



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

**ANÁLISE DE TENDÊNCIAS DAS CONCENTRAÇÕES DE GASES
POLUENTES E MATERIAL PARTICULADO SOBRE A AMÉRICA
DO SUL DURANTE O PERÍODO DA QUARENTENA**

Gabriella Fernandes Prazeres Silva

Relatório de Iniciação Científica do
programa PIBIC, orientado pela
Dra. Débora Souza Alvim.

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE
Coordenação de Ensino, Pesquisa e Extensão (COEPE)
Divisão de Biblioteca (DIBIB)
CEP 12.227-010
São José dos Campos - SP - Brasil
Tel.:(012) 3208-6923/7348
E-mail: pubtc@inpe.br

**CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO
INTELECTUAL DO INPE - CEPII (PORTARIA Nº 176/2018/SEI- INPE):**

Presidente:

Dra. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Coordenação-Geral de Ciências da Terra
(CGCT)

Membros:

Dra. Ieda Del Arco Sanches - Conselho de Pós-Graduação (CPG)
Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação-Geral de Engenharia, Tecnologia e Ciência
Espaciais (CGCE)
Dr. Rafael Duarte Coelho dos Santos - Coordenação-Geral de Infraestrutura e Pesquisas
Aplicadas (CGIP)
Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon
Clayton Martins Pereira - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Divisão de Biblioteca (DIBIB)
André Luis Dias Fernandes - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Ivone Martins - Divisão de Biblioteca (DIBIB)
André Luis Dias Fernandes - Divisão de Biblioteca (DIBIB)



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

**ANÁLISE DE TENDÊNCIAS DAS CONCENTRAÇÕES DE GASES
POLUENTES E MATERIAL PARTICULADO SOBRE A AMÉRICA
DO SUL DURANTE O PERÍODO DA QUARENTENA**

Gabriella Fernandes Prazeres Silva

Relatório de Iniciação Científica do
programa PIBIC, orientado pela Dra.
Débora Souza Alvim.



Esta obra foi licenciada sob uma [Licença Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](#).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](#).

Informar aqui sobre marca registrada (a modificação desta linha deve ser feita no arquivo `publicacao.tex`).

Informar aqui sobre fontes financiadoras (a modificação desta linha deve ser feita no arquivo `publicacao.tex`).

*“O Homem é parte da natureza e a sua guerra contra a natureza é,
inevitavelmente, uma guerra contra si mesmo.”*

Rachel Carson

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e o CNPq pelo fomento à pesquisa, pela oportunidade de ensino gratuito e de qualidade. Aos meus pais Vamberto e Lúcia por sempre estarem comigo na torcida pelo meu sucesso. Ao meu namorado Gabriel pelo amor e carinho. A minha orientadora Dra. Débora Souza Alvim pelos ensinamentos, afinal nada disso seria possível sem ela, que desde o começo mostrou-se acessível e prestativa. Aos demais pesquisadores que fizeram parte e acrescentaram no trabalho, meu muito obrigada!

RESUMO

A poluição do ar tornou-se um dos fatores que mais afetam a qualidade de vida da população, ocasionando prejuízos à saúde humana e ao meio ambiente. Emissões de gases por veículos automotores comprometem significativamente a qualidade do ar nas Regiões da América do Sul por liberarem grande quantidade de material particulado (MP), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x) e compostos orgânicos voláteis (COV), sendo estes três últimos gases poluentes que formarão ozônio (O₃) na troposfera. O objetivo deste estudo foi avaliar os impactos na qualidade do ar na Região Sudeste e Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) - Brasil, durante o bloqueio parcial implementado para proporcionar o distanciamento social devido à pandemia da COVID-19. Os dados mensais de dióxido de nitrogênio (NO₂) do sensor Ozone Monitoring Instrument (OMI) e CO, SO₂ e BC do MERRA-2 do período de abril e maio de 2020, durante a pandemia, foram comparados com a média do mesmo período para os anos de 2017 a 2019 sem pandemia. Os dados meteorológicos e de concentração dos poluentes das estações de monitoramento da qualidade do ar da CETESB para RMSP foram comparados com o ciclo diurno de três anos anteriores referente as médias dos meses de abril e maio (2017, 2018 e 2019) e o mesmo período do ano de 2020, quando ocorreu o bloqueio parcial devido à pandemia de COVID-19. Ocorreu diminuição de 10 % até mais de 60 % da concentração de NO₂ sobre a RMSP e Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ), já na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) e Vitória e (RMV) há uma diminuição em torno de 10 %. Nas concentrações de CO e BC proveniente do MERRA-2 observa-se uma diminuição maior em torno de 10 % durante o período do bloqueio parcial devido o COVID-19 sobre quase todo estado de São Paulo, principalmente na divisa do estado de São Paulo com o Rio de Janeiro. A concentração de SO₂ proveniente do MERRA-2 de 5 a 10 % menor sobre a RMSP e RMRJ e sobre o oeste de RMBH, diminuição de 30 a 50 % na divisa do estado de São Paulo com estado do Rio de Janeiro, já na região de RMV observa-se aumento do poluente, pois no período deste estudo esta região ainda não estava altamente impactada pela pandemia do COVID-19. Reduções drásticas nas concentrações médias horárias de CO (43,3 %), NO (85 %), NO₂ (43,7 %), MP2.5 (11 %) foram observadas em 2020 na RMSP nas estações de monitoramento da qualidade do ar da CETESB durante o bloqueio parcial (2020) em comparação com a média horária dos três anos anteriores sem pandemia. Em contraste, um aumento de aproximadamente 26,4 % nas concentrações de O₃ foi observado em áreas urbanas altamente influenciadas pelo tráfego de veículos, provavelmente relacionado à diminuição dos óxidos de nitrogênio (NO_x).

Palavras-chave: Poluição Atmosférica; Sudeste Brasil; São Paulo; Pandemia COVID-19.

LISTA DE FIGURAS

| | | |
|-----------|---|----|
| Figura 1 | Concentração próxima a superfície de NO ₂ para o período de abril e maio com pandemia (2020) e sem pandemia COVID-19 (2017-2019)..... | 27 |
| Figura 2 | Concentração próxima a superfície de CO para o período de abril e maio com pandemia (2020) e sem pandemia COVID-19 (2017-2019)..... | 28 |
| Figura 3 | Concentração próxima a superfície de SO ₂ para o período de abril e maio com pandemia (2020) e sem pandemia COVID-19 (2017-2019)..... | 29 |
| Figura 4 | Concentração próxima a superfície de BC para o período de abril e maio com pandemia (2020) e sem pandemia COVID-19 (2017-2019)..... | 30 |
| Figura 5 | Concentração de CO (ppm) na RMSP média horária do período de abril e maio sem pandemia COVID-19 (2017-2019) e com pandemia (2020)..... | 31 |
| Figura 6 | Concentração de NO (µg m ⁻³) na RMSP média horária do período de abril e maio sem pandemia COVID-19 (2017-2019) e com pandemia (2020)..... | 33 |
| Figura 7 | Concentração de NO ₂ (µg m ⁻³) na RMSP média horária do período de abril e maio sem pandemia COVID-19 (2017-2019) e com pandemia (2020)..... | 36 |
| Figura 8 | Concentração de O ₃ (µg m ⁻³) na RMSP média horária do período de abril e maio sem pandemia Covid-19 (2017-2019) e com pandemia (2020)..... | 37 |
| Figura 9 | Concentração de MP2.5 (µg m ⁻³) na RMSP média horária do período de abril e maio sem pandemia COVID-19 (2017-2019) e com pandemia (2020)..... | 39 |
| Figura 10 | Violine na estação Grajau da RMSP mediana da concentração dos poluentes de abril e maio de 2017, 2018, 2019 e 2020..... | 41 |
| Figura 11 | Violine na estação Ibirapuera da RMSP mediana da concentração dos poluentes de abril e maio de 2017, 2018, 2019 e 2020..... | 42 |
| Figura 12 | Violine na estação Itaim Paulista da RMSP mediana da concentração dos poluentes de abril e maio de 2017, 2018, 2019 e 2020..... | 43 |
| Figura 13 | Violine na estação Pq. Dom Pedro da RMSP mediana da concentração dos poluentes de abril e maio de 2017, 2018, 2019 e 2020..... | 44 |
| Figura 14 | Violine na estação Pinheiros da RMSP mediana da concentração dos poluentes de abril e maio de 2017, 2018, 2019 e 2020..... | 45 |
| Figura 15 | Violine na estação São Caetano da RMSP mediana da concentração dos poluentes de abril e maio de 2017, 2018, 2019 e 2020..... | 46 |
| Figura 16 | Boruta para O ₃ na RMSP abril e maio sem pandemia Covid-19 (2017-2019) e mesmo período com pandemia (2020) | 48 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BC – Black carbon
CETESB – Companhia ambiental do estado de São Paulo
CO – Monóxido de carbono
CO₂ – dióxido de carbono
CONAMA – Conselho Nacional de meio ambiente
CONTRAN – Conselho Nacional de Trânsito
COV – Carbono orgânico volátil
GBD – Global Burden of Disease
GCM – modelo de circulação geral
IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IQA – Índice de qualidade do AR
MP - Material particulado
MP10 – Material particulado inalável de 10 micra
MP2.5 – material particulado respirável de 2.5 micra
NCAR – Centro nacional de pesquisas atmosféricas
NCL – linguagem de NCAR
NO – monóxido de nitrogênio
NO₂ – Dióxido de nitrogênio
O₃ – Ozônio
OMI – Ozone Monitoring Instrument
OMS – Organização Mundial da Saúde
PROCONVE – Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores
PRONAR – Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar
QUALAR – Sistema de informações da qualidade do ar
RMBH – Região Metropolitana de Belo Horizonte
RMRJ – região Metropolitana do Rio de Janeiro
RMSP – Região Metropolitana de São Paulo
RMV – Região Metropolitana de Vitória
Sinima – Sistema Nacional de Informações sobre o Meio Ambiente
SISNAMA – Sistema Nacional de Meio Ambiente
SO₂ – dióxido de enxofre
UT – Universidade de Toronto

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO | 13 |
| 1.1 Contextualização e justificativa | 13 |
| 1.2 Objetivo geral | 16 |
| 1.3 Objetivos específicos | 16 |
| 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 16 |
| 2.1 Legislações Brasileiras sobre a Poluição Atmosférica | 16 |
| 3 METODOLOGIA | 24 |
| 3.1 Coleta e Tratamento de Dados | 24 |
| 3.2 Características dos Locais de Estudo | 25 |
| 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 26 |
| 5 CONCLUSÃO | 51 |
| 6 REFERÊNCIAS | 53 |

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização e justificativa

Devido a pandemia de COVID-19, o número de automóveis circulando nas grandes cidades caiu consideravelmente, devido à situação de lockdown na qual a população se encontrava. Com menor número de veículos nas vias e as indústrias também em escala reduzida de produção e, conseqüentemente, menores emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x), monóxido de carbono (CO), compostos orgânicos voláteis (COV) e dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera, há grande potencial de diminuição da poluição atmosférica.

O setor de transportes é uma importante fonte de emissão de poluentes do ar e gases de efeito estufa na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), com uma frota de cerca de 7 milhões de veículos. Na RMSP as fontes móveis e fixas foram responsáveis pelas emissões para a atmosfera de aproximadamente 120 mil t de CO, 35 mil t de COV, 70 mil t de NO_x, 5 mil t de material particulado (MP) e 7 mil t de óxidos de enxofre (SO_x) no ano de 2019.

Desses totais, os veículos são responsáveis por 97 % das emissões de CO, 74 % de COV, 62 % de NOx, 16 % de SOx e 40 % de MP, de acordo com relatório da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (CETESB, 2020).

Em 11 de março de 2020, a Organização Mundial da Saúde (OMS) declarou que a COVID-19 - doença causada pelo novo Coronavírus SARS-CoV-2 - havia se caracterizado como uma pandemia (WHO, 2020). No Brasil, o primeiro caso foi confirmado em 26 de fevereiro de 2020, em São Paulo - SP. Até o momento (21 de dezembro de 2021), existem 22,2 milhões de casos confirmados em todas as regiões do Brasil, a maioria dos casos, 4,4 milhões confirmados no estado de São Paulo (BRASIL, 2021), sendo São Paulo - SP, a cidade com mais casos confirmados (976.918) (SEADE, 2021).

