próprios padrões nacionais, para assim definir as melhores estratégias de controle que sejam realmente eficazes para garantia de níveis seguros de concentrações de poluente na atmosfera.

Além disso, quando se trata de políticas públicas de controle de emissões atmosféricas é importante também compreender a relação da qualidade do ar com a mudança climática, uma vez que as ações de controle adotadas para cada uma das áreas apresentam consequências mútuas e muitas vezes, atuam sobre um mesmo setor de fontes emissoras. O Painel Intergovernamental sobre as

Mudanças Climáticas - IPCC tem reforçado os desafios frente aos aerossóis (material particulado) e ozônio, sendo dois grandes exemplos da confluência dos desafios entre poluição atmosférica e mudança climática (PNUMA, 2019; IPCC, 2018).

Especificamente quanto ao controle da poluição atmosférica, com a finalidade de assessorar governos e sociedade civil a reduzirem a poluição do ar e a refletirem sobre seus efeitos adversos na saúde humana, a OMS publica periodicamente Diretrizes Globais de Qualidade do ar, como discutido a seguir.

3.3.2 Diretrizes globais de qualidade do ar

Desde 1987, a Organização Mundial de Saúde - OMS vem publicando periodicamente diretrizes de qualidade do ar com a finalidade de assessorar governos e sociedade civil a reduzirem a poluição atmosférica e a refletirem sobre seus efeitos adversos na saúde humana. Em 2006, a OMS apresentou diretrizes e valores-guia baseados na proteção à saúde para os principais poluentes atmosféricos, tendo sua publicação levado ao primeiro marco referencial universal sobre o tema, estimulando a intensificação de esforços para controle e estudo das exposições nocivas à poluição atmosférica (OPAS, 2021). Assim como exemplificado pela OPAS em 2021, as diretrizes globais tem como objetivo geral, portanto, oferecer recomendações quantitativas para o gerenciamento da qualidade do ar expressas como concentrações a longo ou curto prazo para os principais poluentes do ar, em relação ao impacto da sua exposição para a saúde humana (OPAS, 2021). Apesar de não serem normas juridicamente vinculativas, elas fornecem uma ferramenta baseada em evidências que podem (e devem) subsidiar legislações e políticas locais. Ao longo dos anos, com avanços na medição de poluentes atmosféricos na atmosfera e na avaliação da exposição, vários estudos evidenciaram quanto a adversidade e diversidade de seus efeitos e impactos na saúde humana e para o meio ambiente. Dessa forma, em 2021, a OMS publicou uma revisão dos valores-guia com atualização para os poluentes. A OMS (2021) aponta ainda que os padrões nacionais devem ser definidos de país para país e devem levar em consideração a especificidade e particularidades de cada local. Por isso, sugere-se a adoção de metas intermediárias a fim de que haja progresso gradual

na melhoria da qualidade do ar com o objetivo final de alcançar os níveis recomendados. Para isso, são necessárias ferramentas institucionais e técnicas essenciais, apoiadas pela capacitação de recursos humanos (OPAS, 2021). Além disso, o documento cita que o envolvimento do setor da saúde é de grande importância para conhecer e conscientizar quanto aos impactos da poluição do ar na saúde humana e na economia, bem como garantir que a proteção da saúde tenha um papel importante nas discussões de políticas.

As diretrizes da OMS não são critérios necessariamente previstos em leis ambientais, mas muitos países se baseiam nelas para determinação de seus padrões de qualidade do ar, mas cada governo aplica as diretrizes de maneiras diversas, a depender das suas capacidades técnicas, condição econômica, políticas de gestão da qualidade do ar e outros fatores políticos e sociais (OPAS, 2021). Diante desse cenário, em sua nova publicação, a OMS estabelece também metas intermediárias (MI), que se tratam de valores provisórios baseados para atingir as diretrizes de qualidade do ar. Os valores-guia das Diretrizes Globais de Qualidade do ar da OMS (DQA) e as suas metas intermediárias (MI-1, M-2, MI-3) seguem apresentados na **Tabela 1**.

A OMS (2021) traz como algumas diretrizes que os governos locais podem tomar para melhoria da qualidade do ar: (i) adotar ou revisar e implementar padrões nacionais de qualidade do ar de acordo com as últimas diretrizes da OMS; (ii) monitorar a qualidade do ar e identificar fontes de poluição; (iii) apoiar a transição para o uso exclusivo de energia doméstica limpa para cozinhar, aquecer e iluminar; (iv) construir sistemas de transporte público seguros e acessíveis e redes amigáveis para pedestres e ciclistas; (v) implementar padrões mais rígidos de emissões e eficiência dos veículos, bem como impor inspeção e manutenção obrigatórias para veículos; (vi) investir em habitação com eficiência energética e geração de energia; (vii) melhorar a gestão de resíduos industriais e municipais; (viii) reduzir a incineração de resíduos agrícolas, incêndios florestais e certas atividades agroflorestais (por exemplo, produção de carvão); (ix) incluir a temática de poluição do ar nos currículos dos profissionais de saúde e fornecer ferramentas para o envolvimento do setor da saúde; e (x) países de renda mais

alta têm menor poluição por partículas, mas a maioria das cidades tem problemas com dióxido de nitrogênio.

Tabela 1 - Diretrizes Globais de Qualidade do ar da OMS (DQA) e as suas metas intermediárias (MI-1, M-2, MI-3).

Poluente	Período de referência	Organização Mundial de Saúde (OMS)				
		Meta Intermediária				DQA
		MI-1	MI-2	MI-3	MI-4	
$MP_{2,5}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Anual	35	25	15	10	5
	24 horas ^a	75	50	37,5	25	15
MP_{10} $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Anual	70	50	30	20	15
	24 horas ^a	150	100	75	50	45
O_3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Alta temporada ^b	100	70	-	-	60
	8 horas ^c	160	120	-	-	100
NO_2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Anual	40	30	20	-	10
	24 horas ^a	120	50	-	-	25
	1 hora ^d	-	-	-	-	200
SO_2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	24 horas ^a	125	50	-	-	40
	10 minutos ^d	-	-	-	-	500
	24 horas ²	7	-	-	-	4
CO mg/m^3	8 horas ^d	-	-	-	-	10
	1 hora ^d	-	-	-	-	35
	15 minutos ^d	-	-	-	-	100

^a 99º percentil (ou seja, 3-4 dias excedendo a meta por ano).

^b Média aritmética da concentração média diária máxima de O_3 em 8 horas nos 6 meses consecutivos com a maior concentração média de O_3 (média móvel de 6 meses).

^c 99º percentil da máxima média móvel obtida no dia (ou seja, 3-4 dias excedendo a meta por ano).

^d Valores-guia que não foram reavaliados e permanecem válidos.

Fonte: OMS (2006) e OMS (2021).

3.4 Gestão da qualidade do ar no contexto brasileiro e mineiro

A OMS define a saúde como “um estado de completo bem-estar físico, mental e social e não apenas a ausência de doença ou enfermidade” (OMS, 2022c, tradução livre³). Assim, o incômodo causado pelas partículas sedimentáveis deve ser considerado um problema de saúde humana em função da poluição do ar. Para Nordin e Lidén (2006), ele se torna um problema para a comunidade mesmo que apenas uma pequena proporção da população se sinta incomodada em ocasiões pouco frequentes. Tal desconforto é dependente de vários parâmetros, incluindo características das partículas (cor e quantidade

³ Trecho original: “[Health is] a state of complete physical, mental and social well-being and not merely the absence of disease or infirmity”.

depositada), proximidade da fonte e percepção individual, que por sua vez podem estar relacionadas às condições de saúde e níveis socioeconômicos e culturais (Machado *et al.*, 2018). Dessa forma, apesar de não ser um poluente considerado nas discussões da qualidade do ar a nível nacional, o grupo de Partículas Sedimentáveis torna-se importante enquanto poluente atmosférico em Minas Gerais, e a sua inclusão nas discussões de controle da poluição atmosférica no Estado de Minas Gerais é essencial.

No Brasil, a “gestão da qualidade do ar” nasceu a partir da Política Nacional do Meio Ambiente - PNMA (Lei 6.938 de 1981) e das Resoluções CONAMA nº 05/1989 e nº 03/1990 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, que constituem o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar - PRONAR, cuja estratégia básica foi limitar, nacionalmente, emissões por tipologia de fontes e poluentes prioritários, reservando o uso dos padrões de qualidade do ar como ação complementar de controle (IEMA-SP, 2014a). A primeira tratou do monitoramento da qualidade do ar tendo sua responsabilidade atribuída aos estados pela segunda. No entanto, não exclui a responsabilidade da União e dos municípios, quanto à gestão da qualidade ambiental definida no artigo 23 da Constituição Federal, que “disciplina a competência administrativa comum” (IEMA-SP, 2014a).

O PRONAR é um instrumento que tem como objetivo permitir o desenvolvimento econômico e social do país de forma ambientalmente segura, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica, com vistas a: (i) uma melhoria na qualidade do ar; (ii) o atendimento aos padrões estabelecidos; e (iii) o não comprometimento da qualidade do ar em áreas consideradas não degradadas.

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA é o órgão responsável pela regulamentação de padrões de qualidade do ar e de emissões atmosféricas à nível nacional. Entretanto, a responsabilidade da gestão da qualidade do ar recai sobre os órgãos estaduais de meio ambiente, que enfrentam dificuldades institucionais, técnicas e orçamentárias (IEMA-SP, 2022b). Em Minas Gerais, a gestão da qualidade do ar do Estado é realizada

pela Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM, que é uma entidade vinculada à Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD, “possuindo personalidade jurídica de direito público e autonomia administrativa e financeira” (FEAM, 2022d). A FEAM é integrante do Sistema Nacional do Meio Ambiente – SISNAMA, também instituído pela lei federal da PNMA (lei 6.938 de 1981).

De acordo com o Decreto nº 47.760 de 2019, a FEAM tem como competência o desenvolvimento e a implementações de políticas públicas relativas à mudança do clima, às energias renováveis, à qualidade do ar, à qualidade do solo e à gestão de efluentes líquidos e de resíduos sólidos, visando a preservação e à melhoria da qualidade ambiental no estado de Minas Gerais (FEAM, 2022d), sendo a Gerência de Monitoramento da Qualidade do Ar e Emissões Atmosféricas (GESAR) aquela responsável pelo gerenciamento da rede, dentre demais demandas relacionadas à poluição atmosférica.

Quando se fala de gestão da qualidade do ar, é importante considerar as particularidades e especificidades de cada região, assim como apontado pela OMS (2006), que reconhece que, quando há formulação de políticas de qualidade do ar, os próprios governos precisam considerar as características locais. Nesse sentido, para melhor compreensão do funcionamento da gestão da qualidade do ar no contexto do estado de Minas Gerais, além do Brasil, é importante compreender algumas particularidades do território mineiro. Portanto, quando se fala em poluição atmosférica em Minas Gerais, o grupo de Partículas Sedimentáveis torna-se um parâmetro importante na gestão da qualidade do ar, uma vez observadas a frequência de episódios de poluição atmosférica em decorrência de “nuvens de poeira” e deposição de partículas provenientes principalmente de indústrias em vários municípios do estado mineiro, como àqueles fortemente influenciados pelos ramos de mineração e de siderurgia.

3.4.1 Padrões de qualidade do ar

No Brasil, os padrões de qualidade do ar foram fixados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, por intermédio da Resolução CONAMA nº 491/2018, que revogou a Resolução CONAMA nº 03/1990. A Resolução

CONAMA nº 03/1990 foi a legislação brasileira vigente até o ano de 2018, com valores de padrões que encontravam-se defasados, representando uma realidade que não correspondia à necessidade da atualidade após seus quase vinte anos de criação. A nova resolução propôs padrões de qualidade do ar que hão de ser adotados sequencialmente, em quatro etapas. A primeira, como Padrões de Qualidade do Ar Intermediários (PI-1), que entrou em vigor a partir da data da publicação da Resolução, novembro de 2018. Os padrões seguintes, que são os Padrões de Qualidade do Ar Intermediários e Final, serão adotados de forma subsequente, sem prazo estabelecido, e irão levar em consideração os Planos de Controle de Emissões Atmosféricas e os Relatórios de Avaliação da Qualidade do ar de órgãos estaduais e distrital de meio ambiente. Enquanto não for anunciada a migração para padrões subsequentes, o padrão já adotado permanece como padrão vigente. Destaca-se que o Padrão Final (PF) estabelecido pela Resolução CONAMA nº 491/2018 corresponde aos valores recomendados pela OMS em 2006. Entretanto, essa Resolução não estabelece um cronograma definido para a evolução das metas intermediárias, gerando uma indefinição em relação a quando os padrões finais, em acordo com as diretrizes da OMS (2006), passem a entrar em vigor.

O Supremo Tribunal Federal - STF, em maio de 2022, determinou que o CONAMA edite a Resolução nº 491, de 2018, em um prazo de 24 meses e que a nova diretriz deve considerar aquelas estabelecidas pela Organização Mundial da Saúde (OMS) em 2021, “à luz da realidade nacional, das peculiaridades locais, dos primados da livre iniciativa, do desenvolvimento social e da redução da pobreza” (STF, 2022). Caso a resolução nacional não seja revisada, ficou determinado que as diretrizes da OMS vão prevalecer (STF, 2022).

À nível de estado, Minas Gerais possui sua própria legislação de qualidade do ar, a DN COPAM nº 01/1981, que todavia, encontra-se bastante defasada. Seus padrões atualmente são menos restritivos do que os vigentes a nível nacional e por este motivo, utiliza-se para o estado aqueles da Resolução CONAMA nº 491/2018. A legislação estadual, no entanto, possui um padrão ainda vigente e utilizado que é o de Partículas Sedimentáveis - PS, uma vez que a legislação federal não estipula padrão para este poluente, que é extremamente necessário

para gestão da qualidade do ar no estado mineiro, considerando suas particularidades, como já discutido no tópico anterior. Essa necessidade de padrão de PS no estado impossibilita a revogação da DN e por isto, ela passa atualmente, por processo de revisão que foi iniciado em 2021.

3.4.2 Limites de emissões atmosféricas

Em relação às emissões atmosféricas, como principal instrumento de controle ambiental tem-se os limites de emissão de poluentes atmosféricos. À nível nacional, foi publicada em 2006 a Resolução CONAMA nº 382/2006, com o objetivo de estabelecer os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para cada categoria de fontes fixas. Em 2011, no entanto, foi publicada uma nova resolução com limites máximos de emissão, a CONAMA nº 436/2011, sendo que, a partir de então, esta passou a ser utilizada para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 02 de janeiro de 2007 e a legislação de 2006 utilizada para àquelas com licença posterior a essa data. Ainda, foram criadas ao longo dos anos algumas legislações para tipologias industriais específicas, como: Resolução CONAMA nº 316/2002, que dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos; e a Resolução CONAMA nº 499/2020 (Revoga a CONAMA nº 264/1999), que dispõe sobre o licenciamento da atividade de coprocessamento de resíduos em fornos rotativos de produção de clínquer.

A Resolução CONAMA nº 382/2006, em seu art. 2º, inciso I, postula que a aplicação dos limites de emissões “deve ser associada a critérios de capacidade de suporte do meio ambiente, ou seja, ao grau de saturação da região onde se encontra o empreendimento”. No entanto, sabe-se que na prática a capacidade de suporte do meio ambiente não é levada em consideração na avaliação das emissões de poluentes pelas fontes fixas, sendo que tais critérios nunca foram criados.

Uma vez que os estados possuem níveis diferenciados de industrialização e de poluição do ar, os órgãos ambientais estaduais e locais podem estabelecer, quando for o caso, limites de emissão mais restritivos, dado que as legislações

estaduais tem como obrigação levar em consideração as características específicas de sua região.

Em relação às emissões atmosféricas do estado de Minas Gerais, tem-se como principal instrumento de controle a DN COPAM nº 187/2013, que estabelece condições e limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. Tem-se ainda, a DN COPAM nº 227/2018, que traz procedimentos para redução das emissões atmosféricas dos fornos de produção de carvão vegetal de floresta plantada e para avaliação da qualidade do ar no seu entorno.

Com o objetivo de diagnóstico e caracterização de fontes de emissão, os empreendimentos selecionados conforme critérios da DN COPAM nº 74/2004 e, que receberam ofício circular, devem preencher o formulário “Projeto de Emissões Atmosféricas” e enviá-lo à FEAM (FEAM, 2022b). No entanto, esta DN foi revogada em 08/12/2017 e não há publicação desse “Diagnóstico das Emissões Atmosféricas em Minas Gerais”, tampouco um banco de dados público para divulgação destes dados.

3.4.3 Monitoramento ambiental

Os modelos de gestão das redes de monitoramento da qualidade do ar no Brasil incluem as quatro formas elencadas a seguir, que podem ainda ser combinadas (IEMA-SP, 2022d): (i) Rede e operação próprias do órgão ambiental; (ii) Rede própria do órgão ambiental e operação terceirizada; (iii) Rede e operação terceirizadas; e (iv) Rede e operação pelas empresas poluidoras.

A verificação da qualidade dos dados de monitoramento é de responsabilidade dos órgãos ambientais estaduais, independente de quem seja a responsabilidade da operação e da manutenção da rede (IEMA-SP, 2022d). Segundo o mesmo documento, as fontes de recursos e estratégias dos estados para sustentar e expandir suas redes de monitoramento da qualidade do ar são: (i) o licenciamento ambiental como alternativa mais comum e crescente entre os órgãos ambientais públicos; (ii) os termos de ajustamento de conduta (TAC); (iii) os convênios; (iv) as receitas de programas de inspeção e manutenção veicular

ambiental (IM); (v) os fundos públicos, (vi) o fomento de agências financeiras multi e bilaterais; e (vii) a Isenção de impostos e economia de escala.

No Brasil, o estado de São Paulo se tornou referência no país em relação à gestão da qualidade do ar, mantendo redes de monitoramento desde 1970 (IEMA-SP, 2022c), cujos dados são processados e disponibilizados em tempo real na internet. O estado paulista utiliza-se do modelo de gestão de “Rede e operação próprias do órgão ambiental”, posto que através do licenciamento ambiental, o estado exige a doação de equipamentos de monitoramento à CETESB, que define exigências técnicas e localização de estações a partir de seu próprio planejamento da rede (IEMA-SP, 2022d). Outras estratégias que o governo estadual de São Paulo adota ou já adotou ao longo da sua história, segundo o IEMA-SP (2022d) são: (i) convênios, que mantém com Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - IPEN, a Universidade de São Paulo - USP e a Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP; (ii) fundos públicos, como recursos do Fundo Estadual de Prevenção e Controle de Poluição - FECOP, gerido pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente; (iii) agências financeiras multilaterais e bilaterais, com acordos de cooperação; (iv) isenção de impostos e economia de escala no caso de aquisições diretas, através de processos de isenção que foram requisitados junto ao CNPq, uma vez que a CETESB é uma instituição que tem o objetivo de pesquisa; e (v) aquisição em uma única compra de grandes quantidades de equipamentos e de peças de reposição, além da manutenção da continuidade de fornecedores e treinamento da equipe de operação e manutenção da rede de monitoramento.

Com a apresentação da disposição quantitativa e espacial da rede nacional de monitoramento da qualidade do ar através do relatório do IEMA-SP (IEMA-SP, 2022d), é possível verificar o total de 286 estações de monitoramento no país, incluindo estações automáticas e manuais. No entanto, a rede está concentrada em 11 de seus 26 estados e Distrito Federal, sendo que nenhuma delas está localizada na região norte do Brasil, mesmo sendo essa região a que apresenta o maior impacto ambiental em relação às emissões causadas por incêndios florestais. Além disso, apenas 5,5% das estações estão localizadas na região nordeste, que contempla apenas 3 de seus 9 estados (33% dos estados da

região nordeste). A região sudeste abriga aproximadamente 84% da rede nacional, enquanto que a sul e a centro-oeste, aproximadamente 7,5 e 3%, respectivamente, ambas com rede contemplando dois de seus três estados, representando 67% dos estados da região sul e centro-oeste. A região sudeste possui rede em todos os estados, além de corresponderem aos estados com maiores números de estações de monitoramento da qualidade do ar, nesta ordem decrescente: Rio de Janeiro, São Paulo, Minas Gerais e Espírito Santo (IEMA-SP, 2022d). No entanto, considerando apenas a rede automática, o estado de São Paulo abriga a maior rede enquanto Rio de Janeiro a segunda maior, com 64 e 58, respectivamente (CETESB, 2021; INEA, 2022). No entanto, cabe ainda ressaltar que no estado de Minas Gerais, o número informado no relatório do IEMA-SP (2022d) faz referência apenas à rede automática, enquanto que para outras regiões engloba tanto monitoramento automático quanto manual, o que significa que o número apresentado está, no mínimo, subestimado, para a região sudeste, que ainda assim lidera o ranking de regiões com maior número de estações nacionais.

Com o exposto, constata-se que a rede nacional de monitoramento da qualidade do ar não é representativa de todo o território nacional, além de que nem todos os estados que possuem estações de monitoramento conseguem garantir qualidade dos dados monitorados, nem informações para todos os poluentes legislados nacionalmente. Segundo o IEMA-SP (2022d), dentre as principais causas estão: (i) falta de iniciativa política e de clareza de propósito no uso dos dados de qualidade do ar; (ii) recursos humanos escassos nos órgãos ambientais; (iii) ausência de fontes perenes de financiamento; (iv) falta de planejamento estratégico da rede de monitoramento; (v) falta da padronização dos dados; e (vi) dificuldade na publicação de dados e elaboração de relatórios.

Em relação ao monitoramento de emissões atmosféricas, não há no Brasil um sistema de monitoramento nacional de emissões, o que seria importante para acompanhar a evolução das emissões atmosféricas, de forma a observar a efetividade de programas de controle voltados para determinados setores específicos, além de permitir a validação de metodologias de estimativas de emissões atmosféricas.

O relatório do IEMA-SP (2022d) conseguiu apresentar um panorama das insuficiências do monitoramento da qualidade do ar no Brasil, elencando as dificuldades enfrentadas e sugerindo algumas recomendações para políticas públicas com o objetivo de expansão das redes de monitoramento de forma nacional.

Em relação ao monitoramento da qualidade do ar em Minas Gerais, o estado utiliza o modelo de gestão do monitoramento “Rede e operação pelas empresas poluidoras” (IEMA-SP, 2022d), no qual as empresas que exercem atividades potencialmente poluidoras ficam responsáveis pela instalação e operação das estações de monitoramento, a partir de condicionantes de licenciamento ambiental ou termos de ajuste de conduta. Cabe à agência ambiental a realização de auditorias nas instalações, validação e publicação dos dados (IEMA-SP, 2022d).

A rede automática de monitoramento da qualidade do ar no estado mineiro é composta, atualmente, por 53 estações (IEMA-SP, 2022d) automáticas, com dados históricos de monitoramento da qualidade do ar disponibilizados apenas desde 2009 (FEAM, 2022a). No entanto, assim como apontado no relatório do Plano de Controle por Poluição Veicular de 2001 (PCPV/MG, 2001), o histórico do monitoramento da qualidade do ar na RMBH iniciou-se em 1977, conforme demonstrado na **Figura 1**, e apesar das várias interrupções, perdurou até 1992. Neste período inicial, foram utilizados equipamentos manuais de medição, projetados e construídos no próprio Estado (PCPV/MG, 2001), tendo o monitoramento automático em si iniciado em 1995.

Atualmente, o monitoramento da qualidade do ar na Região Metropolitana de Belo Horizonte - RMBH é realizado por uma Rede Automática de Monitoramento gerida pela Fundação Estadual de Meio Ambiente - FEAM, através da Gerência de Monitoramento da Qualidade do Ar e Emissões Atmosféricas - GESAR/FEAM.

Em 2014, o número de estações em operação em Minas Gerais, alcançavam um total de 9 estações automáticas (IEMA-SP, 2014a). Atualmente, o estado abarca mais de 50 estações automáticas, sem considerar as estações manuais, o que

destaca que o estado mineiro tem demonstrado esforços na expansão da sua rede de qualidade do ar, no entanto, é necessário investir também na qualidade da operação e na representatividade dessas estações, além da divulgação de seus dados.

Figura 1 - Histórico da rede de monitoramento da qualidade do ar em Minas Gerais.

1977 a 1984	Foram ativados vários pontos de amostragem para avaliação das concentrações de Partículas Sedimentáveis através do “Método do Jarro de Sedimentação”, que foi suspenso a partir de 1984.
1984 a 1988	Implantação de uma rede de amostragem de PTS por amostradores de Grandes Volumes de Ar (Hi-Vol) – e taxa de Sulfatação Total (ST) – empregando o método da vela de peróxido de chumbo. A rede foi operada no período de 1984 a 1988 e, no auge de seu funcionamento, atingiu um total de 12 estações para o monitoramento de PTS e 34 para ST.
1988 a 1990	O monitoramento foi suspenso.
1991 a 1992	Monitoramento foi retomado em 1991 até 1992 quando a FEAM, utilizando os antigos equipamentos (Hi-Vol) acima mencionados, mediu concentrações de PTS em seis pontos selecionados da RMBH.
1992 a 1995	Consolidou-se a necessidade de investimentos em equipamentos tecnologicamente mais avançados para monitorar, em tempo real e contemplando um maior conjunto de poluentes, as condições de qualidade do ar da região conurbada de Belo Horizonte, Contagem e Betim, de elevado adensamento populacional que agregava o maior pólo industrial e a maior frota de veículos de Minas Gerais.
A partir de 1995	Até 1995 foram feitas tentativas de financiamento público sem sucesso, quando o "Plano de Controle Ambiental da Refinaria Gabriel Passos – REGAP" da PETROBRAS foi aprovado com a previsão de implantação de uma rede de monitoramento automático da qualidade do ar na RMBH, iniciada em abril de 1995. A rede era composta de três estações (BH, CONTAGEM, BETIM) automáticas de monitoramento de MP10 e SO ₂ , além dos seguintes parâmetros meteorológicos: velocidade e direção do vento, temperatura e UR.
2022	Atualmente, o Estado possui 53 estações automáticas no total.

Fonte: PCPV/MG (2001) e IEMA-SP (2022d).

Como já citado, as empresas poluidoras são as responsáveis pela instalação e operação das estações no estado de Minas Gerais, a partir de solicitação em condicionantes de licenciamento ambiental ou termos de ajustamento de conduta, o que faz com que a determinação da rede, em quantidade, localização e poluentes analisados estejam, frequentemente relacionadas à seus impactos. Isto sugere uma tendência de rede de monitoramento com representatividade espacial de micro-escala com forte influência das fontes industriais de cada região. Além disso, as 53 estações estão concentradas em 14 dos seus 853

municípios, de forma que a rede do estado também não seja representativa para todo o território mineiro.

3.4.4 Inventários de emissão atmosférica

Em relação aos inventários nacionais já realizados no Brasil, em 2011 foi publicado pelo Ministério do Meio Ambiente – MMA o 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários, que apresentou as emissões de 1980 a 2009 e as projeções até 2020 dos poluentes regulamentados pelos programas PROCONVE e PROMOT. O Inventário incluiu as contribuições em emissão das categorias de frotas de automóveis, veículos comerciais leves, ônibus, caminhões e motocicletas e apontou como as diferentes fases dos programas responsáveis desde 1986 pela introdução de combustíveis de melhor qualidade e tecnologias automotivas mais avançadas influenciaram, e ainda poderiam influenciar, as emissões (MMA, 2011).

Em 2014, houve a publicação da segunda versão do Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários (Inventário 2013), que teve como base as emissões atmosféricas do ano de 2012, apresentando o total de poluentes emitidos no Brasil pelo transporte rodoviário, incluindo carros, ônibus, caminhões e motocicletas. Sua publicação deu continuidade à estratégia de atualizar periodicamente esse instrumento, trazendo dados oficiais sobre as emissões de 1980 a 2012 dos poluentes regulamentados pelo PROCONVE (MMA, 2014). De forma adicional, em relação ao inventário anterior, foram inventariadas as emissões de material particulado por desgaste de pneus, freios e pista.

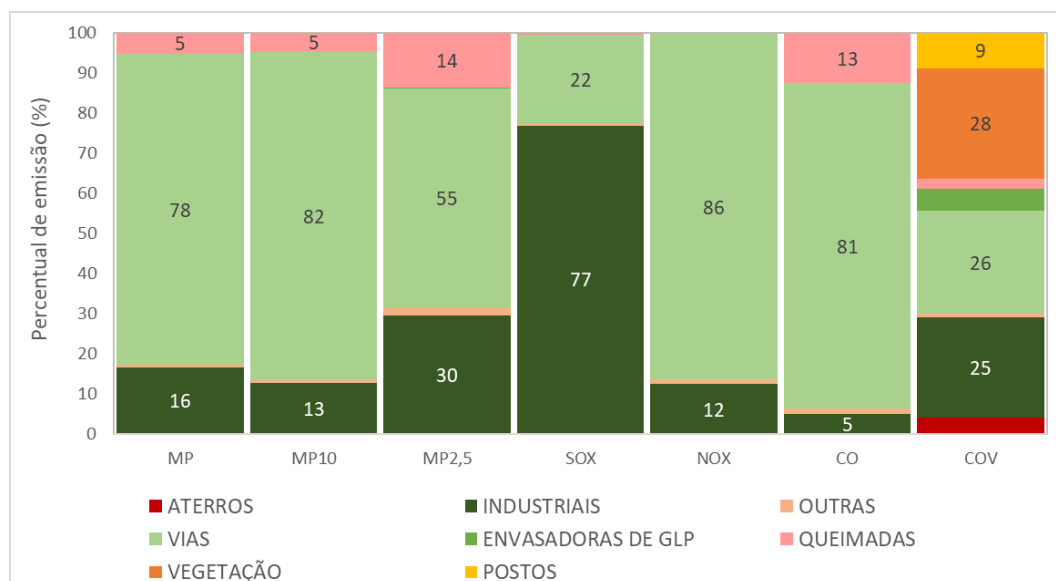
No entanto, ainda não foi publicada uma terceira versão do Inventário nacional, tendo sido a versão de 2014 a última, completando em 2022 nove anos desde o último ano inventariado. Além disso, não há um inventário oficial de poluentes atmosféricos que considere todas as categorias emissoras em sua análise.

À nível de estado, Minas Gerais, através da FEAM, publicou duas versões de inventários de emissões atmosféricas (FEAM, 2003; FEAM, 2018). Todavia, o recorte espacial adotado contempla apenas três dos municípios da RMBH: a

capital mineira Belo Horizonte e seus dois municípios vizinhos, Betim e Contagem. Na primeira versão do inventário, de 2003, foram incluídos três grupos de fontes emissoras: (i) fontes pontuais (ex.: chaminés de caldeiras); (ii) fontes difusas do tipo área (ex.: vias de tráfego); e (iii) fontes difusas do tipo volume (ex.: tanques de estocagem de combustíveis). A atualização do ano de 2018 teve como base de dados o ano de 2015 e considerou as seguintes fontes de emissão: aterros sanitários; ETES; aeroportos; vegetação; raios; queimadas; ferrovias; emissões residenciais; estabelecimentos comerciais; envasadoras de GLP; fontes industriais; vias de tráfego; e postos de combustíveis.

Na **Figura 2** segue gráfico realizado com as contribuições percentuais dos grupos de fontes de cada grupo para cada poluente no eixo Belo Horizonte, Contagem e Betim, considerando toda a região dos três municípios. Observa-se pelo gráfico que as vias corresponderam ao grupo de fontes com maior contribuição, seguidas do grupo de fontes industriais para quase todos os poluentes, com exceção de SO_x, CO e COV. Para SO_x, a primeira maior contribuição foi de fontes industriais seguida pelas vias, enquanto que para CO, a primeira foi de vias e a segunda de queimadas.

Figura 2 - Contribuições percentuais (%) por grupo de fonte emissora no eixo Belo Horizonte, Contagem e Betim.