O Brasil declarou a COVID-19 uma emergência de saúde pública em 3 de fevereiro (CRODA et al., 2020) e São Paulo e Rio de Janeiro foram os primeiros estados a intensificar as restrições de atividades para estimular o isolamento social. Em 24 de março de 2020, foi ordenado o bloqueio parcial pelo governo do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2020), com o fechamento de shoppings, restaurantes, academias, escolas de ensino fundamental, médio e universidades. Supermercados e drogarias passaram a funcionar com restrições quanto à distância pessoa a pessoa, e o transporte público passou a funcionar com jornada reduzida, além da adoção de trabalho no formato home office, quando possível. Assim, a interrupção de diversas atividades poluidoras tem o potencial de mitigar os efeitos da poluição do ar na saúde da população.

Em termos de saúde pública, a redução da poluição do ar está diretamente relacionada a uma queda no número de pessoas com problemas respiratórios, o que é benéfico para os hospitais e postos de saúde que, estando focados no atendimento da COVID-19, lidam com menos pessoas com quadro respiratório comprometido, com doenças como asma, bronquites, alergias ou ainda cardiorrespiratórias.

Os danos à saúde e a ausência de barreiras para os contaminantes no ar justificam a preocupação em identificar esses poluentes na atmosfera. A poluição emitida por um determinado país ou localidade não se restringe a esses locais, podendo causar danos além de suas fronteiras. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), 92 % da população mundial vive em locais onde os níveis de qualidade do ar ultrapassam os limites estabelecidos pela organização e quatro milhões de mortes por ano estão associadas à exposição à poluição do ar em ambientes externos, com 90 % deles ocorrendo em países de baixa e média renda. O Estudo da Global Burden of Disease 2015 (GBD, 2015) mostra que a poluição do ar estava

diretamente ligada a 19% das mortes por doenças cardiovasculares em todo o mundo, 24% por doenças isquêmicas do coração, 23% por câncer de pulmão e 21% por acidentes vasculares cerebrais (WANG et al., 2016).

Um estudo feito pela Universidade de Toronto (UT) alega que houve a diminuição de 40% da poluição atmosférica em cidades que decretaram estado emergencial no mês de fevereiro: Wuhan, Hong Kong, Kyoto, Milão, Seul e Xangai. Este estudo realizado pelo professor Marc Cadotte da UT, analisou o índice de qualidade do ar (AQI) para as seis cidades afetadas pelo COVID-19 que implementaram medidas de emergência em fevereiro de 2020 (CADOTTE, 2020). Os autores então compararam o AQI de 2020 nessas cidades com o de fevereiro de 2019, descobrindo que todas as seis cidades mostraram uma redução significativa nas concentrações de poluição do ar neste ano. Entretanto, considerando a concentração de O_3 para Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), houve aumento de 30%, provavelmente devido a diminuição da concentração de 77,3% de NO , de acordo com estudo feito em São Paulo por Nakada e Urban (2020).

Em comparação com outros eventos que ocorreram no Brasil, temos a greve dos caminhoneiros que ocorreu no período de 21 a 31 de maio de 2018, que de acordo com o estudo feito por Alvim et al. (2020), durante este período em relação a média do mesmo período para os anos de 2015 a 2017, houve 31% de diminuição de CO , enquanto que o NO e o NO_2 diminuíram 38% e 31%, respectivamente, e um aumento de 65 % de O_3 . Este aumento do ozônio é atribuído à queda dos níveis de NO , que reage com o O_3 para formar NO_2 e O_2 , a principal rota de consumo de O_3 troposférico. Já o estudo de Chiquetto et al. (2020) sobre a greve dos caminhoneiros, utilizando 7 estações na RMSP e um período de quatro anos, encontrou redução de 50% nas médias de CO e NO e aumento de 40% do O_3 , enquanto que os resultados para NO_2 e material particulado foram mistos – indicando a importância de outras fontes além das veiculares, das reações secundárias e do transporte de poluentes de outras regiões próximas.

Pesquisas recentes relatam melhorias na qualidade do ar associadas a medidas de distanciamento social e conseqüente diminuição do trânsito de veículos. Por exemplo, Zambrano-Monserrate; Ruano; Sanchez-Alcalde (2020) utilizaram o Serviço de Monitoramento da Atmosfera Copernicus para analisar dados de material particulado fino ($MP_{2.5}$) na China e observaram uma redução de aproximadamente 20-30% em fevereiro de 2020 (média do mês) em comparação com as médias mensais de fevereiro de 2017, 2018 e 2019. Tobías et al. (2020) utilizaram o Instrumento de Monitoramento Troposférico

Copernicus e dados de uma estação de tráfego em Barcelona (Espanha), fornecidos pela organização local para monitoramento da poluição atmosférica, para avaliar as mudanças na qualidade do ar durante o lockdown na cidade de Barcelona. Os autores observaram redução de 31 e 51% do material particulado grosso (MP10) e do NO₂, respectivamente, durante o bloqueio em relação ao mês anterior ao bloqueio. Sharma et al. (2020) também analisaram dados locais de diferentes regiões da Índia, para avaliar os efeitos do bloqueio na qualidade do ar. Os autores observaram redução de 43 e 31% do MP_{2,5} e do MP10, respectivamente, durante o bloqueio em comparação ao mesmo período dos últimos quatro anos.

O objetivo deste estudo foi avaliar os impactos na qualidade do ar na RMSP, Brasil, durante o bloqueio parcial implementado para fornecer o distanciamento social necessário devido à pandemia da COVID-19. A análise dos poluentes CO, NO, NO₂, O₃ e MP_{2.5} foi realizada por meio de ciclos diurnos a partir do período do lockdown em abril e maio de 2020, comparando com a média do mesmo período com os três anos anteriores (2017-2019), quando não houve a pandemia. Também foram avaliados dados meteorológicos para o mesmo período para RMSP, com a intenção de verificar o papel das condições meteorológicas na concentração dos poluentes dentro do contexto da pandemia. Como complemento foram realizados mapas de poluição com dados provenientes do sensor OMI e MERRA-2 para a Região Sudeste do Brasil.

1.2 Objetivo geral

O objetivo deste estudo foi avaliar os impactos na qualidade do ar na América do Sul, Brasil, durante o bloqueio parcial implementado para fornecer o distanciamento social necessário devido à pandemia da COVID-19

1.3 Objetivos específicos

Os objetivos específicos desta pesquisa consistem em:

- a) Analisar os poluentes CO, NO, NO₂, O₃ e MP_{2,5} a partir do período do *lockdown* na região sudeste do Brasil, em abril e maio de 2020, comparando com a média do mesmo período com os três anos anteriores, quando não houve a pandemia.

- b) Avaliar dados meteorológicos para o mesmo período, com a intenção de verificar o papel das condições meteorológicas na concentração dos poluentes dentro do contexto da pandemia, na RMSP.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Legislações Brasileiras sobre a Poluição Atmosférica

A legislação federal brasileira que regulamenta a qualidade do meio ambiente, relacionando-a com a poluição do ar, das águas e do solo, teve início com o Decreto Lei nº 1.413, de 14 de agosto de 1975, que dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais. O Decreto-Lei nº 1.413/1975 foi complementado pela Lei nº 6.803, de 02 de julho de 1980, que dispõe sobre as diretrizes básicas para o zoneamento industrial nas áreas críticas de poluição e dá outras providências. Tanto o Decreto-Lei nº 1.413/1975, como a Lei nº 6.803/1980, foram concebidos em decorrência dos graves problemas de poluição do ar em regiões densamente industrializadas, entre as quais Cubatão, em São Paulo. Eles estabelecem regras para a localização de áreas industriais e as limitações de uso em seus entornos e não tratam especificamente de limites de emissão (PEREIRA JUNIOR, 2007).

Em face dos empecilhos que a legislação precedente não abrangia, procurou o legislador da década de 1980 abrir novos caminhos a uma tutela mais adequada do meio ambiente. Promulgou-se, então, a Lei no 6.938/81, que institui a Política Nacional do Meio Ambiente (art. 1º), com visível influência da norma norte-americana National Environmental Protection Act (1969), que propugna por agências governamentais com o fim de assegurar mecanismos eficientes para a proteção ambiental, e da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, realizada em Estocolmo em 1972 (OFICINA DE TEXTOS, 2018).

Os instrumentos de gestão ambiental que conscientizam os princípios e objetivos da Política Nacional de Meio Ambiente constam no art. 9º. São eles:

Os padrões de qualidade ambiental;

O zoneamento ambiental;

Os incentivos à produção e instalação de equipamentos e à criação ou absorção de tecnologia, voltados para a melhoria da qualidade ambiental;

A criação de reservas e estações ecológicas, áreas de proteção ambiental e as de relevante interesse ecológico, pelos Poderes Públicos Federal, Estadual e Municipal, o Sistema Nacional de Informações sobre o Meio Ambiente (Sinima);

As penalidades disciplinares ou compensatórias ao não cumprimento das medidas necessárias à preservação ou correção da degradação ambiental;

A instituição do Relatório de Qualidade do Meio Ambiente, a ser divulgado anualmente pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (Ibama);

A garantia da prestação de informações relativas ao meio ambiente, obrigando-se o Poder Público a produzi-las quando inexistentes;

O cadastro técnico federal de atividades potencialmente poluidoras e/ou utilizadoras dos recursos ambientais, os instrumentos econômicos (como concessão florestal, servidão ambiental, seguro ambiental e outros);

E o licenciamento ambiental, a cargo dos entes federativos que compõem o Sistema Nacional de Meio Ambiente (Sisnama).

A Lei nº 6.938/1981 atribui ao Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA – entre outras, a competência para estabelecer, privativamente, normas e padrões nacionais de controle da poluição por veículos automotores, aeronaves e embarcações, mediante audiência dos Ministérios competentes (art. 8º, inciso VI) e para estabelecer normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente com vistas ao uso racional dos recursos ambientais, principalmente os hídricos” (art. 8º, inciso VII).

Com base nas competências atribuídas pela Lei nº 6.938/1981, o CONAMA vem estabelecendo, por meio de resoluções, as normas para o controle da emissão de poluentes do ar por fontes fixas e móveis.

A Constituição outorgada em 1988 incorporou o conteúdo da Lei nº 6.938/1981 e efetuou a divisão de competências legislativas e administrativas dos entes da Federação. Estabelece, assim, como competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios, “proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer de suas formas” (art. 22, inciso VI) e que compete à União, aos Estados e ao Distrito Federal legislar concorrentemente sobre “florestas, caça, pesca, fauna, conservação da natureza, defesa do solo e dos recursos naturais, proteção do meio ambiente e controle da poluição” (art. 24, inciso VI) devendo, na legislação concorrente, a União limitar-se ao estabelecimento de normas gerais (PEREIRA JUNIOR, 2007).

A Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 (Lei de Crimes Ambientais), dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio

ambiente, e dá outras providências. Na Lei nº 9.605/1998, foram consolidadas todas as infrações e sanções previstas na legislação ambiental federal. O artigo mais contundente, em termos de punir a poluição de qualquer natureza, é o 54, reproduzido a seguir. (PEREIRA JUNIOR, 2007)

Art. 54. Causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora:

Pena - reclusão, de um a quatro anos, e multa.

§ 1º Se o crime é culposo: Pena - detenção, de seis meses a um ano, e multa.

§ 2º Se o crime:

II - Causar poluição atmosférica que provoque a retirada, ainda que momentânea, dos habitantes das áreas afetadas, ou que cause danos diretos à saúde da população;

V - Ocorrer por lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, ou detritos, óleos ou substâncias oleosas, em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos:

Pena - reclusão, de um a cinco anos.

§ 3º Incorre nas mesmas penas previstas no parágrafo anterior quem deixar de adotar, quando assim o exigir a autoridade competente, medidas de precaução em caso de risco de dano ambiental grave ou irreversível.

Em 2018, é publicada a Resolução CONAMA Nº 491, de 19 de novembro de 2018, que “Dispõe sobre padrões de qualidade do ar”, sendo a legislação mais recente e que dispõe sobre padrões para fontes fixas e móveis.

2.2.1 Controle da Emissão de Poluentes do ar por Fontes Fixas

A legislação que trata do controle da poluição do ar por fontes fixas de emissão, ou seja, por indústrias, usinas termelétricas de energia elétrica, mineradoras, etc., teve seu início, também, com o Decreto-Lei nº 1.413, de 14 de agosto de 1975, prosseguindo com o Decreto nº 76.389, de 3 de outubro de 1975, que o regulamentou, e com a Lei nº 6.803, de 2 de julho de 1980.