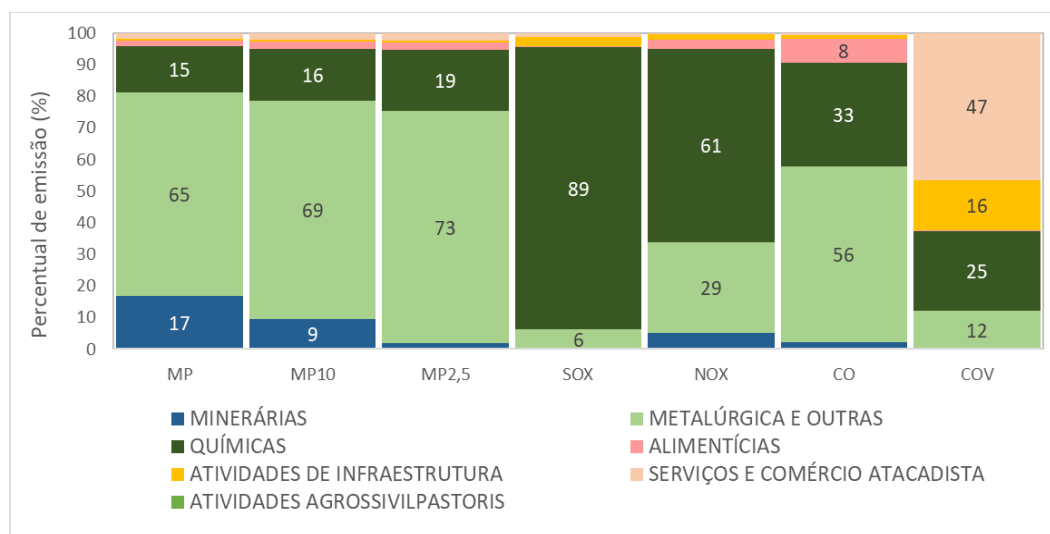


Fonte: Elaborado a partir de FEAM (2018).

Por fim, para COV, de acordo com o inventário, as contribuições estiveram mais divididas, com participação maior da vegetação, seguida das vias e indústrias. Observa-se ainda que as fontes dos grupos de postos de combustível, envasadoras de GLP e aterros apresentaram maior relevância do que para os demais poluentes. O grupo “queimadas” pertenceu ao terceiro maior contribuidor para as três frações de particulados. No entanto, em um estudo de distribuição das fontes emissoras de hidrocarbonetos (PAHs) particulados e em fase gasosa para a RMBH, Galvão *et al.* (2023) identificaram quatro potenciais fontes emissoras de PAHs em BH: veicular (gasolina), com 31,8%; veicular (diesel), com 25,1%; queima de biomassa, com 23,4%; e fontes mistas (inclui indústrias, emissões veiculares relacionadas à gasolina e combustão de gás natural para uso industrial e doméstico), com 19,6%. Foram observadas maiores concentrações durante o verão, provavelmente impulsionadas pelas contribuições causadas por focos de incêndio (Galvão *et al.*, 2023).

Para as fontes industriais (**Figura 3**), as maiores contribuições foram das indústrias metalúrgicas e química para quase a totalidade dos poluentes. Para MP há também uma contribuição relevante de atividades minerárias, enquanto que, para COV, há ainda uma forte contribuição industrial do grupo de serviços e comércio atacadista e de atividades de infraestrutura.

Figura 3 - Contribuições percentuais das fontes do grupo de fontes industriais no eixo Belo Horizonte, Contagem e Betim.

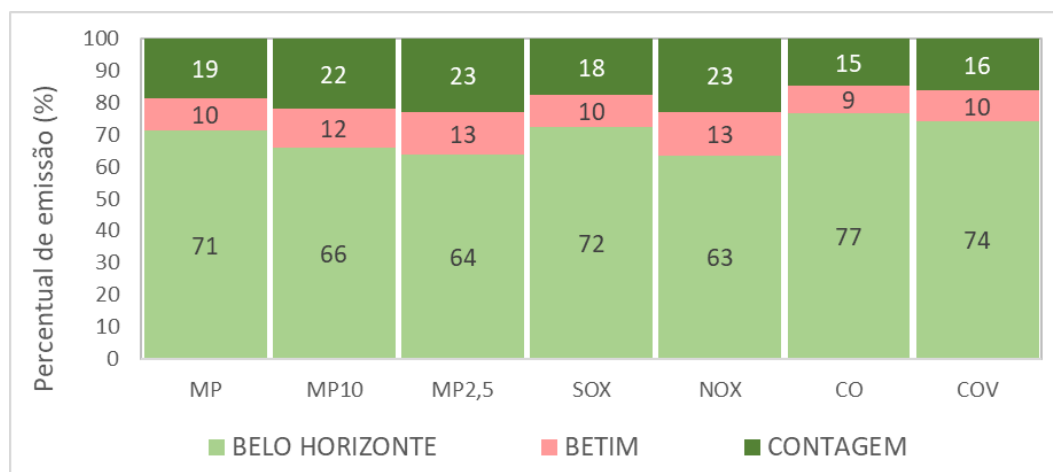


Fonte: Elaborado a partir de FEAM (2018).

Para SOx cabe destacar que 77% das emissões provém de fontes industriais, sendo que desse percentual, 89% correspondem a indústrias químicas (**Figura 2 e Figura 3**). Das indústrias químicas, aproximadamente 93% das emissões de SOx pertenceu à refinaria de petróleo, Refinaria Gabriel Passos – REGAP (FEAM, 2018).

Em relação ao grupo de vias de tráfego, pela **Figura 4** contata-se que o município de Belo Horizonte foi o que apresentou maior percentual de contribuição das emissões de todos os poluentes, seguida dos municípios de Contagem e de Betim, respectivamente.

Figura 4 - Contribuições percentuais das fontes do grupo de vias de tráfego no eixo Belo Horizonte, Contagem e Betim.



Fonte: Elaborado a partir de FEAM (2018).

Além disso, é importante destacar que essa contribuição não diz respeito apenas à emissão veicular, mas também a emissões de circulação nas vias, com a geração de ressuspensão de material particulado através da movimentação de veículos. Cabe destacar a dificuldade de atribuir responsabilidades em relação à origem das partículas emitidas por ressuspensão, que pode ter origem natural, industrial ou urbana. Dos municípios contemplados atualmente pela rede automática de monitoramento da qualidade do ar, mas não incluídos nos inventários, tem-se os municípios de Ibirité, São José da Lapa e Brumadinho, sendo o primeiro provavelmente influenciado pelas fontes emissoras de Betim, além de envasadoras de GLP, e os dois últimos por fontes industriais - indústrias de Cal e de Mineração, respectivamente.

Em relação às fontes veiculares, a FEAM publicou em 2020 o “Inventário de Emissões Atmosféricas de Fontes Veiculares do município de Belo Horizonte”, com ano base de 2019, que buscou identificar e representar espacialmente os níveis de emissões de poluentes dos veículos na área urbana da capital através de um Inventário de Emissão Veicular - IEV (FEAM, 2020). O estudo identificou que os pontos de maiores emissões correspondem àqueles de maiores volumes de tráfego: as avenidas Cristiano Machado, Antônio Carlos, Raja Gabaglia, Amazonas e Presidente Juscelino Kubitschek. Ainda, os veículos leves (automóveis) apresentaram maior participação no volume de tráfego e nas emissões, de forma consequente (FEAM, 2020). As medidas para redução da poluição veicular dividem-se entre aquelas voltadas para o veículo, o combustível e o gerenciamento da mobilidade, sendo que muito já foi feito em relação aos dois primeiros alvos e pouco ao terceiro (FEAM, 2020).

Além disso, no meio acadêmico, alguns pesquisadores buscaram suprir essa carência de fontes inventariadas no território mineiro, como Santos F. *et al.* (2018), Santos F. *et al.* (2019), Andreão *et al.* (2020b), Pinto *et al.* (2020) e Santos F. *et al.* (2021). Neste sentido, Santos F. *et al.* (2019) buscaram identificar e quantificar as emissões por fontes estacionárias de impacto ambiental significativo na cidade de Belo Horizonte, com dados de 2015, e as emissões atmosféricas pelos veículos urbanos rodoviários do estado de Minas Gerais, enquanto Andreão *et al.* (2020b) e Santos F. *et al.* (2021) focaram seus estudos apenas nas emissões veiculares, este com a avaliação e a quantificação de emissões de veículos para o estado mineiro e aquele com a investigação acerca da metodologia de estimativa de emissões para esta categoria de fonte. Pinto *et al.* (2020) também desenvolveram um inventário de emissões veiculares, porém com foco unicamente na capital mineira.

3.4.5 Políticas e programas de controle da qualidade do ar

Como o setor de transportes passou a ser o principal ator para as emissões de poluentes em grandes centros urbanos, os programas de maior destaque para a redução das emissões dessa categoria na história do Brasil foram: o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE, implantado em 1986 através da Resolução CONAMA nº 18/1986; e o Programa

de Controle da Poluição Atmosférica por Motociclos e Veículos Similares – PROMOT, criado segundo a Resolução nº 297/2002 do CONAMA. Esses programas propuseram o estabelecimento de limites de emissões atmosféricas veiculares, adotando um padrão de fases de implementação progressivas, que foram se tornando mais restritivas ao longo do tempo. Em relação ao PROCONVE, a adoção das fases denominadas de “fases do PROCONVE” foram determinadas através de atualizações de resoluções nacionais, com o objetivo de que as emissões fossem reduzidas ao longo do tempo com o desenvolvimento tecnológico nacional, programas de inspeção e manutenção, conscientização da população, avaliação dos resultados e promoção de melhoria das características técnicas dos combustíveis líquidos.

Para atingir o objetivo de redução dos níveis de emissão de poluentes atmosféricos, os padrões de emissão foram estabelecidos para os tipos diferentes de veículos comercializados no mercado brasileiro, tendo sido separados em “veículos leves (L)”, que incluíam automóveis de passageiros e veículos leves comerciais, e “veículos pesados (P)”, incluindo caminhões e ônibus. Em 2011, o PROCONVE incluiu ainda o controle da emissão de máquinas agrícolas e rodoviárias. A **Tabela 2** e a **Tabela 3** apresentam os padrões de emissões de poluentes para as fases do PROCONVE vigentes até o ano de 2021, para os veículos Leves (L) e Pesados (P), respectivamente.

Tabela 2 - Padrões de emissão de poluentes por fase do PROCONVE - Veículos Leves (L).

Resolução CONAMA	Fases	Vigência	Emissão [g/km]			
			CO	HC	RCHO	NOx
nº 18/86	L1	1990-1991	24,00	2,10	-	2,00
nº 18/86	L2	1992-1996	12,00	1,20	0,15	1,40
nº 18/86	L3	1997-2006	2,00	0,30	0,03	0,60
nº 315/02	L4	2007-2008	2,00	0,16	0,03	0,25
nº 315/02	L5	2009-2013	2,00	0,05	0,02	0,12
nº 415/09	L6	2014-2021	1,30	0,05	0,02	0,08

Fonte: Adaptado de Santos (2018).

Ressalta-se que em 2018 foram publicadas as novas fases em relação às últimas revisões do PROCONVE, na Resolução CONAMA nº 492 de 2018 para veículos leves, e na Resolução CONAMA nº 490 de 2018 para os pesados, ambas com vigência a partir do ano de 2022. Em relação às novas fases, destaca-se que as

fases L7 e P8 se complementam em um o objetivo de redução da formação de compostos de oxidação na atmosfera de centros urbanos, como o ozônio, sendo a L7 focada na redução de vapores de combustíveis e a P8 na de óxidos de nitrogênio (CETESB, 2022a). Outro ponto de destaque das últimas versões corresponde à fase L8, que será implementada a partir de 2025, com uma alteração na metodologia para liberação de licenças, que deixará de ser por modelo de veículo e passará a ser por média corporativa (CETESB, 2022a).

Em 2002, de forma semelhante à adoção de fases de implementação de padrões através de resoluções, foi introduzido o PROMOT, em um momento em que a categoria de motocicletas e veículos similares começava a se tornar relevante em termos de emissão de poluentes atmosféricos em função do crescimento do uso dessa categoria principalmente em grandes centros urbanos como resposta aos grandes congestionamentos e ao melhor custo benefício. Em 2019, através da Resolução CONAMA nº 493 de 2019, também foi publicada a próxima fase do PROMOT, a M5, vigente a partir de 2023 para novos modelos e a partir de 2025 para todos os modelos. Os padrões de emissões de poluentes para cada uma das fases do PROMOT vigentes até o ano de 2021 segue apresentado na **Tabela 4**.

No geral, é possível verificar reduções ao longo dos anos de aproximadamente: (i) para o PROCONVE, veículos leves, de 95%, 98%, 87% e 96% para CO, HC, RCHO e NOx, respectivamente; (ii) para o PROCONVE, veículos pesados, de 89%, 87%, 89%, 97% e 100% para CO, HC, NOx, MP e teor de enxofre nos combustíveis, respectivamente, e (iii) para o PROMOT, de 92%, 74% e 50% para CO, HC e NOx, respectivamente.

Finlayson-Pitts e Pitts (2000) expõem que em relação às reformulações da gasolina e aumento do teor de oxigênio ocorridas ao longo do tempo, o principal benefício foi a redução de CO, mas que podem ainda reduzir a formação de ozônio a depender da razão COV/NOx emitida.

Tabela 3 - Padrões de emissão de poluentes por fase do PROCONVE - Veículos Pesados (P).

Resolução CONAMA	Fases	Euro	Vigência	Emissão [g/kWh]				Teor de enxofre (ppm)
				CO	HC	NOx	MP	
nº 18/86	P1	Sem especificação	1989-1993	14,00	3,50	18,02	-	-
nº 08/93	P2	Euro 0	1994-1995	11,20	2,45	14,40	0,60	3.000 a 10.000
nº 08/93	P3	Euro I	1996-1999	4,90	1,23	9,00	0,40 ou 0,70	3.000 a 10.000
nº 08/93	P4	Euro II	2000-2005	4,00	1,10	7,00	0,15	3.000 a 10.000
nº 315/02	P5	Euro III	2006-2008	2,10	0,66	5,00	0,10 ou 0,13	500 a 2.000
nº 315/02	P6	Euro IV	2009-2012	1,50	0,46	3,50	0,02	50
nº 403/08	P7	Euro V	2013-2021	1,50	0,46	2,00	0,02	10

Fonte: Adaptado de Santos (2018).

Tabela 4 - Padrões de emissão de poluentes por fase do PROMOT.

Resolução CONAMA	Fases	Vigência	Tipos	Velocidade máxima [km/h]	Cilindradas (cc)	Emissão [g/km]		
						CO	HC	NOx
nº 297/02	M1	2003-2004	Motociclos e similares	-	≤250	13,00	3,00	0,30
			Ciclomotores	-	>250	-	-	-
nº 342/03	M2	2005-2008	Motociclos	-	<150	5,50	1,20	0,30
			Assemelhados	-	≥150	5,50	1,00	0,30
nº 297/02			Ciclomotores	-	-	7,00	1,50	0,40
nº 342/03	M3	2009-2013	Motociclos e similares	-	<150	2,00	0,80	0,15
					≥150	2,00	0,80	0,15
nº 432/11 e nº 456/13	M4	2014-2016	Motociclos e similares	-	<130	2,00	0,80	0,15
					≥130	2,00	0,30	0,15
		2016-2022	Motociclos e similares	-	<130	2,00	0,56	0,13
					≥130	2,00	0,25	0,17
		2014-2022	Ciclomotores	-	-	1,00	0,80	0,15

Fonte: Adaptado de dos Santos (2018).

Outras políticas públicas que foram importantes para o contexto brasileiro estão relacionadas ao consumo de combustíveis, como o incentivo ao uso de biocombustíveis (como etanol, gasool e biodiesel) na frota nacional, assim como abordado por Pacheco *et al.* (2017), Andrade *et al.* (2017) e Santos F. (2018). Estes autores apontam o Brasil como único país no mundo onde o combustível com alto teor de etanol tem sido usado desde 1975, com a criação do Programa Nacional do Álcool (Proálcool), fato que o diferencia das áreas urbanas ao redor do mundo.

O aumento no consumo de etanol pode resultar em redução das emissões de MP, SO_2 e chumbo, além dos gases de efeito estufa (CO_2 e CH_4) (GOLDEMBERG, 2007; NOGUEIRA *et al.*, 2014; PACHECO *et al.*, 2017; ANDRADE *et al.*, 2017; Santos F., 2018), mas em contrapartida, pode resultar em um aumento nas emissões e concentrações ambientais de COV, especialmente os aldeídos - RCHO e hidrocarbonetos não-metano - HCTnM, podendo resultar no aumento das concentrações de outros poluentes secundários como o ozônio troposférico e os nitratos de peroxi-acetila, dois precursores do smog fotoquímico (FINLAYSON-PITTS; PITTS, 2000; SUAREZ-BERTOIA *et al.*, 2015; SANTOS F., 2018).

Em relação aos motores a diesel (veículos pesados – caminhões e ônibus), estes correspondem às fontes veiculares mais relevantes de material particulado e suas frações carbonáceas (FINLAYSON-PITTS; PITTS, 2000). Já em relação à emissão de NO_x , sua espécie mais emitida por processos antrópicos é o NO produzido quando N_2 e O_2 no ar reagem durante processos de combustão de alta temperatura, sendo que quantidades menores de NO_2 são produzidas pela oxidação adicional de NO (FINLAYSON-PITTS; PITTS, 2000). A maior parte do NO_x emitido (tipicamente maior que 90%) está na forma de NO, mas a fração de NO_2 pode variar de menos de 1% a mais de 30% (FINLAYSON-PITTS; PITTS, 2000 *apud* Lenner, 1987).

Em âmbito estadual, ao longo da história, a RMBH apresentou propostas de planos e programas relacionados ao controle da poluição atmosférica, como os Planos de Controle de Poluição Veicular de Minas Gerais - PCPV/MG, em suas

três versões já publicadas, referentes aos anos de 2001, 2010 e 2014. As duas primeiras versões tinham como diretriz principal a implantação da inspeção veicular, que dependia de instrumentos jurídicos que possibilitassem o Poder Executivo organizar e coordenar as atividades de planejamento, regulamentação e fiscalização desse serviço. O plano PCPV/MG de 2014 mudou a abordagem para a necessidade de se pensar na redução das emissões não só de cada veículo, mas de todos os veículos em circulação (no contexto do planejamento da mobilidade) e, com este objetivo, a FEAM buscou elaborar alguns documentos de subsídio aos municípios, como o relatório de “Metodologia para Estimativa dos Impactos Ambientais Associados ao Tráfego Veicular Urbano” (FEAM, 2015), o relatório de “Determinação de fatores de emissão para elaboração de inventários municipais de fontes móveis” (FEAM, 2017) e a própria publicação de “Fatores de emissão de poluentes atmosféricos de origem veicular” para 11 municípios do estado de Minas Gerais (FEAM, 2022c).

No entanto, as duas primeiras versões apresentaram alguns programas como o Programa de Circulação da Área Central – PACE, incluído já na primeira versão (FEAM, 2001), que propôs alterações de circulação com propostas divididas em dois cenários: de curto prazo, com horizonte para 2000, e de médio e longo prazo, com horizonte para 2005. A previsão estimada de benefícios em relação à poluição atmosférica previa uma diminuição nas emissões de CO, HC e MP, enquanto previa elevação nas emissões de NO_2 e SO_2 . Já a implementação do Plano de Reestruturação do Sistema de Transporte Coletivo de Belo Horizonte – BHBUS propôs diretrizes para o sistema de transporte coletivo metropolitano com objetivo de racionalização dos itinerários, do controle eficaz da operação e das medidas de priorização da circulação do transporte coletivo. Assim, estima-se reduções em CO, HC, NO_x e MP. Na segunda versão do PCPV/MG (FEAM, 2010), outros programas tiveram como foco o controle da poluição atmosférica como o Programa Operação Oxigênio, o Plano de Contingência para Episódios Críticos de Poluição do Ar por ozônio e o Programa de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso – I/M. No entanto, embora a RMBH tenha apresentado planos de controle para a poluição atmosférica na região, principalmente para o conurbado central Belo Horizonte (BH), Contagem e Betim, não há

conhecimento sobre a efetividade das implantações das ações e de seus impactos na qualidade do ar.

Outros planos de controle existentes são os planos municipais de mobilidade. Para a capital mineira, entre 2003 e 2010, foi realizado o Plano de Mobilidade de Belo Horizonte – PlanMob-BH, como instrumento para orientação de ações em transporte coletivo, individual e não motorizado a serem conduzidas pela Prefeitura para atender necessidades de mobilidade da população do município a curto e longo prazo (PBH, 2021). A depender da efetividade de sua elaboração e implementação, o plano pode também ser considerado como um plano para melhoria da qualidade do ar. O decreto nº 15.317 instituiu o Plano Diretor de Mobilidade Urbana de Belo Horizonte – PlanMob-BH e estabeleceu as diretrizes para o acompanhamento e o monitoramento de sua implementação, avaliação e revisão periódica, iniciada em 2014. Em 2015 e 2016, o plano foi revisto pela BHTrans e, em 2017, foi publicada a sua nova versão. No total, são 175 medidas propostas na revisão do PlanMob-BH e no que se refere aos prazos de implementação, foram classificadas como medidas permanentes, de curto prazo - até 2020 -, de médio prazo - até 2025 - e medidas de longo prazo - até 2030.

O IEMA-SP em parceria com a Empresa de Transportes e Trânsito de Belo Horizonte S/A (BHTrans), elaborou um estudo publicado em 2014 com o tema “Estimativa de redução das emissões atmosféricas resultante da implantação do Plano de Mobilidade Urbana de Belo Horizonte” (IEMA-SP, 2014b), cujo objetivo foi estimar o potencial de redução de emissões atmosféricas na capital mineira com a implantação do respectivo plano - PlanMob-BH. O plano foi realizado pela prefeitura de Belo Horizonte entre 2003 e 2010 e instituído em setembro de 2013 pelo Decreto nº 15.317, que estabeleceu diretrizes para seu acompanhamento e para o monitoramento da implementação, avaliação e revisão periódica (PBH, 2021). Os resultados do estudo indicaram ganhos expressivos para a cidade de Belo Horizonte, que foram proporcionados pela implantação de medidas previstas no plano unida à sua promoção de mudança modal do transporte individual para o transporte coletivo, com uma tendência de redução nas emissões de MP_{10} para as frotas de ônibus, de NO_x em função da melhoria tecnológica nos veículos e a incorporação de ônibus mais novos e de $HCnM$,

também em função da melhoria da tecnologia veicular. No entanto, faltam estudos que avaliem o acompanhamento da sua implementação e os resultados reais da sua implementação para redução de emissões de poluentes atmosféricos e consequente melhoria na qualidade do ar.

Como exemplos de programas referências de controle desenvolvidos em outros estados, tem-se o “monitor de ônibus” de São Paulo, que possui inventário de emissões do transporte rodoviários de passageiros, faixas exclusivas e análise sobre a velocidade média, o consumo de combustível e a emissão de poluentes (IEMA-SP, 2022a).

Além dos planos, ferramentas e instrumentos de gestão da qualidade do ar discutidos até aqui, plataformas e mecanismos de divulgação de dados correspondem a outras ferramentas importantes na gestão da qualidade do ar, como a publicação de boletins da qualidade do ar, de relatórios anuais e de planos críticos para episódios de poluição atmosférica. Neste sentido, o Brasil já chegou a desenvolver algumas ferramentas de gestão e divulgação, como o “Guia Técnico para o Monitoramento e Avaliação da Qualidade do Ar”, desenvolvido pelo MMA e publicado em 2019 (MMA, 2019), a fim de estabelecer diretrizes e orientar a atuação dos órgãos ambientais em relação às ações de monitoramento da qualidade do ar, contemplando orientações a respeito de: (i) Características das estações de monitoramento; (ii) Representatividade espacial das estações de monitoramento; (iii) Representatividade temporal dos dados; (iv) Métodos de referência e métodos equivalentes; e (v) Índice de Qualidade do Ar (IQAr).

Além disso, cabe destacar que em 2021, foi lançado o Sistema Nacional de Monitoramento da Qualidade do Ar (MonitorAr), com a divulgação automática e contínua da situação da qualidade do ar nos locais em que há rede de monitoramento no país, via site⁴ ou aplicativo de celular. Além disso, o IEMA-SP tem dedicado seus esforços em desenvolver outras ferramentas e estudos

⁴ Link do Sistema Nacional de Monitoramento da Qualidade do Ar (MonitorAr): <https://monitorar.mma.gov.br/painel>

voltados para o acompanhamento da situação da qualidade do ar no Brasil, como a Plataforma da Qualidade do Ar do IEMA-SP⁵.

4 METODOLOGIA

4.1 Caracterização da área de estudo

A Região Metropolitana de Belo Horizonte - RMBH foi instituída pela Lei Complementar nº 14, em 1973, quando composta originalmente por 14 municípios (Agência RMBH, 2022). Atualmente, a região engloba 34 municípios, com uma população estimada próxima de 6 milhões de habitantes, correspondendo à terceira maior região metropolitana do Brasil, em termos populacionais (IBGE, 2019).

A constituição do espaço urbano da região central da RMBH foi marcada por intensos processos de industrialização e metropolização. Neste sentido, a **Figura 5** expõe a mancha urbana da capital metropolitana e suas conurbações, bem como a forte influência industrial e viária existente na região.

Em relação a suas características topográficas, é possível verificar pelo mapa hipsométrico e geomorfológico da RMBH (**Figura 6**), um alinhamento de altitudes mais elevadas entre nordeste e sudoeste, que variam entre 1.000 e 1.670 metros, caracterizadas pelas regiões geomorfológicas do quadrilátero ferrífero, onde está presente a Serra do Curral, e pelas serras do espinhaço. Este alinhamento estabelece uma barreira natural à expansão urbana e à passagem de massas de ar (CARVALHO, 2019). Por outro lado, as regiões de menores altitudes estão localizadas à noroeste da RMBH, que partem de 618 metros, onde configuram-se as regiões de depressões e planalto. Tais configurações topográficas influenciam diretamente o campo de ventos e a temperatura na região.

⁵ Link da Plataforma da Qualidade do Ar do IEMA-SP: <http://energiaeambiente.org.br/qualidadedoar>

Figura 5 - Distribuição de manchas urbanas na RMBH e sua influência industrial e viária.

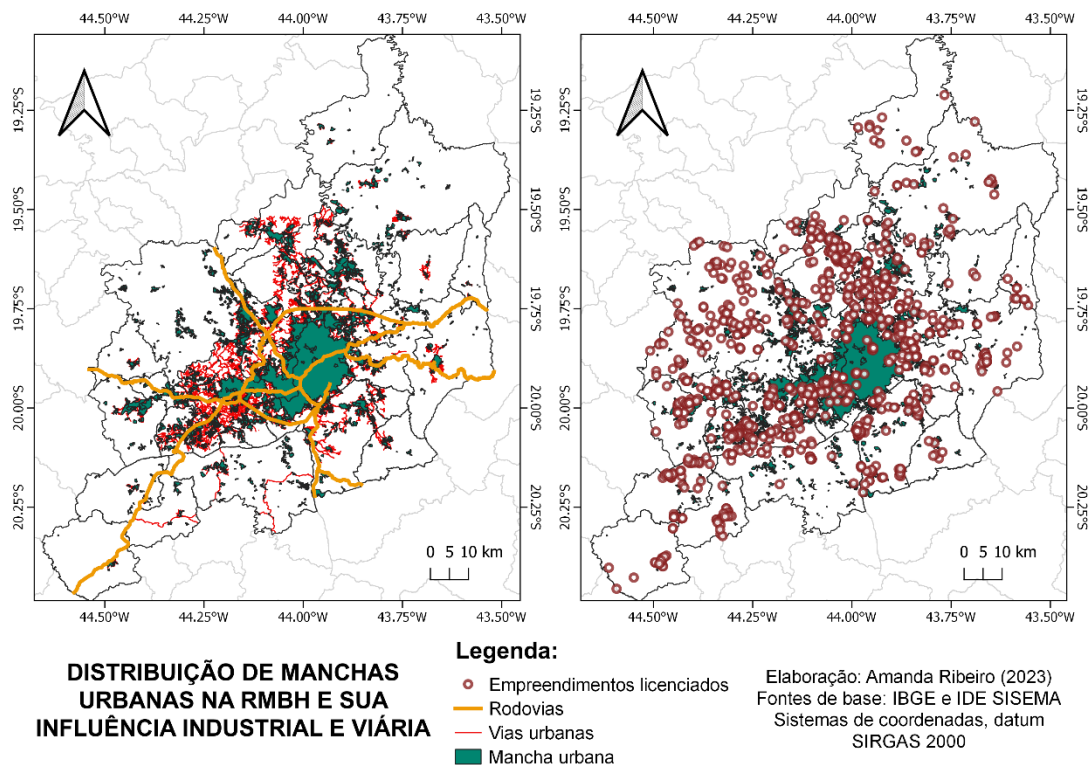
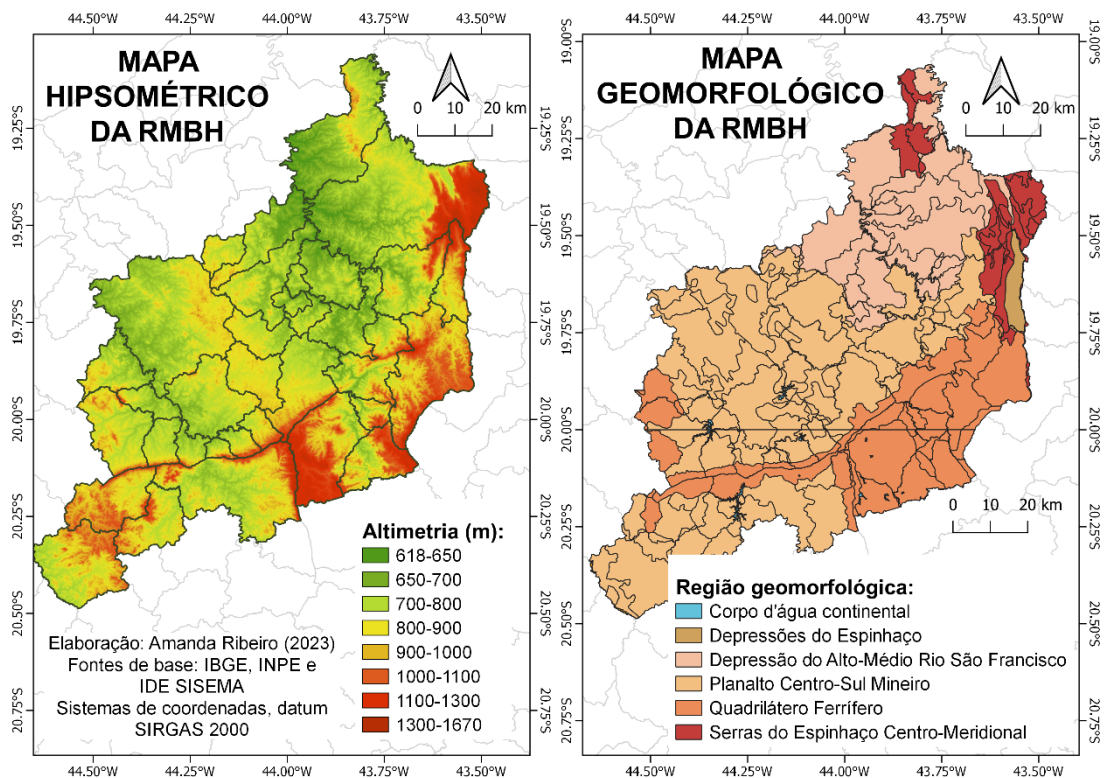


Figura 6 - Mapa hipsométrico e geomorfológico da RMBH.

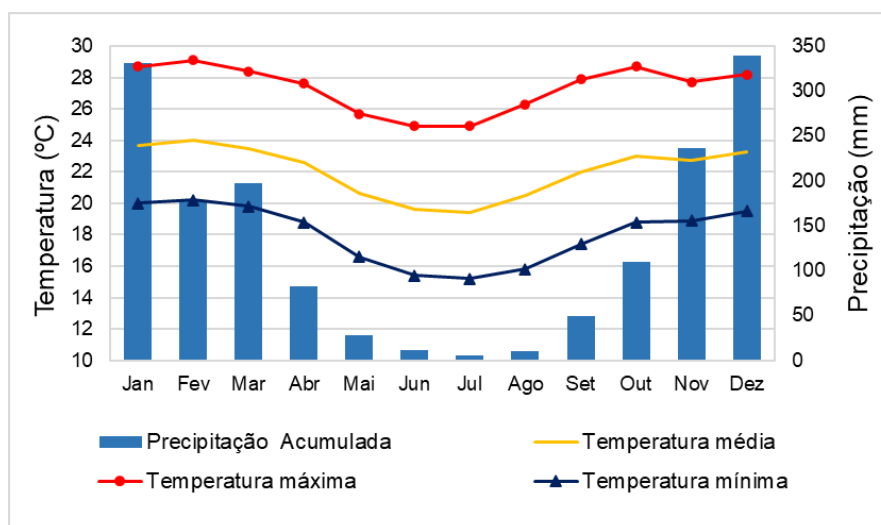


ferrífero. Apenas uma pequena fração ao norte da RMBH e a oeste do município de Baldim, na divisa com Jequitibá, demonstrou indício de regiões com classificação de domínio quente.

Devido à topografia e posição geográfica da região Sudeste, a região apresenta uma dinâmica climática que sofre influência de sistemas meteorológicos de micro, meso e grande escala, sendo que as principais influenciadoras da precipitação na região é a Zona de Convergência do Atlântico Sul – ZCAS e as frentes frias (Minuzzi *et al.*, 2007).

Além disso, é possível verificar pela **Figura 8**, que apresenta a normal climatológica das variáveis de temperatura e precipitação acumulada no município de Belo Horizonte, entre 1991 e 2020, a variação normal da temperatura entre 15 e 29 °C, e a precipitação acumulada anual em torno de 1600 mm (INMET, 2023).

Figura 8 - Normal climatológica do município de Belo Horizonte (1991 – 2020).



Fonte: Elaborado a partir de INMET (2023).

Isto posto, o clima da RMBH é dividido em duas estações, chuvosa e seca, sendo que o elevado total de precipitação na estação chuvosa (**Figura 8**), outubro a março, justifica seu verão úmido, resultante da formação da ZCAS, reconhecida por sua faixa de nebulosidade que se estende desde a Amazônia até o sudoeste do Oceano Atlântico, incluindo a região sudeste do Brasil, onde a RMBH está localizada (CARVALHO, 2019). Já na estação seca do ano, entre abril e

setembro, parte do Alta Subtropical do Atlântico Sul – ASAS estaciona sobre a região sudeste, provocando uma situação de estabilidade atmosférica, desfavorecendo a dispersão de poluentes na RMBH nessa época do ano (CARVALHO, 2019).

4.2 Área de estudo e poluentes analisados

O recorte espacial e temporal desta investigação foi definido a partir do alcance da rede automática de monitoramento da qualidade do ar do Estado de Minas Gerais da RMBH, incluindo todos os anos com disponibilidade de dados e os municípios que são contemplados pela rede. Dessa forma, o período de análise corresponde ao recorte temporal de 1995 a 2021, contemplando os dados de concentração de poluentes atmosféricos das estações da RMBH, que é composta por dezessete (17) estações automáticas, concentradas em seis dos 34 municípios, incluindo a capital mineira e cinco de seus municípios vizinhos: Belo Horizonte (4 estações), Betim (3 estações), Contagem (1 estação), São José da Lapa (4 estações), Ibirité (2 estações) e Brumadinho (3 estações). Os poluentes considerados neste estudo foram o material particulado nas frações MP_{10} e $MP_{2,5}$, e os gases NO_2 , O_3 , SO_2 e CO . A localização e a relação detalhada de estações, poluentes atmosféricos e recorte temporal da série analisada seguem apresentadas na **Figura 9** e na **Tabela 5**, respectivamente.

Os dados horários de concentração de poluentes atmosféricos entre 2009 e 2021 foram obtidos do banco de dados da FEAM, disponibilizado em seu sítio eletrônico⁶. Devido à ausência de disponibilização de dados horários anteriores à 2009, as informações coletadas entre 1995 e 2008 foram retiradas dos relatórios, dos artigos e das publicações da FEAM, também disponibilizados em seu site.⁷

⁶ Link de acesso ao site de obtenção dos dados de qualidade do ar: <http://www.feam.br/qualidade-do-ar/dados>

⁷ Link de acesso ao site com os relatórios, artigos e publicações da FEAM: <http://www.feam.br/qualidade-do-ar/relatorios-artigos-e-publicacoes>

Figura 9 - Estações da rede automática de monitoramento da qualidade do ar da RMBH/MG.

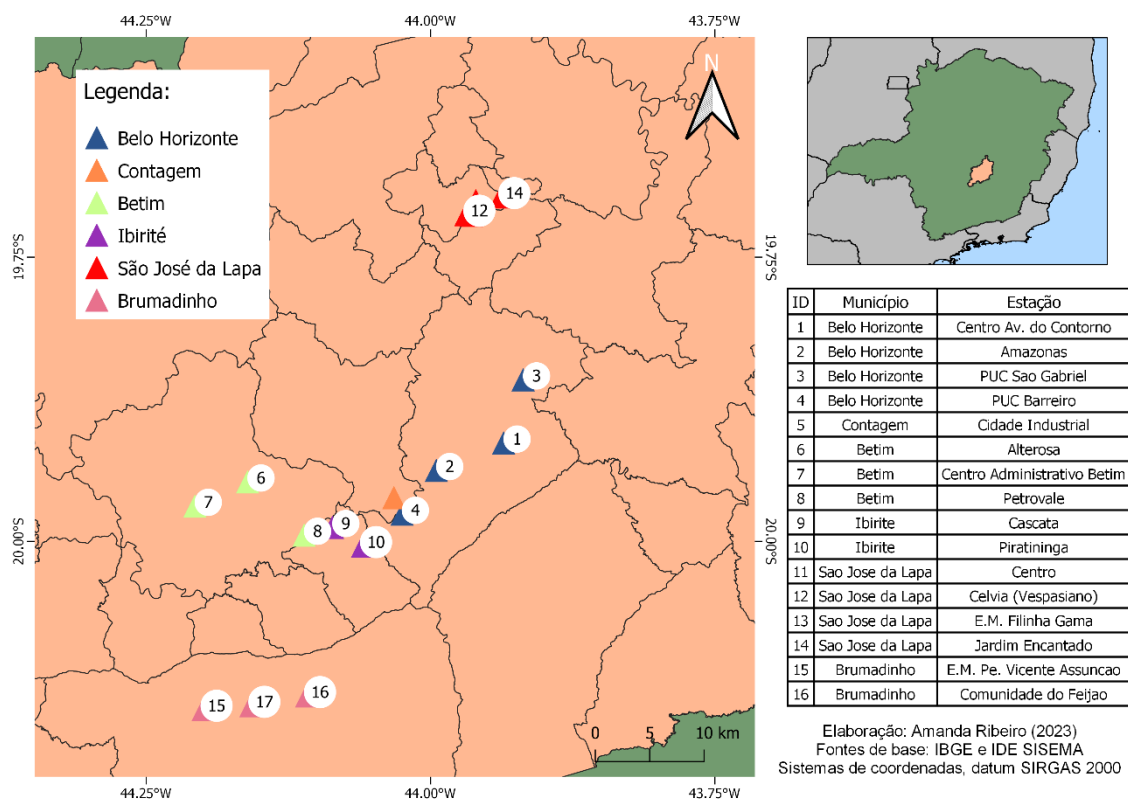


Tabela 5 - Relação detalhada de estações, poluentes atmosféricos e período de monitoramento.

Município	Estação de monitoramento	Operação		Poluentes Atmosféricos					
		Início	Status	MP10	MP2,5	NO2	O3	SO2	CO
Belo Horizonte	Rui Barbosa/ Av. do Contorno ¹	1995	Ativa	1995-ativa	2015-ativa	1999-ativa	1999-ativa	1995-ativa	1999-ativa
	Del. Amazonas ²	2002	Desativada ⁴	2002-2010 2013-desativada	2015-desativada	2013-desativada	2013-desativada	2013-desativada	2013-desativada
	Aeroporto Carlos Prates	2002	Desativada em 2012	2002-2012	-	-	-	-	-
	CAMG	2012	Desativada em 2015	2012-desativada	2012-desativada	2012-desativada	2012-desativada	2012-desativada	2012-desativada
	PUC Barreiro	2018	Ativa	2018-ativa	2018-ativa	2018-ativa	2018-ativa	2018-ativa	2018-ativa
	PUC São Gabriel	2019	Ativa	2019-ativa	2019-ativa	2019-ativa	2019-ativa	2019-ativa	2019-ativa
Contagem	DNER/ Cidade Industrial ³	1995	Desativada ⁴	1995-2008 2013-desativada	2015-desativada	2013-desativada	1999-2008 2013-desativada	1995-2008 2013-desativada	2013-desativada
	Praça Tancredo Neves	2006	Desativada em 2010	2006-2010	-	2006-2010	2006-2010	-	2006-2010
Betim	Alterosa	1995	Ativa	1995-ativa	2015-ativa	20	1999-ativa		1999-ativa
	Petrovale	2002	Ativa	2002-ativa	2015-ativa	2002-ativa	2002-ativa	2002-ativa	2002-ativa
	Centro Adm. Betim	2002	Ativa	2002-ativa	2015-ativa	2002-ativa	2002-ativa	2002-ativa	2002-ativa
Ibirité	Cascata	2002	Ativa	2002-ativa	2015-ativa	2002-ativa	2002-ativa	2002-ativa	2002-ativa
	Piratinga	2004	Ativa	2004-ativa	2015-ativa	2004-ativa	2004-ativa	2004-ativa	2004-ativa
São José da Lapa	Centro	2015	Ativa	2015-ativa	2015-ativa	-	-	-	-
	Célvia	2015	Ativa	2015-ativa	2015-ativa	-	-	-	-
	Jardim Encantado	2015	Ativa	2015-ativa	2015-ativa	-	-	-	-
	Filhinha Gama	2015	Ativa	2015-ativa	2015-ativa	-	-	-	-
Brumadinho	Comunidade do Feijão	2015	Ativa	2015-ativa	2019-ativa	-	-	-	-
	E.M. Padre Vicente Assunção	2019	Ativa	2015-ativa	2019-ativa	-	2021-ativa	-	-
	Parque da Cachoeira	2019	Ativa	2015-ativa	2019-ativa	2021-ativa	-	-	-

Nota: (1) A estação Praça Rui Barbosa foi realocada em 2013, tornando-se a estação Centro Av. do Contorno, na mesma região de monitoramento; (2) A estação Amazonas foi desativada em 2010 e retornou em 2013; (3) A estação DNER foi desativada em 2008 e a estação Cidade Industrial instalada em 2013, pertencendo à mesma região de monitoramento; e (4) As estações Delegacia Amazonas e Cidade Industrial, ambas operadas pela Mannesmann, se encontram temporariamente desativadas na data de elaboração do presente estudo.

4.3 Representatividade estatística dos dados de monitoramento

Para atingir os objetivos específicos, os dados das estações da RMBH passaram por uma etapa de verificação de representatividade estatística, realizadas conforme recomendação do “Guia Técnico para o Monitoramento e Avaliação da qualidade do ar”, elaborado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), publicado em 2019 (MMA, 2019). Os critérios de validação adotados para representatividade dos dados horários (que contempla os dados entre 2009 e 2021) são apresentados na **Tabela 6**.

Tabela 6 - Critérios de validação da representatividade temporal.

Tipo de Média	Critério de Validação
Média diária	2/3 das médias horárias válidas no dia
Média anual	1/2 das médias diárias válidas obtidas em cada quadrimestre (jan-abr; mai-ago; e set-dez)

Fonte: *Guia Técnico para o Monitoramento e Avaliação da qualidade do ar* (MMA, 2019).

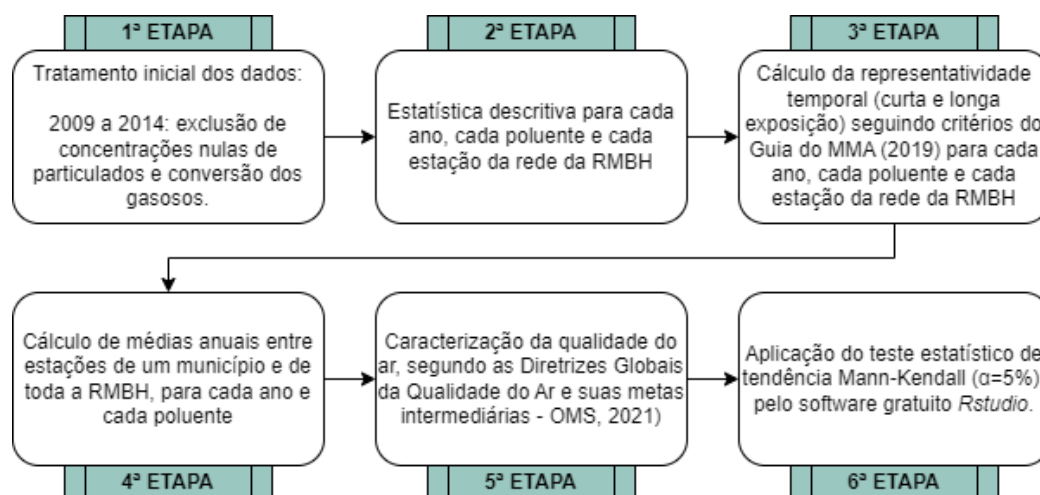
Para os casos de médias móveis de 8 horas, como é o caso do ozônio, foi considerada uma representatividade de 75%, sendo necessário portanto, 6 medições horárias válidas em um período de 8 horas seguidas. A análise da representatividade é importante para garantir a validade estatística das comparações, principalmente entre os dados de monitoramento e os padrões de qualidade do ar. O não atendimento desses critérios indica falhas de medição dos equipamentos de monitoramento que comprometem a interpretação dos resultados. Contudo, mesmo sem a representatividade requerida, os dados foram reportados e utilizados na análise, destacados por símbolos. Foram considerados como dados disponíveis e válidos todos os dados horários disponibilizados pela Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM, que já passam por uma pré-validação realizado pelo sistema de captura e armazenamento de dados e pelos gestores do sistema.

Ressalta-se que para os dados anteriores à 2009, obtidos dos relatórios da FEAM, foi considerado o critério de representatividade anual de 75% das medições. Ressalta-se que para os anos em que não houve informação de medições, a partir do início de monitoramento de cada estação, foram consideradas representatividades nulas.

4.4 Evolução, tendência e caracterização da qualidade do ar

A metodologia geral para obtenção da evolução, tendência e caracterização da qualidade do ar segue exposta na **Figura 10**.

Figura 10 - Fluxograma da metodologia para obtenção da evolução, tendência e caracterização da qualidade do ar.



Cabe ressaltar que durante a 1ª etapa, para os dados entre 2009 e 2014 foi observada elevada presença de concentrações nulas de partículas. Devido a improbabilidade deste feito, estes dados foram excluídos e não considerados na análise. Além disso, para este mesmo recorte temporal os dados dos poluentes NO_2 , O_3 e SO_2 foram disponibilizados pela FEAM em ppb e por isso foi necessária uma etapa de conversão dos dados horários para $\mu g/m^3$. Para isso, foram considerados os dados de medições de temperatura média horária das próprias estações. Para os casos em que não houve medição deste parâmetro meteorológico, a conversão foi realizada considerando uma temperatura de 23°C, valor referente à média anual obtida entre 2009 e 2019 para a estação Pampulha do INMET (INMET, 2021).

Em relação às 2ª e 3ª etapas, elas estão interligadas e foi realizada conforme detalhado no tópico 4.3, considerando médias móveis para os cálculos de médias de 24 horas.

A caracterização da situação da qualidade do ar correspondente à 5ª etapa foi realizada seguindo aos valores-guia das Diretrizes Globais de Qualidade do ar da OMS (DQA) e as suas metas intermediárias (MI-1, M-2, MI-3), conforme

Tabela 1. A caracterização foi realizada para cada ano, cada poluente e cada estação da rede da RMBH. Para sua caracterização de acordo com o período de referência dos valores-guia, os dados horários passaram por uma etapa de tratamento estatístico, com cálculo de médias anuais para longa exposição e médias móveis para curta exposição. A porcentagem de dados ausentes foi calculada por quadrimestre de cada ano, para verificação da representatividade da média anual, como determinado pelo MMA (MMA, 2019) (presente na 3ª etapa).

Para a 6ª Etapa utilizou-se o teste de tendência temporal de Mann-Kendall, teste não-paramétrico largamente utilizado em estudos de tendências significativas em séries temporais de dados ambientais. Este teste foi aplicado para avaliação da tendência da qualidade do ar, considerando um nível de significância de 5%.

4.5 Estimativa de frota circulante

Para avaliação das emissões atmosféricas por fontes veiculares e sua relação com a qualidade do ar é importante o conhecimento sobre a frota circulante, que correspondem aos veículos realmente ativos para um dado ano base (SANTOS F., 2018).

Os veículos urbanos rodoviários abordados neste estudo foram agrupados nas seguintes categorias: automóveis, comerciais leves, motocicletas, caminhões e ônibus. Em relação aos combustíveis, foram investigados os veículos movidos à gasolina e etanol (incluindo também os veículos do tipo flex-fuel), além daqueles movidos a diesel. Assim como para o estado de São Paulo (CETESB, 2016), os veículos movidos a gás natural veicular (GNV) não foram incluídos devido à sua baixa representatividade na frota (<0,5%) (DENATRAN, 2022).

Existem diversas bases de dados veiculares que fornecem características das frotas veiculares a nível de país, estado e município, como os órgãos de trânsito Departamento de Trânsito – DETRAN e o Departamento Nacional de Trânsito - DENATRAN que, de forma geral, fornecem informações sobre a frota veicular registrada. De acordo com CETESB (2016) e Santos F. (2018), normalmente a frota registrada é maior que a frota circulante, uma vez que muitos veículos registrados em algum momento deixam de circular sem passar pelo

cancelamento de seus registros nos órgãos de trânsito. Assim, a estimativa da frota circulante foi realizada conforme diretrizes da metodologia de referência nacional (MMA, 2011; MMA, 2014), também utilizada pela CETESB (2016) e por Santos F. *et al.* (2018). Seguindo essa metodologia, a frota de veículos em circulação foi estimada a partir da aplicação de taxas de sobrevivência sobre os veículos novos comercializados, de acordo com a Equação (1).

$$Fr_{ano-calendarioi,ano-modelok} = V_{ano-modelok} * S_{ano-calendarioi,ano-modelok} \quad (1)$$

Onde Fr é a frota circulante do ano-modelo k no ano-calendário i; V é o número de veículos do ano-modelo k que entraram em circulação no ano-calendário i (veículos novos vendidos no ano-calendário i); e S é a taxa de sobrevivência dos veículos do ano-modelo k no ano calendário i.

Com base na Equação (1), o número de veículos novos licenciados ($V_{ano-modelok}$) foi obtido através dos relatórios anuais da Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores (ANFAVEA, 2022) e foram utilizados os dados de venda por tipo de combustível: gasolina, álcool, *flex-fuel* e diesel. A ANFAVEA corresponde a uma das bases de dados recomendadas pelo MMA (MMA, 2011; MMA, 2014) e pela CETESB (2016), que fornecem anualmente o número de veículos novos licenciados, apresentando também uma série histórica da evolução do licenciamento por categoria de veículo e tipo de combustível utilizado. Os dados obtidos correspondem àqueles de “Licenciamento de autoveículos novos por combustível – 1957/2021” à nível de Brasil. Optou-se por utilizar os dados à nível de país por ser a única base de dados apresentada que traz informações específicas para cada categoria de consumo de combustível.

A etapa de aplicação das taxas de sobrevivência ($S_{ano-calendarioi,ano-modelok}$) foi realizada a partir de curvas de sucateamento dos veículos publicadas nos inventários nacionais (MMA, 2011; MMA, 2014). Para automóveis e veículos comerciais leves do ciclo Otto, as curvas de sucateamento resultantes foram uma função *Gompertz*, conforme a Equação (2).

$$S(t) = 1 - e^{-e^{(a+b.t)}} \quad (2)$$

Onde $S(t)$ é a taxa de sobrevivência, que corresponde à fração de veículos remanescentes, ainda não sucateados, com idade t ; onde t é a idade do veículo em anos; a e b são parâmetros variáveis de acordo com cada tipo de veículo, conforme descrito na Tabela 6.

Para os veículos do ciclo Diesel, a função de sucateamento adotada é uma função logística renormalizada, como observado na Equação (3).

$$S(t) = \frac{1}{1 + e^{[a(t-t_0)]}} + \frac{1}{1 + e^{[a(t-t_0)]}} \quad (3)$$

Onde $S(t)$ é a taxa de sobrevivência dos veículos com idade t ; onde t é a idade do veículo em anos; a e t_0 são parâmetros variáveis de acordo com cada tipo de veículo, conforme apresentado na Tabela 6.

A **Tabela 7** apresenta os parâmetros a , b e t_0 para a obtenção das curvas de sucateamento para as diversas categorias consideradas no presente estudo em função de suas equações correspondentes.

Seguindo as diretrizes da CETESB (2016), a idade máxima dos veículos adotada para se estimar a frota circulante foi de 40 anos, sob a consideração de que não existam veículos mais antigos em circulação em número significativo.

Tabela 7 - Coeficientes para as equações das curvas de sucateamento.

Veículo	Coeficientes		
	a	b	t_0
Automóveis	1,798	-0,137	-
Comerciais leves – Ciclo Otto	1,618	-0,141	-
Comerciais leves – Ciclo Diesel	0,17	-	15,3
Caminhões	0,10	-	17
Ônibus	0,16	-	19,1

Referência: MMA (2011) e MMA (2014).

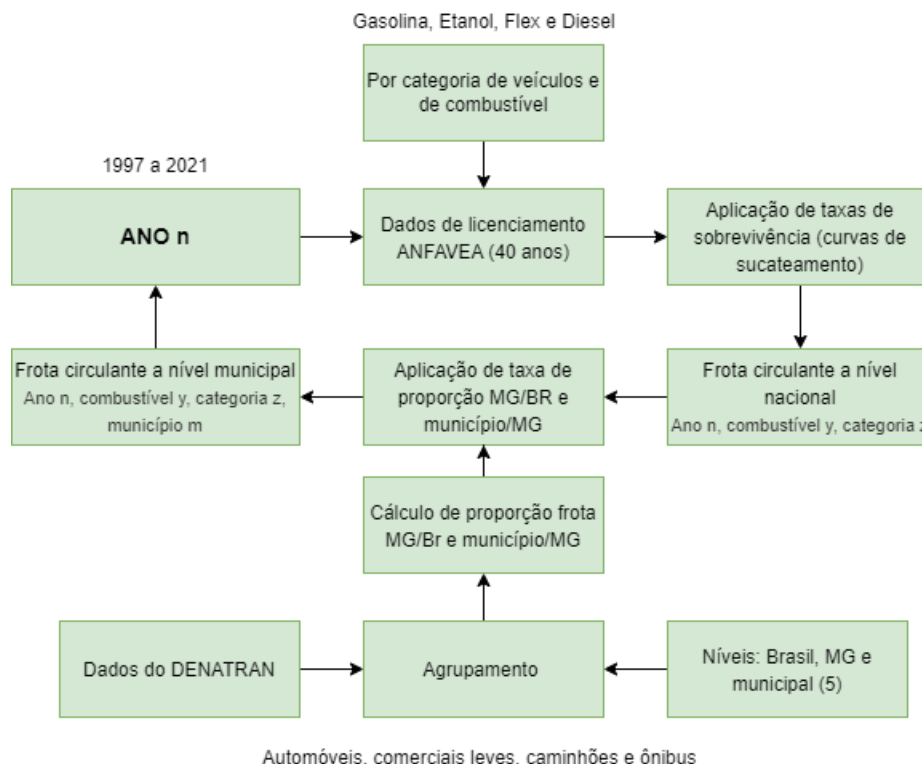
A estimativa foi realizada a nível nacional, sendo que para a estimativa a nível estadual e municipal, foram calculados fatores de proporção de frota considerando a razão de frota anual entre estado e municípios de dados do Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN, 2022), para cada um dos anos analisados e para cada subcategoria veicular: automóveis, comerciais leves, ônibus e caminhão.

É importante ressaltar que essas estimativas incorporam incertezas decorrentes de características regionais, pois o cálculo é baseado em estatísticas validadas para a frota nacional como um todo. Além disso, de forma complementar, avaliou-se a evolução e a tendência da venda de combustíveis por tipo (gasolina, etanol e diesel) que foram obtidos através da plataforma da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP, 2021).

A estimativa foi realizada para cada ano com dados disponíveis entre 1995 e 2021, considerando os dados dos últimos 40 anos, e para cada um dos municípios da RMBH contemplados pela rede de monitoramento e para cada categoria veicular e de combustíveis. Para a análise final e avaliação com as fases do PROCONVE, os veículos foram agrupados nas categorias LEVES (automóveis e comerciais leves) e PESADOS (caminhões e ônibus). Para os veículos de duas rodas, foram obtidos dados diretos de frota circulante, através da base de dados da Associação Brasileira dos Fabricantes de Motocicletas, Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares (ABRACICLO, 2022).

Por fim, foi aplicado o teste de tendência temporal de Mann-Kendall para avaliação de presença ou ausência de tendência de aumento ou diminuição de frota circulante e do consumo de combustíveis, considerando um nível de significância de 5%. A **Figura 11** apresenta o fluxograma geral com a metodologia para estimativa das frotas circulantes anuais (1997 a 2021), por município.

Figura 11 - Fluxograma da metodologia para estimativa das frotas circulantes anuais (1997 a 2021), por município.



4.6 Efetividade das políticas e programas de controle da poluição do ar

Esta etapa buscou verificar a efetividade da implementação dos programas e planos de controle de emissões para melhoria da qualidade do ar, tanto a nível nacional quanto a nível regional da RMBH.

A nível nacional, este trabalho usou como referência a efetividade dos programas nacionais PROCONVE e PROMOT, com uma análise da evolução da frota circulante veicular por categoria e por tipo de combustível, e da implementação das fases desses programas com a evolução das concentrações de poluentes no ar atmosférico.

A nível regional, este trabalho buscou avaliar a efetividade da implementação de políticas, regulamentações e intervenções realizadas a nível estadual e regional da RMBH incluídas nas três versões dos Planos de Controle de Poluição Veicular de Minas Gerais. Além disso, os resultados foram também utilizados para investigação da eficiência da gestão da qualidade do ar no Estado, sob a hipótese ideal de melhoria da qualidade do ar ao longo dos anos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Representatividade estatística da rede de qualidade do ar da RMBH

Os resultados da representatividade estatística da rede de monitoramento da qualidade do ar da RMBH para cada quadrimestre entre 2009 e 2021 seguem apresentados da **Figura 12** à **Figura 17** para os poluentes MP_{10} , $MP_{2,5}$, NO_2 , SO_2 e CO, respectivamente. No geral, os resultados mostram que ao longo da série, houve melhoria na operação das estações da rede, principalmente entre 2015 e 2018, com aumento da representatividade. No entanto, desde 2019 a qualidade dos dados de monitoramento vem regredindo, com diminuição no percentual das medições em algumas estações, sendo constatado o retorno de frequências de quadrimestres sem atendimento dos percentuais mínimos de 50% por quadrimestre que garantem a representatividade anual da qualidade do ar.

A estação Avenida do Contorno (Belo Horizonte) foi a que apresentou melhor evolução do desempenho operacional, sendo a única com uma tendência significativa de melhoria na representatividade dos quadrimestres para todos os poluentes avaliados, cumprindo a representatividade mínima de 50% dos dados válidos desde 2015. Por outro lado, tem-se as estações Delegacia Amazonas (Belo Horizonte) e Cidade Industrial (Contagem) como destaques de piores desempenhos, que além de demonstrar uma tendência de piora na representatividade dos dados, vem desde 2019 demonstrando quedas na representatividade, chegando a zero o monitoramento dos poluentes gasosos atualmente. Ambas as estações, duas das mais antigas da RMBH, são operadas pela empresa Mannesmann. Por estarem associadas a processos de licenciamento, o monitoramento é dependente de renovações em condicionantes, podendo ficar inoperante entre liberação de licenças ou caso haja alterações nas licenças, que foi o que aconteceu para as estações operadas por este empreendimento. Durante seu processo de renovação de licença, a obrigatoriedade do monitoramento da qualidade do ar foi retirada de suas condicionantes sob decisão do órgão licenciador de Minas Gerais (SUPRAM), sem aprovação prévia da equipe responsável pela gestão da rede

(FEAM/GESAR)⁸. Ressalta-se que as duas estações correspondem a duas das mais antigas da RMBH e essenciais para estudos que necessitem de dados históricos, além de contemplar a única estação da rede localizada no município de Contagem, a Cidade Industrial, no centro do eixo urbano e industrial da RMBH com forte influências de emissões dos setores veiculares e industriais. A falta de monitoramento dessa estação compromete a avaliação da qualidade do ar na região, além do acompanhamento e garantia de efetividade das ações de controle para melhoria da qualidade do ar local.

O restante das estações apresentaram estabilidade na representatividade dos quadrimestres, com alguns outros casos de melhoria, sendo que no geral, esses casos de melhora ao longo dos anos ou estabilidade com boas representatividades foram observados, predominantemente, nas estações operadas pela empresa REGAP. O único caso que foge à regra, foi para o poluente $MP_{2,5}$ na estação Célvia, que também apresentou tendência positiva.

Os resultados indicam ainda que, com exceção das estações que apresentaram piora na qualidade operacional, nos últimos seis anos as representatividades estiveram na maior parte do tempo atendendo ao percentual mínimo. No entanto, destaca-se que o material particulado (MP_{10} e $MP_{2,5}$) correspondem aos poluentes com maiores instabilidades e problemas nas medições, uma vez que desde 2015 foram os que apresentaram maior recorrência de quadrimestres não representativos.

⁸ Informação obtida via e-mail pela Feam/Gesar após ser enviado questionamento próprio sobre a ausência de dados das estações Delegacia Amazonas e Cidade Industrial.

Figura 12 - Representatividade de MP_{10} por quadrimestre entre 2009 e 2021, em %.

	ANO	2009			2010			2011			2012			2013			2014			2015			2016			2017			2018			2019			2020			2021			Mann-Kendall trend test										
Município	Quadrimestre	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º														
Belo Horizonte	Av. do Contorno	72	69	7	27	46	22	0	72	95	98	100	96	0	0	0	0	35	100	94	100	79	99	100	99	88	100	97	100	100	96	100	98	94	99	100	64	86	95	99	Melhora										
	Delegacia Amazonas	98	100	98	70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	100	94	97	99	79	59	69	62	62	85	64	77	89	73	65	52	62	7	14	1	Estabilidade										
	PUC Barreiro																												94	99	92	82	94	65	67	64	28	0	66	94	Piora										
	PUC São Gabriel																																							Estabilidade											
Contagem	Cidade Industrial																			16	96	30	94	92	94	57	96	70	68	66	78	59	95	82	40	17	0	13	26	0	Piora										
Betim	Alterosa	76	13	40	52	44	35	0	0	81	96	94	93	94	96	98	99	97	99	100	80	75	99	93	95	82	96	95	67	69	76	43	91	92	91	90	99	95	61	82	Estabilidade										
	Petrovale	77	95	85	27	74	90	93	100	98	94	89	87	0	81	99	99	98	97	93	86	95	90	97	96	82	96	95	99	59	58	85	93	71	100	100	100	97	100	100	Melhora										
	Centro Administrativa de Betim			32	22	54	0	0	69	100	93	96	96	96	92	68	98	93	99	100	95	85	99	99	98	87	100	96	96	68	75	96	100	92	99	100	100	83	91	71	Melhora										
Ibirité	Cascata	89	82	40	26	55	85	97	91	100	96	97	99	98	95	100	99	63	25	0	100	99	98	97	98	87	99	97	99	100	98	99	100	93	99	100	100	85	98	56	Melhora										
	Piratinunga	76	67	78	59	61	7	0	0	0	23	99	83	55	18	99	72	97	82	92	100	100	98	96	90	99	100	97	99	100	100	97	98	86	80	72	89	90	94	95	Melhora										
São José da Lapa	Centro - Delegacia																			2	90	76	94	92	100	94	91	91	96	91	95	56	99	92	80	94	73	93	98	100	Estabilidade										
	Célvia																			0	21	100	99	94	99	89	99	95	91	76	81	96	97	96	99	96	89	98	99	98	Estabilidade										
	Jardim Encantado																			18	93	94	99	81	38	86	100	86	94	49	95	87	94	97	67	12	15	49	0	0	Estabilidade										
	Filinha Gama																			42	15	34	95	93	90	84	96	95	86	83	69	13	35	95	95	78	88	53	53	15	Estabilidade										
Brumadinho	Comunidade do Feijão																			86	91	95	89	72	62	84	68	74	60	94	58	43	86	92	61	67	83	87	92	98	Estabilidade										
	E. M. Pde Vicente Assunção																																								25	88	96	66	84	99	81	95	Estabilidade		
	Parque da Cachoeira																																											26	79	88	75	70	78	76	79

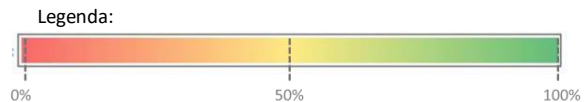


Figura 13 – Representatividade de $MP_{2,5}$ por quadrimestre entre 2009 e 2021, em %.