Embora não estabeleça diretamente os níveis máximos de emissão, esses instrumentos legais dão diretrizes para a localização de complexos industriais, de modo a que suas emissões interfiram o mínimo possível com outras atividades humanas em seu entorno,

como áreas habitacionais, escolas, instituições de saúde, etc. A Lei nº 6.803/1980 trata, especificamente, da localização industrial em áreas críticas de poluição.

A fixação de parâmetros para a emissão de poluentes gasosos e materiais particulados (materiais sólidos pulverizados) por fontes fixas começou a ser efetuada por meio da Resolução do CONAMA nº 005/1989, que dispõe sobre o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar – PRONAR.

Seguindo um padrão internacional, o PRONAR trata da qualidade do ar, estabelecendo padrões de qualidade de acordo com os usos das áreas consideradas. Tratando-se de um programa pioneiro no País, estabelece metas e instrumentos de ação, incluindo a elaboração de um inventário nacional de fontes de poluição do ar e de áreas críticas de poluição.

As Resoluções CONAMA nº 003/19902 e nº 008/19903 complementam o PRONAR estabelecendo limites para a concentração de determinados poluentes no ar. Esses limites tiveram como base normas (ou recomendações) da Organização Mundial da Saúde, que levam em conta limites de concentração compatíveis com a saúde e o bem-estar humanos.

Em seu art. 1º, a Resolução CONAMA nº 003/1990 define que são padrões de qualidade ar as concentrações de poluentes atmosféricos que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde, a segurança e o bem-estar da população, bem como ocasionar danos à flora e à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral. Define como poluente atmosférico qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar: (i) impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; (ii) inconveniente ao bem-estar público; (iii) danoso aos materiais, à fauna e flora; (iv) prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade.

Nas Resoluções nº 003/1990 e nº 008/1990, são estabelecidas concentrações máximas para: partículas totais em suspensão (material particulado); fumaça (composta principalmente de dióxido de carbono – CO₂); partículas inaláveis; dióxido de enxofre; monóxido de carbono (CO); ozônio e dióxido de nitrogênio.

Em 2006, por meio da Resolução nº 382, o CONAMA atualizou e ampliou os parâmetros das resoluções anteriores e estabeleceu limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos por fontes fixas.

Já em 2007, a Resolução CONAMA nº 436/11, 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.

2.2.2 Controle da Emissão de Poluentes do Ar por Fontes Móveis

O estabelecimento de metas para a redução da emissão de gases e materiais particulados (fuligem e gotículas oleosas) por fontes móveis no Brasil, constituídas por veículos automotores, iniciou-se em 1986, quando o CONAMA instituiu, por meio da Resolução nº 18, de 6 de maio daquele ano, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE, com os seguintes objetivos:

- Reduzir os níveis de emissão de poluentes por veículos automotores, visando o atendimento aos padrões de qualidade do ar, especialmente nos centros urbanos;
- Promover o desenvolvimento tecnológico nacional, tanto na engenharia automobilística, como também em métodos e equipamentos para ensaios e medições da emissão de poluentes;
- Criar programas de inspeção e manutenção para veículos automotores em uso;
- Promover a conscientização da população com relação à questão da poluição do ar por veículos automotores;
- Estabelecer condições de avaliação dos resultados alcançados;
- Promover a melhoria das características técnicas dos combustíveis líquidos, postos à disposição da frota nacional de veículos automotores, visando a redução de emissões poluidoras à atmosfera.

A Lei nº 8.723, de 28 de outubro de 1993, que “dispõe sobre a redução de emissão de poluentes por veículos automotores e dá outras providências”, reproduziu as metas estabelecidas na Resolução 18/1986 do CONAMA, que alcançavam até o ano de 2002, e delegou ao próprio CONAMA a atualização e o estabelecimento de novas metas.

As Leis nº 10.203, de 22 de fevereiro de 2001, e nº 10.696, de 2 de julho de 2003, altera a Lei nº 8.723/1993 apenas quanto ao teor de álcool anidro que deve ser adicionado à gasolina automotiva, fixando os limites máximo e mínimo em 20% e 25%, respectivamente.

O controle da emissão de gases e materiais particulados poluentes por veículos automotores está previsto também no Código de Trânsito Brasileiro, instituído pela Lei nº 9.503, de 23 de setembro de 1997, da qual vale ressaltar os artigos 104 e 131:

“Art. 104. Os veículos em circulação terão suas condições de segurança, de controle de emissão de gases poluentes e de ruído avaliadas mediante inspeção, que será obrigatória, na forma e periodicidade estabelecidas pelo CONTRAN para os itens de segurança e pelo CONAMA para emissão de gases poluentes e ruído.

“§ 5º Será aplicada a medida administrativa de retenção aos veículos reprovados na inspeção de segurança e na de emissão de gases poluentes e ruído.”

“Art. 131. O Certificado de Licenciamento Anual será expedido ao veículo licenciado, vinculado ao Certificado de Registro, no modelo e especificações estabelecidos pelo CONTRAN.

§ 3º Ao licenciar o veículo, o proprietário deverá comprovar sua aprovação nas inspeções de segurança veicular e de controle de emissões de gases poluentes e de ruído, conforme disposto no art. 104.”

Para atualizar as metas do PROCONVE e atender ao disposto no citado art. 104 do Código de Trânsito Brasileiro, o CONAMA expediu as seguintes Resoluções:

- Resolução CONAMA nº 8 de 1993, de 31 de dezembro de 1993, (publicada no DOU de 31 de dezembro de 1993) - "Complementa a Resolução nº 018/86, 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";
- Resolução CONAMA nº 16, de 1993, de 17 de dezembro de 1993, (publicada no DOU de 31 de dezembro de 1993) - "Ratifica os limites de emissão, os prazos e demais exigências contidas na Resolução CONAMA nº 018/86, que institui o Programa Nacional de Controle da Poluição por Veículos Automotores - PROCONVE, complementada pelas Resoluções CONAMA nº 03/89, nº 004/89, nº 06/93, nº 07/93, nº 008/93 e pela Portaria IBAMA nº 1.937/90; torna obrigatório o licenciamento ambiental junto ao IBAMA para as especificações, fabricação, comercialização e distribuição de novos combustíveis e sua formulação final para uso em todo o país";
- Resolução CONAMA nº 16, de 1994, de 29 de setembro de 1993 - "Fixa novos prazos para o cumprimento de dispositivos da Resolução CONAMA nº 008/93, que

complementa a Resolução nº 018/86, 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";

- Resolução CONAMA nº 27, de 1994, de 7 de dezembro de 1994, (publicada no DOU de 30 de dezembro de 1994) - "Fixa novos prazos para cumprimento de dispositivos da Resolução CONAMA nº 008/93, que complementa a Resolução nº 018/86, 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";

- Resolução CONAMA nº 16, de 1995, de 13 de dezembro de 1995, (publicada no DOU de 29 de dezembro de 1995) - "Complementa a Resolução CONAMA nº 008/93, que complementa a Resolução nº 018/86, 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, determinando homologação e certificação de veículos novos do ciclo Diesel quanto ao índice de fumaça em aceleração livre";

- Resolução CONAMA nº 17, de 1995, de 13 de dezembro de 1995, (publicada no DOU de 29 de dezembro de 1995) - "Ratifica os limites máximos de emissão de ruído por veículos automotores e o cronograma para seu atendimento previsto na Resolução CONAMA nº 008/93 (art. 20), que complementa a Resolução nº 018/86, 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";

- Resolução CONAMA nº 18, de 1995, de 13 de dezembro de 1995, (publicada no DOU de 29 de dezembro de 1995) - "Determina que a implantação dos Programas de Inspeção e Manutenção para Veículos Automotores em Uso somente poderá ser feita após a elaboração de Plano de Controle de Poluição por Veículos em uso - PCPV - em conjunto pelos órgãos ambientais estaduais e municipais".

- Resolução CONAMA nº 226, de 1997, de 20 de agosto de 1997, (publicada no DOU de 29 de agosto de 1997) - "Estabelece limites máximos de emissão de fuligem de veículos automotores";

- Resolução CONAMA nº 251, de 1999, de 7 de janeiro de 1999, (publicada no DOU de 12 de janeiro de 1999) - "Estabelece critérios, procedimentos e limites máximos de opacidade da emissão de escapamento para avaliação do estado de manutenção dos veículos automotores do ciclo Diesel";
- Resolução CONAMA nº 272, de 2000, de 14 de setembro de 2000, (publicada no DOU de 10 de janeiro de 2001) - "Define novos limites máximos de emissão de ruídos por veículos automotores";
- Resolução CONAMA nº 315, de 2002, de 29 de outubro de 2002, (publicada no DOU de 20 de novembro de 2002) - "Dispõe sobre a nova etapa do Programa de Controle de Emissões Veiculares - PROCONVE".
- Resolução CONAMA nº 342, de 2003, de 25 de setembro de 2003 (publicada no DOU de 10 de dezembro de 2002) – “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”.
- Resolução Conama nº 403/2008 – “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”.
- Resolução Conama nº 415/2009 – “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”.
- Resolução Conama nº 433/2011– “Dispõe sobre a inclusão no Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores PROCONVE e estabelece limites máximos de emissão de ruídos para máquinas agrícolas e rodoviárias novas”.

Vê-se, portanto, que o controle da emissão de gases e material particulado poluentes por fontes móveis está amplamente regulamentado pela legislação ambiental brasileira (PEREIRA JUNIOR, 2007).

2.3 Relação COVID-19 e Poluição do Ar

O estudo feito por Gonzaga et. al. (2020), que relaciona a COVID-19 com as condições meteorológicas e poluição do ar, determinou que fatores como material particulado, quando em concentrações altas, podem diminuir a eficiência imunológica,

aumentando assim os riscos de fatalidade causados pela COVID-19. O vírus sobrevive por algumas horas em superfícies e, quando em contato com o sistema respiratório, a pessoa é infectada de modo que o portador pode ter sintomas da doença ou não. A disseminação do vírus pode ser pressuposta por partículas atmosféricas, por isso se faz importante estudar os parâmetros de qualidade do ar.

Gonzaga et. al. (2020) apontou que o enxofre reduzido total presente na atmosfera também possui correlação com os números de óbitos por COVID-19, bem como o material particulado grosso e fino e a pressão atmosférica, que quando aumentada, há um acréscimo na estabilidade atmosférica e a dispersão de poluentes diminui, fator que prejudica a qualidade do ar e favorece o número de óbitos por coronavírus. A umidade relativa do ar, temperatura e velocidade dos ventos apresentam pouca relação aos números de óbitos pela doença, já que temperaturas baixas indicam menor dispersão de poluentes, bem como a velocidade média dos ventos.

3 METODOLOGIA

3.1 Coleta e Tratamento de Dados

Para a realização desta pesquisa foram utilizados dados de concentração de NO₂ do sensor OMI a bordo do satélite AURA e dados de CO, SO₂ e BC proveniente do MERRA versão 2 (MERRA-2). As reanálises atmosféricas do MERRA-2 produzem registros de longo prazo de alta resolução espacial e temporal global de campos meteorológicos e composição da atmosfera da Terra, utilizando a metodologia de assimilação de dados (KALNAY, 2002), em que observações de satélite e terrestres são combinadas com o modelo de circulação geral (GCM).

Nesta pesquisa as concentrações de poluentes atmosféricos próximos da superfície de NO₂ provenientes do sensor OMI e os dados de CO, SO₂ e BC provenientes do MERRA-2 são referentes a médias mensais na região sudeste do Brasil, que possui de 4 estados brasileiros (São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo e Minas Gerais) e conta com 42 % da população do Brasil e com duas megametrópoles, São Paulo e Rio de Janeiro, médias mensais para o período de abril e maio de 2020 período da pandemia do COVID-19 e comparados com o mesmo período referente aos anos de 2017 até 2019 (sem pandemia), os downloads dos dados tanto do OMI e também do

MERRA-2 foram feitos no <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>, o software utilizado para produzir as figuras de concentração dos poluentes foi o NCL do NCAR.