	ANO	2009			2010			2011			2012			2013			2014			2015			2016			2017			2018			2019			2020			2021			Mann-Kendall trend test
Município	Quadrimestre	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º							
Belo Horizonte	Av. do Contorno																																						Melhora		
	Delegacia Amazonas																																							Estabilidade	
	PUC Barreiro																																							Estabilidade	
	PUC São Gabriel																																							Estabilidade	
Contagem	Cidade Industrial																																							Estabilidade	
Betim	Alterosa																																								Estabilidade
	Petrovale																																							Estabilidade	
	Centro Administrativo de Betim																																							Estabilidade	
Ibirité	Cascata																																								Estabilidade
	Piratinga																																								Estabilidade
São José da Lapa	Centro - Delegacia																																								Estabilidade
	Célia																																								Melhora
	Jardim Encantado																																								Estabilidade
	Filinha Gama																																								Estabilidade
Brumadinho	Comunidade do Feijão																																								Estabilidade
	E. M. Pde Vicente Assunção																																								Estabilidade
	Parque da Cachoeira																																								Estabilidade

Legenda:

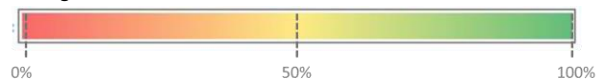


Figura 14 - Representatividade de NO_2 por quadrimestre entre 2009 e 2021, em %.

	ANO	2009			2010			2011			2012			2013			2014			2015			2016			2017			2018			2019			2020			2021			Mann-Kendall trend test
Município	Quadrimestre	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º				
Belo Horizonte	Av. do Contorno	83	58	5	0	34	68	56	91	87	98	100	98	0	0	0	0	35	87	93	93	70	100	100	97	88	99	99	100	98	99	99	95	87	89	85	86	95	100	100	Melhora
	Delegacia Amazonas													97	100	100	98	100	100	41	92	98	100	80	99	78	87	57	86	100	81	93	96	100	89	100	100	7	54	25	Estabilidade
	PUC Barreiro																												94	85	95	99	99	97	18	11	62	9	73	100	Estabilidade
	PUC São Gabriel																														94	95	100	99	89	83	98	97	82	Estabilidade	
Contagem	Cidade Industrial																16	100	39	10	91	100	98	100	94	66	47	77	61	63	54	0	54	93	40	0	62	54	99	25	Estabilidade
Betim	Alterosa																51	98	99	100	84	93	97	99	84	80	96	95	98	96	93	72	96	85	99	89	83	86	89	90	Estabilidade
	Petrovale	95	95	83	57	57	97	98	100	98	96	100	94	0	77	98	99	99	96	100	82	98	99	99	99	80	96	95	99	100	98	95	98	96	100	95	100	100	89	86	Estabilidade
	Centro Administrativo de Betim	23	27	20	66	64	24	58	98	97	77	98	59	10	99	94	99	96	100	100	95	79	93	97	94	84	100	86	98	60	83	100	100	91	96	100	96	94	98	62	Melhora
Ibirité	Cascata	91	61	11	26	84	85	80	99	98	98	99	99	10	92	99	92	91	31	0	94	100	97	99	98	87	99	73	98	75	96	96	98	100	99	100	83	99	98	82	Melhora
	Piratiniga	8	0	50	17	61	48	16	54	98	55	66	100	0	33	99	99	100	95	99	92	95	89	96	81	88	100	83	96	100	98	99	98	93	95	89	95	98	100	93	Melhora
Brumadinho	Parque da Cachoeira																																					97	99	84	Estabilidade

Legenda:

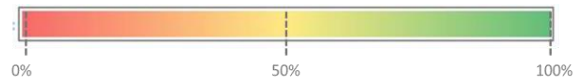


Figura 15 – Representatividade de O_3 por quadrimestre entre 2009 e 2021, em %.

	ANO	2009			2010			2011			2012			2013			2014			2015			2016			2017			2018			2019			2020			2021			Mann-Kendall trend test
Município	Quadrimestre	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º				
Belo Horizonte	Av. do Contorno	96	58	8	46	61	95	88	100	95	98	100	73	0	0	0	0	37	99	91	95	73	98	91	97	84	99	73	95	95	96	93	98	98	87	100	91	98	100	89	Melhora
	Delegacia Amazonas													97	100	87	98	100	100	41	92	73	88	78	99	76	72	76	84	100	58	54	61	0	0	0	0	0	0	0	Piora
	PUC Barreiro																												81	86	90	78	99	99	43	40	38	0	65	98	Estabilidade
	PUC São Gabriel																														96	100	100	95	70	78	96	96	69	Estabilidade	
Contagem	Cidade Industrial																16	100	39	10	91	100	98	100	71	75	100	77	55	0	0	26	100	93	41	0	62	19	0	0	Piora
Betim	Alterosa	77	0	31	28	54	98	97	97	100	96	100	99	95	99	98	99	98	99	97	82	89	97	98	69	83	93	86	98	96	98	78	98	97	76	91	87	100	99	99	Estabilidade
	Petrovale	97	95	91	46	97	99	99	100	100	97	100	96	0	82	99	99	98	100	99	78	93	96	97	93	83	93	86	97	97	89	82	91	94	100	58	96	99	96	87	Estabilidade
	Centro Administrativo de Betim	72	52	77	51	97	93	98	98	99	95	100	98	10	95	98	99	96	100	94	93	80	95	96	93	86	87	73	92	60	77	94	97	81	98	96	88	88	92	45	Estabilidade
Ibirité	Cascata	97	91	65	53	89	94	88	96	97	82	100	99	10	98	99	99	89	31	0	97	71	76	98	93	81	92	79	97	57	100	95	97	96	81	100	75	99	97	100	Estabilidade
	Piratininga	88	100	91	77	80	56	77	97	93	99	100	93	1	37	98	99	100	99	99	91	99	97	96	81	87	95	73	96	92	87	98	99	96	93	98	98	91	93	88	Estabilidade
Brumadinho	E. M. Pde Vicente Assunção																																					70	100	97	Estabilidade

Legenda:

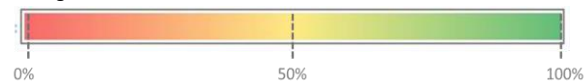


Figura 16 – Representatividade de SO_2 por quadrimestre entre 2009 e 2021, em %.

	ANO	2009			2010			2011			2012			2013			2014			2015			2016			2017			2018			2019			2020			2021			Mann-Kendall trend test
Município	Quadrimestre	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º				
Belo Horizonte	Av. do Contorno	59	32	7	13	50	83	91	99	96	84	100	99	0	0	0	0	37	100	90	97	77	99	97	99	85	100	72	98	99	100	98	99	95	88	95	89	98	100	93	Melhora
	Delegacia Amazonas													97	100	100	56	100	100	41	15	55	100	80	99	0	63	95	99	48	76	93	33	0	0	28	100	0	0	0	Piora
	PUC Barreiro																												59	86	84	81	92	95	41	40	65	9	68	100	Estabilidade
	PUC São Gabriel																															98	99	99	94	89	81	96	97	80	Estabilidade
Contagem	Cidade Industrial																16	100	39	10	66	87	98	100	38	0	64	59	80	85	83	49	0	0	34	0	28	52	99	25	Estabilidade
Betim	Alterosa	11	0	36	66	53	91	96	98	100	93	100	99	96	98	98	98	98	100	98	81	91	95	98	71	84	99	94	98	97	97	74	100	94	96	100	99	100	99	99	Melhora
	Petrovale	96	95	89	64	97	97	91	99	100	97	99	96	0	82	99	99	99	96	97	80	96	93	96	95	84	99	94	98	97	98	85	100	95	100	75	95	100	97	99	Estabilidade
	Centro Administrativo de Betim	58	52	43	80	89	87	98	95	100	92	100	97	18	99	98	99	95	100	100	94	81	98	95	92	89	83	75	90	66	83	97	97	88	85	100	96	93	92	61	Estabilidade
Ibirité	Cascata	89	86	57	9	83	90	94	95	100	98	100	98	0	85	100	99	99	31	0	92	75	80	96	98	86	96	91	96	74	99	97	100	93	83	100	94	97	96	98	Estabilidade
	Piratiniga	72	99	99	79	99	56	64	100	94	98	88	100	25	83	97	99	100	99	99	96	100	99	99	78	88	93	74	89	98	98	95	96	94	92	100	94	92	94	82	Estabilidade

Legenda:

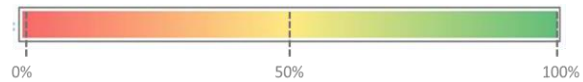
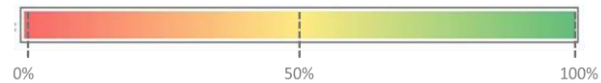


Figura 17 – Representatividade de CO por quadrimestre entre 2009 e 2021, em %.

	ANO	2009			2010			2011			2012			2013			2014			2015			2016			2017			2018			2019			2020			2021			Mann-Kendall trend test
Município	Quadrimestre	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º				
Belo Horizonte	Av. do Contorno	80	22	1	0	20	92	96	100	96	98	100	99	0	0	0	0	37	100	94	96	76	94	93	97	83	96	70	70	86	97	94	98	97	98	99	82	94	96	97	Melhora
	Delegacia Amazonas													97	99	100	94	100	100	100	100	100	100	99	81	79	87	95	99	100	81	93	96	73	64	72	79	6	54	25	Piora
	PUC Barreiro																												85	81	99	99	61	99	63	66	73	2	53	100	Estabilidade
	PUC São Gabriel																															91	89	98	99	91	67	99	97	92	Estabilidade
Contagem	Cidade Industrial																16	100	38	10	93	100	98	100	94	76	60	75	24	0	0	26	95	34	33	0	28	42	0	0	Piora
Betim	Alterosa			37	58	53	90	93	67	99	96	100	99	94	98	97	99	95	100	82	83	91	96	98	72	77	100	94	94	99	94	75	100	97	100	98	98	97	96	97	Melhora
	Petrovale	87	95	92	64	79	99	99	100	100	97	100	96	0	82	99	99	99	100	95	52	84	91	99	99	77	100	94	73	93	99	84	100	93	80	77	77	98	99	98	Estabilidade
	Centro Administrativo de Betim	71	52	43	61	20	92	86	69	100	95	100	97	10	99	98	99	94	100	89	85	78	87	95	96	87	83	79	95	58	81	96	96	97	99	93	92	92	96	58	Estabilidade
Ibirité	Cascata	90	94	53	63	78	91	95	96	100	98	100	99	10	96	100	99	88	0	0	93	70	65	91	99	87	99	100	99	96	94	96	99	97	98	99	73	97	97	83	Estabilidade
	Piratinunga	62	96	63	0	28	56	0	68	98	93	97	100	10	83	94	99	97	99	87	93	99	95	95	78	86	94	72	95	96	94	99	98	98	93	99	98	93	93	93	Melhora

Legenda:



Os resultados de representatividade da rede demonstraram a fragilidade e o risco de gestão da rede de monitoramento com base no modelo “Rede e operação pelas empresas poluidores”, que faz com que a qualidade do funcionamento de uma estação seja dependente da empresa responsável por sua instalação e operação, mesmo que o acompanhamento seja feito pelo órgão ambiental, além de que a funcionalidade da rede seja influenciada pelos processos de licenciamento ambiental, que pode resultar em oscilações e períodos longos sem operação das estações ou até mesmo, sua inatividade.

Apesar de suas fragilidades, esse modelo tem se mostrado o modelo mais viável e efetivo para a atualidade no estado, uma vez que a gestão e operação por parte do órgão público é dependente de investimentos públicos em pessoal e infraestrutura, que tem sido escasso. Frente ao sucateamento e ataques aos órgãos técnicos ambientais, essa realidade mostra-se cada vez mais distante. No entanto, é importante que os órgãos públicos levem em consideração os cofatores sociais, ambientais e econômicos para determinação do sistema de gestão, como a inclusão dos gastos com saúde pública provenientes do impacto da poluição do ar na saúde humana nas avaliações econômicas e nos planos orçamentários, por exemplo.

Outro ponto que resulta em fragilidades na avaliação da operação de uma rede de monitoramento é quanto à etapa de validação de dados, que mesmo que existam critérios base de validação, esses acabam dependentes de considerações do operador responsável e, portanto, um processo subjetivo e susceptível à interpretações errôneas. Neste sentido, os resultados de representatividades de cada ano podem sofrer influências em caso de alterações de equipe ou de pessoa responsável por sua validação.

5.2 Tendência e caracterização da qualidade do ar

A evolução das concentrações médias anuais entre 1995 e 2021, classificadas conforme as diretrizes de qualidade do ar (DQA) da OMS para os poluentes MP_{10} , $MP_{2,5}$, NO_2 e O_3 estão representadas pelas **Figura 18**, **Figura 20**, **Figura 22** e **Figura 23**, respectivamente, bem como a representação gráfica dos resultados da aplicação do teste de tendência temporal de Mann-Kendall com

95% de segurança. Para SO_2 a classificação foi realizada com base nas fases de padrões da Resolução CONAMA nº 491 de 2018, uma vez que a OMS não estabelece diretrizes para exposição anual deste poluente (**Figura 25**).

5.2.1 Tendência das concentrações de material particulado inalável (MP_{10})

Para MP_{10} , o histórico de dados da rede de monitoramento da qualidade do ar demonstrou que para toda a série histórica e para quase a totalidade das estações, as concentrações anuais não atenderam ao recomendado pela OMS. Apenas as estações Av. do Contorno e Delegacia Amazonas, em Belo Horizonte, e Cascata e Piratininga, de Ibirité, já alcançaram concentrações abaixo da DQA em alguns dos anos analisados, mas nenhuma nos últimos dez anos (**Figura 18**).

Dentre as estações da rede, as estações de Contagem e de Betim apresentaram uma melhora significativa na qualidade do ar ao longo do período analisado, uma vez que os resultados da aplicação do teste de tendência de Mann Whitney apontaram tendências negativas. Ainda assim, estes dois municípios contemplaram três das estações que vem apresentando as piores situações da qualidade do ar, com frequência de concentrações dentro das fases M3 e M2 desde 2015. Ainda, considerando todo o período de monitoramento, essas regiões alcançaram concentrações médias anuais acima de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Contagem e Betim) e até mesmo acima de $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na estação Alterosa (Betim).

Considerando os últimos anos, o município que apresentou a pior situação para MP_{10} foi São José da Lapa, que vem alcançando desde o início de sua operação (2015), concentrações que se aproximam e ultrapassam a primeira meta intermediária (M1) recomendada pela OMS, fato não observado em nenhuma outra estação. Os resultados de tendência das médias anuais indicaram uma estabilidade dessa situação ao longo dos anos, sem perspectiva de melhora, e até mesmo aumento em suas concentrações.

Figura 18 - Concentrações médias anuais de MP_{10} , em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, entre 1995 e 2021, classificadas conforme as diretrizes de qualidade do ar (DQA) da OMS.

Município	Estação de monitoramento	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Tendência
Belo Horizonte	Rui Barbosa/ Av. do Contorno	43	22	22	25	30	13	21	26	39	29	22	26	26	28	29	32	52	31		31	22	19	22	30	33	27	30	*
	Del. Amazonas								17	18	17	14	17	17	15	15	12					31	27	32	22	21	17	24	*
	Aeroporto Carlos Prates								21	25	18	16	19	20	20	25	25												*
	CAMG																			25	29								*
	PUC Barreiro																								27	31	26	27	*
	PUC São Gabriel																									27	21	26	*
Contagem	DNER/ Cidade Industrial	65	66	67	52	44	32	39	48	44	48	40	48									47	42	40	39	43	35	38	-
	Praça Tancredo Neves																41												
Betim	Alterosa	48	92		73	70	58	47	52	37	21	41	51	49	49	32	42	34	37	39	30	42	45	34	35	38	24	31	-
	Petrovale										41	31	41	41	38	23	32	36	31	34	34	34	29	29	26	25	17	20	-
	Centro Adm. Betim										47	40	56	50	29	63	58	51	49	50	41	42	32	28	31	26	33	-	
Ibirité	Cascata									56	13	11	15	19	17	25	31	33	31	35	28	43	38	28	28	25	22	*	
	Piratinunga										18	20	12	23	18	25		25	24	51	23	41	32	27	39	27	28	+	
São José da Lapa	Centro																					68	68	60	63	70	59	71	*
	Célvia																					31	26	22	22	27	22	27	*
	Jardim Encantado																					43	39	48	50	52	42	34	*
	Filhinha Gama																					40	45	50	50	58	56	52	+
Brumadinho	Comunidade do Feijão																					37	42	39	27	29	22	26	*
	E.M. Padre Vicente Assunção																									39	28	29	*
	Parque da Cachoeira																									42	22	35	*

Fases do PROCONVE	L2	L3		L4	L5		L6
	P2	P3	P4	P5	P6	P7	
Fases do PROMOT			M1	M2	M3	M4	

LEGENDA E CLASSES OMS (2021):

	Acima de 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	M1 Entre 50 e 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	M2 Entre 30 e 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	M3 Entre 20 e 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	M4 Entre 15 e 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	DQA Abaixo de 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	Média anual não representativa: (Critérios: 75% até 2008 e 50% por quadrimestre a partir de 2009)

LEGENDA DA TENDÊNCIA:

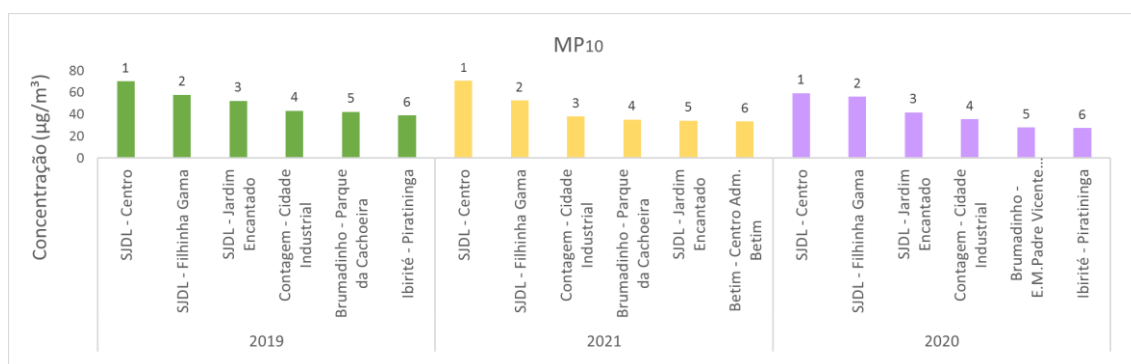
	Tendência de aumento
	Tendência de diminuição
	Sem tendência

Nota: Todas as médias anuais entre 1995 e 2008 e todas àquelas referentes às estações Carlos Prates e Praça Tancredo Neves foram retiradas dos relatórios anuais de qualidade do ar da FEAM (2022e), devido à ausência de disponibilização de seus dados horários.

A **Figura 19** traz o ranking das seis estações da RMBH com as maiores concentrações médias anuais de MP_{10} nos últimos três anos (2019 a 2021 – anos em que todas as estações ativas atualmente já operavam). Neste sentido, para os três anos, as estações de São José da Lapa, Centro e Filhinha Gama, estiveram com a primeira e segunda posição de maiores concentrações de MP_{10} . As duas estações correspondem àquelas de localização mais próximas às indústrias de produção de cal da região, sendo a estação Centro a mais próxima

à empresa Mineração Belocal Ltda. e a Filhinha Gama mais próxima à Indústria de Calcinação Ltda. – ICAL (IRENO, 2015). Além da proximidade da estação Centro com fontes expostas das indústrias de cal do município, Ireno (2015) demonstrou a predominância de ventos provenientes da região industrial em direção à essa estação, que se encontra em uma altitude menor do que a dos empreendimentos⁹, sugerindo o provável carregamento das emissões dessa região em direção à estação. Destaca-se ainda que as estações Centro e Filhinha Gama localizam-se próximas a duas principais vias de circulação, rua Célio Virgílio Machado e rodovia MG-424, respectivamente¹⁰. A Estação Jardim Encantado, do mesmo município, também foi exposto nos anos de 2019 e 2020 com a terceira posição, passando em 2021 para a quinta. A estação Cidade Industrial, de Contagem, também merece destaque, uma vez que permaneceu entre as quatro piores posições nos três últimos anos. As outras estações que apareceram no pódio foram: Parque da Cachoeira e E.M. Padre Vicente, de Brumadinho, Piratininga, de Ibirité e Centro Administrativo de Betim, em Betim.

Figura 19 - Ranking das seis estações da RMBH com as maiores concentrações médias anuais de MP_{10} nos últimos três anos (2019 a 2021).



5.2.2 Tendência das concentrações de material particulado inalável fino ($MP_{2,5}$)

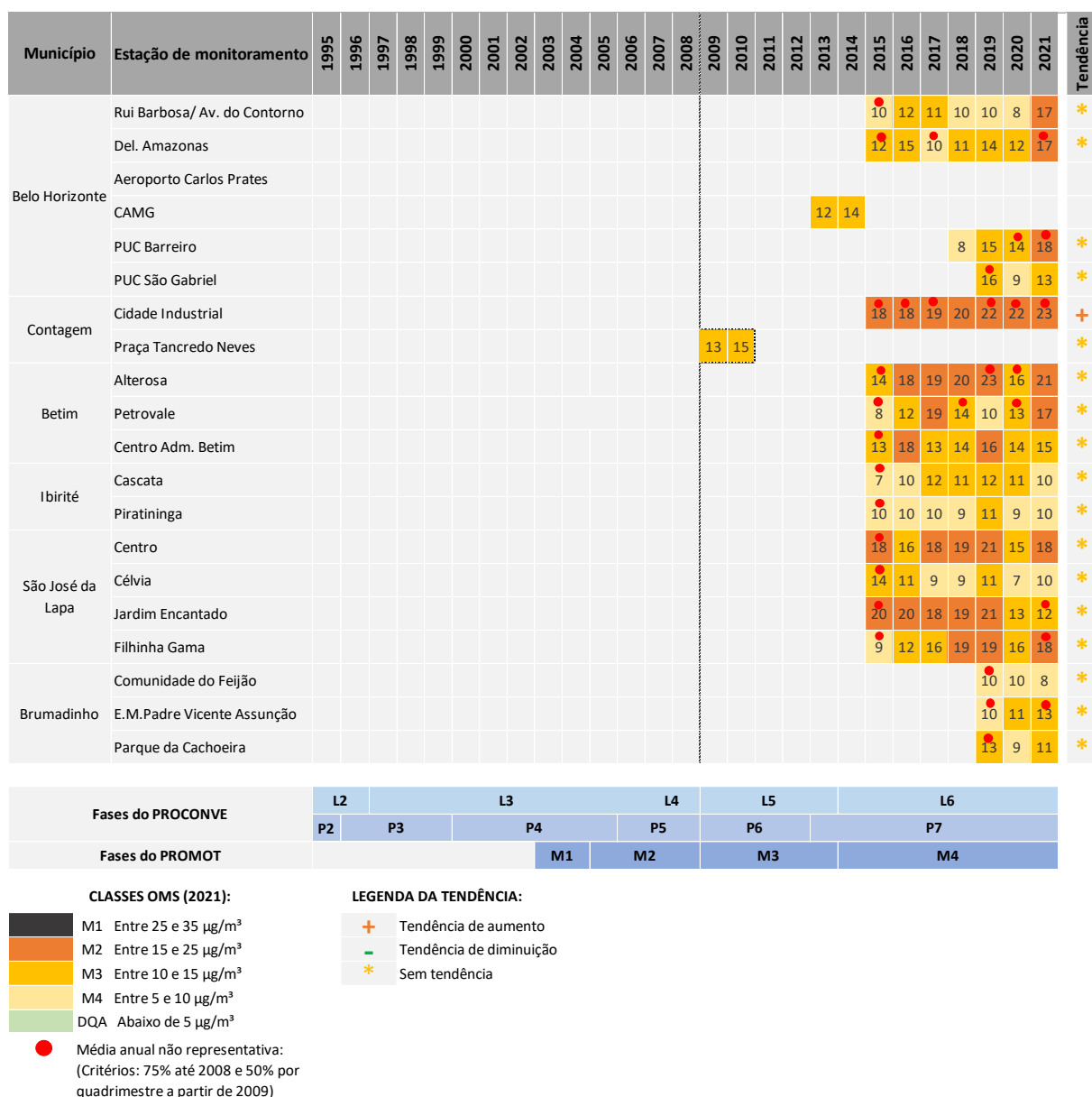
Em relação a $MP_{2,5}$, cujo monitoramento foi iniciado no ano de 2015, pela **Figura 20** é possível verificar que as concentrações deste poluente na RMBH não atenderam à DQA para nenhum dos anos e para nenhuma das estações da rede, permanecendo entre as metas M4 e M2 da OMS. Além disso, as estações demonstraram uma tendência de estabilidade nas concentrações deste poluente

⁹ Observações realizadas através do *software* Google Earth em 12 de outubro de 2022.

¹⁰ Observações realizadas através do *software* Google Earth em 12 de outubro de 2022.

na RMBH, sem perspectiva de melhora da qualidade do ar. Apenas a estação Cidade Industrial (Contagem) indicou uma elevação das concentrações ao longo dos últimos sete anos com uma tendência positiva, mas permanecendo durante toda a série histórica dentro da fase M2, sugerindo ser a região de pior situação para este parâmetro.

Figura 20 - Concentrações médias anuais de $MP_{2,5}$, em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, entre 1995 e 2021, classificadas conforme as diretrizes de qualidade do ar (DQA) da OMS.



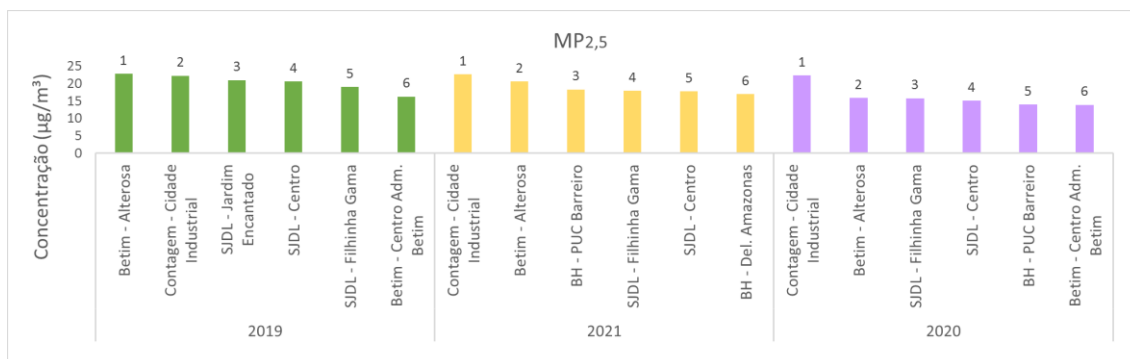
Nota: Todas as médias anuais entre 1995 e 2008 e todas àquelas referentes às estações Carlos Prates e Praça Tancredo Neves foram retiradas dos relatórios anuais de qualidade do ar da FEAM (2022e), devido à ausência de disponibilização de seus dados horários.

A **Figura 21** traz o ranking das seis estações da RMBH com as maiores concentrações médias anuais de $MP_{2,5}$ nos últimos três anos (2019 a 2021 – anos em que todas as estações ativas atualmente já operavam). Neste sentido, tanto a **Figura 20** quanto a **Figura 21** expõe as estações Alterosa e Centro Administrativo de Betim, do município de Betim, e a Cidade Industrial, de Contagem, dentre os locais de maiores concentrações de longa exposição para este poluente, sendo que Cidade Industrial e Alterosa estiveram com a primeira e segunda posição de maiores concentrações de $MP_{2,5}$ nos últimos três anos. Assim como destacado no relatório anual de qualidade do ar de 2013 (FEAM, 2016), a estação Alterosa apresenta fluxo moderado de veículos e um porto de indústrias nas suas proximidades. A estação Cidade Industrial localiza-se no perímetro interno da Cidade Industrial de Contagem, próximo ainda de avenidas de intensa circulação de veículos, que conectam os eixos de BH, Contagem e Betim¹¹. Dessa forma, ambas as estações sofrem provável forte influência simultânea de fontes veiculares e industriais. Estações do município de São José da Lapa também aparecem nos últimos três anos entre as seis de maiores concentrações, sendo que apenas a estação Célvia não entrou no ranking em nenhum destes anos, com localização próxima à Avenida Doutor Jorge Dias Oliva, em Vespasiano, e a nordeste das indústrias de produção de cal da região e em uma altitude mais elevada em relação a eles. Enquanto para MP_{10} a estação Centro deste município foi a que apresentou pior situação, para $MP_{2,5}$ o destaque foi para Filhinha Gama, localizada próxima à MG-424 e a oeste das indústrias de cal, em uma altitude maior que a delas. Outras estações que apareceram no pódio para este poluente foram PUC Barreiro e Delegacia Amazonas, ambas do município de Belo Horizonte, próximas a importantes vias de circulação de veículos. Próximo à PUC Barreiro há também a presença de uma linha ferroviária, além de estar localizada a aproximadamente 1,5km na direção sul da Cidade Industrial de Contagem, e de indústrias da região como a 1,5km na direção leste da siderúrgica Vallourec¹².

¹¹ Observações realizadas através do *software* Google Earth em 12 de outubro de 2022.

¹² Observações realizadas através do *software* Google Earth em 12 de outubro de 2022.

Figura 21 - Ranking das seis estações da RMBH com as maiores concentrações médias anuais de $MP_{2,5}$ nos últimos três anos (2019 a 2021).



Além disso, considerando um raio de 40km tendo o município de São José da Lapa como ponto central, localiza-se toda a mancha intensamente urbanizada do eixo Belo Horizonte, Contagem, Betim e Ibirité, e por se tratar da fração mais fina de particulados, é importante levar em consideração a sua formação secundária e o seu transporte proveniente de outras regiões, como o eixo urbanizado central da RMBH. Dessa forma, a ferramenta de aplicação de modelo receptor surge como um dos principais mecanismos para controle da poluição atmosférica desse poluente na RMBH, atuando na identificação de suas origens para assim, definir ações com foco específicos nos principais contribuintes com o objetivo de reduzir suas concentrações no ar.

5.2.3 Tendência das concentrações de dióxido de nitrogênio (NO_2)

Para o NO_2 (**Figura 22**), constata-se a melhora na qualidade do ar para as regiões cujo monitoramento iniciou na data anterior à 2009, sendo que os resultados demonstraram redução significativa das concentrações desse poluente nas estações Avenida do Contorno, em Belo Horizonte, Petrovale e Centro Administrativo de Betim, em Betim, e Piratininga, em Ibirité. O restante das estações não apresentou uma tendência significativa quanto à evolução de suas concentrações anuais.

No entanto, para NO_2 , assim como para os demais poluentes gasosos que passou por uma etapa de conversão dos dados, é importante ressaltar uma fragilidade da análise da evolução da qualidade do ar, uma vez que a metodologia para obtenção dos dados antes e após o ano de 2009 foi diferente.

No primeiro período (até 2008), as médias consideradas foram aquelas apresentadas nos relatórios anuais e artigos publicados pela FEAM, sendo que a partir de 2009, as médias anuais foram calculadas a partir dos dados horários disponibilizados também pela FEAM. Neste sentido, uma verificação realizada nos cálculos de médias anuais entre os anos de 2009 e 2012, período em que foi possível obter as médias anuais pelos dois métodos citados, constatou uma divergência das médias anuais para os poluentes gasosos, principalmente para NO_2 , uma vez que as médias anuais informadas nos relatórios correspondem a aproximadamente duas vezes a média calculada a partir dos dados horários, o que demonstra incertezas em relação à avaliação da tendência da qualidade do ar na RMBH em função dos poluentes gasosos. A melhoria na qualidade do ar observada a partir de 2009 pode não ser real, pelo menos não na intensidade constatada, caso os dados do início do período estejam superestimados. É importante levar esse fato em consideração ao se avaliar a efetividade da implementação de programas de controle, uma vez que com a consideração das médias apresentadas nos relatórios anuais até o ano de 2012, a redução teria se dado a partir deste ano e não a partir de 2009. Ao aplicar o teste estatístico de tendência considerando o ano inicial de 2009 os resultados demonstram que apenas a estação Av. do Contorno teria demonstrado redução significativa nas concentrações, com p-valor de 0,047 e S de -30, sendo que as demais estações apresentaram uma tendência de estabilidade nas concentrações atuais, sem perspectiva de melhora ou piora.

Figura 22 - Concentrações médias anuais de NO_2 , em $\mu g/m^3$, entre 1995 e 2021, classificadas conforme as diretrizes de qualidade do ar (DQA) da OMS.

Município	Estação de monitoramento	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Tendência
Belo Horizonte	Rui Barbosa/ Av. do Contorno					28		44	56	39	59	38	34	46	64	20	36	31	43		24	26	21	12	16	14	17	18	-
	Del. Amazonas																			27	25	25	25	20	19	24	39	38	*
	Aeroporto Carlos Prates																												
	CAMG																			21	19								*
	PUC Barreiro																								19	31	32	25	*
	PUC São Gabriel																									23	21	26	*
	Cidade Industrial																				29	31	25	25	25	28	24	29	*
Contagem	Praça Tancredo Neves															52	39												
Betim	Alterosa																				28	31	29	26	27	17	13	34	*
	Petrovale									47	35	44	9	46	19	24	29	22	21	22	23	22	26	17	20	15	13		-
	Centro Adm. Betim									77	44	56	44		28	29	30	22	24	28	29	25	25	23	29	27	28		-
Ibirité	Cascata										30	26	14	30	36	15	14	16	16	10	18	18	15	13	13	18	15	7	*
	Piratinga											25	48	29	40	16	17	29	18	11	15	20	17	9	8	9	12	11	-
Brumadinho	Parque da Cachoeira																											12	

Fases do PROCONVE	L2	L3		L4	L5		L6	
	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P7	P7
Fases do PROMOT			M1	M2	M3	M4	M4	M4

LEGENDA E CLASSES OMS (2021):

	Acima de 40 $\mu g/m^3$
	M1 Entre 30 e 40 $\mu g/m^3$
	M2 Entre 20 e 30 $\mu g/m^3$
	M3 Entre 10 e 20 $\mu g/m^3$
	DQA Abaixo de 10 $\mu g/m^3$
	Média anual não representativa: (Critérios: 75% até 2008 e 50% por quadrimestre a partir de 2009)

LEGENDA DA TENDÊNCIA:

	Tendência de aumento
	Tendência de diminuição
	Sem tendência

Nota: Todas as médias anuais entre 1995 e 2008 e todas àquelas referentes às estações Carlos Prates e Praça Tancredo Neves foram retiradas dos relatórios anuais de qualidade do ar da FEAM (2022e), devido à ausência de disponibilização de seus dados horários.

Dessa forma, ao destacar essa diferença de abordagem antes e após o ano de 2009 na RMBH, as tendências de decaimento só foram observadas para as estações mais antigas da RMBH, o que traz incertezas para a conclusão de haver ou não melhoria na qualidade do ar em relação a este poluente. Ao comparar com os históricos de outras grandes regiões urbanas brasileiras, como é o caso da RMSP, da Região Metropolitana do Rio de Janeiro - RMRJ e da Região Metropolitana da Grande Vitória – RGV, nenhuma das regiões apresentaram esse comportamento de súbita redução a partir de 2009 (Andrade *et al.*, 2017; IEMA-SP, 2022d; INEA, 2020; IEMA-ES, 2022).

Considerando os últimos três anos (período de funcionamento simultâneo de todas as estações), as estações Delegacia Amazonas, PUC Barreiro e Alterosa foram as que apresentaram piores situações, com ocorrência de concentrações ainda dentro da fase M1. Para o restante das estações, as concentrações estiveram predominantemente dentro das fases M2 e M3. Apenas as estações de Ibirité alcançaram médias anuais abaixo da DQA, demonstrando ser a região de melhor qualidade do ar para este poluente.

5.2.4 Tendência das concentrações de ozônio (O_3)

Em relação ao O_3 , a representação da evolução de suas concentrações presentes na **Figura 23** faz referência às máximas médias móveis de 6 meses (iniciada em junho de 2009) calculadas a partir dos valores máximos diários das médias móveis representativas de 8 horas (tendo sido considerada uma representatividade de 75% para 8 horas). Os resultados demonstraram também para este poluente que para quase todas as estações e para quase todos os anos, este poluente apresentou concentrações acima das recomendações da OMS (DQA). A qualidade do ar na RMBH para O_3 se mostrou comumente em desacordo com a primeira meta intermediária da OMS, tendo como exceções as estações Av. do Contorno (Belo Horizonte), Cidade Industrial (Contagem) e Cascata e Piratininga (Ibirité). A estação Av. do Contorno foi a que apresentou, no geral, melhor situação da qualidade do ar considerando toda a série, no entanto, foi a única estação que apresentou tendência de aumento em suas concentrações. O restante das estações não apresentaram tendência de melhora da qualidade do ar, com exceção da estação Petrovale (Betim) cujo teste de Mann Whitney apresentou tendência negativa, provavelmente em função do alto valor no primeiro ano do período com dados de 2009 que apresentou uma concentração média acima de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Figura 23 - Concentrações médias de alta temporada de O_3 , em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, entre 1995 e 2021, classificadas conforme as diretrizes de qualidade do ar (DQA) da OMS.

Município	Estação de monitoramento	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Tendência
Belo Horizonte	Rui Barbosa/ Av. do Contorno															49	55	58	57		66	68	53	65	64	73	70	64	+
	Del. Amazonas																			88	83	99	109	78	67	93			*
	Aeroporto Carlos Prates																												
	PUC Barreiro																								100	106	108	80	*
	PUC São Gabriel																									91	83	80	*
Contagem	Cidade Industrial																			97	135	97	85	92	93	98	42	*	
Betim	Alterosa															62	81	83	68	60	65	76	74	82	82	65	71	72	*
	Petrovale															103	88	95	78	75	79	86	86	82	81	76	75	74	-
	Centro Adm. Betim																76	80	74	66	77	85	77	64	65	80	80	66	*
Ibirité	Cascata															72	96	93	53	63	76	115	80	71	57	51	60	65	*
	Piratinunga															73	80	86	71	58	78	84	84	70	65	65	58	76	*
Brumadinho	Escola																											109	

Fases do PROCONVE	L2	L3		L4	L5		L6		
	P2	P3	P4	P5	P6	P7			
Fases do PROMOT				M1	M2	M3		M4	M4

LEGENDA E CLASSES OMS (2021):

Acima de 100 µg/m³

M1 Entre 70 e 100 µg/m³

M2 Entre 60 e 70 µg/m³

DQA Abaixo de 60 µg/m³

+

Tendência positiva

-

Tendência negativa

*

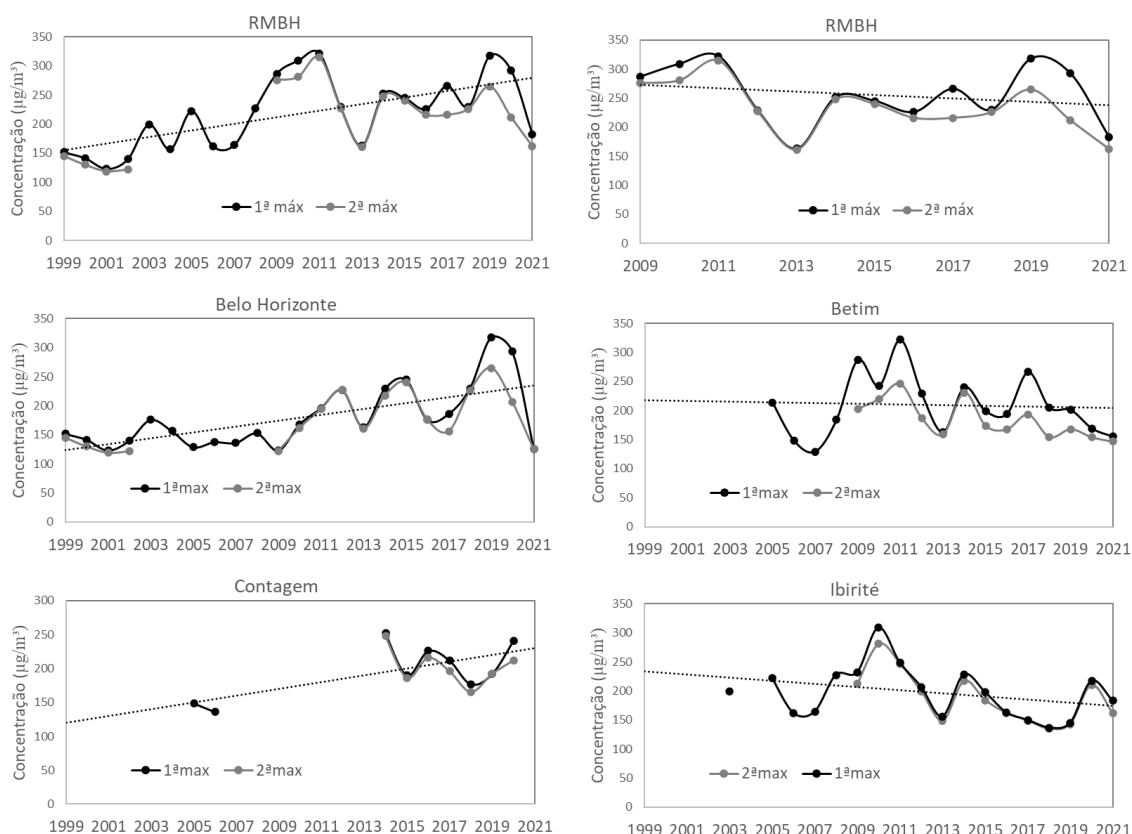
Sem tendência

A estação de Brumadinho, que iniciou o monitoramento no último ano contemplado na análise, 2021, apresentou destaque com a maior concentração de ozônio de toda a rede da RMBH, com o valor de $109 \mu\text{g}/\text{m}^3$, um fato instigante uma vez observada a pequena representatividade de frota circulante no município em comparação com o restante da RMBH, como será destrinchado no tópico 5.3. Dessa forma, os resultados demonstram a necessidade de uma avaliação aprofundada a respeito das causas na elevação de suas concentrações neste município.

Em relação ao atendimento das diretrizes da OMS, foram raras as ocasiões em que as concentrações de ozônio permaneceram abaixo da DQA. Na maior parte do tempo, as concentrações estiveram entre a primeira e segunda meta intermediária, mas alcançando também concentrações que ultrapassaram $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ficando acima da pior meta intermediária.

A evolução das primeiras e segundas máximas concentrações horárias de ozônio tanto para a RMBH quanto por município, obtidas entre as estações de cada município entre 1999 e 2021, pode ser analisada através da **Figura 24**.

Figura 24 - Primeira e segunda máxima concentração horária de ozônio entre as estações da RMBH e por município, de 1999 a 2021.



A evolução das médias na RMBH demonstra que as concentrações máximas de ozônio tem aumentado desde 1999, mas ao avaliar cada município individualmente, observa-se que tal piora não foi observada apenas nos municípios de Betim e de Ibirité. Os resultados entre 1999 e 2021 demonstraram uma similaridade nos comportamentos das curvas da capital mineira com a de toda a RMBH, sugerindo a provável influência da poluição de O_3 em Belo Horizonte na tendência de toda a região. Considerando o período desde 2009, é possível observar que embora a série histórica dos dados da rede tenha demonstrado crescimento desde 1999, a partir de 2009 a tendência se inverteu, apontando para um ligeiro decréscimo. Uma vez que este poluente é formado em um período curto de tempo a partir da oxidação de outros poluentes atmosféricos, como COV e NOx, torna-se importante uma investigação que

busque compreender os processos de sua formação, as situações ideais para tal reatividade para assim, encontrar as melhores formas para redução das concentrações do O_3 troposférico na RMBH. A elevação nas concentrações de O_3 mesmo com a redução nas concentrações de NO_2 reforça a importância de um estudo de especiação química e a influência de compostos orgânicos voláteis no potencial de formação de ozônio na RMBH, assim como realizado por Alvim *et al.* (2018) para a região de São Paulo (SP/Brasil) e por Galvão *et al.* (2016) em Vitória (ES/Brasil).

Assim como discutido no tópico 3.4.4, o inventário local de emissões (FEAM, 2018) apontou que, em 2015, as maiores contribuições de emissões de COV foram provenientes da vegetação, seguida das vias e indústrias (principalmente dos grupos de serviços e comércio atacadista e de indústrias químicas), além da maior participação de postos de combustível, envasadoras de GLP e aterros, em comparação com os demais poluentes. No entanto, cabe ressaltar a probabilidade da superestimativa nas emissões de COV provenientes da vegetação obtida neste inventário (FEAM, 2018), uma vez que como identificado por Galvão *et al.* (2023), as potenciais fontes emissoras de PAHs em BH, que incluem frações finas de particulados e COV, correspondem às fontes veiculares (gasolina e diesel), queima de biomassa e fontes mistas (indústrias, emissões veiculares relacionadas à gasolina e combustão de gás natural para uso industrial e doméstico). Para o grupo de particulados, também para as frações menores, o inventário local de 2015 também identificou a queima de biomassa como um dos principais grupos contribuintes para as emissões de particulados na região (FEAM, 2018).

5.2.5 Tendência das concentrações de dióxido de enxofre (SO_2)

Para SO_2 (**Figura 25**), cuja classificação considerou os padrões intermediários e final da legislação brasileira, Resolução CONAMA nº 491/2018, os resultados demonstraram concentrações abaixo do padrão final para quase a totalidade das estações e dos anos analisados. As exceções foram pontuais apenas para três ocasiões: (i) Delegacia Amazonas (Belo Horizonte), com concentração acima da fase M1 em 2014; (ii) Cidade Industrial (Contagem), com a fase M2 em 1995; e Cascata (Ibirité), com a fase M2 em 2013.

Figura 25 - Concentrações médias anuais de SO_2 , em $\mu g/m^3$, entre 1995 e 2021, classificadas conforme metas da CONAMA nº 491/2018.

Município	Estação de monitoramento	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Tendência		
Belo Horizonte	Rui Barbosa/ Av. do Contorno	1	17	1	5	7	3	1	0	0	1	1	1	1	4	2	2	6	7		3	2	1	1	1	1	2	2	*		
	Del. Amazonas																			15	48	20	13	3	6	8	14		*		
	CAMG																			8	10								*		
	PUC Barreiro																							6	11	7	9		*		
	PUC São Gabriel																								5	5	12		*		
Contagem	Cidade Industrial	27	4	1	9	7	3	1	1	3	4	8	4								9	8	13	4	6	7	3	6	*		
	Praça Tancredo Neves															41													*		
Betim	Alterosa	4	2		5		1	1	0	0					3	2	4	3	1	0	1	2	1	1	3	2	2	1	*		
	Petrovale										4	8	7	9	5	8	6	13	3	3	5	9	7	1	5	10	10	11	*		
	Centro Adm. Betim										2	4	2	4	4	2	5	4	6	2	2	2	2	2	3	3	4	5	*		
Ibirité	Cascata										8	1	6	5	6	7	4	3	5	23	19	3	2	1	3	3	3	3	*		
	Piratinunga											13	6	9	7	3	2	4	2	1	2	2	2	2	2	2	2	3	-		
Fases do PROCONVE		L2	L3				L4				L5				L6																
		P2	P3			P4			P5		P6		P7																		
Fases do PROMOT						M1				M2		M3				M4															
LEGENDA E PADRÕES CONAMA 491/2018:																															
Acima de 40 µg/m³ PI-1 Entre 30 e 40 µg/m³ PI-2 Entre 20 e 40 µg/m³ PF Abaixo de 20 µg/m³																															
Média anual não representativa: (Critérios: 75% até 2008 e 50% por quadrimestre a partir de 2009)																															
LEGENDA DA TENDÊNCIA:																															
Tendência de aumento Tendência de diminuição Sem tendência																															

Nota: Todas as médias anuais entre 1995 e 2008 e todas àquelas referentes às estações Carlos Prates e Praça Tancredo Neves foram retiradas dos relatórios anuais de qualidade do ar da FEAM (2022e), devido à ausência de disponibilização de seus dados horários.

Em relação aos resultados da aplicação dos testes de tendência, apenas a estação Piratinunga demonstrou uma redução em suas concentrações, sendo que as demais apresentaram uma tendência de estabilidade. Na estação Piratinunga é possível perceber que a redução aconteceu, no geral, a partir de 2012. Os resultados reforçam como o poluente SO_2 não parece ser um problema para as discussões de poluição atmosférica no centro urbano da RMBH atualmente, com foco no impacto de sua inalação na saúde humana, uma vez que embora tenha demonstrado uma estabilidade nas concentrações, os resultados permanecem abaixo do referencial legislado.

No geral, as investigações de tendência temporal da qualidade do ar na RMBH demonstraram uma tendência de estabilidade nas concentrações de poluentes

na região, sem comprovações de melhoria ou piora em relação à poluição atmosférica. Os casos de melhoria significativa da qualidade do ar (tendência negativa) estiveram voltados, predominantemente, para àquelas estações cujo monitoramento foi iniciado há mais de 17 anos. Além disso, todos os poluentes com diretrizes da OMS para o período de longa exposição anual apresentaram situações que não atendem às recomendações da OMS para quase a totalidade das estações e anos avaliados, expondo o desafio que a RMBH possui de garantir qualidade do ar que assegure a saúde da população mineira da região.

Na RMSP, Carvalho *et al.* (2015) relataram os valores de tendência média anual das concentrações de todos os poluentes monitorados pela CETESB de 1996 a 2009, demonstrando uma clara diminuição dos poluentes monitorados, exceto para O_3 . Ainda, em uma análise de tendência da qualidade do ar em grandes cidades da América do Sul entre 2010 e 2017 realizada por Peláez *et al.* (2020), que do Brasil incluiu as regiões metropolitanas de São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte e Vitória, os autores demonstraram a tendência de estabilidade em cada uma das regiões para O_3 , além de ausência de grandes flutuações para MP_{10} e NO_2 .

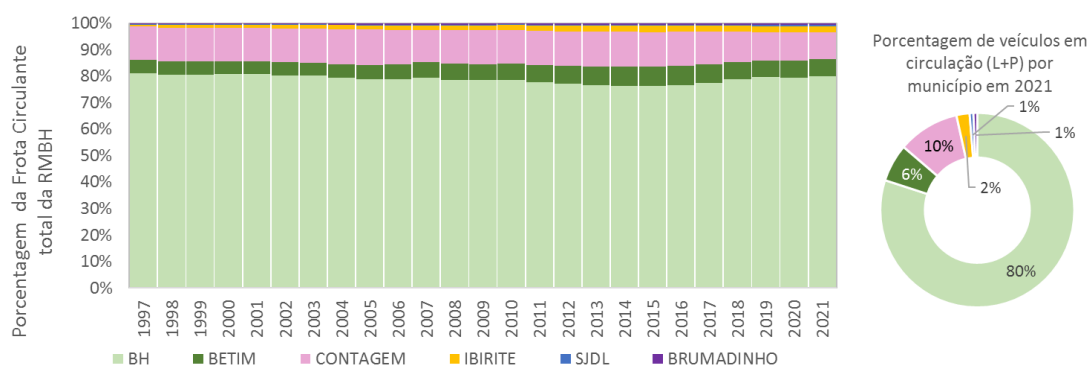
Neste sentido, com foco na RMBH, os resultados do presente trabalho além de apontar o grande desafio em relação aos particulados e ozônio, por apresentar concentrações acima da DQA da OMS com tendência de piora ou estabilidade da qualidade do ar, expôs e reforçou também o desafio em relação ao NO_2 para esta região.

5.3 Evolução e tendência da frota circulante

Pela **Figura 26** é possível verificar que dentre os municípios da rede da RMBH, aproximadamente 80% da frota de veículos automotores em circulação no ano de 2021 pertence ao município de Belo Horizonte, sendo que os municípios de Contagem e Betim juntos correspondem a aproximadamente 16% da frota dos cinco municípios em estudo. As cidades de Belo Horizonte, Contagem e Betim

somam, portanto, 96% da frota veicular na RMBH¹³. Essa relação se manteve estável entre 1997 e 2021, sendo o eixo BH, Contagem e Betim os representantes mais relevantes da frota circulante da região.

Figura 26 - Relação da porcentagem de frota de veículos em circulação (Leves+Pesados) por município contemplado pela rede de monitoramento da qualidade do ar.

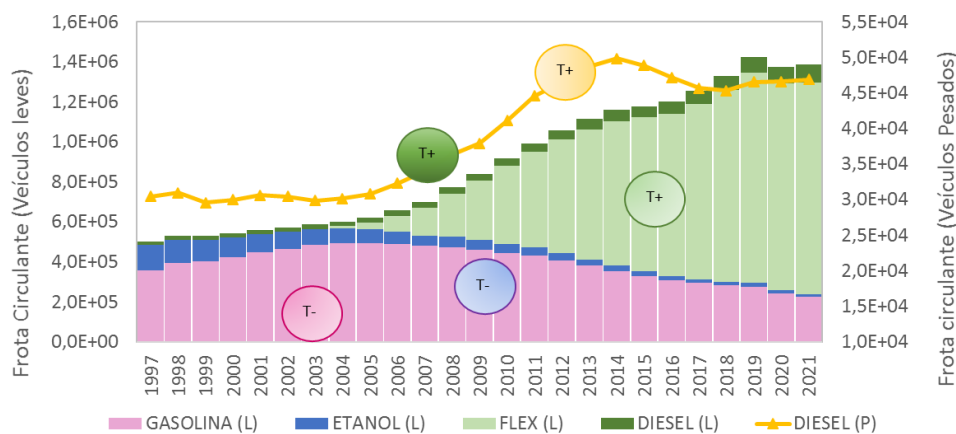


Cabe ressaltar que o município de São José da Lapa, como constatado no tópico anterior, foi o que apresentou a pior situação nas concentrações de MP_{10} , mesmo possuindo historicamente a menor frota entre os municípios contemplados pela rede. No ano de 2021, o percentual da frota desse município alcançou a do município Brumadinho, ambos com 0,64%. No entanto, no início da série os percentuais das frotas de São José da Lapa e de Brumadinho, em relação à região investigada, eram de 0,22% e 0,54%, respectivamente, tendo a diferença sido reduzida gradativamente ao longo dos anos.

Quanto à evolução da frota circulante da RMBH como um todo, entre 1997 e 2021, os resultados dos veículos agrupados em leves e pesados na região e por município seguem nos Apêndices de A a H, e a sua evolução e tendência pode ser visualizada através da **Figura 27**. Os resultados mostram que a frota circulante, considerando todas as categorias citadas, aumentou significativamente em todos os municípios, para ambas as categorias.

¹³ Considerando apenas os municípios da RMBH que são contemplados pela rede automática de monitoramento da qualidade do ar: Belo Horizonte, Contagem, Betim, Ibirité, São José da Lapa e Brumadinho.

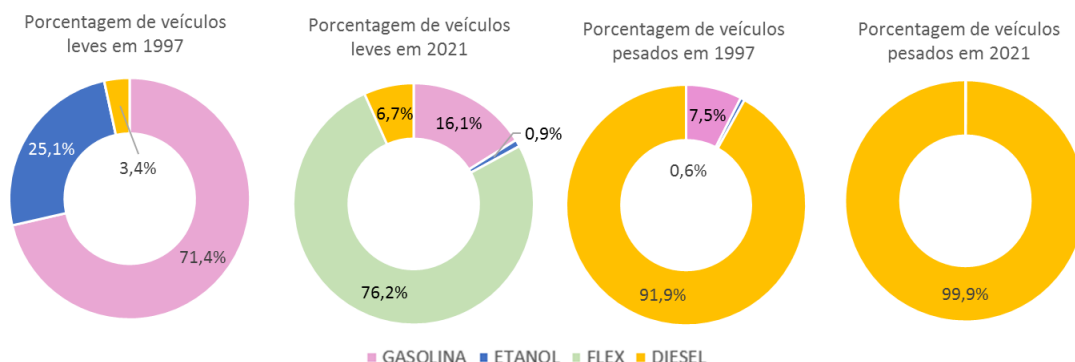
Figura 27 - Evolução e tendência da soma da frota circulante de veículos leves e pesados dos municípios da RMBH contemplados pela rede automática de monitoramento da qualidade do ar entre 1997 e 2021.



É possível constatar que a frota circulante na RMBH, considerando todas as categorias, cresceu em 169% durante a série analisada. A **Figura 27** retrata a tendência positiva (representado por T+) para os veículos *flex* e também para aqueles movidos a diesel na RMBH, sendo que para os movidos a gasolina e etanol, os resultados mostraram uma tendência negativa (representado por T-). Individualmente, todos os municípios apresentaram tendência de crescimento da frota de veículos leves *flex-fuel* e daqueles movidos a diesel, assim como para os pesados movidos a diesel (Apêndices de A a H). Em relação aos veículos leves movidos à gasolina e à etanol, os resultados demonstraram diminuição significativa, sendo que apenas os municípios de Betim, Ibirité e Brumadinho apresentaram uma tendência de estabilidade para a categoria de leves à gasolina.

No total de frota circulante leve da RMBH, o aumento foi de 178% no decorrer da série histórica analisada. Aqueles movidos apenas a gasolina ou a etanol passaram de 71,4% e 25,1% para 16,1 e 0,9%, respectivamente, dando espaço para os veículos *flex-fuel*, movidos a mistura gasolina+etanol, que atualmente correspondem a 76,2% da frota circulante (**Figura 28**). Outra categoria que apresentou elevação na circulação foram os veículos leves movidos a diesel, com 6,7% da frota atual.

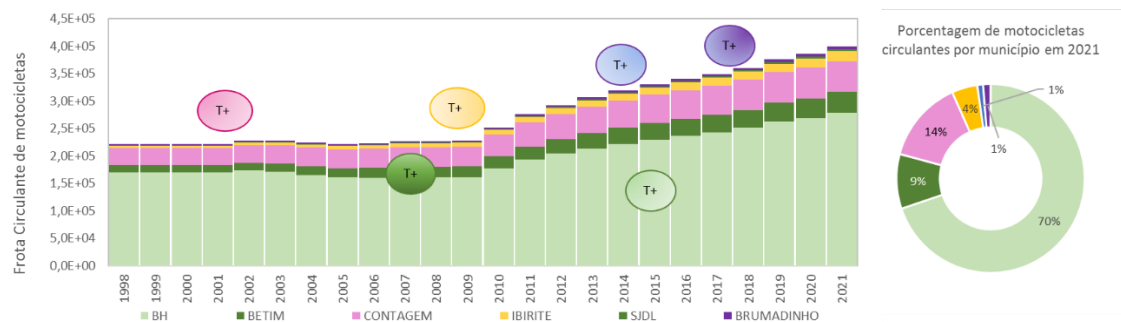
Figura 28 - Porcentagem dos veículos em circulação na RMBH por combustível em 1997 e em 2021.



Para os veículos pesados, a frota elevou significativamente em 42% em relação ao ano inicial. Aqueles movidos a gasolina e etanol diminuíram em 100% e 63%, respectivamente, enquanto que os movidos a diesel elevaram-se em 24%. Entre 1997 e 2021, o percentual da frota abastecida apenas por diesel variou entre 91,9% (em 1997) e 99,9% (entre 2017 e 2021) em relação ao total de veículos pesados circulantes (**Figura 28**), representando quase a totalidade da frota durante toda a série temporal analisada.

Em relação a frota circulante de motocicleta, entre 1998 e 2021 (**Figura 29** e Apêndice I) essa categoria apresentou um aumento de aproximadamente 80% considerando a soma dos seis municípios da RMBH. Pelo Apêndice I é possível verificar que esse aumento significativo na frota circulante foi observado em todos os municípios analisados, sendo que essas elevações para os municípios de Belo Horizonte, Betim, Contagem, Ibirité, São José de Lapa e Brumadinho foram de 64%, 177%, 81%, 324%, 213% e 149%, respectivamente. Dessa forma, destaca-se que, nos municípios de Betim, Ibirité, São José da Lapa e Brumadinho, o aumento superou mais de 100% da frota circulante inicial. No entanto, novamente o eixo de Belo Horizonte, Contagem e Betim teve a maior representação, com aproximadamente 93% da frota circulante total entre os municípios analisados.

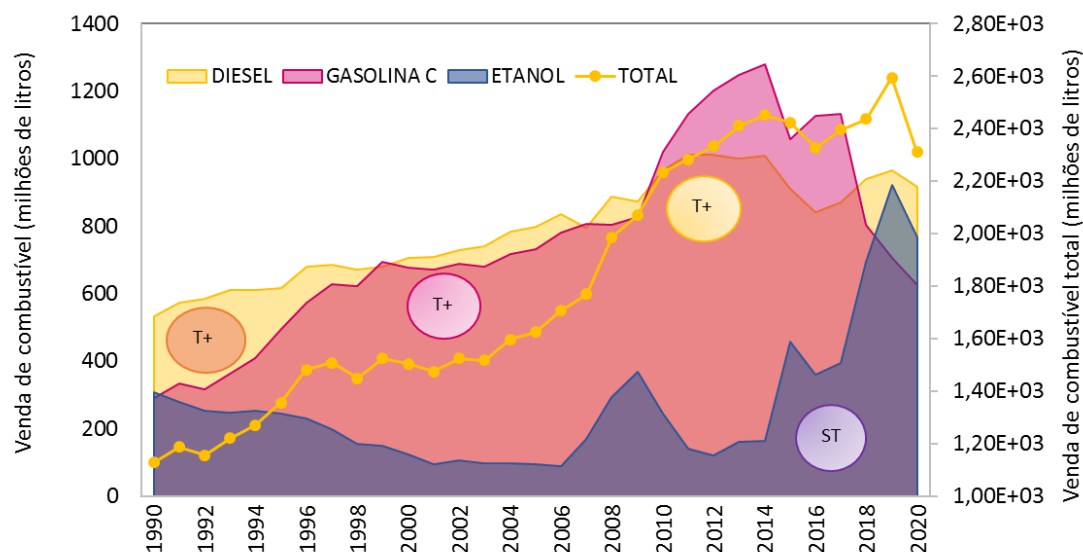
Figura 29 - Evolução e tendência da frota circulante de motocicletas dos municípios da RMBH contemplados pela rede automática de monitoramento da qualidade do ar entre 1998 e 2021.



Destaca-se que considerando toda a frota veicular (leves, pesados e motocicletas), durante toda a série a categoria de veículos leves foi a que apresentou maior percentual, sendo que em 1998 era de 67% e em 2021, de 76% da frota total. As categorias de veículos pesados e motocicletas representavam em 1998, 4% e 28%, e em 2021, 3% e 22%, respectivamente.

Como já constatado, dos veículos leves, a circulação de veículos *flex-fuel* tem crescido significativamente ao longo dos anos, sendo a mais representativa atualmente. Nesse sentido, em relação à venda de combustíveis (gasolina, etanol e diesel), entre 1990 e 2020 é possível verificar que os resultados de teste de tendência demonstraram aumento significativo para o consumo de gasolina e diesel, enquanto que mostrou uma estabilidade na venda de etanol (**Figura 30**). No entanto, o consumo de etanol tem aumentado significativamente desde 2014, enquanto que o de gasolina decaiu a partir do mesmo ano (**Figura 30**). O consumo total de combustíveis se elevou ao longo dos anos, o que indica que o aumento da venda de etanol superou o decaimento dos demais tipos de combustíveis nos últimos anos analisados, reforçado pelo fato de o ano de 2019 ter apresentado um pico de consumo tanto de etanol quanto do total. A evolução e tendência do consumo de combustíveis por município, em m³, pode ser visualizada nos Apêndices J a P.

Figura 30 - Evolução e tendência da soma da venda de combustíveis nos municípios da RMBH contemplados pela rede automática de monitoramento da qualidade do ar entre 1990 e 2021.