As medições das concentrações horárias dos poluentes foram adquiridas por meio do banco de dados online da CETESB, o QUALAR (<http://qualar.cetesb.sp.gov.br/qualar/home.do>) dos anos de 2017 a 2020, onde seis estações de monitoramento da qualidade do ar na RMSP foram selecionadas: Grajaú-Parelheiros, Ibirapuera, Itaim Paulista, Parque Dom Pedro, Pinheiros e São Caetano do Sul. Calculamos as médias horárias correspondentes aos meses de abril e maio, para cada uma das estações, resultando em ciclos diários (24 h) dos poluentes, o que permite uma averiguação harmoniosa dos impactos das concentrações sobre a região. Isso foi realizado durante todas as 24 horas do dia, resultando em um ciclo diurno que representa todos os valores horários médios e em seguida foram determinadas as médias horárias, resultando em dois ciclos diurnos: sem pandemia do COVID-19 abril e maio (2017-2019), de forma a melhor caracterizar uma média; e o mesmo período com a quarentena (2020) da pandemia da COVID. Além disso, as variações nas concentrações médias ($\mu\text{g m}^{-3}$, ppm) foram calculadas para avaliar a mudança relativa (%) comparando o período de bloqueio parcial durante a pandemia (2020) com a tendência mensal dos três anos anteriores sem a pandemia.

3.2 Características dos Locais de Estudo

A RMSP, também conhecida como Grande São Paulo, é a maior região metropolitana do Brasil, com cerca de 21,5 milhões de habitantes, e uma das dez regiões metropolitanas mais populosas do mundo. Reúne 39 municípios do estado de São Paulo em intenso processo de conurbação. A população, segundo a estimativa calculada para 1º de julho de 2018, era de 21.571.281 habitantes. Sua população é superior a de vários países do mundo, como o Chile (17.248.450), Países Baixos (17.100.475) e Portugal (10.487289) (IBGE, 2019).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os parâmetros meteorológicos das estações de monitoramento da qualidade do ar do Parque Dom Pedro e São Caetano do Sul foram utilizados, as outras três estações

de monitoramento da qualidade do ar deste estudo não possuíam dados meteorológicos, considerando a média de abril e maio de 2017-2019 (anos sem pandemia COVID-19) com o mesmo período em 2020 (ano com pandemia). No período da pandemia, a velocidade do vento estava 1,2 % em média maior na RMSP e a precipitação foi praticamente a mesma nos períodos com e sem pandemia, sem alterações significativas comparado com o ano de 2020. Durante o *lockdown* parcial, a UR esteve 6,4 % menor, a temperatura 9,2 % mais baixa e radiação global 11 % mais alta. A comparação entre os diferentes anos indicou que as reduções de poluentes observadas durante o período da pandemia não foram determinadas por mudanças nas condições de dispersão.

Na área urbana, foram observadas melhorias significativas na qualidade do ar considerando reduções nos poluentes do ar monitorados em áreas altamente influenciadas pelo tráfego de veículos na RMSP e RMRJ, como apresentado na Figura 1 de NO₂ a partir do sensor OMI.

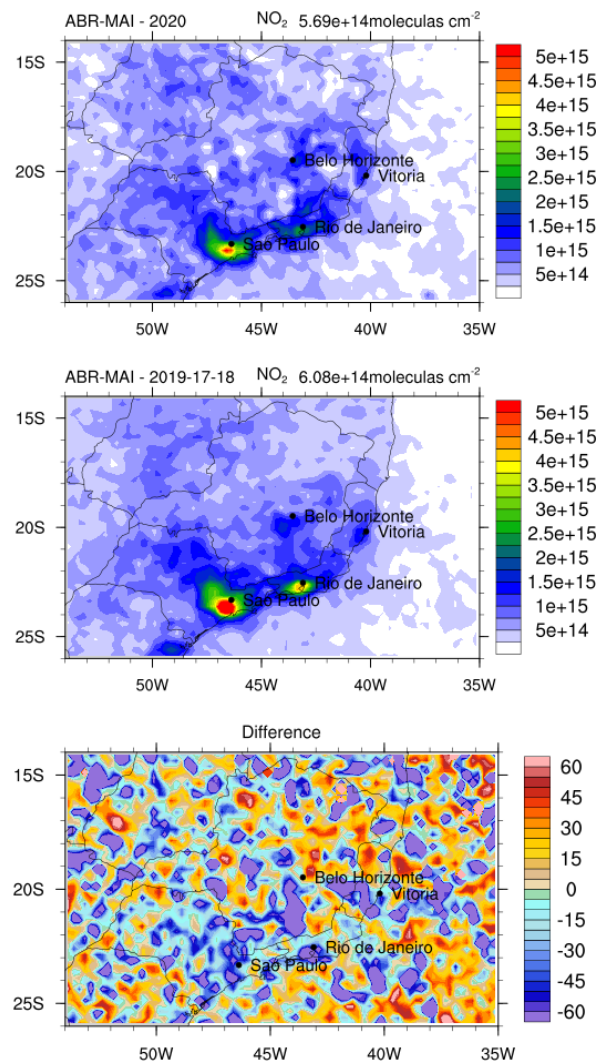


Figura 1 – Concentração na atmosfera próxima da superfície de NO₂ para o período de abril e maio com pandemia (2020) e sem pandemia COVID-19 (2017-2019) provenientes do sensor OMI e a diferença em percentual entre o período com pandemia menos o período sem pandemia.

Conforme observado na Figura 1 ocorre diminuição de 10 a mais de 60 % da concentração de NO₂ sobre a RMSP e RMRJ, já nas RMBH e RMV há uma diminuição em torno de 10 %, pois como o Brasil é um país com 8,5 milhões de km², a pandemia do COVID-19 iniciou com maior impacto no estado de São Paulo e do Rio de Janeiro e foi se espalhando para outras regiões do país, principalmente as mais populosas.

Na Figura 2 são apresentadas as concentrações na superfície de CO provenientes do MERRA-2.

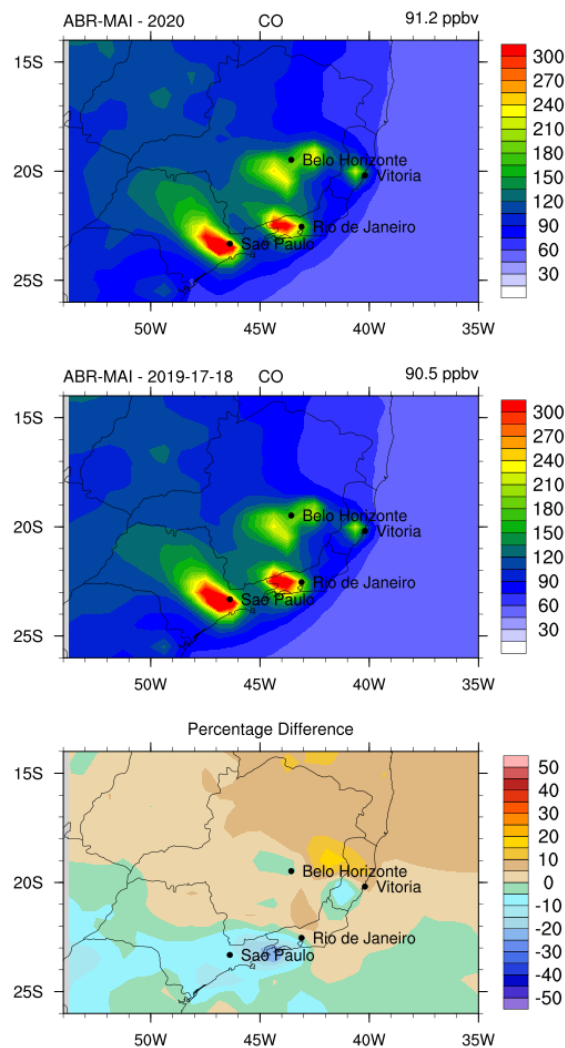


Figura 2 – Concentração na atmosfera próxima da superfície de CO para o período de abril e maio com pandemia (2020) e sem pandemia COVID-19 (2017-2019) provenientes do MERRA-2 e a diferença em percentual entre o período com pandemia menos o período sem pandemia.

Na Figura 2 a concentração de CO proveniente do MERRA-2 observa-se uma diminuição maior em torno de 10 % durante o período do bloqueio parcial devido a COVID-19 sobre quase todo estado de São Paulo, principalmente na divisa do estado de São Paulo com o Rio de Janeiro, onde ocorreu neste período diminuição do fluxo de veículos leves e pesados nesta região, já sobre Belo Horizonte e Vitória há um menor impacto, pois as duas regiões na época estavam menos afetadas pelos casos de COVID-19.

Na Figura 3 são apresentadas as concentrações na superfície de SO₂ provenientes do MERRA-2.

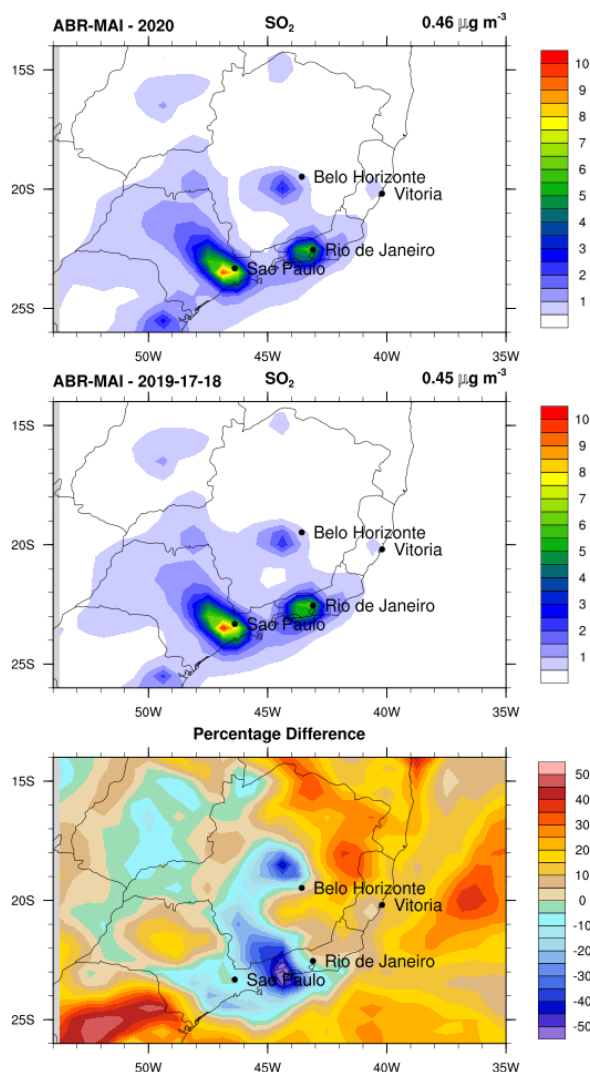


Figura 3 – Concentração na atmosfera próxima da superfície de SO₂ para o período de abril e maio com pandemia (2020) e sem pandemia COVID-19 (2017-2019) provenientes do MERRA-2 e a diferença em percentual entre o período com pandemia menos o período sem pandemia.

Na Figura 3 observa-se a concentração de SO₂ proveniente do MERRA-2 de 5 a 10 % menor sobre a RMSP e RMRJ e sobre o oeste de RMBH, diminuição de 30 a 50 % na divisa do estado de São Paulo com estado do Rio de Janeiro, já na região de RMV observa-se aumento do poluente, pois no período deste estudo esta região ainda não estava altamente impactada pela pandemia do covid-19.

Na Figura 4 são apresentadas as concentrações na superfície de BC provenientes do MERRA-2.

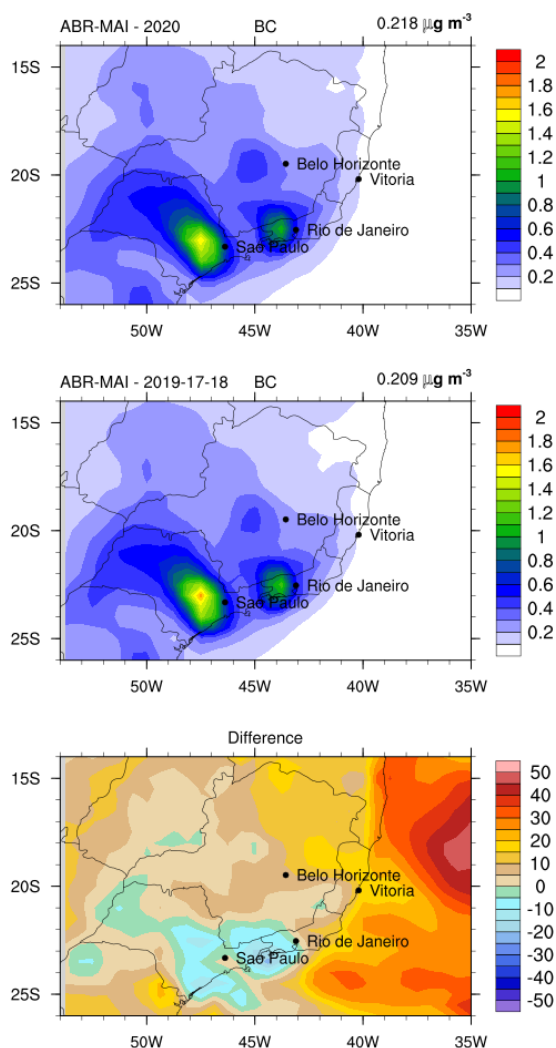


Figura 4 – Concentração na atmosfera próxima da superfície de BC para o período de abril e maio com pandemia (2020) e sem pandemia covid-19 (2017-2019) provenientes do MERRA-2 e a diferença em percentual entre o período com pandemia menos o período sem pandemia.