Sabe-se ainda que as emissões veiculares estão relacionadas também às composições de combustíveis fósseis. Neste sentido, Finlayson-Pitts e Pitts (2000) apontam que o principal benefício nas reformulações da gasolina e o aumento do seu teor de oxigênio foi a redução de CO, mas que pode ainda reduzir a formação de ozônio a depender da razão COV/NO_x. Entretanto, os autores reforçaram o uso do etanol como combustível mais emissor de COV, evidenciando o aumento nas emissões de aldeídos e que o uso de misturas de etanol pode não ser eficaz na redução de ozônio, podendo ainda aumentá-lo. O aumento de etanol pode contribuir com a formação de ozônio através da emissão de acetaldeído resultante da queima incompleta de etanol, que possui um elevado potencial de formação de ozônio, ou pela emissão por evaporação direta de etanol, mesmo que com menor potencial de formação e de reatividade (Andrade *et al.*; 2017). Este fato levanta a possibilidade da sua relação com a elevação das concentrações máximas de ozônio na RMBH, no entanto, uma análise mais aprofundada faz-se necessária. Pesquisadores como Nogueira *et al* (2014), Suarez-Betoa *et al* (2015) e Santos (2018), ressaltaram ainda que o aumento do uso de etanol, juntamente com suas misturas de gasolina, podem ser eficazes na redução das emissões de MP, SO₂, chumbo e gases de efeito estufa (CO₂ e CH₄) para a categoria de fontes veiculares, ao mesmo tempo que podem estar associados ao aumento de emissões de COV.

O consumo de diesel na RMBH não sofreu alterações aparentemente relevantes entre início e fim do período temporal analisado, mas alcançou seu consumo mínimo no ano de 2016. Esta é uma constatação curiosa pois, mesmo que a frota circulante de veículos pesados tenha se elevado ao longo dos anos, esse aumento não foi observado no consumo de diesel. Uma possível inferência pode ser a de que veículos tenham sido comprados na RMBH para circulação em outras regiões devido ao incentivo fiscal, mas uma avaliação mais aprofundada faz-se necessária.

Cabe ressaltar que a variação no perfil de consumo de combustível depende de fatores externos, como preços de combustível e de renda pessoal (para veículos leves), bem como de políticas econômicas governamentais (para pesados) (SANTOS, 2018).

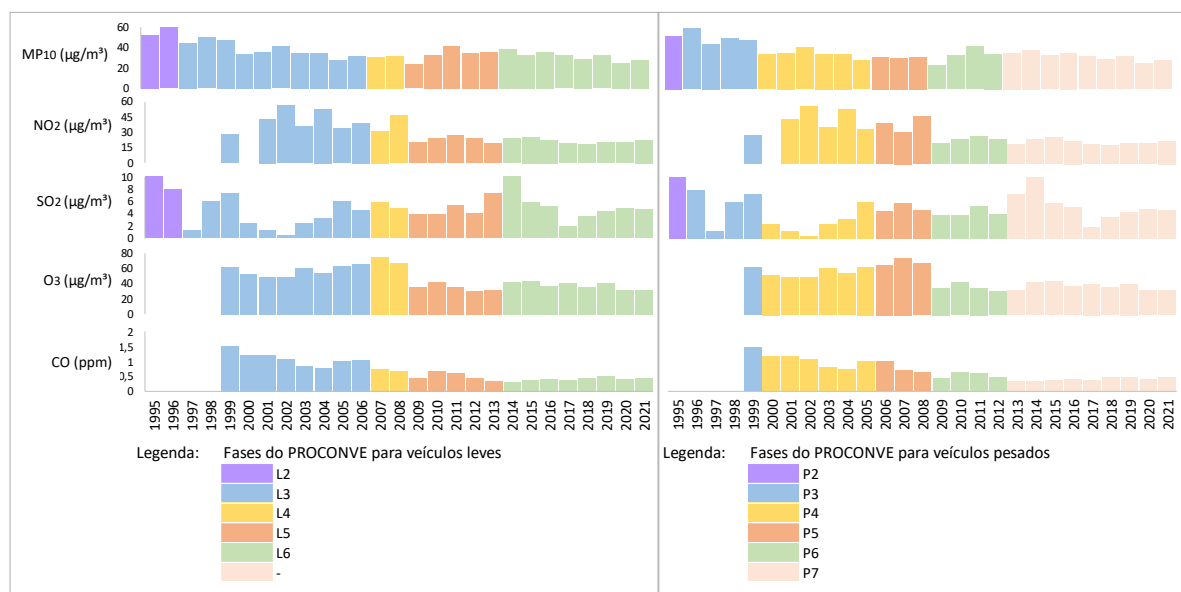
5.4 Efetividade das políticas e programas de controle

Em relação à RMBH como um todo, mesmo com a frota de veículos leves e pesados tendo aumentado ao longo do tempo, as concentrações médias das estações de monitoramento da RMBH sugerem uma tendência de diminuição significativa ($\alpha=0,05$) das concentrações de MP_{10} , NO_2 , CO e O_3 a partir da implementação das fases do PROCONVE (**Figura 31**).

Ressalta-se que em relação à fonte de emissão veicular em Minas Gerais, Santos (2018) constatou que para CO, as maiores contribuições de emissões veiculares em Minas Gerais em 2015 vieram de automóveis e motocicletas, especialmente aqueles movidos à gasolina. Os primeiros dados de CO da rede da RMBH foram obtidos em 1999, ano em que o PROCONVE já se encontrava na fase L3. Uma vez que as maiores reduções nos limites de emissão foram entre as fases L1 para L2 e L2 para L3, é importante destacar o comprometimento da avaliação da efetividade da implementação das fases para o CO, visto que o período de monitoramento excluiu a migração das fases de maior redução nos limites do escapamento veicular e que, a partir de 1999, os limites para este poluente se estabilizou. No entanto, é possível verificar uma redução em suas concentrações no ar entre as fases M2 e M3 do PROMOT, de 2005 até 2013, sendo que a partir de 2013 houve uma estabilização tanto nas

concentrações anuais deste poluente como no fator de emissão. Apesar da frota circulante de veículos leves e de motocicletas terem aumentado entre 1999 e 2021, as concentrações de CO diminuíram ao longo do tempo.

Figura 31 - Evolução das concentrações médias anuais entre 1995 e 2021 de MP_{10} , NO_2 , SO_2 , O_3 e CO das estações da rede automática de qualidade do ar da RMBH da FEAM com a implementação das fases do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores.



Para MP, considerando escapamento, desgaste de pneus e freios e desgaste de pistas, foram os veículos pesados os de maiores contribuições na emissão veicular no estado em 2015, segundo Santos (2018). Para este poluente, as maiores reduções foram observadas com a migração da fase P3 para P4, quando o fator de emissão reduziu em aproximadamente 62% para motores com mais de 0,85kW e 79% para motores até 85kW, em função do PROCONVE. O aumento da frota circulante de veículos pesados não surtiu efeitos diretos de elevação na concentração desse poluente no ar.

Para NO_x e SO_2 as maiores contribuições de emissões veiculares no ano de 2015 em Minas Gerais vieram especialmente dos veículos pesados a diesel (Santos, 2018). Na **Figura 31** é possível observar que para NO_2 e O_3 houve uma redução mais intensa de suas concentrações médias na RMBH a partir das fases L5 ou P5. No entanto, ressalta-se que a fase L5 e P5 inicia-se no ano de 2009 e como discutido no tópico 5.2.3, para os poluentes gasosos a diferença de metodologia para obtenção dos dados pode ter resultado em concentrações

superestimadas para o período anterior a esse ano. Este fato pode resultar em interpretações errôneas da relação dessa redução com a mudança de fase. Ainda assim, a intensificação do aumento de circulação de veículos pesados movidos a diesel na RMBH entre 2006 e 2021, com pico de frota em 2014, não apresentou efeitos diretos em elevações nas concentrações destes poluentes.

Quanto ao SO_2 , os caminhões e ônibus juntos, por serem abastecidos apenas pelo diesel, representaram 87,8% das emissões desse poluente em Minas Gerais no ano de 2015 (Santos, 2018). Foi identificada uma máxima média anual no ano de 2014, resultante da elevação nas concentrações na estação Delegacia Amazonas, como pode ser observado na **Figura 25**, com concentração média anual de $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$, acima de duas vezes a média obtida nos anos próximos, alcançando valor maior do que o padrão PI-1 da Resolução CONAMA nº 491/2018. Neste mesmo ano foi observado um pico na frota circulante de veículos pesados movidos a diesel na RMBH.

Assim como destacado por Santos (2018), um fator importante relacionado às emissões de SO_2 são os teores de enxofre permitidos nos combustíveis, principalmente na gasolina e no diesel, que sofreram uma redução ao longo dos anos em função da implementação do PROCONVE. Esta redução no teor de enxofre provavelmente contribuiu para que as concentrações de SO_2 na atmosfera não tenham se elevado gradativamente com a elevação da frota circulante. No entanto, apesar de a elevação na frota não ter guiado um comportamento das elevações deste poluente na RMBH, as suas concentrações anuais não reduziram com as reduções no teor de enxofre no combustível.

Como constatado e já discutido no tópico anterior, a frota circulante de veículos leves movidos apenas à gasolina e a etanol diminuiu ao longo dos anos, mas foi superado pela elevação da frota circulante *flex-fuel* (**Figura 27**). Ressalta-se que, a partir do ano de 2014, houve uma diminuição do consumo de Gasolina C, ao mesmo tempo em que o de etanol se elevou gradativamente, ultrapassando atualmente a venda de gasolina, em volume. Diante do exposto, com a evolução anual da qualidade do ar na rede da RMBH, não foi possível verificar uma ação de causa e efeito nas concentrações de MP_{10} , CO e O_3 com a mudança no

consumo de combustível. Todavia, tendo o uso de combustível com alto teor de etanol utilizado desde 1975 com a criação do Programa Nacional do Álcool (Proálcool), a alteração nos combustíveis pode ter relação com a redução de CO observada ao longo da série histórica.

Destaca-se ainda que as avenidas Cristiano Machado e Amazonas, localizadas no município de Belo Horizonte, situam-se próximas às estações PUC São Gabriel e Delegacia Amazonas, respectivamente, não excedendo uma distância de 1,5 km. No Inventário de Emissão Veicular - IEV de Belo Horizonte (FEAM, 2020), essas avenidas foram apontadas entre as vias de maiores contribuições nas emissões veiculares provenientes dos veículos leves no município. Ao analisar a evolução da qualidade do ar na RMBH em cada uma das estações (**Figura 18** à **Figura 25**), observa-se que essas estações apresentaram piores situações em comparação com o restante da rede em relação ao O_3 , para ambas as estações, e ao NO_2 , na Delegacia Amazonas.

Uma vez reconhecido que as fases do PROCONVE que apresentaram maior diferença entre os limites de emissão (g/km) foram entre 1990 e 1997, a avaliação da efetividade do programa na RMBH em função de melhoria na qualidade do ar é limitada e comprometida, visto que a série histórica de dados da rede disponibilizados se inicia em 1995. Além disso, com o inventário nacional de 2013 (MMA, 2014) constatou-se que, em 2012, quatro anos após a vigência das fases L4 (fase para veículos leves), P5 (veículos pesados) e M2 (motocicletas), pelo menos metade dessa frota permanecia em circulação, com destaque especial para veículos pesados, com 95% da frota circulante em 2012 anterior à fase P5 (cuja vigência era até o ano de 2008). Para todos os casos, em 2012, ainda havia veículos em circulação do período de vigência da primeira fase de cada um dos programas, sendo os percentuais para veículos leves, pesados e motocicletas de 2, 7 e 13%, respectivamente. É importante levar a idade da frota circulante em consideração, uma vez que, embora a qualidade de combustíveis tenham melhorado, tal melhoria torna-se insuficiente se aplicada em veículos antigos.

Pelo inventário nacional (MMA, 2014), entre 2009 e 2012, em que pese a frota circulante tenha aumentado, os fatores de emissões no geral diminuíram e a emissão em Belo Horizonte, em g/km de NO_x e de MP também diminuiu. No entanto, esta redução nas emissões da frota da capital mineira não surtiu efeito direto de redução nas concentrações desses poluentes na rede da RMBH, que pode ser resultante tanto do aumento de frota veicular quanto da influência de outras categorias de fontes emissoras, como a industrial.

No entanto, apesar da elevação no tráfego veicular e no consumo de combustíveis na RMBH, a intensificação veicular não refletiu em uma elevação direta nas concentrações de poluentes no ar, o que sugere que este fato também pode ter sido parcialmente compensado pela diminuição das concentrações emitidas de poluentes com o avanço do PROCONVE e do PROMOT.

Por outro lado, a caracterização da qualidade do ar entre 1995 e 2021 das estações de monitoramento da RMBH, de acordo com as Diretrizes Globais de Qualidade do Ar – DQA, para os poluentes MP_{10} (Figura 15), $MP_{2,5}$ (Figura 16), NO_2 (Figura 18) e O_3 (Figura 20) reiterou o desafio da RMBH em garantir níveis de qualidade do ar que protejam a saúde da população residente, uma vez que as concentrações anuais permaneceram acima dos valores-guia da OMS durante toda a série monitorada, com poucas exceções.

O município de São José da Lapa, apesar de representar, dentre os municípios contemplados pela rede, 0,4% da frota circulante e 0,6% da população estimada em 2021 (IBGE, 2022), foi o que apresentou as piores situações de qualidade do ar para partículas. Sabe-se, no entanto, que as emissões de partículas relacionadas às vias do município podem também estar relacionadas à emissão por ressuspensão ou à circulação de caminhões, sendo que ambas podem também estar vinculadas à operação industrial na cidade, uma vez que até mesmo a fração de particulados emitidas por ressuspensão da circulação de veículos na área urbana poderia ter relação com a deposição de partículas nas vias. Além disso, o material particulado mais fino pode também ser proveniente de transferência de regiões vizinhas, como do eixo Belo Horizonte, Contagem e

Betim. Esse resultado reforça a necessidade de uma análise de modelo receptor para identificação da origem de suas fontes.

Além do fato de a série temporal analisada não compreender todo o período de implementação do PROCONVE, o que compromete a avaliação da sua efetividade na RMBH, ademais do fluxo veicular intenso da RMBH, a região possui ainda um intenso aglomerado industrial. Os resultados das concentrações de poluentes sugerem uma possível relevância do setor industrial na qualidade do ar da região, uma vez observada que as piores situações de poluição atmosférica correspondem a regiões de grande interferência industrial, como São José da Lapa, a estação de Contagem, localizada na Cidade Industrial, e duas estações de Betim, referentes à Alterosa e ao Centro Administrativo de Betim. Entretanto, são necessários estudos específicos sobre a contribuição de fontes nesses locais para apontar com maior acurácia as fontes predominantes nesses locais.

O inventário de emissões da RMBH (FEAM, 2015) mostra que, em relação às emissões das vias de circulação do eixo Belo Horizonte, Contagem e Betim, a maior emissão provém do município de Belo Horizonte, sendo que este apresentou, no geral, a melhor situação de qualidade do ar (para as regiões da RMBH que possuem estações de monitoramento).

Em relação aos planos de controle de poluição veicular do estado (PCPV), a primeira versão (FEAM, 2001) planejava a reestruturação dos serviços de transporte coletivo com a execução conjunta do Programa de Circulação da Área Central - PACE e do Plano de Reestruturação do Sistema de Transporte Coletivo de Belo Horizonte – BHBUS. O primeiro programa tinha ações de curto prazo para 2000 e de médio e longo prazo para 2005, sendo este último ano o prazo estimado para a redução de emissões em função de alterações no sistema do BHBUS. Neste sentido, considerando esse período entre 2000 e 2005 é possível constatar pela **Figura 31** que houve uma redução nas concentrações de MP_{10} e de CO, sendo que para este último as concentrações médias voltaram a se elevar próximo ao ano de 2005. Para SO_2 e O_3 , no entanto, observa-se elevações em suas concentrações. Este resultado condiz, dentro de suas incertezas e

limitações, com o planejado no plano, que estimava reduções de CO e MP e elevações nas emissões de SO_2 , relacionadas a frota de transporte coletivo à diesel em circulação na capital, com foco principal na redução de congestionamentos mesmo com a elevação da frota prevista. No entanto, não houve uma avaliação por parte do estado quanto à efetividade das aplicações das ações, assim como os resultados obtidos por elas, não sendo possível afirmar quanto a relação da alteração de concentrações de poluentes no ar com a execução do plano.

Ressalta-se, por fim, que para uma análise aprofundada que compare a influência das fontes veiculares em cada estação, é necessário compreender as características da frota circulante próxima a cada uma delas, como idade e tipo de veículo, além de entender a representatividade espacial de cada estação, informação ainda não adquirida e estudada para a rede da RMBH. A falta de conhecimento acerca da representatividade das estações dificulta a avaliação da efetividade das políticas de controle, visto que os tipos de principais fontes que impactam a região influenciam diretamente a análise dos dados da rede.

5.5 Gestão da qualidade do ar na RMBH: desafios e perspectivas futuras

Os resultados do presente trabalho destacaram que a RMBH tem enfrentado dificuldades para garantir uma qualidade do ar que realmente assegure a saúde de sua população, uma vez que, em toda a série analisada, as concentrações para todos os poluentes permaneceram em níveis mais elevados do que os recomendados pela OMS. Além da dificuldade em alcançar níveis seguros de concentração de poluentes do ar, as análises de tendências mostraram uma situação de estabilidade para a maioria dos poluentes investigados, com alguns casos específicos de redução e outros de aumento. Dessa forma, os resultados do presente trabalho expuseram o desafio atual da RMBH e a necessidade de focar esforços em direção à criação e aplicação de políticas e de programas de controle de poluição atmosférica.

Neste sentido, ressalta-se a importância do Plano de Controle de Emissões Atmosféricas de Minas Gerais – PCEA/MG, que deveria ter sido publicado pelo Estado em 2021, em obrigatoriedade determinada pela Resolução CONAMA nº

491/2018, e que precisa ser revisado e atualizado a cada três anos. Mais importante do que sua publicação, será a aplicação e o acompanhamento da efetividade de suas ações, para que o plano realmente seja um instrumento com resultados concretos de melhoria na qualidade do ar da RMBH, assim como para todo o território de Minas Gerais. Em vista disso, é crucial destacar a necessidade da manutenção da operação das estações da rede dado que, como observado com a análise da evolução, as estações Delegacia Amazonas e Cidade Industrial se mostraram sem atividade na atualidade, o que comprometerá a avaliação e acompanhamento do PCEA na região central do conurbado Belo Horizonte, Contagem e Betim. Ademais, não será possível acompanhar para o município de Contagem, caso a operação de sua estação não seja retomada, uma vez que a estação Cidade Industrial corresponde à única localizada na cidade.

Em relação às emissões veiculares, cabe reforçar a importância da articulação e da proximidade do órgão público ambiental do estado, a FEAM, com as secretarias de transporte estadual e municipais, para uma avaliação do impacto ambiental entre emissões e qualidade do ar, incluindo a qualidade do ar na pauta das discussões do planejamento da mobilidade. Dentre as medidas para redução de emissões veiculares no Brasil, como discutido anteriormente, a maioria das ações realizadas se voltaram para tecnologia dos veículos e melhoria nos combustíveis, com poucos esforços direcionados às ações para o gerenciamento da mobilidade. Neste sentido, é indiscutível a importância do investimento em transportes coletivos, alternativos e ativos. Inclusive, dentro do próprio grupo de transportes coletivos, é importante destacar a necessidade de investimentos no transporte ferroviário em detrimento de rodoviários, dado que, como esclarecido pelo Inventário da RMBH (FEAM, 2018), as ferrovias não representaram nem 0,5% do total de emissões da região estudada (conurbado Belo Horizonte, Contagem e Betim) para nenhum dos poluentes inventariados: MP, MP_{10} , $MP_{2,5}$, CO, SO_x, NO_x e COV.

Além disso, no relatório do IEMA-SP (2014b), que avaliou a diminuição das emissões com a implantação do move em Belo Horizonte, foi constatado que a redução de congestionamentos com o uso de transportes públicos diminuiu o

potencial emissor de poluentes atmosféricos provenientes das vias urbanas. Ainda, o IEMA-SP (2021) esclareceu o risco da modernização conservadora do sistema de mobilidade urbana brasileiro através da reprodução de um modelo de desenvolvimento excludente, que favorece a acessibilidade à cidade baseada no uso do transporte individual.

Embora tenham tido publicações dos PCPV, os dois primeiros voltaram-se para o estabelecimento de ações sobretudo de inspeção veicular. No geral, não houve articulação entre órgãos públicos garantindo a efetividade e a aplicação das ações ao longo dos anos. Como perspectiva futura, espera-se um encaminhamento com ações mais eficazes, com uma relação mais próxima entre órgão ambiental estadual, prefeituras municipais, órgãos de trânsito da RMBH e equipe de licenciamento, com um trabalho conjunto para as ações do PCEA, do plano de mobilidade e de liberação de licenças industriais.

A proximidade entre o órgão ambiental estadual e as prefeituras torna-se essencial na construção de políticas que atuem diretamente nas causas dos problemas locais, tanto em relação às discussões de poluição por origem veicular, quanto por industrial ou outros grupos emissores que tornam-se relevantes considerando as particularidades geográficas, econômicas e sociais de cada município. A imediação entre os núcleos do próprio órgão ambiental estadual também é de grande importância, de forma que se una as discussões e decisões que impactam a qualidade do ar entre equipes do licenciamento, núcleos de denúncias, mudança climática, monitoramento da qualidade do ar, meteorologia, dentre outros eixos que podem impactar também a qualidade do ar, como disposição de resíduos.

Dentre os instrumentos, as ferramentas e as recomendações existentes para auxiliar na implementação das diretrizes da OMS na RMBH, o estado de Minas Gerais possui uma das maiores redes automáticas de monitoramento da qualidade do ar do Brasil. No entanto, fazem-se imprescindíveis estudos de representatividade espacial a fim de buscar uma otimização da rede, além da utilização dos monitoramentos manuais já existentes para complementação da caracterização da qualidade do ar nas regiões sem alcance da rede automática.

Ainda, assim como exposto no relatório do IEMA-SP (2022d), percebe-se que o estado mineiro enfrenta uma realidade de recursos humanos e financeiros escassos nos órgãos ambientais, que resultam em dificuldades na gestão da qualidade do ar, bem como no gerenciamento da rede, publicação de dados e elaboração de relatórios. Países como o Brasil enfrentam obstáculos em avançar nos padrões intermediários em função de suas fragilidades burocráticas e de seus mecanismos de legislação e licenciamento, que favorecem instalações de empreendimentos sem que haja um estudo que avalie a situação da qualidade do ar atual e a capacidade máxima da atmosfera local de diluir as concentrações de poluentes de forma que fiquem abaixo das DQA. Apesar de existirem as metas intermediárias, a cada ano novas fontes surgem sem o conhecimento da situação real e do impacto adicional concreto da instalação/incremento de tais fontes na qualidade do ar local.

Dessa forma, devido à relevância das indústrias na poluição atmosférica da RMBH, torna-se essencial a caracterização da qualidade do ar de cada região mineira para, assim, repensar os limites de emissão estabelecidos de forma nacional e estadual, associando-os com a capacidade de suporte da atmosfera local. Isto posto, os limites de emissões precisam ser definidos caso a caso, de forma que a localidade onde o empreendimento esteja inserido atenda aos padrões de qualidade do ar, incluindo nas discussões também as fontes difusas, que possuem grande influência para poluição do ar em relação aos eventos de nuvens de poeiras recorrentes no estado mineiro.

Ressalta-se que partículas emitidas por combustão de combustíveis fósseis e conversão de gás-partículas correspondem, geralmente, a frações menores ($<2,5 \mu\text{m}$), sendo o carbono elementar – EC um dos principais poluentes emitidos por veículos pesados movidos à diesel (FINLAYSON-PITTS; PITTS, 2000). Assim como exposto por Finlayson-pitts e Pitts (2000), o EC é um constituinte comum de aerossóis urbanos e devido à sua fonte de combustão, também é encontrado em partículas de áreas remotas devido a seu transporte de longo alcance. Em relação ao uso de etanol, os autores reforçaram como o grupo de combustível mais emissor de COV, podendo resultar em aumento de concentrações de O_3 . Frente ao exposto, tendo os resultados demonstrado as

partículas inaláveis finas ($MP_{2,5}$) e o ozônio como dois grandes desafios da poluição atmosférica na RMBH, é importante compreender e incluir nas discussões e definições de políticas públicas de controle a relação entre poluição atmosférica e mudança climática. Desse modo, assim como constatado por Andrade *et al.* (2017) para a região da RMSP, o presente trabalho destaca também para a RMBH a necessidade de focar esforços em descrever as fontes emissoras da região, bem como analisar a formação primária e secundária dos poluentes.

Em um cenário de sucateamento e de desmonte de órgãos públicos ambientais, o país enfrenta uma realidade de falta de apoio e de investimento governamental, tanto a nível nacional quanto estadual. Sem os subsídios necessários para a garantia de uma boa gestão da qualidade do ar no estado, o atendimento aos principais objetivos de uma rede de monitoramento fica comprometido. Esta carência impossibilita o acompanhamento da situação real da qualidade do ar, não permitindo uma avaliação acerca de quais são os riscos da exposição da população aos poluentes atmosféricos, assim como para o meio ambiente. Ainda, há o comprometimento da implementação de estratégias e de ações de controle eficazes, que dificulta o alcance de concentrações que assegurem a saúde humana, como pôde ser observado na RMBH através dos resultados desta pesquisa.

Neste sentido, os resultados deste trabalho reforçaram a necessidade de melhoria na gestão da qualidade do ar em Minas Gerais, a fim de avançar nos padrões intermediários estabelecidos pela legislação brasileira para que o país alcance, o mais breve possível, os níveis recomendados pela OMS, garantindo qualidade de vida e bem estar para a população mineira. Para isso, é fundamental o apoio e o investimento em pessoal, infraestrutura e tecnologia para possibilitar uma gestão eficaz do maior estado do Brasil, em número de municípios.

6 CONCLUSÕES

Os resultados da presente investigação demonstraram uma tendência de estabilidade nas concentrações de poluentes na RMBH, sem uma perspectiva de melhora ou piora na qualidade do ar. Os casos de melhoria significativa da qualidade do ar (tendência negativa) estiveram voltados, predominantemente, para àquelas estações cujo monitoramento foi iniciado há mais de 17 anos. Em relação a evolução da frota veicular na RMBH, foi constatada elevação tanto da frota circulante quanto do consumo de combustíveis. Dessa forma, embora as vendas de combustíveis tenham aumentado em aproximadamente 11% e o volume de tráfego em 65%, essas elevações podem ter sido parcialmente compensadas pela diminuição das concentrações emitidas de poluentes em função da implementação do PROCONVE e do PROMOT, uma vez que essa elevação não apresentou efeitos diretos perceptíveis de piora na qualidade do ar. No entanto, a caracterização histórica da rede destacou a dificuldade da RMBH em garantir uma qualidade do ar que realmente assegure a saúde humana de sua população, uma vez que, em toda a série analisada, as concentrações para todos os poluentes permaneceram em níveis mais elevados do que os recomendados pela OMS, para aqueles que possuem diretrizes de concentrações médias anuais: MP_{10} , $MP_{2,5}$, NO_2 e O_3 . Assim como identificado pelo inventário estadual (FEAM, 2018), que apontou as emissões industriais como um dos principais grupos emissores na RMBH, os resultados do presente trabalho reforçaram a possível relevância do setor industrial na qualidade do ar da região, uma vez observada que as piores situações de poluição atmosférica correspondem a regiões de grande interferência industrial. Outro setor de destaque na influência da qualidade do ar da RMBH corresponde à queima de biomassa, cujos resultados também expuseram a necessidade de mais investigações a respeito da sua influência na poluição atmosférica local. O presente trabalho destacou também para a RMBH a necessidade de focar esforços em descrever as fontes emissoras da região, bem como analisar a formação primária e secundária dos poluentes, como partículas finas e ozônio. A rede de monitoramento da qualidade do ar na RMBH vem demonstrando, no geral, uma melhora na operação da rede desde 2015, com poucos casos de ocorrência de quadrimestres não representativos, com exceção das estações

operadas pela Mannesmann que vem nos últimos anos enfraquecendo sua operação. Por conseguinte, esta investigação expôs a fragilidade e o risco do modelo de gestão de monitoramento com “Rede e operação pelas empresas poluidoras”, que faz com que a qualidade do funcionamento de uma estação seja dependente da empresa responsável por sua instalação e operação, e de que a funcionalidade da rede seja dependente dos processos de licenciamento ambiental. Essa fragilidade compromete a avaliação de implementação de políticas de controle de curto, médio e longo prazo, como será o caso do PCEA/MG. No entanto, esse modelo tem se mostrado o modelo mais viável e efetivo para a atualidade no estado, uma vez que a gestão e operação por parte do órgão público é dependente de investimentos públicos em pessoal e infraestrutura, que tem sido escasso. Por fim, foi exposta a necessidade de melhoria na gestão da qualidade do ar na RMBH e para isso, torna-se essencial reverter o cenário atual de sucateamento e de desmonte de órgãos públicos ambientais, tanto a nível nacional quanto estadual. Sem os subsídios necessários para a garantia de uma boa gestão no estado, há comprometimento no acompanhamento da qualidade do ar e na implementação de estratégias e de ações de controle eficazes, que dificulta o alcance dos níveis recomendados pela OMS, garantindo qualidade de vida e bem estar para a população mineira. O histórico de crescimento urbano e geográfico de Belo Horizonte, Betim e Contagem se unem e se confluem formando um único e extenso centro urbano na região central da RMBH que, assim como para quase todo o Brasil, foi marcada pela fragilidade de políticas públicas focadas em melhorias para a qualidade do ar, além do constante incentivo ao uso de transportes particulares e da falta de priorização em transportes alternativos, ativos e coletivos.

7 RECOMENDAÇÕES

Frente as limitações do presente estudo e a partir dos resultados obtidos tem-se como sugestões de trabalhos futuros:

- Compreender a representatividade espacial de cada uma das estações da rede de monitoramento da qualidade do ar da RMBH e avaliar as características da frota circulante local próxima a cada uma, servindo de subsídios para a compreensão do nível de influência das emissões veiculares na interpretação da qualidade do ar em cada uma delas;
- Aplicar testes estatísticos de correlação e comparação a fim de verificar estatisticamente a relação entre a evolução dos programas de controle com a qualidade do ar na RMBH;
- Investigar a formação secundária de poluentes na RMBH, como particulados e ozônio, bem como a influência do aumento de uso do etanol nas concentrações de O_3 e quais as reações responsáveis pela formação desses poluentes;
- Tendo o município de São José da Lapa demonstrado o maior desafio em relação ao controle de partículas da RMBH, avaliar as origens de suas emissões com aplicação de modelo receptor;
- Quanto ao município de Brumadinho, avaliar as causas específicas das elevadas concentrações de ozônio;
- Compreender a influência meteorológica e topográfica na qualidade do ar de cada uma das regiões da RMBH;
- Atualizar os inventários de fontes atmosféricas da RMBH;
- Devido à forte influência do setor industrial na RMBH, investigar a aplicação de programas de controle voltados para as indústrias da região e avaliar a evolução dessas ações, a fim de realizar uma avaliação conjunta dos programas voltados para melhoria da qualidade do ar;
- Expandir a análise da evolução, tendência e caracterização da qualidade do ar para o restante do estado de Minas Gerais.

REFERÊNCIAS

ABRACICLO – Associação Brasileira dos Fabricantes de Motocicletas, Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares. **Frota Circulante**. Disponível em: <https://www.abraciclo.com.br/site/frota/>. Acesso em: 15 mai. 2022.

AGÊNCIA RMBH. **Plano Metropolitano RMBH**: Região Metropolitana de Belo Horizonte. Disponível em: <http://www.rmbh.org.br/rmbh.php>. Acesso em: 02 out. 2022.

ALVIM, Débora Souza *et al.* Determining VOCs Reactivity for Ozone Forming Potential in the Megacity of São Paulo. **Aerosol and Air Quality Research**, [S.l.], v. 18, n. 9, p. 2460-2474, 2018. Taiwan Association for Aerosol Research. 10.4209/aaqr.2017.10.0361.

ANDRADE, Maria de Fátima *et al.* Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. **Atmospheric Environment**, [S.l.], v. 159, p. 66–82, jun. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.051>.

ANDREÃO, Willian Lemker; ALBUQUERQUE, Taciana Toledo de Almeida. Avoidable mortality by implementing more restrictive fine particles standards in Brazil: an estimation using satellite surface data. **Environmental Research**, [S.l.], v. 192, p. 110288, jan. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2020.110288>.

ANDREÃO, Willian Lemker; ALBUQUERQUE, Taciana Toledo de Almeida. Fine particles as a public health indicator in Brazil: from monitoring to modeling. **Air Quality, Atmosphere & Health**, [S.l.], v. 13, n. 12, p. 1453–1463, 15 ago. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11869-020-00899-3>.

ANDREÃO, Willian Lemker *et al.* Quantifying the impact of particle matter on mortality and hospitalizations in four Brazilian metropolitan areas. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 270, p. 110840, set. 2020a. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110840>.

ANDREÃO, Willian Lemker *et al.* Top-down vehicle emission inventory for spatial distribution and dispersion modeling of particulate matter. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 27, n. 29, p. 35952–35970, 26 mar. 2020b. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-08476-y>.

ANFAVEA – Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos de Veículos Automotores. **Anuários**. Brasil, São Paulo, ANFAVEA, 2022. Disponível em: <https://anfavea.com.br/site/anuarios/>. Acesso em: 14 mar. 2022.

ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. **Vendas de derivados de petróleo e biocombustíveis**. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/dados-abertos/vendas-de-derivados-de-petroleo-e-biocombustiveis>. Acesso em: 05 jun. 2021.

BBC BRASIL. Mais de 3 décadas após ‘Vale da Morte’, Cubatão volta a lutar contra alta na poluição. **BBC Brasil**, 10 mar. 2017. Disponível em: <https://www.bbc.com/portuguese/brasil-39204054>. Acesso em: 22 out. 2021.

BRAGA, Alfesio *et al.* Poluição atmosférica e saúde humana. **Revista USP**, São Paulo, n. 51, p. 58–71, 30 nov. 2001. Universidade de São Paulo, Agência USP de Gestão da Informação Acadêmica (AGUIA). <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i51p58-71>.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 1981.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990**. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 1990.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 5, de 15 de junho de 1989**. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 1989.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 8, de 31 de agosto de 1993**. Complementa a Resolução nº 18/86, que institui, em caráter nacional, o Programa de Controle

da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE, estabelecendo limites máximos de emissão de poluentes para os motores destinados a veículos pesados novos, nacionais e importados. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 1993.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 18, de 6 de maio de 1986.** Instituir, em caráter nacional, o programa de controle da poluição do ar por veículos automotores - PROCONVE. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 1986.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 264, de 26 de agosto de 1999.** Licenciamento de fornos rotativos de produção de clínquer para atividades de co-processamento de resíduos. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 1999.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 297, de 26 de fevereiro de 2002.** Complementada pela Resolução nº 342/03, estabelecendo limites para emissões de gases poluentes pelo escapamento para motocicletas e veículos similares novos. Estabelece os limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2002.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 315, de 29 de outubro de 2002.** Dispõe sobre a nova etapa do Programa de Controle de Emissões Veiculares - PROCONVE. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2002.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 316, de 29 de outubro de 2002.** Resolução Conama nº 316/2002, que dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 342, de 25 de setembro de 2003.** Estabelece novos limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos, em observância à Resolução nº 297, de 26 de fevereiro de 2002, e dá outras providências. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2003.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 382, de 26 de dezembro de 2006.** Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2003.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 403, de 11 de novembro de 2008.** Dispõe sobre a nova fase de exigência do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE para veículos pesados novos (Fase P-7) e dá outras providências. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2008.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 415, de 24 de setembro de 2009.** Dispõe sobre nova fase (PROCONVE L6) de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores-PROCONVE para veículos automotores leves novos de uso rodoviário e dá outras providências. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2009.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 432, de 13 de julho de 2011.** Estabelece novas fases de controle de emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos, e dá outras providências. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2011.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 436, de 22 de dezembro de 2011.** Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 02 de janeiro de 2007. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2011.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 456, de 29 de abril de 2013.** Corrige a Tabela I do Anexo da Resolução CONAMA nº 432, de 13 de julho de 2011 - CONAMA, 2013.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 490, de 16 de novembro de 2018.** Estabelece a Fase PROCONVE P8 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE para o controle das emissões de gases poluentes e de ruído para veículos automotores pesados novos de uso rodoviário e dá outras providências. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2018.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 491, de 19 de novembro de 2018.** Revoga a Resolução Conama nº 03/1990 e os itens 2.2.1 e 2.3 da Resolução Conama nº 05/1989. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2018.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 492, de 20 de dezembro de 2018.** Estabelece as Fases PROCONVE L7 e PROCONVE L8 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE para veículos automotores leves novos de uso rodoviário, altera a Resolução CONAMA nº 15/1995 e dá outras providências. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2018.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 493, de 24 de junho de 2019.** Estabelece a Fase PROMOT M5 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos similares - PROMOT para controle de emissões de gases poluentes e de ruído por ciclomotores, motociclos e veículos similares novos, altera as Resoluções CONAMA nºs 297/2002 e 432/2011, e dá outras providências. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2019.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 499, de 6 de outubro de 2020 (*).** Dispõe sobre o licenciamento de atividade de coprocessamento de resíduos em fornos rotativos de produção de clínquer. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2020.

CARVALHO, Amanda Noronha Moreira de. **Avaliação e aplicação de esquema de dossel urbano no modelo meteorológico WRF.** 2019. 171 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos., Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.

CARVALHO, Vanessa Silveira Barreto *et al.* Air quality status and trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a result of emission control policies. **Environmental Science & Policy**, [S.l.], v. 47, p. 68-79, mar. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2014.11.001>.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (São Paulo). **Emissão Veicular:** Proconve. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/proconve/>. Acesso em: 12 set. 2022a.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (São Paulo). **Emissões veiculares no estado de São Paulo - 2015.** São Paulo, 2016.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (São Paulo). **Ministério do Meio Ambiente lança o Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas.** São Paulo, 2014.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (São Paulo). **Qualidade do Ar:** Histórico. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/>. Acesso em: 01 ago. 2022b.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (São Paulo). **Série relatórios: Qualidade do ar no estado de São Paulo: 2020.** São Paulo, 2021.

DENATRAN – Departamento Nacional de Trânsito. **Estatísticas – Frota de Veículos - SENATRAN.** Disponível em: <https://www.gov.br/infraestrutura/pt-br/assuntos/transito/conteudo-denatran/estatisticas-frota-de-veiculos-senatran>. Acesso em: 22 fev. 2022.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Dados da Qualidade do Ar.** Disponível em: <http://www.feam.br/qualidade-do-ar/qualidade-do-ar>. Acesso em: 30 jun. 2022a.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Determinação de fatores de emissão para elaboração de inventários municipais de fontes móveis.** Belo Horizonte, 2017.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Emissão de Fontes Fixas.** Disponível em: <http://www.feam.br/qualidade-do-ar/emissao-de-fontes-fixas>. Acesso em: 14 jun. 2022b.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Fatores de emissão de poluentes atmosféricos de origem veicular.** Disponível em: <http://www.feam.br/qualidade-do-ar/qualidade-do-ar>. Acesso em: 14 set. 2022c.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Institucional**. Disponível em: <http://www.feam.br/instituicao>. Acesso em: 05 ago. 2022d.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Inventário de emissões atmosféricas de fontes veiculares do município de Belo Horizonte - MG**. Belo Horizonte, 2020.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Inventário de Fontes Emissoras de Poluentes Atmosféricos, Estudo de Dispersão Atmosférica e Projeto de Rede Otimizada para a Região Metropolitana de Belo Horizonte: Eixo Belo Horizonte – Contagem – Betim**. Belo Horizonte, 2003.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Metodologia para Estimativa dos Impactos Ambientais Associados ao Tráfego Veicular Urbano**. Belo Horizonte, 2015.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Plano de Controle de Poluição Veicular de Minas Gerais: 2014 - 2017**. Belo Horizonte, 2014.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Plano de Controle de Poluição Veicular de Minas Gerais - PCPV/MG**. Belo Horizonte, 2010.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Relatório Técnico: Atualização do Inventário das Fontes de Emissão de Poluentes Atmosféricos da Região de Belo Horizonte, Contagem e Betim**. Vol I, Revisão 00, ago 2018.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Relatório Técnico: Monitoramento da Qualidade do Ar na Região Metropolitana de Belo Horizonte: Ano Base de 2013**. Belo Horizonte, ago 2016.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Relatório Técnico: Plano de Controle da Poluição por Veículos em Uso em Minas Gerais - PCPV/MG**. Belo Horizonte, 2001.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Relatórios, Artigos e Publicações**. Disponível em: <http://www.feam.br/qualidade-do-ar/relatorios-artigos-e-publicacoes>. Acesso em: 25 mai. 2022e

FINLAYSON-PITTS, Barbara; PITTS, James. **Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere: Theory, Experiments, and Applications**. Wiley-Interscience publication, Wiley, New York, ISBN: 978-0-12-257060-5, 2000.

FOWLER, David et al. A chronology of global air quality. **Philosophical Transactions Of The Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, [S.l.], v. 378, n. 2183, p. 20190314, 28 set. 2020. The Royal Society. <http://dx.doi.org/10.1098/rsta.2019.0314>.

GALVÃO, Elson Silva *et al.* Cancer risk assessment and source apportionment of the gas- and particulate-phase of the polycyclic aromatic hydrocarbons in a metropolitan region in Brazil. **Chemosphere**, [S.l.], v. 311, p. 136872, jan. 2023. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136872>.

GALVÃO, Elson Silva *et al.* Volatile organic compounds speciation and their influence on ozone formation potential in an industrialized urban area in Brazil. **Environmental Technology**, [S.l.], v. 37, n. 17, p. 2133-2148, 10 mar. 2016. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2016.1142001>.

GALVÃO, Elson Silva; FERONI, Rita de Cassia; ORLANDO, Marcos Tadeu D'Azeredo. A review of the main strategies used in the interpretation of similar chemical profiles yielded by receptor models in the source apportionment of particulate matter. **Chemosphere**, [S.l.], v. 269, p. 128746, abr. 2021. ELSEVIER BV. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128746>.

GOLDEMBERG, José. Ethanol for a Sustainable Energy Future. **Science**, [S.l.], v. 315, n. 5813, p. 808-810, 9 fev. 2007. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1137013>.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Brasília). **Cidades e Estados**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/>. Acesso em: 05 nov. 2022.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Brasília). **IBGE divulga as estimativas da população dos municípios para 2019**. Estatísticas sociais, 2019. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-denoticias/releases/25278-ibge-divulga-as-estimativas-da-populacao-dos-municipios-para2019>. Acesso em: 01 ago. 2021.

IEMA-ES – Instituto de Meio Ambiente e Recurso Hídricos (Espírito Santo). **Qualidade do Ar**: Relatórios de Qualidade do Ar. Disponível em: <https://iema.es.gov.br/qualidadedoar/relatorios>. Acesso em: 02 jun. 2022.

IEMA-SP – Instituto de Energia e Meio Ambiente (São Paulo). **1º Diagnóstico da rede de monitoramento da qualidade do ar no Brasil**. São Paulo, abr. 2014a.

IEMA-SP – Instituto de Energia e Meio Ambiente (São Paulo). **Estimativa de redução das emissões atmosféricas resultante da implantação do Plano de Mobilidade Urbana de Belo Horizonte**. São Paulo, abr. 2014b.

IEMA-SP – Instituto de Energia e Meio Ambiente (São Paulo). **Monitor de Ônibus SP**. Disponível em: <http://energiaeambiente.org.br/onibus-sp>. Acesso em: 28 set. 2022a.

IEMA-SP – Instituto de Energia e Meio Ambiente (São Paulo). **Políticas de qualidade do ar**. Disponível em: <http://energiaeambiente.org.br/politica-de-qualidade-do-ar>. Acesso em: 06 ago. 2022b.

IEMA-SP – Instituto de Energia e Meio Ambiente (São Paulo). **Qualidade do ar no município de São Paulo**. São Paulo, mai. 2022c.

IEMA-SP – Instituto de Energia e Meio Ambiente (São Paulo). **Recomendações para a expansão e a continuidade das redes de monitoramento da qualidade do ar no Brasil**: Julho de 2022. São Paulo, jul 2022d.

IEMA-SP – Instituto de Energia e Meio Ambiente (São Paulo). **Transição da indústria automotiva brasileira**: desafios e perspectivas para uma conversão alinhada à mobilidade inclusiva e de baixas emissões. São Paulo, mai. 2021.

INEA – Instituto Estadual do Ambiente (Rio de Janeiro). **Ar, Água e Solo: Qualidade do Ar: Redes de Monitoramento.** Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/redes-de-monitoramento/>. Acesso em: 11 out. 2022.

INEA – Instituto Estadual do Ambiente (Rio de Janeiro). **Relatório da Qualidade do Ar do Estado do Rio de Janeiro: Ano base 2018.** Rio de Janeiro, 2020.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Clima: Normais Climatológicas: Gráficos.** <https://clima.inmet.gov.br/GraficosClimatologicos/DF/83377>. Acesso em: 12 jan. 2023.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados históricos anuais.** Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>. Acesso em: 13 set. 2021.

IPCC – Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas. **Global Warming of 1.5°C.** Suíça, out. 2018.

IRENO, Priscila Kelly Moreira. **Avaliação da rede de automonitoramento manual e classificação da qualidade do ar dos municípios do vetor norte da RMBH.** Bolsa de Iniciação Científica (BIC), Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), Belo Horizonte, 2015.

JACOBSON, Mark Z. **Atmospheric Pollution: history, science, and regulation.** Nova Iorque: Cambridge University Press, 2002.

MACHADO, Milena *et al.* A new methodology to derive settleable particulate matter guidelines to assist policy-makers on reducing public nuisance. **Atmospheric Environment**, [S.l.], v. 182, p. 242-251, fev. 2018. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.02.032>.

MINAS GERAIS. **Decreto nº 47.760, de 20 de novembro de 2019.** Contém o Estatuto da Fundação Estadual do Meio Ambiente e dá outra providência. Belo Horizonte, 2019.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM nº 1, de 26 de maio de 1981.** Belo Horizonte: Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM, 1981.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM nº 74, de 9 de setembro de 2004**. Belo Horizonte: Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM, 2004. [REVOGADA].

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM nº 187, de 19 de setembro de 2013**. Estabelece condições e limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM, 2013.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM nº 227, de 29 de agosto de 2018**. Estabelece procedimentos para redução das emissões atmosféricas dos fornos de produção de carvão vegetal de floresta plantada e para avaliação da qualidade do ar no seu entorno e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM, 2018.

MINUZZI, Rosandro Boligon *et al.* Climatologia do comportamento do período chuvoso da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, [S.l.], v. 22, n. 3, p. 338-344, 2007.

MMA – Ministério do Meio Ambiente (Brasília). **1º Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários**: Relatório Final. Brasília: MMA, 2011.

MMA – Ministério do Meio Ambiente (Brasília). **Guia Técnico para o Monitoramento e Avaliação da Qualidade do Ar**. 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/centrais-de-conteudo/mma-guia-tecnico-qualidade-do-ar-pdf>. Acesso em: 22 jul. 2020.

MMA – Ministério do Meio Ambiente (Brasília). **Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários – 2013**: Ano-base 2012 – Relatório Final. Brasília: MMA, 2014.

MOREIRA, Davidson Martins; TIRABASSI, Tiziano; MORAES, Marcelo Romero de. Meteorologia e Poluição Atmosférica. **Ambiente & Sociedade**, [S.l.], v. 11, n. 1, p. 1-13, jun. 2008. FapUnifesp (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1414-753x2008000100002>.

MS – Ministério da Saúde (Brasília). **Saúde Brasil 2018**: Uma análise da situação de saúde e das doenças e agravos crônicos: desafios e perspectivas. Brasília: MS, 2019.

NOGUEIRA, Thiago *et al.* Formaldehyde and acetaldehyde measurements in urban atmosphere impacted by the use of ethanol biofuel: metropolitan area of sao paulo (MASP), 2012-2013. **Fuel**, [S.l.], v. 134, p. 505-513, out. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2014.05.091>.

NORDIN, Steven; LIDÉN, Edvard. Environmental odor annoyance from air pollution from steel industry and bio-fuel processing. **Journal of Environmental Psychology**, [S.l.], v. 26, p. 141-145, jun. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvp.2006.05.002>.

OMS – Organização Mundial de Saúde. **Air quality and health**: Exposure & health impacts of air pollution. Disponível em: <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/air-quality-and-health/health-impacts/exposure-air-pollution>. Acesso em: 05 ago. 2022a.

OMS – Organização Mundial de Saúde. **Air quality and health**: Health impact. Disponível em: <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/air-quality-and-health/health-impacts>. Acesso em: 05 ago. 2022b.

OMS – Organização Mundial de Saúde. **Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide**: Global update 2005. 2006.

OMS – Organização Mundial de Saúde. **Constitution**. Disponível em: <https://www.who.int/about/governance/constitution>. Acesso em: 01 out. 2022c.

OMS – Organização Mundial de Saúde. **Evolution of WHO air quality guidelines: past, presente and future**. 2017. ISBN 9789289052306.

OMS – Organização Mundial de Saúde. **WHO global air quality guidelines: particulate matter (MP_{2,5} e MP₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide**. 2021.

OPAS - Organização Pan-Americana da Saúde. **Diretrizes de qualidade global do ar da OMS: partículas inaláveis (MP_{2,5} e MP₁₀), o dióxido de enxofre e**

monóxido de carbono. Resumo executivo. 2021. Licença: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

OPAS - Organização Pan-Americana da Saúde. **Novos dados da OMS revelam que bilhões de pessoas ainda respiram ar insalubre.** Abr, 2022. <https://www.paho.org/pt/noticias/4-4-2022-novos-dados-da-oms-revelam-que-bilhoes-pessoas-ainda-respiram-ar-insalubre>. Acesso em: 05 ago. 2022.

PACHECO, Marina Torres *et al.* A review of emissions and concentrations of particulate matter in the three major metropolitan areas of Brazil. **Journal of Transport & Health**, [S.l.], v. 4, p. 53–72, mar. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jth.2017.01.008>.

PBH – Prefeitura de Belo Horizonte. **PLANMOB-BH:** Apresentação. Set. 2021. Disponível em: <https://prefeitura.pbh.gov.br/bhtrans/informacoes/planmob-bh/apresentacao>. Acesso em: 05 fev. 2022.

PELÁEZ, Luisa María Gómez *et al.* Air quality status and trends over large cities in South America. **Environmental Science & Policy**, [S.l.], v. 114, p. 422-435, dez. 2020. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.09.009>.

PÉREZ-MARTÍNEZ, Pedro José; ANDRADE, María de Fátima; MIRANDA, Regina Maura de. Traffic-related air quality trends in São Paulo, Brazil. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, [S.l.], v. 120, n. 12, p. 6290–6304, jun. 2015. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1002/2014jd022812>.

PINTO, Janaina Antonino *et al.* Kriging method application and traffic behavior profiles from local radar network database: A proposal to support traffic solutions and air pollution control strategies. **Sustainable Cities & Society**, [S.l.], v. 56, p. 102062, maio 2020. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102062>.

PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. **Notícias e Reportagens:** Poluição do ar e mudança climática: dois lados da mesma moeda. UNEP, Abr, 2019.

SANTOS, Fábio Soares dos. **Diagnóstico das emissões atmosféricas em minas gerais:** um estudo para as fontes fixas e veiculares. 2018. 147 f.

Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos., Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

SANTOS, Fábio Soares dos *et al.* Regulated air pollutant emissions from higher emitters stationary sources in Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, [S.l.], v. 36, n. 2, p. 775–784, jun. 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0104-6632.20190362s20180352>.

SANTOS, Fábio Soares dos *et al.* Vehicular air pollutant emissions in a developing economy with the widespread use of biofuels. **Urban Climate**, [S.l.], v. 38, p. 100889, jul. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100889>.

SANTOS, Jane Meri. **Módulo IV: Modelagem e Monitoramento das Emissões Atmosféricas**. [PowerPoint de apoio à disciplina de Monitoramento da Qualidade do Ar, lecionada na PPGEA/CT, UFES]. 2021.

SHREE, Venu; MARWAHA, Bhanu M.; AWASTHI, Pamita. Assessment of Indoor Air Quality in Buildings using CFD: a brief review. **International Journal Of Mathematical, Engineering And Management Sciences**, [S.l.], v. 4, n. 5, p. 1154-1168, 1 dez. 2019. International Journal of Mathematical, Engineering and Management Sciences plus Mangey Ram. <http://dx.doi.org/10.33889/ijmems.2019.4.5-091>.

SOUSA, José Bezerra de; LIMA, Elias Manoel de Brito. **Utilização de Modelos Matemáticos de Poluição Atmosférica na Gestão da Qualidade do ar**. 2008. 54 f. Monografia (Especialização) - Curso de Gestão Ambiental, Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

STF – Supremo Tribunal Federal (Brasília). **CONAMA deve editar nova resolução sobre qualidade do ar em dois anos, decide STF**: Por maioria, o Plenário avaliou que a atual norma, de 2018, deve ser atualizada com as novas orientações da OMS, estabelecidas em 2021. STF, 05 mai. 2022. Disponível em: <https://portal.stf.jus.br/noticias/verNoticiaDetalhe.asp?idConteudo=486515&ori=1>. Acesso em: 14 set. 2022.

SUAREZ-BERTOIA, Ricardo *et al.* Impact of ethanol containing gasoline blends on emissions from a flex-fuel vehicle tested over the Worldwide Harmonized Light duty Test Cycle (WLTC). **Fuel**, [S.l.], v. 143, p. 173-182, mar. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2014.10.076>.

ZHANG, He; SRINIVASAN, Ravi. A Systematic Review of Air Quality Sensors, Guidelines, and Measurement Studies for Indoor Air Quality Management. **Sustainability**, [S.l.], v. 12, n. 21, p. 9045, 30 out. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su12219045>.

WU, Xun *et al.* Guia de Políticas Públicas: Gerenciando Processos. **ENAP**, Brasília, 2014. [Tradução autorizada da edição em inglês publicada pela Routledge, membro da Taylor & Francis Group. Título original: *The public policy primer: managing the policy process*].

APÊNDICE A – Frota circulante total (veículos leves e pesados) por município da RMBH e resultados do teste de tendência de *Mann-Kendall*.

	ANO	TOTAL	BH	BETIM	CONTA- GEM	IBIRITÉ	SÃO JOSÉ DA LAPA	BRUMA- DINHO
RMBH	1997	5.34E+05	4.33E+05	2.61E+04	6.84E+04	2.25E+03	1.17E+03	2.90E+03
	1998	5.63E+05	4.54E+05	2.73E+04	7.15E+04	6.41E+03	1.23E+03	3.03E+03
	1999	5.60E+05	4.51E+05	2.71E+04	7.10E+04	6.37E+03	1.22E+03	3.00E+03
	2000	5.73E+05	4.62E+05	2.77E+04	7.25E+04	6.52E+03	1.24E+03	3.06E+03
	2001	5.92E+05	4.77E+05	2.86E+04	7.48E+04	6.74E+03	1.28E+03	3.16E+03
	2002	6.03E+05	4.84E+05	2.95E+04	7.76E+04	7.47E+03	1.33E+03	3.28E+03
	2003	6.18E+05	4.95E+05	3.08E+04	7.92E+04	8.08E+03	1.36E+03	3.38E+03
	2004	6.33E+05	5.02E+05	3.30E+04	8.38E+04	9.16E+03	1.42E+03	3.74E+03
	2005	6.54E+05	5.15E+05	3.49E+04	8.84E+04	1.02E+04	1.60E+03	3.88E+03
	2006	6.89E+05	5.44E+05	3.81E+04	8.99E+04	1.16E+04	1.70E+03	4.34E+03
	2007	7.35E+05	5.84E+05	4.28E+04	8.87E+04	1.30E+04	1.77E+03	4.64E+03
	2008	8.08E+05	6.34E+05	4.94E+04	1.03E+05	1.47E+04	1.92E+03	5.19E+03
	2009	8.79E+05	6.90E+05	5.30E+04	1.12E+05	1.65E+04	2.09E+03	5.34E+03
	2010	9.60E+05	7.53E+05	5.91E+04	1.22E+05	1.86E+04	2.54E+03	4.47E+03
	2011	1.04E+06	8.06E+05	6.67E+04	1.34E+05	2.12E+04	2.81E+03	6.66E+03
	2012	1.10E+06	8.50E+05	7.43E+04	1.46E+05	2.38E+04	3.15E+03	7.20E+03
	2013	1.16E+06	8.91E+05	8.16E+04	1.54E+05	2.62E+04	3.26E+03	7.78E+03
	2014	1.21E+06	9.23E+05	8.76E+04	1.59E+05	2.80E+04	3.84E+03	8.18E+03
	2015	1.23E+06	9.35E+05	8.95E+04	1.61E+05	2.92E+04	4.01E+03	8.37E+03
	2016	1.25E+06	9.55E+05	8.86E+04	1.61E+05	2.93E+04	4.15E+03	8.46E+03
	2017	1.30E+06	1.01E+06	8.89E+04	1.61E+05	2.95E+04	4.84E+03	8.29E+03
	2018	1.37E+06	1.08E+06	8.89E+04	1.60E+05	2.99E+04	6.12E+03	8.46E+03
	2019	1.47E+06	1.17E+06	8.93E+04	1.58E+05	3.58E+04	7.19E+03	9.28E+03
	2020	1.42E+06	1.13E+06	8.98E+04	1.53E+05	3.08E+04	9.31E+03	9.80E+03
	2021	1.44E+06	1.15E+06	9.01E+04	1.48E+05	3.14E+04	9.14E+03	9.20E+03
TESTE DE TENDÊN- CIA	p-valor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	S	294	294	290	252	294	296	282
	Tendên- cia	T+	T+	T+	T+	T+	T+	T+

Legenda: (i) **T+**: Crescimento; (ii) **T-**: Decrescimento e (iii) **ST**: Sem tendência.

Nota: Os resultados da RMBH é a soma da frota dos municípios considerados no estudo (Belo Horizonte, Betim, Contagem, Ibirité, São José da Lapa e Brumadinho).

**APÊNDICE B – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível
RMBH e resultado do teste de tendência de *Mann-Kendall*.**

	ANO	LEVES				PESADOS		
		GASOLINA	ETANOL	FLEX	DIESEL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
RMBH	1997	3.58E+05	1.26E+05	0.00E+00	1.71E+04	2.49E+03	1.88E+02	3.04E+04
	1998	3.93E+05	1.18E+05	0.00E+00	1.87E+04	2.31E+03	1.80E+02	3.10E+04
	1999	4.01E+05	1.07E+05	0.00E+00	2.00E+04	1.96E+03	1.60E+02	2.96E+04
	2000	4.22E+05	9.88E+04	0.00E+00	2.08E+04	1.72E+03	1.49E+02	3.00E+04
	2001	4.46E+05	9.12E+04	0.00E+00	2.21E+04	1.50E+03	1.39E+02	3.06E+04
	2002	4.64E+05	8.47E+04	0.00E+00	2.29E+04	1.31E+03	1.29E+02	3.04E+04
	2003	4.83E+05	7.90E+04	1.43E+03	2.33E+04	1.10E+03	1.16E+02	2.98E+04
	2004	4.93E+05	7.34E+04	1.12E+04	2.38E+04	9.59E+02	1.06E+02	3.01E+04
	2005	4.94E+05	6.78E+04	3.52E+04	2.50E+04	8.43E+02	9.97E+01	3.08E+04
	2006	4.89E+05	6.26E+04	7.86E+04	2.65E+04	7.50E+02	9.42E+01	3.23E+04
	2007	4.80E+05	5.16E+04	1.40E+05	2.81E+04	6.63E+02	7.03E+01	3.40E+04
	2008	4.72E+05	5.33E+04	2.15E+05	3.09E+04	5.79E+02	8.48E+01	3.63E+04
	2009	4.59E+05	4.87E+04	3.00E+05	3.34E+04	4.85E+02	7.98E+01	3.79E+04
	2010	4.44E+05	4.44E+04	3.92E+05	3.77E+04	4.05E+02	7.59E+01	4.11E+04
	2011	4.31E+05	4.00E+04	4.79E+05	4.23E+04	3.42E+02	7.09E+01	4.46E+04
	2012	4.07E+05	3.55E+04	5.68E+05	4.66E+04	2.82E+02	6.59E+01	4.66E+04
	2013	3.80E+05	3.13E+04	6.52E+05	5.09E+04	2.17E+02	6.08E+01	4.87E+04
	2014	3.54E+05	2.76E+04	7.23E+05	5.49E+04	1.45E+02	5.55E+01	4.98E+04
	2015	3.28E+05	2.44E+04	7.69E+05	5.64E+04	7.38E+01	5.04E+01	4.89E+04
	2016	3.07E+05	2.18E+04	8.11E+05	5.91E+04	3.50E+01	4.54E+01	4.72E+04
	2017	2.94E+05	2.00E+04	8.76E+05	6.37E+04	1.60E+01	4.10E+01	4.57E+04
	2018	2.83E+05	1.85E+04	9.57E+05	7.14E+04	1.17E+01	3.74E+01	4.53E+04
	2019	2.73E+05	2.29E+04	1.05E+06	8.15E+04	1.02E+01	3.43E+01	4.65E+04
	2020	2.43E+05	1.46E+04	1.04E+06	8.42E+04	7.59E+00	3.19E+01	4.66E+04
	2021	2.24E+05	1.28E+04	1.06E+06	9.31E+04	6.21E+00	2.95E+01	4.69E+04
TESTE DE TENDÊN- CIA	p-valor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	S	-156	-292	283	300	-300	-292	210
	Tendência	T-	T-	T+	T+	T-	T-	T+

Legenda: (i) T+: Crescimento; (ii) T- : Decrescimento e (iii) ST: Sem tendência.

APÊNDICE C – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível de Belo Horizonte/MG e resultado do teste de tendência de Mann-Kendall.

	ANO	LEVES				PESADOS		
		GASOLINA	ETANOL	FLEX	DIESEL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
BELO HORIZON TE	1997	294478	102528	0	13695	1638	122	20260
	1998	319894	96471	0	14993	1504	117	20632
	1999	326689	87478	0	16072	1277	104	19737
	2000	343539	80478	0	16744	1116	97	20020
	2001	363712	74296	0	17753	977	91	20470
	2002	376216	68620	0	18301	851	84	20242
	2003	390623	63868	1158	18584	709	75	19696
	2004	395823	58426	8876	18837	603	65	19048
	2005	393261	53933	28017	19804	515	61	19466
	2006	389331	49849	62587	20982	456	57	20437
	2007	382372	45894	111778	22396	400	54	21195
	2008	374432	42242	170409	24533	346	51	22434
	2009	363930	38617	237553	26527	289	48	23276
	2010	352503	35089	309825	29988	241	45	24968
	2011	337976	31353	376025	33414	200	41	26787
	2012	316534	27587	442002	36612	160	37	27347
	2013	293995	24240	504163	40026	122	34	28362
	2014	272529	21285	557253	43182	81	31	28821
	2015	252524	18759	591962	44324	41	28	27828
	2016	237581	16884	627180	46614	19	25	26872
	2017	229535	15638	684948	50783	9	22	25853
	2018	224305	14644	759113	57968	6	20	25626
	2019	219633	13768	844994	67399	6	19	26441
	2020	194010	11705	828960	69392	4	18	26518
	2021	180159	10335	852565	78077	3	16	27136
TESTE DE TENDÊN- CIA	p-valor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	S	-170	-300	283	300	-300	-300	170
	Tendência	T-	T-	T+	T+	T-	T-	T+

Legenda: (i) T+: Crescimento; (ii) T- : Decrescimento e (iii) ST: Sem tendência.

APÊNDICE D – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível de Betim/MG e resultado do teste de tendência de Mann-Kendall.