Conforme observado na Figura 4 ocorre diminuição de 5-10 % da concentração de BC sobre a RMSP e na divisa do estado de São Paulo com o Rio de Janeiro provavelmente devido a diminuição do tráfego de caminhões movidos a diesel, já na RMBH e RMV não ocorre diminuição deste poluente, pois no período deste estudo os dois locais ainda não tinham sido muito afetados pelos casos de COVID-19.

Na Figura 5 são apresentadas as concentrações médias horárias de CO do período de abril e maio de 2017, 2018 e 2019 (anos sem pandemia COVID-19) e também para o mesmo período referente ao ano de 2020 com pandemia.

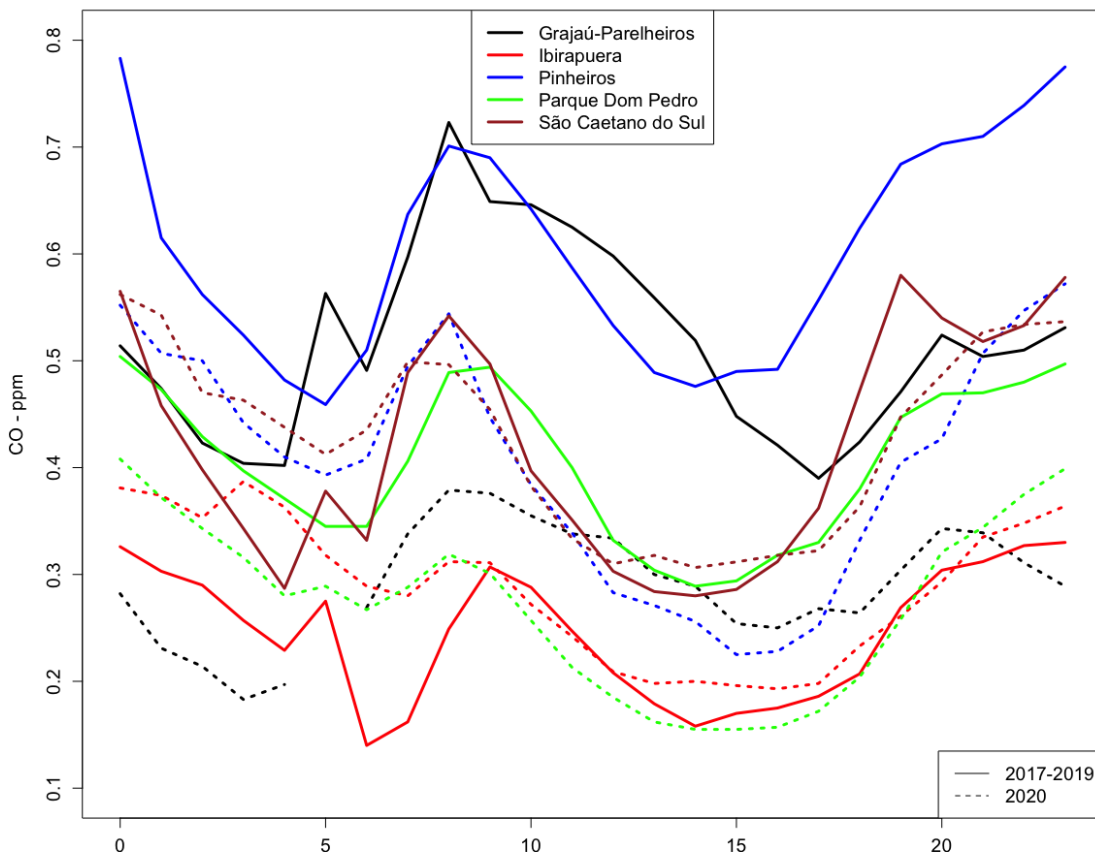


Figura 5: Concentração de CO (ppm) na RMSP média horária do período de abril e maio sem pandemia COVID-19 (2017-2019) e com pandemia (2020).

Observa-se na Figura 5 que o padrão das concentrações não mudaram quando compara-se os dois períodos. Na RMSP, 97 % do poluente CO emitido é proveniente da emissão veicular, justificando o aumento nas concentrações a partir das 6:00 até 9:00 da manhã, horário de maior tráfego veicular, conforme observa-se na Figura 5. Após este horário, as concentrações diminuem e voltam aumentar a partir das 17:00 horas até às 20:00 horas, coincidindo novamente com o pico do trânsito na RMSP. Houve diminuição média de 71,6 %, 68,7 %, 65,4 %, 21,7 % nas concentrações de CO para as estações de monitoramento do Grajaú-Parelheiros, Pinheiros, Parque Dom Pedro, e São

Caetano do Sul, respectivamente, e um aumento de 10,7 % para estação do Ibirapuera, onde ficava localizado o hospital de campanha especializado em atendimento de COVID-19. A estação Ibirapuera fica mais distante da fonte veicular; é uma localidade onde os poluentes primários têm concentrações mais baixas quando comparadas a estações próximas de vias mais movimentadas, porém o poluente secundário O₃ é alto nesta localidade, uma parte atribuído às emissões antropogênicas naturais locais.

Um estudo realizado utilizando dados da rede de monitoramento de qualidade do ar da CETESB na cidade de São Paulo e Cubatão (costa sul do estado de São Paulo), comparando dados do período do bloqueio parcial no estado de São Paulo no mês de abril de 2020 versus a média mensal dos cinco anos anteriores (2015, 2016, 2017, 2018 e 2019) para o mesmo período relatou a diminuição nas concentrações de CO de 53,1 % e 64,8 % para medidas na cidade de São Paulo (NAKADA et al., 2020). Em outro estudo realizado na cidade do Rio de Janeiro comparando a última metade do mês março com a primeira metade do mês de abril 2019 com mesmo período para 2020 foi observado diminuição média de CO de 38 % e 36,4 % na região de Bangu e Tijuca, respectivamente (DANTAS et al., 2020).

Na Figura 6 são apresentadas as concentrações médias horárias de NO do período de abril e maio de 2017, 2018 e 2019 (anos sem pandemia COVID-19) e também para o mesmo período referente ao ano de 2020 com pandemia.

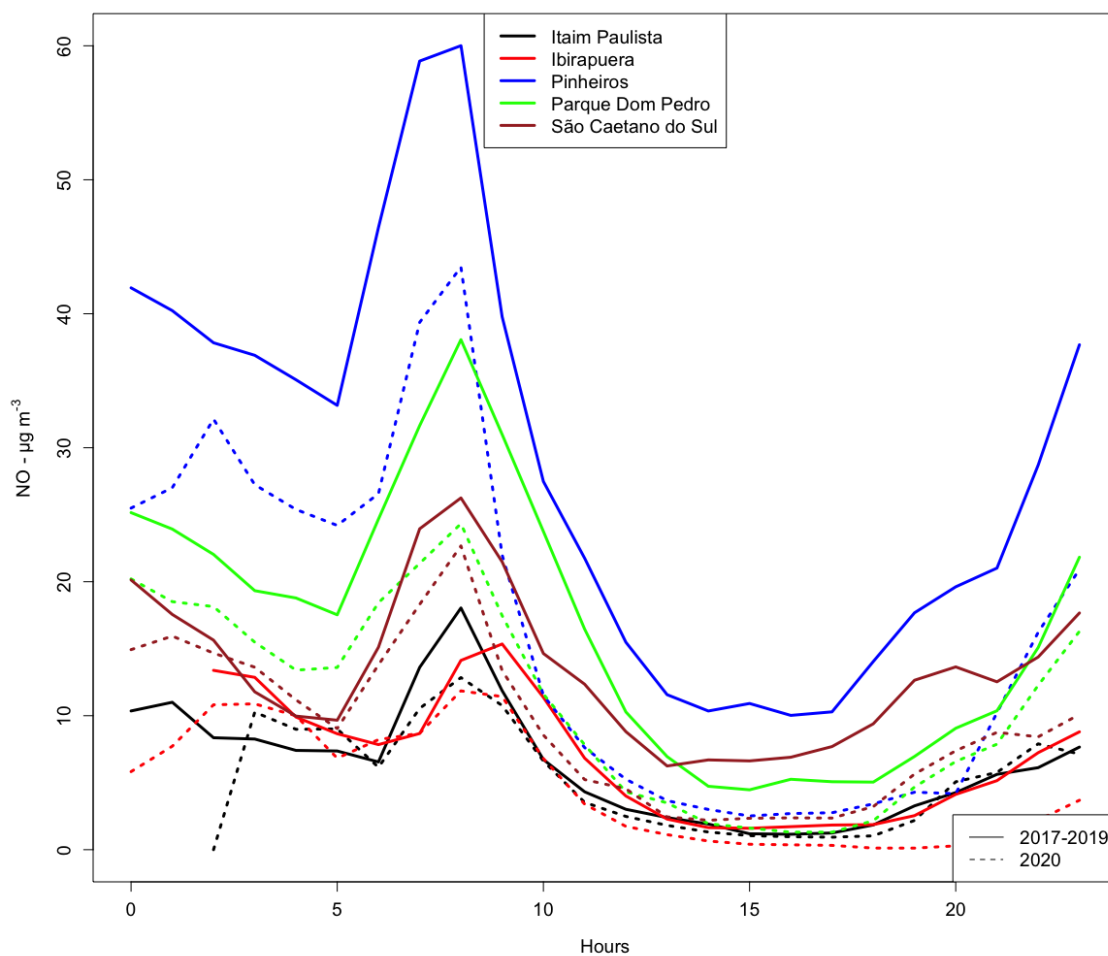


Figura 6 - Concentração de NO ($\mu\text{g m}^{-3}$) na RMSP média horária do período de abril e maio sem pandemia COVID-19 (2017-2019) e com pandemia (2020).

De acordo com os resultados obtidos na Figura 6, a estação Ibirapuera teve diminuição de NO de 316,4 % quando comparado o período deste estudo durante a pandemia COVID-19 no ano de 2020 com a média para o mesmo período dos três anos anteriores. Então é possível concluir que houve menos tráfego de veículos a diesel próximo à esta estação, em detrimento da situação de *lockdown*, já que 48 % da emissão de NOx na RMSP é proveniente de veículos pesados e a diesel (CETESB, 2021). Na estação de Itaim Paulista houve diminuição de 16,4 % em relação a média dos anos sem pandemia, pois o tráfego de veículos pesado nesta região é mais baixo do que as demais estações de monitoramento da qualidade do ar utilizadas neste estudo. Nas estações do Parque Dom Pedro e São Caetano do Sul demonstram redução de 88,3 % e 85,5 %, respectivamente. Para a estação Pinheiros houve uma redução nas concentrações de NO

de 149,9 %. Em geral, as concentrações de NO durante a pandemia foram 131,3 % menores durante a pandemia que a média dos anos anteriores de 2017, 2018, 2019, principalmente próximas às estações Pinheiros e Parque Dom Pedro que ficam próximas de vias com tráfego de veículos pesados, a estação Pinheiros é próxima de uma das principais vias da cidade de São Paulo a Marginal Pinheiros com alto tráfego de caminhões e a estação Parque Dom Pedro fica próxima a um terminal de ônibus urbano e também região onde há tráfego de caminhões que são veículos que utilizam diesel como combustível. Uma pesquisa recente demonstrou que as emissões de tráfego de veículos pesados a diesel são as principais fontes de NO (HE et al., 2020). Os horários com concentração mais altas tanto no período do *lockdown* parcial quanto no período sem o *lockdown* ocorrem durante o horário de pico do tráfego veicular das 7:00 as 11:00 durante o período da manhã e a partir das 19:00 da noite as concentrações voltam a aumentar devido a fatores como a emissão veicular, diminuição da altura da camada limite, falta da produção de O₃ à noite (que consome NO durante o dia). Um estudo realizado utilizando dados da rede de monitoramento de qualidade do ar CETESB na cidade de São Paulo e Cubatão (costa sul do estado de São Paulo), comparando dados do período do bloqueio parcial no estado de São Paulo no mês de abril de 2020 versus a média mensal dos cinco anos anteriores (2015, 2016, 2017, 2018 e 2019) para o mesmo período relatou um aumento nas concentrações de NO de 8 % para as medidas realizadas em Cubatão uma estação de monitoramento localizada na costa sul do estado de São Paulo onde fica o maior polo industrial da América Latina, com indústrias de fertilizantes, siderúrgicas, química e petroquímica. Este mesmo estudo utilizou dados de concentração de NO na cidade de São Paulo e encontrou uma diminuição média de 75 % de NO (Nakada et al. 2020).