	ANO	LEVES				PESADOS		
		GASOLINA	ETANOL	FLEX	DIESEL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
BETIM	1997	16817	5855	0	781	202	15	2422
	1998	18268	5509	0	855	185	14	2465
	1999	18656	4995	0	916	158	13	2354
	2000	19618	4596	0	954	138	12	2385
	2001	20771	4243	0	1012	121	11	2437
	2002	21864	3988	0	1060	106	10	2451
	2003	23236	3800	69	1118	93	10	2484
	2004	24618	3781	573	1183	86	10	2780
	2005	25456	3490	1813	1244	82	10	2847
	2006	26074	3337	4194	1353	77	10	3072
	2007	26704	3203	7811	1484	72	10	3482
	2008	27926	3148	12714	1719	65	10	3851
	2009	26712	2831	17440	1801	56	9	4136
	2010	26561	2640	23337	2070	47	9	4479
	2011	26897	2491	29893	2402	41	9	5001
	2012	26629	2316	37124	2737	36	8	5471
	2013	25953	2134	44398	3065	29	8	6001
	2014	24939	1942	50817	3394	20	8	6480
	2015	23244	1721	54288	3537	11	7	6693
	2016	21242	1504	55847	3587	5	7	6384
	2017	19586	1329	58181	3701	2	6	6088
	2018	17840	1159	60047	3850	2	5	6000
	2019	16206	1010	61943	4036	1	5	6054
	2020	14991	898	63560	4267	1	5	6093
	2021	13763	782	64449	4532	1	4	6593
TESTE DE TENDÊNCIA	p-valor	0.80	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	S	-12	-300	285	300	-300	-294	252
	Tendência	ST	T-	T+	T+	T-	T-	T+

Legenda: (i) T+: Crescimento; (ii) T- : Decrescimento e (iii) ST: Sem tendência.

APÊNDICE E – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível de Contagem/MG e resultado do teste de tendência de Mann-Kendall.

	ANO	LEVES				PESADOS		
		GASOLINA	ETANOL	FLEX	DIESEL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
CONTAGEM	1997	43463	15136	0	2289	608	45	6877
	1998	47210	14241	0	2504	558	43	6992
	1999	48234	12922	0	2685	474	39	6655
	2000	50683	11881	0	2796	414	36	6724
	2001	53634	10968	0	2965	363	34	6863
	2002	56883	10389	0	3085	315	31	6849
	2003	59197	9692	177	3125	264	28	6741
	2004	62097	9510	1450	3278	237	27	7199
	2005	63958	8778	4558	3444	215	25	7374
	2006	61138	7833	9820	3500	185	23	7445
	2007	58897	998	17209	3595	161	2	7820
	2008	57507	6491	26167	3912	142	21	8470
	2009	56154	5962	36650	4260	119	20	8900
	2010	54322	5410	47752	4770	103	19	9848
	2011	53439	4960	59472	5418	86	18	10744
	2012	51538	4493	71976	6013	73	17	11563
	2013	48300	3981	82805	6478	56	16	12018
	2014	44789	3495	91498	6829	37	14	12103
	2015	41525	3082	97236	6996	19	13	11974
	2016	38397	2726	101250	7249	9	12	11552
	2017	35157	2393	104795	7499	4	11	11308
	2018	31714	2067	107126	7721	3	9	10974
	2019	28419	1777	109007	7956	3	9	11004
	2020	25253	1518	107452	8033	2	8	10595
	2021	22384	1276	105193	8154	1	7	10549
TESTE DE TENDÊNCIA	p-valor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	S	-146	-272	277	300	-300	-272	190
	Tendência	T-	T-	T+	T+	T-	T-	T+

Legenda: (i) T+: Crescimento; (ii) T- : Decrescimento e (iii) ST: Sem tendência.

APÊNDICE F – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível de Ibitaré/MG e resultado do teste de tendência de Mann-Kendall.

	ANO	LEVES				PESADOS		
		GASOLINA	ETANOL	FLEX	DIESEL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
IBIRITÉ	1997	259	1426	0	171	1	2	395
	1998	4450	1342	0	188	28	2	402
	1999	4543	1216	0	201	24	2	386
	2000	4780	1119	0	210	21	2	392
	2001	5062	1033	0	222	18	2	401
	2002	5749	1047	0	247	17	2	405
	2003	6307	1030	19	270	15	2	442
	2004	6972	1136	172	331	15	2	537
	2005	7652	1048	545	349	15	2	549
	2006	8131	1040	1309	386	16	2	680
	2007	8328	998	2439	408	16	2	815
	2008	8546	962	3893	465	14	2	836
	2009	8573	907	5599	517	11	2	870
	2010	8603	853	7554	579	10	2	1022
	2011	8815	815	9784	682	9	2	1117
	2012	8769	761	12201	773	8	2	1275
	2013	8595	705	14671	874	6	2	1320
	2014	8263	642	16788	972	4	2	1368
	2015	7883	582	18346	1018	2	1	1348
	2016	7286	514	19084	1051	1	1	1327
	2017	6728	455	19913	1097	0	1	1273
	2018	6201	402	20797	1162	0	1	1291
	2019	5620	6201	21409	1237	0	0	1292
	2020	5309	317	22438	1356	0	1	1372
	2021	4981	282	23257	1498	0	1	1429
TESTE DE TENDÊNCIA	p-valor	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	S	72	-236	285	300	-248	-180	258
	Tendência	ST	T-	T+	T+	T-	T-	T+

Legenda: (i) T+: Crescimento; (ii) T- : Decrescimento e (iii) ST: Sem tendência.

APÊNDICE G – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível de São José da Lapa/MG e resultado do teste de tendência de Mann-Kendall.

	ANO	LEVES				PESADOS		
		GASOLINA	ETANOL	FLEX	DIESEL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
SÃO JOSÉ DA LAPA	1997	743	259	0	39	11	1	121
	1998	807	243	0	43	10	1	123
	1999	825	221	0	46	9	1	117
	2000	866	203	0	48	7	1	118
	2001	917	187	0	51	7	1	121
	2002	974	178	0	61	5	1	110
	2003	1011	166	3	62	4	0	114
	2004	1036	174	26	55	4	0	119
	2005	1173	161	84	58	4	0	122
	2006	1166	149	187	70	3	0	126
	2007	1115	134	326	63	3	0	132
	2008	1083	122	493	69	3	0	155
	2009	1049	111	685	74	2	0	166
	2010	1154	115	1014	84	2	0	176
	2011	1138	106	1266	108	2	0	190
	2012	1132	99	1587	164	1	0	171
	2013	1044	86	1787	131	1	0	215
	2014	1103	86	2245	145	1	0	263
	2015	1046	78	2448	170	0	0	273
	2016	981	70	2584	178	0	0	336
	2017	1030	70	3075	232	0	0	432
	2018	1156	75	3914	300	0	0	670
	2019	1182	74	4563	399	0	1	972
	2020	1410	85	6039	531	0	1	1239
	2021	1297	74	6133	547	0	1	1083
TESTE DE TENDÊNCIA	p-valor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00
	S	160	-270	285	284	-290	-118	254
	Tendência	T+	T-	T+	T+	T-	T-	T+

Legenda: (i) **T+**: Crescimento; (ii) **T-**: Decrescimento e (iii) **ST**: Sem tendência.

APÊNDICE H – Frota circulante de veículos leves e pesados por combustível de Brumadinho/MG e resultado do teste de tendência de Mann-Kendall.

	ANO	LEVES				PESADOS		
		GASOLINA	ETANOL	FLEX	DIESEL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
BRUMA- DINHO	1997	1815	632	0	79	29	2	339
	1998	1971	594	0	86	27	2	345
	1999	2013	539	0	93	23	2	329
	2000	2117	496	0	97	20	2	333
	2001	2242	458	0	102	18	2	340
	2002	2358	430	0	114	16	2	356
	2003	2468	404	7	125	14	1	358
	2004	2681	402	61	137	13	2	441
	2005	2704	371	193	144	13	2	451
	2006	2832	363	455	170	12	2	510
	2007	2746	330	802	178	11	1	571
	2008	2808	317	1277	193	9	1	587
	2009	2581	274	1684	207	7	1	584
	2010	1154	250	2204	230	2	1	626
	2011	2577	239	2867	259	5	1	713
	2012	2484	216	3468	286	4	1	742
	2013	2372	196	4071	332	3	1	801
	2014	2245	175	4591	361	2	1	801
	2015	2111	157	4950	376	1	1	771
	2016	1979	141	5226	394	1	1	722
	2017	1759	120	5258	414	0	1	740
	2018	1639	107	5544	425	0	1	742
	2019	1626	102	6261	512	0	1	783
	2020	1575	95	6741	588	0	1	800
	2021	1530	88	7241	250	0	1	90
TESTE DE TENDÊN- CIA	p-valor	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	S	-76	-300	285	280	-281	-288	204
	Tendência	ST	T-	T+	T+	T-	T-	T+

Legenda: (i) **T+**: Crescimento; (ii) **T-**: Decrescimento e (iii) **ST**: Sem tendência.

APÊNDICE I – Frota circulante de motocicletas na RMBH e por município e resultados do teste de tendência de *Mann-Kendall*.

	ANO	TOTAL	BH	BETIM	CONTA- GEM	IBIRITÉ	SÃO JOSÉ DA LAPA	BRUMA- DINHO
RMBH	1998	2.22E+05	1.70E+05	1.35E+04	3.12E+04	4.15E+03	1.27E+03	2.06E+03
	1999	2.22E+05	1.70E+05	1.35E+04	3.12E+04	4.15E+03	1.27E+03	2.06E+03
	2000	2.22E+05	1.70E+05	1.35E+04	3.12E+04	4.15E+03	1.27E+03	2.06E+03
	2001	2.22E+05	1.70E+05	1.35E+04	3.12E+04	4.15E+03	1.27E+03	2.06E+03
	2002	2.28E+05	1.73E+05	1.45E+04	3.21E+04	4.83E+03	1.21E+03	2.06E+03
	2003	2.28E+05	1.71E+05	1.55E+04	3.29E+04	4.95E+03	1.25E+03	2.08E+03
	2004	2.24E+05	1.66E+05	1.59E+04	3.38E+04	5.27E+03	1.31E+03	2.04E+03
	2005	2.21E+05	1.61E+05	1.66E+04	3.42E+04	5.77E+03	1.35E+03	2.13E+03
	2006	2.23E+05	1.61E+05	1.77E+04	3.50E+04	6.37E+03	1.36E+03	2.15E+03
	2007	2.26E+05	1.62E+05	1.88E+04	3.53E+04	7.08E+03	1.40E+03	2.28E+03
	2008	2.27E+05	1.61E+05	1.92E+04	3.59E+04	7.51E+03	1.43E+03	2.29E+03
	2009	2.28E+05	1.62E+05	1.95E+04	3.57E+04	7.83E+03	1.47E+03	2.31E+03
	2010	2.52E+05	1.77E+05	2.19E+04	3.93E+04	8.87E+03	1.75E+03	2.53E+03
	2011	2.76E+05	1.93E+05	2.44E+04	4.35E+04	1.01E+04	2.01E+03	2.84E+03
	2012	2.93E+05	2.04E+05	2.62E+04	4.63E+04	1.10E+04	2.13E+03	3.13E+03
	2013	3.07E+05	2.14E+05	2.77E+04	4.79E+04	1.19E+04	2.23E+03	3.36E+03
	2014	3.19E+05	2.22E+05	2.93E+04	4.97E+04	1.26E+04	2.33E+03	3.58E+03
	2015	3.31E+05	2.30E+05	3.03E+04	5.13E+04	1.32E+04	2.34E+03	3.78E+03
	2016	3.40E+05	2.36E+05	3.08E+04	5.27E+04	1.38E+04	2.42E+03	3.85E+03
	2017	3.49E+05	2.43E+05	3.15E+04	5.41E+04	1.42E+04	2.58E+03	3.95E+03
	2018	3.60E+05	2.51E+05	3.21E+04	5.51E+04	1.48E+04	2.82E+03	4.13E+03
	2019	3.76E+05	2.62E+05	3.43E+04	5.58E+04	1.54E+04	3.21E+03	4.61E+03
	2020	3.86E+05	2.69E+05	3.59E+04	5.64E+04	1.65E+04	3.60E+03	4.94E+03
	2021	4.00E+05	2.79E+05	3.74E+04	5.65E+04	1.76E+04	3.97E+03	5.15E+03
TESTE DE TENDÊNCIA	p-valor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	S	236	180	270	268	270	254	250
	Tendência	T+	T+	T+	T+	T+	T+	T+

Legenda: (i) **T+**: Crescimento; (ii) **T-**: Decrescimento e (iii) **ST**: Sem tendência.

Nota: Os resultados da RMBH é a soma da frota dos municípios considerados no estudo (Belo Horizonte, Betim, Contagem, Ibirité, São José da Lapa e Brumadinho).

APÊNDICE J – Venda de combustíveis, em m³, da RMBH, e resultados do teste de tendência de Mann-Kendall.

	ANO	TOTAL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
RMBH	1990	1.13E+09	2.89E+08	3.06E+08	5.32E+08
	1991	1.19E+09	3.35E+08	2.80E+08	5.73E+08
	1992	1.16E+09	3.18E+08	2.54E+08	5.84E+08
	1993	1.22E+09	3.63E+08	2.47E+08	6.10E+08
	1994	1.27E+09	4.08E+08	2.51E+08	6.11E+08
	1995	1.36E+09	4.94E+08	2.45E+08	6.17E+08
	1996	1.48E+09	5.73E+08	2.30E+08	6.79E+08
	1997	1.51E+09	6.27E+08	1.98E+08	6.84E+08
	1998	1.45E+09	6.21E+08	1.55E+08	6.72E+08
	1999	1.52E+09	6.95E+08	1.50E+08	6.78E+08
	2000	1.50E+09	6.77E+08	1.23E+08	7.05E+08
	2001	1.47E+09	6.72E+08	9.42E+07	7.08E+08
	2002	1.52E+09	6.90E+08	1.06E+08	7.29E+08
	2003	1.52E+09	6.80E+08	9.64E+07	7.41E+08
	2004	1.60E+09	7.17E+08	9.75E+07	7.82E+08
	2005	1.62E+09	7.32E+08	9.53E+07	7.97E+08
	2006	1.71E+09	7.80E+08	8.96E+07	8.36E+08
	2007	1.77E+09	8.06E+08	1.69E+08	7.94E+08
	2008	1.99E+09	8.05E+08	2.93E+08	8.88E+08
	2009	2.07E+09	8.27E+08	3.69E+08	8.73E+08
	2010	2.23E+09	1.02E+09	2.45E+08	9.66E+08
	2011	2.28E+09	1.13E+09	1.39E+08	1.01E+09
	2012	2.33E+09	1.20E+09	1.20E+08	1.01E+09
	2013	2.41E+09	1.25E+09	1.62E+08	1.00E+09
	2014	2.45E+09	1.28E+09	1.64E+08	1.01E+09
	2015	2.42E+09	1.06E+09	4.57E+08	9.09E+08
	2016	2.33E+09	1.13E+09	3.60E+08	8.40E+08
	2017	2.40E+09	1.13E+09	3.93E+08	8.71E+08
	2018	2.44E+09	8.03E+08	6.95E+08	9.39E+08
	2019	2.59E+09	7.07E+08	9.23E+08	9.65E+08
	2020	2.31E+09	6.26E+08	7.67E+08	9.17E+08
TESTE DE TENDÊNCIA	p-valor	0.00	0.00	0.34	0.00
	S	409	329	57	365
	Tendência	T+	T+	ST	T+

Legenda: (i) **T+**: Crescimento; (ii) **T-**: Decrescimento e (iii) **ST**: Sem tendência.

Nota: Os resultados da RMBH é a soma da frota dos municípios considerados no estudo (Belo Horizonte, Betim, Contagem, Ibirité, São José da Lapa e Brumadinho).

APÊNDICE K – Venda de combustíveis, em m³, de Belo Horizonte/MG, e resultados do teste de tendência de Mann-Kendall.

	ANO	TOTAL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
BELO HORIZONTE	1990	7.65E+08	2.29E+08	2.60E+08	2.76E+08
	1991	8.14E+08	2.65E+08	2.38E+08	3.12E+08
	1992	7.65E+08	2.52E+08	2.16E+08	2.97E+08
	1993	8.11E+08	2.90E+08	2.09E+08	3.12E+08
	1994	8.62E+08	3.25E+08	2.10E+08	3.28E+08
	1995	9.08E+08	3.87E+08	1.97E+08	3.24E+08
	1996	9.65E+08	4.49E+08	1.80E+08	3.36E+08
	1997	9.26E+08	4.85E+08	1.51E+08	2.90E+08
	1998	8.66E+08	4.79E+08	1.16E+08	2.71E+08
	1999	9.03E+08	5.33E+08	1.09E+08	2.61E+08
	2000	8.82E+08	5.17E+08	8.63E+07	2.79E+08
	2001	8.65E+08	5.19E+08	6.57E+07	2.80E+08
	2002	8.72E+08	5.20E+08	7.11E+07	2.81E+08
	2003	8.38E+08	5.14E+08	6.30E+07	2.60E+08
	2004	8.51E+08	5.28E+08	6.30E+07	2.61E+08
	2005	8.55E+08	5.36E+08	6.43E+07	2.55E+08
	2006	8.67E+08	5.67E+08	5.87E+07	2.41E+08
	2007	9.50E+08	5.75E+08	1.19E+08	2.56E+08
	2008	1.04E+09	5.61E+08	2.06E+08	2.78E+08
	2009	1.12E+09	5.78E+08	2.65E+08	2.80E+08
	2010	1.18E+09	7.23E+08	1.73E+08	2.87E+08
	2011	1.20E+09	8.06E+08	9.42E+07	2.98E+08
	2012	1.20E+09	8.55E+08	8.05E+07	2.64E+08
	2013	1.26E+09	8.72E+08	1.08E+08	2.82E+08
	2014	1.26E+09	8.95E+08	1.08E+08	2.60E+08
	2015	1.30E+09	7.41E+08	3.20E+08	2.41E+08
	2016	1.27E+09	7.86E+08	2.48E+08	2.38E+08
	2017	1.34E+09	7.84E+08	2.69E+08	2.88E+08
	2018	1.37E+09	5.50E+08	4.75E+08	3.43E+08
	2019	1.45E+09	4.79E+08	6.36E+08	3.38E+08
	2020	1.19E+09	4.10E+08	5.06E+08	2.77E+08
TESTE DE TENDÊNCIA	p-valor	0.00	0.00	0.61	0.17
	S	329	301	31	-81
	Tendência	T+	T+	ST	ST

Legenda: (i) **T+**: Crescimento; (ii) **T-** : Decrescimento e (iii) **ST**: Sem tendência.

APÊNDICE L – Venda de combustíveis, em m³, de Betim/MG, e resultados do teste de tendência de Mann-Kendall.

	ANO	TOTAL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
BETIM	1990	1.53E+08	1.96E+07	1.75E+07	1.16E+08
	1991	1.69E+08	1.99E+07	1.41E+07	1.35E+08
	1992	1.74E+08	1.62E+07	9.22E+06	1.48E+08
	1993	1.81E+08	1.64E+07	7.40E+06	1.58E+08
	1994	1.74E+08	1.93E+07	8.10E+06	1.47E+08
	1995	1.90E+08	2.91E+07	1.08E+07	1.50E+08
	1996	2.42E+08	3.03E+07	9.45E+06	2.03E+08
	1997	2.76E+08	3.26E+07	8.60E+06	2.34E+08
	1998	2.87E+08	3.98E+07	7.76E+06	2.40E+08
	1999	2.94E+08	4.07E+07	8.81E+06	2.45E+08
	2000	2.89E+08	4.59E+07	1.00E+07	2.33E+08
	2001	2.79E+08	3.86E+07	6.27E+06	2.34E+08
	2002	2.91E+08	3.60E+07	6.50E+06	2.49E+08
	2003	3.02E+08	3.25E+07	6.32E+06	2.63E+08
	2004	3.25E+08	3.91E+07	6.80E+06	2.79E+08
	2005	3.37E+08	3.89E+07	6.93E+06	2.91E+08
	2006	3.96E+08	4.13E+07	6.27E+06	3.48E+08
	2007	3.78E+08	5.57E+07	1.11E+07	3.11E+08
	2008	4.47E+08	5.80E+07	1.88E+07	3.70E+08
	2009	4.51E+08	5.83E+07	2.15E+07	3.71E+08
	2010	5.25E+08	6.99E+07	1.60E+07	4.39E+08
	2011	5.63E+08	8.16E+07	1.14E+07	4.70E+08
	2012	5.79E+08	8.57E+07	9.64E+06	4.84E+08
	2013	5.56E+08	8.76E+07	1.16E+07	4.57E+08
	2014	5.49E+08	8.96E+07	1.29E+07	4.47E+08
	2015	5.16E+08	7.74E+07	3.07E+07	4.08E+08
	2016	5.07E+08	9.06E+07	2.72E+07	3.89E+08
	2017	4.82E+08	9.39E+07	2.96E+07	3.59E+08
	2018	5.01E+08	7.07E+07	5.84E+07	3.72E+08
	2019	5.49E+08	6.56E+07	7.62E+07	4.08E+08
	2020	5.81E+08	6.52E+07	7.55E+07	4.40E+08
TESTE DE TENDÊNCIA	p-valor	0.00	0.00	0.00	0.00
	S	383	351	189	361
	Tendência	T+	T+	T+	T+

Legenda: (i) **T+**: Crescimento; (ii) **T-** : Decrescimento e (iii) **ST**: Sem tendência.

APÊNDICE M – Venda de combustíveis, em m³, de Contagem/MG, e resultados do teste de tendência de Mann-Kendall.

	ANO	TOTAL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
CONTAGEM	1990	1.81E+08	3.74E+07	2.65E+07	1.17E+08
	1991	1.79E+08	4.55E+07	2.65E+07	1.07E+08
	1992	1.92E+08	4.52E+07	2.73E+07	1.19E+08
	1993	2.01E+08	5.26E+07	2.92E+07	1.19E+08
	1994	2.06E+08	5.85E+07	3.19E+07	1.15E+08
	1995	2.23E+08	7.13E+07	3.46E+07	1.17E+08
	1996	2.41E+08	8.64E+07	3.81E+07	1.16E+08
	1997	2.67E+08	9.95E+07	3.57E+07	1.32E+08
	1998	2.57E+08	9.28E+07	2.85E+07	1.36E+08
	1999	2.88E+08	1.12E+08	3.02E+07	1.46E+08
	2000	2.90E+08	1.04E+08	2.39E+07	1.62E+08
	2001	2.93E+08	1.05E+08	2.07E+07	1.67E+08
	2002	3.23E+08	1.24E+08	2.70E+07	1.72E+08
	2003	3.31E+08	1.24E+08	2.50E+07	1.82E+08
	2004	3.63E+08	1.39E+08	2.54E+07	1.99E+08
	2005	3.70E+08	1.47E+08	2.25E+07	2.01E+08
	2006	3.78E+08	1.59E+08	2.28E+07	1.96E+08
	2007	3.80E+08	1.62E+08	3.62E+07	1.82E+08
	2008	4.17E+08	1.70E+08	6.49E+07	1.82E+08
	2009	4.24E+08	1.75E+08	7.80E+07	1.71E+08
	2010	4.40E+08	2.09E+08	5.30E+07	1.78E+08
	2011	4.25E+08	2.21E+08	3.05E+07	1.73E+08
	2012	4.46E+08	2.36E+08	2.79E+07	1.83E+08
	2013	4.75E+08	2.65E+08	3.91E+07	1.71E+08
	2014	5.16E+08	2.69E+08	4.00E+07	2.07E+08
	2015	5.01E+08	2.16E+08	1.00E+08	1.84E+08
	2016	4.57E+08	2.27E+08	7.94E+07	1.51E+08
	2017	4.83E+08	2.33E+08	8.81E+07	1.62E+08
	2018	4.73E+08	1.63E+08	1.50E+08	1.60E+08
	2019	4.98E+08	1.44E+08	1.96E+08	1.59E+08
	2020	4.47E+08	1.32E+08	1.72E+08	1.43E+08
TESTE DE TENDÊNCIA	p-valor	0.00	0.00	0.00	0.00
	S	421	357	223	173
	Tendência	T+	T+	ST	ST

Legenda: (i) **T+**: Crescimento; (ii) **T-** : Decrescimento e (iii) **ST**: Sem tendência.

APÊNDICE N – Venda de combustíveis, em m³, de Ibitaré/MG, e resultados do teste de tendência de Mann-Kendall.

	ANO	TOTAL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
IBITARÉ	1990	1.55E+07	2.58E+06	1.22E+06	1.17E+07
	1991	1.54E+07	3.22E+06	1.20E+06	1.10E+07
	1992	1.51E+07	2.65E+06	9.54E+05	1.15E+07
	1993	1.78E+07	2.95E+06	9.22E+05	1.40E+07
	1994	1.56E+07	3.31E+06	1.05E+06	1.13E+07
	1995	1.92E+07	4.14E+06	1.27E+06	1.38E+07
	1996	2.08E+07	5.22E+06	1.61E+06	1.40E+07
	1997	1.90E+07	5.53E+06	1.54E+06	1.19E+07
	1998	1.71E+07	5.85E+06	1.39E+06	9.86E+06
	1999	1.81E+07	5.65E+06	1.35E+06	1.11E+07
	2000	1.91E+07	6.01E+06	2.00E+06	1.11E+07
	2001	1.79E+07	5.66E+06	1.01E+06	1.12E+07
	2002	1.80E+07	5.99E+06	1.18E+06	1.08E+07
	2003	2.10E+07	5.99E+06	1.49E+06	1.35E+07
	2004	2.48E+07	7.66E+06	1.66E+06	1.54E+07
	2005	2.35E+07	6.73E+06	1.17E+06	1.57E+07
	2006	2.34E+07	8.09E+06	1.37E+06	1.40E+07
	2007	3.06E+07	9.03E+06	1.60E+06	2.00E+07
	2008	3.02E+07	9.87E+06	2.23E+06	1.81E+07
	2009	3.32E+07	1.05E+07	2.95E+06	1.97E+07
	2010	3.03E+07	1.22E+07	2.20E+06	1.59E+07
	2011	3.97E+07	1.50E+07	1.77E+06	2.30E+07
	2012	4.61E+07	1.63E+07	1.53E+06	2.83E+07
	2013	4.88E+07	1.54E+07	2.04E+06	3.13E+07
	2014	5.16E+07	1.68E+07	2.01E+06	3.28E+07
	2015	4.97E+07	1.47E+07	4.44E+06	3.05E+07
	2016	4.27E+07	1.39E+07	3.53E+06	2.53E+07
	2017	3.69E+07	1.34E+07	4.08E+06	1.95E+07
	2018	3.58E+07	1.07E+07	7.56E+06	1.75E+07
	2019	3.76E+07	9.37E+06	1.02E+07	1.80E+07
	2020	3.54E+07	9.41E+06	9.85E+06	1.62E+07
TESTE DE TENDÊNCIA	p-valor	0.00	0.00	0.00	0.00
	S	337	357	305	255
	Tendência	T+	T+	T+	T+

Legenda: (i) **T+**: Crescimento; (ii) **T-** : Decrescimento e (iii) **ST**: Sem tendência.

APÊNDICE O – Venda de combustíveis, em m³, de São José da Lapa/MG, e resultados do teste de tendência de Mann-Kendall.

	ANO	TOTAL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
SÃO JOSÉ DA LAPA	1990				
	1991				
	1992				
	1993				
	1994	1.19E+06	4.18E+05	1.55E+05	6.19E+05
	1995	2.70E+06	4.50E+05	1.60E+05	2.09E+06
	1996	2.14E+06	2.25E+05	8.00E+04	1.83E+06
	1997	8.08E+06	9.41E+05	2.55E+05	6.88E+06
	1998	7.76E+06	1.25E+06	3.02E+05	6.21E+06
	1999	7.72E+06	1.14E+06	2.20E+05	6.35E+06
	2000	9.11E+06	1.31E+06	2.30E+05	7.58E+06
	2001	9.62E+06	1.21E+06	2.20E+05	8.19E+06
	2002	8.60E+06	1.17E+06	2.35E+05	7.20E+06
	2003	7.63E+06	1.17E+06	2.20E+05	6.24E+06
	2004	8.33E+06	1.28E+06	2.40E+05	6.81E+06
	2005	8.08E+06	1.17E+06	2.25E+05	6.69E+06
	2006	8.78E+06	1.84E+06	1.70E+05	6.76E+06
	2007	8.66E+06	1.47E+06	1.90E+05	7.00E+06
	2008	9.18E+06	1.58E+06	3.10E+05	7.29E+06
	2009	9.66E+06	1.68E+06	4.45E+05	7.53E+06
	2010	1.61E+07	2.11E+06	2.82E+05	1.37E+07
	2011	1.58E+07	2.87E+06	3.89E+05	1.26E+07
	2012	1.32E+07	2.88E+06	3.70E+05	9.95E+06
	2013	1.46E+07	3.04E+06	4.08E+05	1.11E+07
	2014	1.53E+07	3.12E+06	4.65E+05	1.17E+07
	2015	1.26E+07	2.74E+06	9.52E+05	8.94E+06
	2016	1.10E+07	3.24E+06	8.80E+05	6.86E+06
	2017	9.18E+06	3.20E+06	9.66E+05	5.01E+06
	2018	1.07E+07	3.07E+06	1.80E+06	5.85E+06
	2019	1.05E+07	2.87E+06	2.15E+06	5.50E+06
	2020	1.00E+07	2.85E+06	2.00E+06	5.17E+06
TESTE DE TENDÊNCIA	p-valor	0.00	0.00	0.00	0.13
	S	195	266	248	73
	Tendência	T+	T+	T+	ST

Legenda: (i) **T+**: Crescimento; (ii) **T-**: Decrescimento e (iii) **ST**: Sem tendência.

APÊNDICE P – Venda de combustíveis, em m³, de Brumadinho/MG, e resultados do teste de tendência de Mann-Kendall.

	ANO	TOTAL	GASOLINA	ETANOL	DIESEL
BRUMADINHO	1990	1.30E+07	1.16E+06	8.29E+05	1.10E+07
	1991	1.00E+07	1.35E+06	6.11E+05	8.04E+06
	1992	9.88E+06	1.26E+06	5.34E+05	8.09E+06
	1993	9.73E+06	1.32E+06	5.34E+05	7.87E+06
	1994	1.15E+07	1.59E+06	5.00E+05	9.42E+06
	1995	1.20E+07	2.01E+06	5.75E+05	9.39E+06
	1996	1.13E+07	2.36E+06	6.47E+05	8.31E+06
	1997	1.26E+07	2.62E+06	6.03E+05	9.41E+06
	1998	1.28E+07	2.64E+06	6.05E+05	9.56E+06
	1999	1.27E+07	2.49E+06	4.61E+05	9.77E+06
	2000	1.54E+07	2.31E+06	3.94E+05	1.27E+07
	2001	1.06E+07	2.11E+06	3.40E+05	8.16E+06
	2002	1.13E+07	1.96E+06	3.35E+05	9.01E+06
	2003	1.80E+07	1.83E+06	3.50E+05	1.59E+07
	2004	2.45E+07	2.33E+06	3.25E+05	2.18E+07
	2005	3.10E+07	2.46E+06	2.50E+05	2.83E+07
	2006	3.33E+07	2.57E+06	3.85E+05	3.04E+07
	2007	2.11E+07	3.03E+06	4.70E+05	1.76E+07
	2008	3.72E+07	3.58E+06	7.83E+05	3.29E+07
	2009	2.89E+07	3.40E+06	1.12E+06	2.43E+07
	2010	3.67E+07	4.05E+06	8.00E+05	3.19E+07
	2011	4.08E+07	4.94E+06	5.60E+05	3.53E+07
	2012	4.81E+07	5.82E+06	4.80E+05	4.18E+07
	2013	5.49E+07	5.88E+06	5.82E+05	4.85E+07
	2014	5.64E+07	6.50E+06	6.25E+05	4.93E+07
	2015	4.39E+07	5.80E+06	1.44E+06	3.67E+07
	2016	3.61E+07	5.38E+06	1.18E+06	2.96E+07
	2017	4.37E+07	5.26E+06	1.01E+06	3.75E+07
	2018	4.71E+07	4.88E+06	1.89E+06	4.03E+07
	2019	4.57E+07	5.62E+06	2.32E+06	3.78E+07
	2020	4.43E+07	6.35E+06	2.29E+06	3.57E+07
TESTE DE TENDÊNCIA	p-valor	0.00	0.00	0.02	0.00
	S	337	341	139	335
	Tendência	T+	T+	T+	T+

Legenda: (i) **T+**: Crescimento; (ii) **T-** : Decrescimento e (iii) **ST**: Sem tendência.