Na Figura 7 são apresentadas as concentrações médias horárias de NO₂ do período de abril e maio de 2017, 2018 e 2019 (anos sem pandemia COVID-19) e também para o mesmo período referente ao ano de 2020 com pandemia. Na Figura 7 as concentrações de NO₂ são menores em 23,4% para a estação de Itaim Paulista, em comparação aos anos posteriores à pandemia nos meses de Abril e Maio.

Na estação Pinheiros houve diminuição em 71,9% de NO₂ no período de *lockdown* como já mencionado acima este ponto de monitoramento está localizado próximo da Marginal Pinheiros uma via com tráfego intenso de veículos pesados, sendo a estação com maior percentual de redução de todas as análises de NO₂, enquanto que para as estações do Parque Dom Pedro e São Caetano do Sul tiveram o percentual de médias horárias de emissão em 38,7 % e 47,2 %. Já a estação de Ibirapuera teve redução de 29,1 %. Há um aumento das concentrações de NO₂ durante o período da manhã das 6:00 até 10:00 para os dois períodos deste estudo sem e com pandemia, tendo a contribuição da emissão veicular, mas também uma formação de NO₂ secundário na atmosfera pela oxidação do NO com O₃ e também pela oxidação dos radicais de COV com NO. As concentrações de NO₂ diminuem a partir da 12:00 até as 16:00, coincidindo com horário de maior concentração de O₃ na RMSP, e maior radiação, onde NO₂ está sofrendo reação de fotólise, formando NO e oxigênio atômico (O). As concentrações voltam a aumentar a partir das 18:00 devido ao horário de pico do tráfego veicular. Um estudo realizado utilizando dados da rede de monitoramento de qualidade do ar CETESB na cidade de São Paulo e Cubatão (costa sul do estado de São Paulo), comparando dados do período do bloqueio parcial no estado de São Paulo no mês de abril de 2020 versus a média mensal dos cinco anos anteriores (2015, 2016, 2017, 2018 e 2019) para o mesmo período relatou a diminuição nas concentrações de NO₂ de 48,6 % e 72,7 % para medidas em dois pontos de monitoramento na cidade de São Paulo e as medidas em Cubatão maior polo industrial da América Latina houve redução de apenas 5.6 % (NAKADA et al., 2020), demonstrando a importância das fontes industriais de NO_x. Isto também pode estar relacionado ao fato de que não houve a mesma queda de NO₂ durante a greve dos caminhoneiros no ano de 2018 no Brasil, um cenário com menor emissão veicular, porém, quando as indústrias continuaram operando (CHIQUETTO et al., 2020).

Em um estudo realizado na cidade do Rio de Janeiro comparando a última metade do mês março com a primeira metade do mês de abril 2019 com mesmo período para 2020 foi observado diminuição de NO₂ média de 27 % e 24 % na região de Bangu e Tijuca, respectivamente (DANTAS et al., 2020). De qualquer forma, as quedas menos intensas de NO₂ em relação ao CO e o NO demonstram sua menor reatividade e sugerem a importância da fração secundária deste poluente na RMSP.

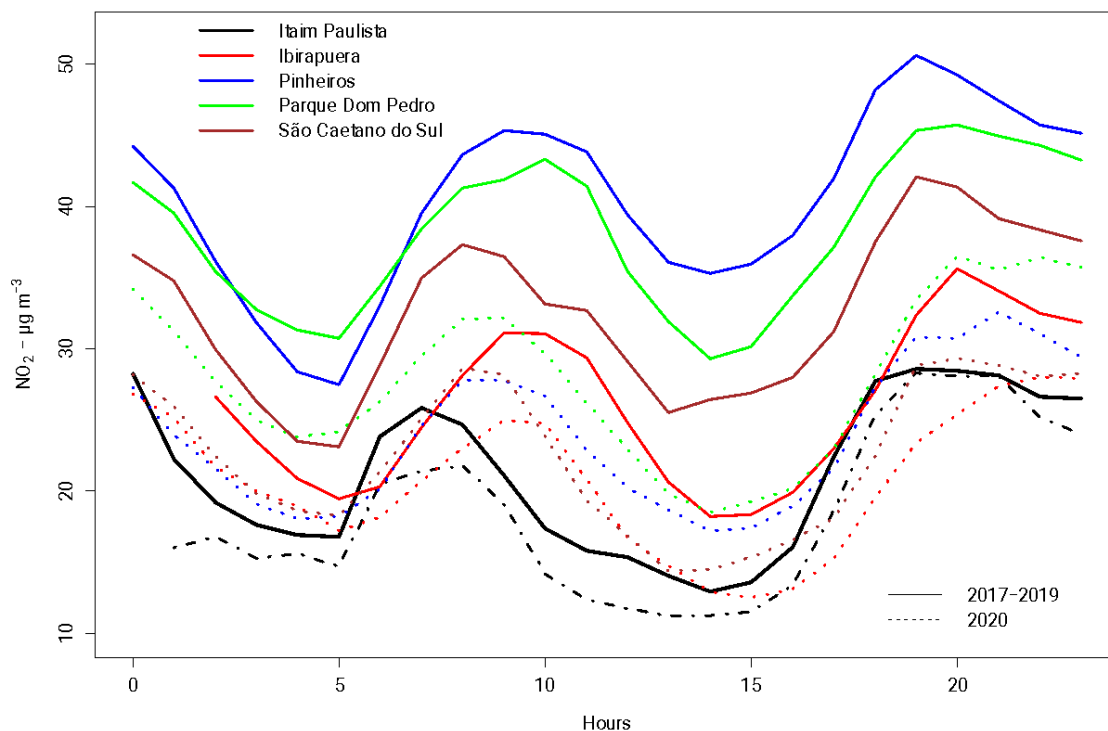


Figura 7: Concentração de NO_2 ($\mu\text{g m}^{-3}$) na RMSP média horária do período de abril e maio sem pandemia COVID-19 (2017-2019) e com pandemia (2020).

Na Figura 8 são apresentadas as concentrações médias horárias de O_3 do período de abril e maio de 2017, 2018 e 2019 (anos sem pandemia COVID-19) e também para o mesmo período referente ao ano de 2020 com pandemia.

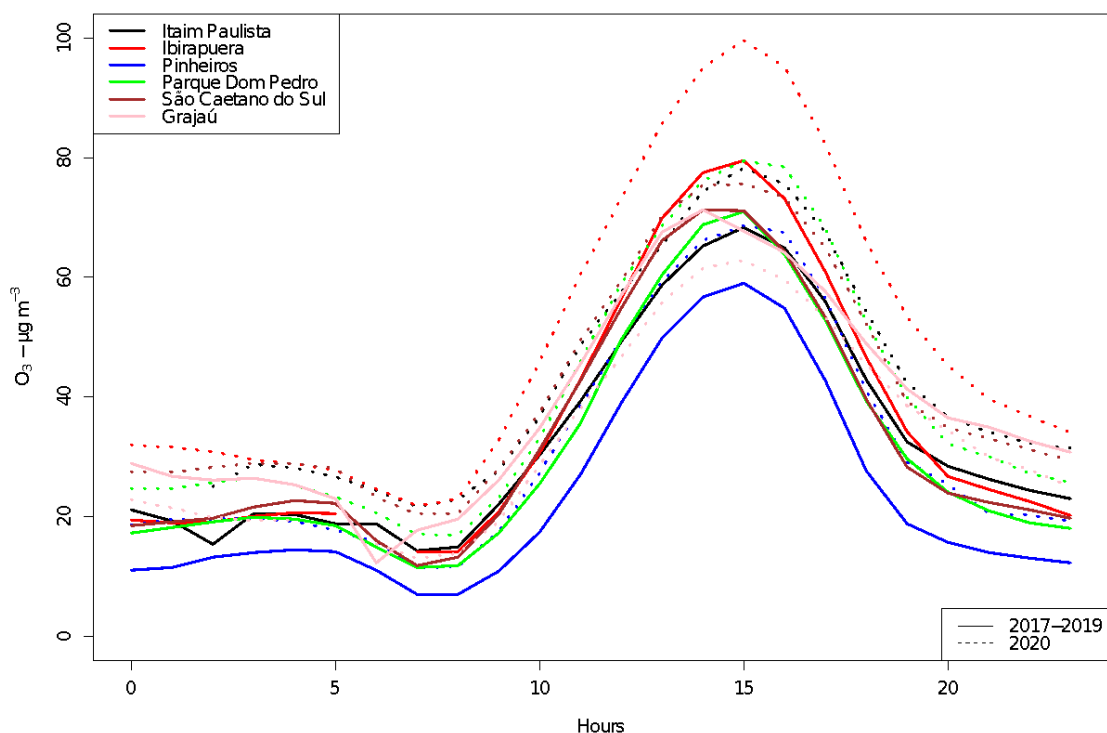


Figura 8: Concentração de O₃ (µg m⁻³) na RMSP média horária do período de abril e maio sem pandemia Covid-19 (2017-2019) e com pandemia (2020).

Na Figura 8 comparando o período deste estudo da pandemia COVID-19 com o período sem pandemia observa-se um aumento nas concentrações de O₃ de 31,8 % no Ibirapuera, Itaim Paulista 22,9 %, Pinheiros 30,1 %, Parque Dom Pedro 23,8 % e São Caetano do Sul 23,5 % e uma diminuição de O₃ de 19,3 % na estação Grajaú Parelheiros comportamento atípico, pois na RMSP geralmente quando diminui as concentrações de NO_x ocorre aumento de O₃, seria importante ter os dados de NO_x para estação do Grajaú Parelheiros, porém neste ponto de monitoramento não há medida de NO_x. A concentração de O₃ começa a aumentar a partir das 9:00 devido a emissão dos poluentes primários e também precursores de O₃ como CO, COV e NO_x nas primeiras horas da manhã que coincide com o horário de pico de tráfego veicular. A formação do O₃ ocorre mais tarde após a emissão dos poluentes primários e também da disponibilidade de luz solar, atingindo seu máximo de concentração das 13:00 às 15:00 horas. No horário da noite, o O₃ não é mais formado devido a falta da luz solar, sendo apenas consumido pelo NO₂ formando NO₃, que formará pentóxido de dinitrogênio (N₂O₅).

Na Figura 9 são apresentadas as concentrações médias horárias de MP2.5 do período de abril e maio de 2017, 2018 e 2019 (anos sem pandemia COVID-19) e também para o mesmo período referente ao ano de 2020 com pandemia.

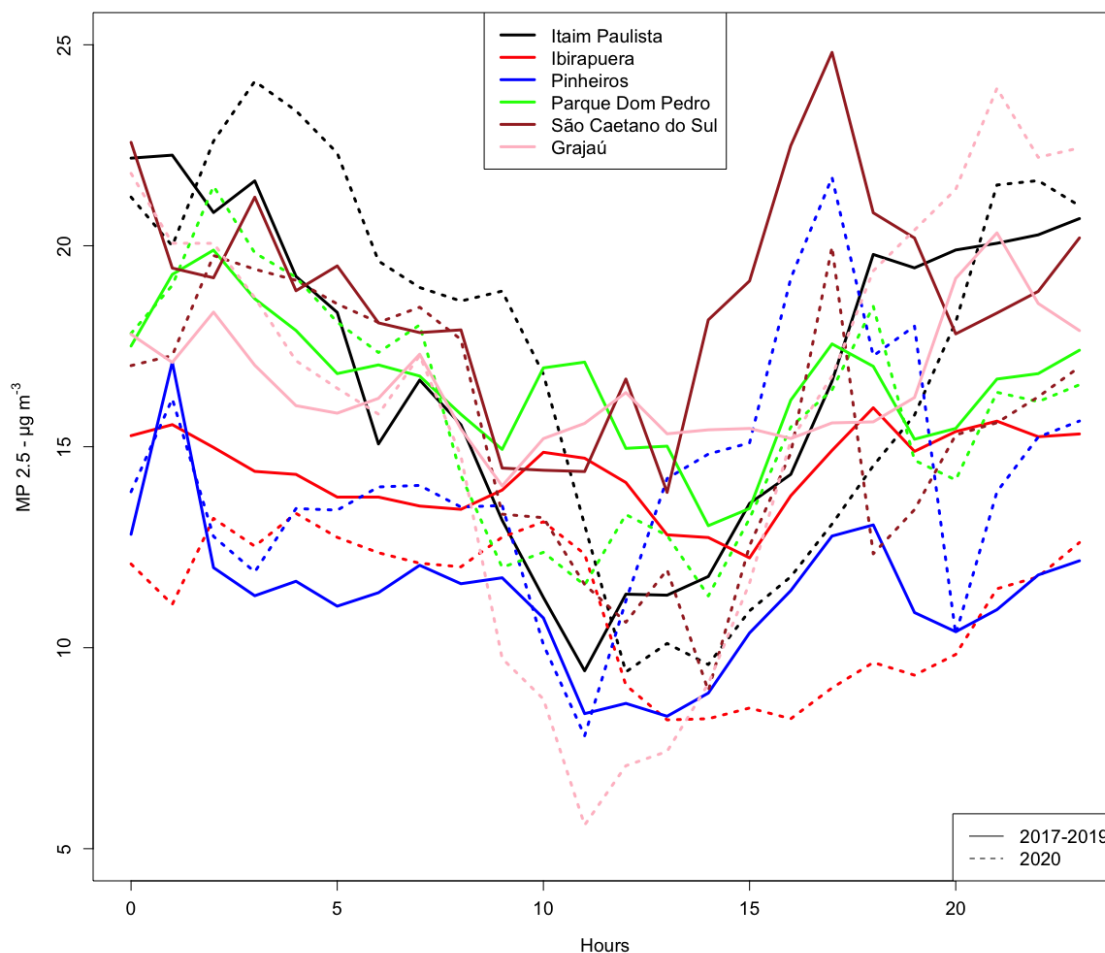


Figura 9: Concentração de MP2.5 ($\mu\text{g m}^{-3}$) na RMSP média horária do período de abril e maio sem pandemia COVID-19 (2017-2019) e com pandemia (2020).

O MP2.5, Figura 9, teve comportamento diferente do CO, NO e NO₂ que tiveram diminuição das concentrações praticamente em todos os pontos de monitoramento da qualidade do ar neste estudo, com exceção do CO que teve aumento de 11 % em um dos 6 locais de estudo (estação Ibirapuera). O MP2.5 diminuiu a concentração na estação Ibirapuera durante todos os horários no período da pandemia em relação ao mesmo período sem pandemia. Já na estação do Itaim Paulista, há um aumento na concentração das 21:00 até às 11:00 horas no período da pandemia e depois

a concentração diminui das 12:00 até às 20:00. Na estação Grajaú-Parelheiros há uma grande diminuição do MP2.5 a partir das 9:00 até às 15:00. Na estação Pinheiros há um aumento das concentrações de MP2.5 a partir o 12:00 até às 19:00, comparando o período de pandemia com o período sem pandemia. A Estação Parque Dom Pedro não observa diferenças quantitativas entre o período com *lockdown* parcial e o sem *lockdown*. Considerando a média das concentrações de MP2.5 comparando o período do lockdown parcial e sem o lockdown houve diminuição para as estações Grajaú-Parelheiros 19,8 %, Ibirapuera 33,3 %, São Caetano do Sul 24,5 %. Para estação Itaim Paulista considerando a média de todos os horários não observa-se diferenças significativas entre o período com pandemia e o período sem pandemia, ocorrendo diminuição do 12:00 até às 20:00 e aumento das concentrações das 21:00 até às 11:00 horas. Para a estação Parque Dom Pedro ocorreu aumento médio de 6,6 % durante o período da pandemia.

Na Figura 10 A são apresentados os gráficos de violinos para a estação Grajaú dos quatro anos de estudo para CO. O ano de 2020 com pandemia tem a menor mediana quando compara-se com os anos sem pandemia, ano de 2020 também tem limites superiores, inferiores e outliers menores que os anos sem pandemia (2017-2019). Para a O₃ na Figura 10 B, a mediana é um pouco maior em 2020 do que em 2019, porém menor em relação a 2018 e 2017, a distribuição dos dados é semelhante em 2020 em relação a 2017 e 2018. Para MP10, Figura 10 C, o ano de 2020 tem mediana semelhante a 2019, porém distribuição diferente dos dados em 2020 ano de pandemia, limite superior maior e limite inferior menor no ano de 2020 em relação aos anos sem pandemia (2017-2019). O MP2.5, Figura 10 D, o ano de 2020 tem mediana semelhante a 2019 e 2018, porém distribuição diferente dos dados, limite superior maior e limite inferior mais baixo no ano de 2020 em relação aos anos sem pandemia (2017-2019).

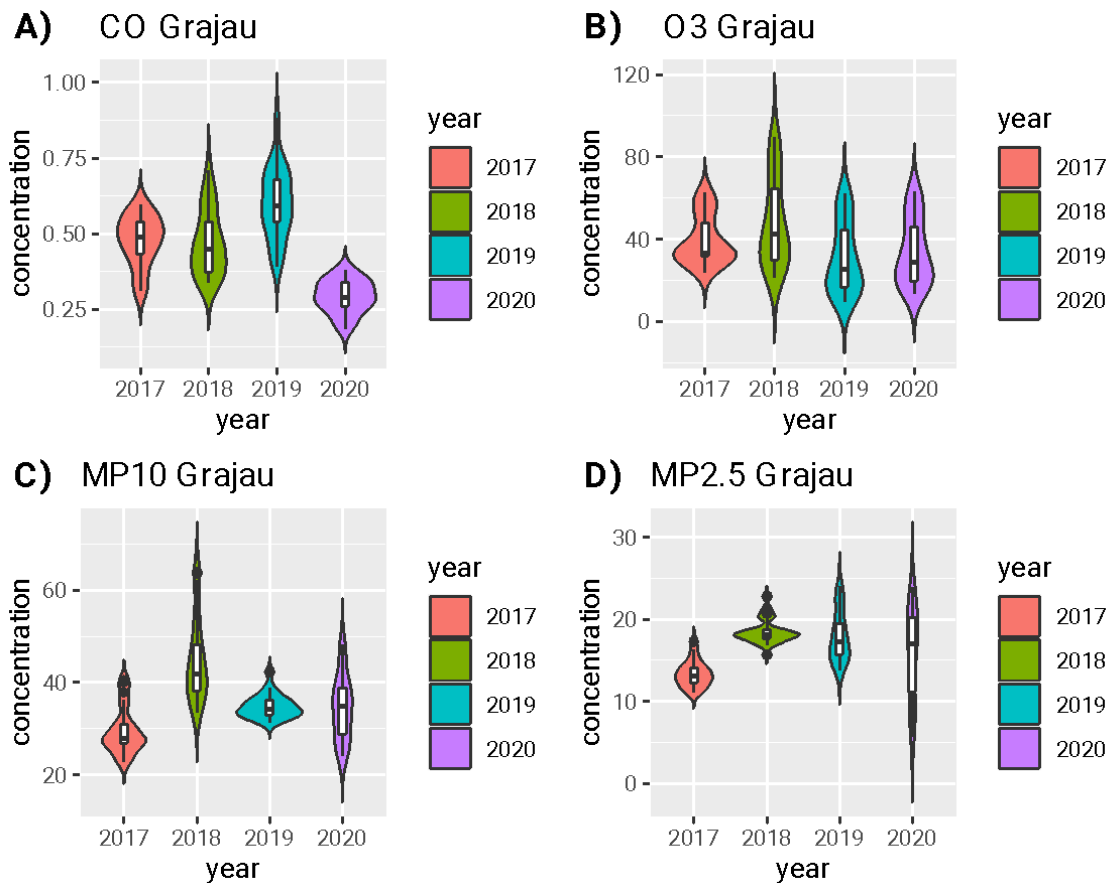


Figura 10: Gráfico de Violino na estação Grajaú da RMSP mediana da concentração dos poluentes de abril e maio de 2017, 2018, 2019 e 2020.

Na Figura 11 são apresentados os gráficos de violinos para estação Ibirapuera, CO Figura 11 A no ano de pandemia em 2020 tem concentração mediana menor que 2019, porém maior que 2017 e 2018. NO e NO₂, Figura 11 B e 11 C, estão com concentração mediana menor em relação aos três anos anteriores sem pandemia. A mediana para O₃ em 2020 está maior do que nos três anos anteriores devido a diminuição de NO no ano de 2020, poluente que consome O₃. MP2.5 está menor em 2020 em relação aos três anos anteriores.

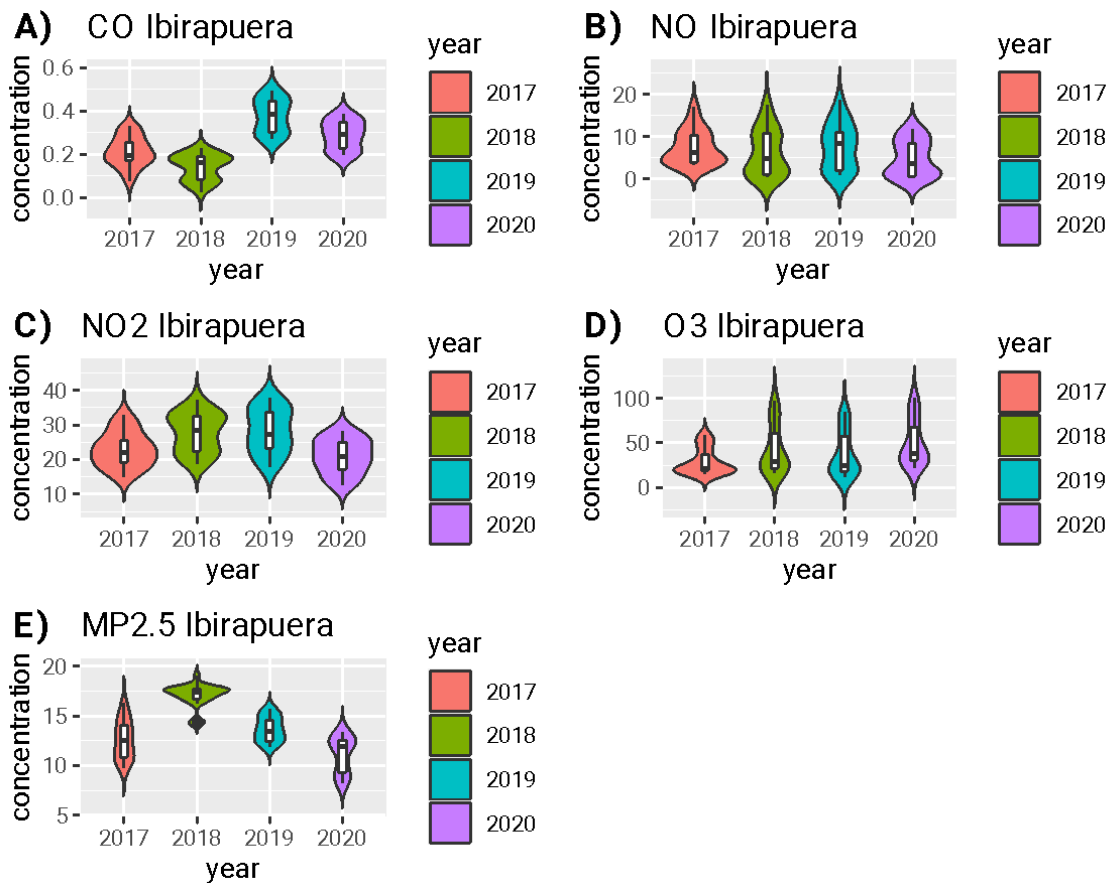


Figura 11: Gráfico de Violino na estação Ibirapuera da RMSP mediana da concentração dos poluentes de abril e maio de 2017, 2018, 2019 e 2020.

Na Figura 12 são apresentados os gráficos de violinos para estação Itaim Paulista. Não observa-se uma variação relevante na concentração de NO, Figura 12 A, quando compara-se o ano de pandemia em 2020 com os anos de 2019 e 2018. NO₂, Figura 12 B, tem concentração mediana menor que nos anos de 2019 e 2018. O₃, Figura 12 C, tem concentração mediana um pouco maior em 2020 em relação aos demais anos. MP10, Figura 12 D, no ano de 2020 não apresenta diferença relevante na mediana da concentração quando comparado com os demais anos. MP2.5, Figura 12 E, possui concentração mediana maior em 2020 quando comparado aos demais anos.

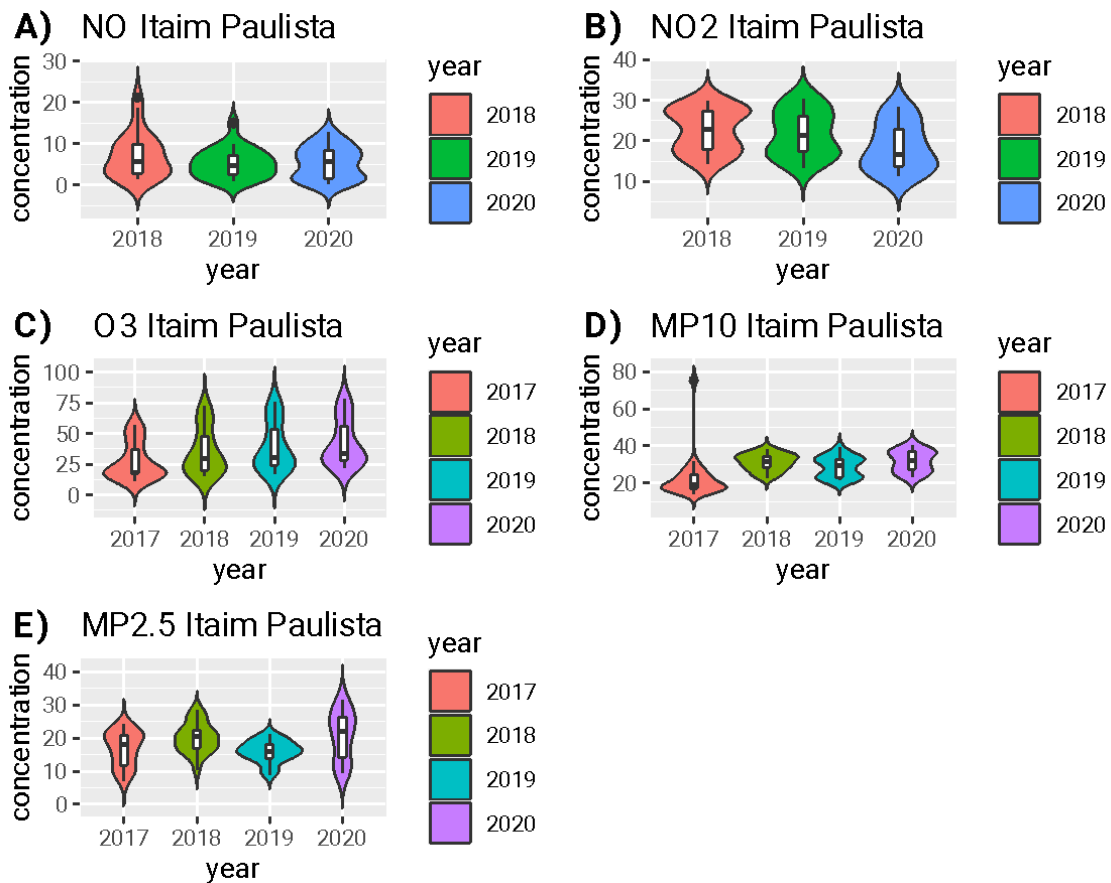


Figura 12: Gráfico de Violino na estação Itaim Paulista da RMSP mediana da concentração dos poluentes de abril e maio de 2017, 2018, 2019 e 2020.

Na Figura 13 são apresentados os gráficos de violinos da mediana dos poluentes para estação Parque Dom Pedro, na Figura 13 A dos quatros anos de estudo para CO, o ano de 2020 com pandemia tem a menor mediana comparada com os demais anos (2017-2019) sem pandemia, a distribuição dos dados é semelhante para todos os anos deste estudo. Figura 13 B, NO, mediana semelhante em 2020 em relação aos demais anos sem pandemia. Figura 14 C, NO₂, mediana menor em 2020 em relação aos anos sem pandemia e limite inferior menor no ano de 2020. O₃, Figura 12 d, mediana um pouco maior no ano de 2020 em comparação aos demais anos sem pandemia, porém distribuição semelhante dos dados em todos os anos do estudo. Figura 12 e, MP10 mediana menor em 2020 do que em 2019, porém maior em 2017 e 2018. Figura 12 f, MP2.5, mediana menor em 2020 ano com pandemia do que anos de 2018 e 2019 sem pandemia, e menor limite inferior em 2020.

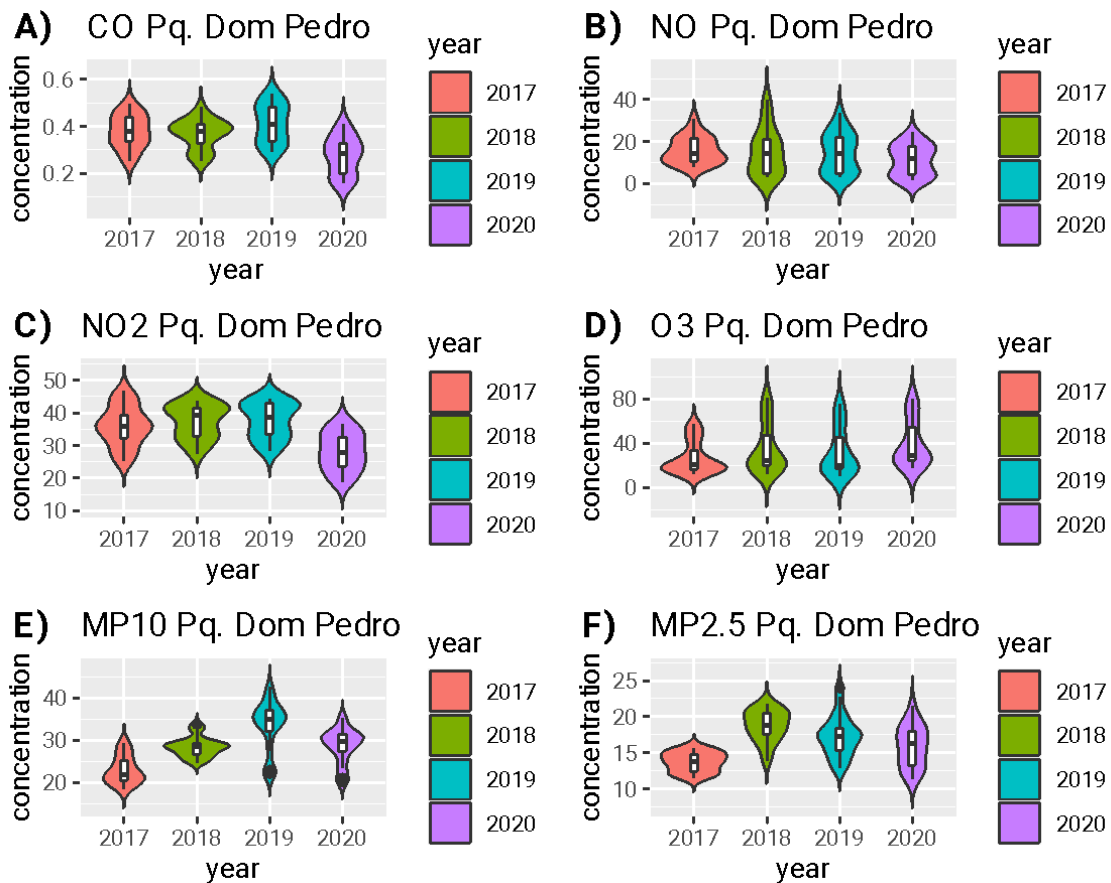


Figura 13: Gráfico de Violino na estação Pq. Dom Pedro da RMSP mediana da concentração dos poluentes de abril e maio de 2017, 2018, 2019 e 2020.

Na Figura 14 são apresentados os gráficos de violinos da mediana dos poluentes para estação Pinheiros, nas Figuras 14 A-C para CO, NO e NO₂ as concentrações estão menores no ano de 2020 com pandemia quando comparado com os anos sem pandemia, esta estação fica localizada próxima da Marginal Pinheiros uma das principais vias de trânsito da RMSP, por isso a diminuição destes poluentes. Como é uma estação próxima da fonte de emissão veicular não há variação relevante no poluente secundário O₃ no ano de pandemia. MP2.5 está menor no ano de 2020 em relação ao ano de 2018 e 2019, porém maior que no ano de 2017.

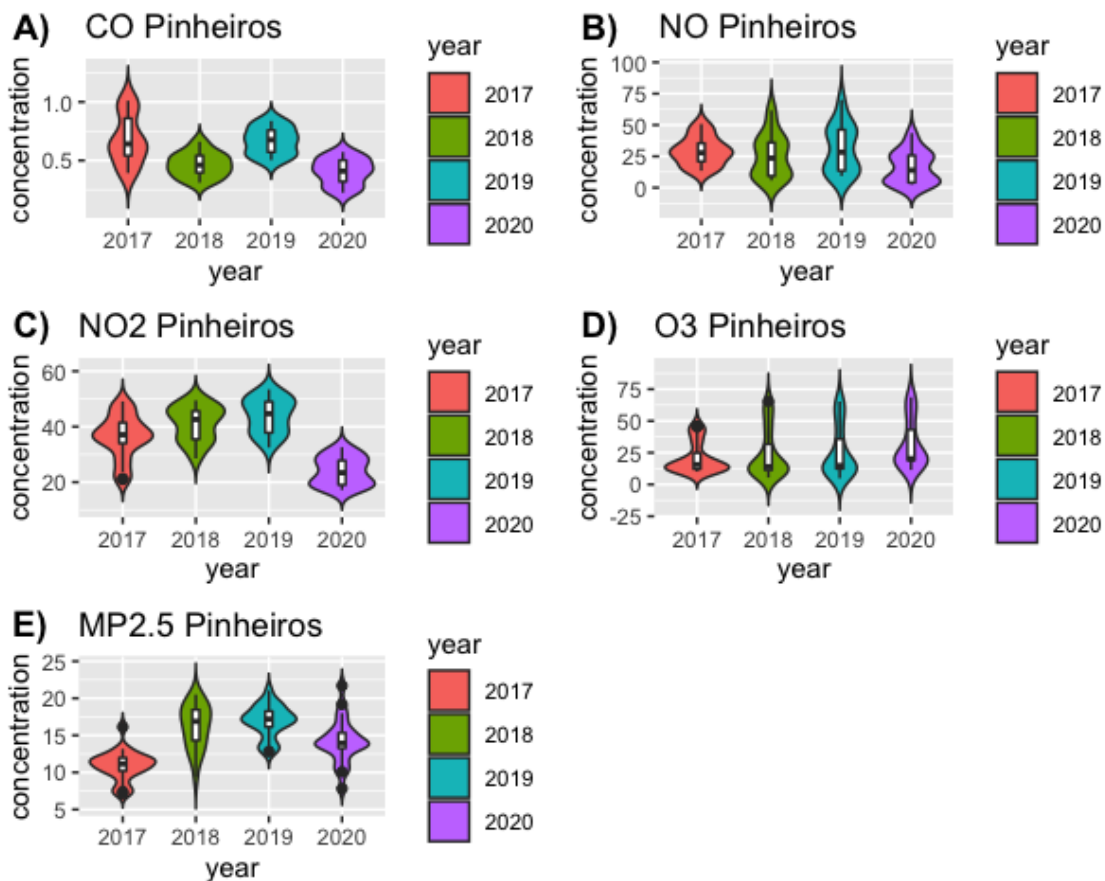


Figura 14: Gráfico de Violino na estação Pinheiros da RMSP mediana da concentração dos poluentes de abril e maio de 2017, 2018, 2019 e 2020.

Na Figura 15 são apresentados os gráficos de violinos para estação São Caetano, na Figura 15 A e Figura 15 B dos quatros anos de estudo para CO e NO respectivamente, o ano de 2020 com pandemia tem a menor mediana comparada com os demais anos (2017-2019) sem pandemia, a distribuição dos dados é semelhante para todos os anos deste estudo. Figura 15 c, NO₂, menor mediana em 2020 ano sem pandemia em relação aos demais anos com pandemia, menores valores de limite superior e inferior no ano de 2020. Figura 15 d, O₃, mediana maior em 2020 em relação os demais anos, porém distribuição semelhante dos dados. Figura 15 e, SO₂ menor mediana em 2020, porém não muito diferente do valor de 2019. Figura 15 f, MP10 menor mediana em 2020 em relação aos anos de 2019 e 2018.

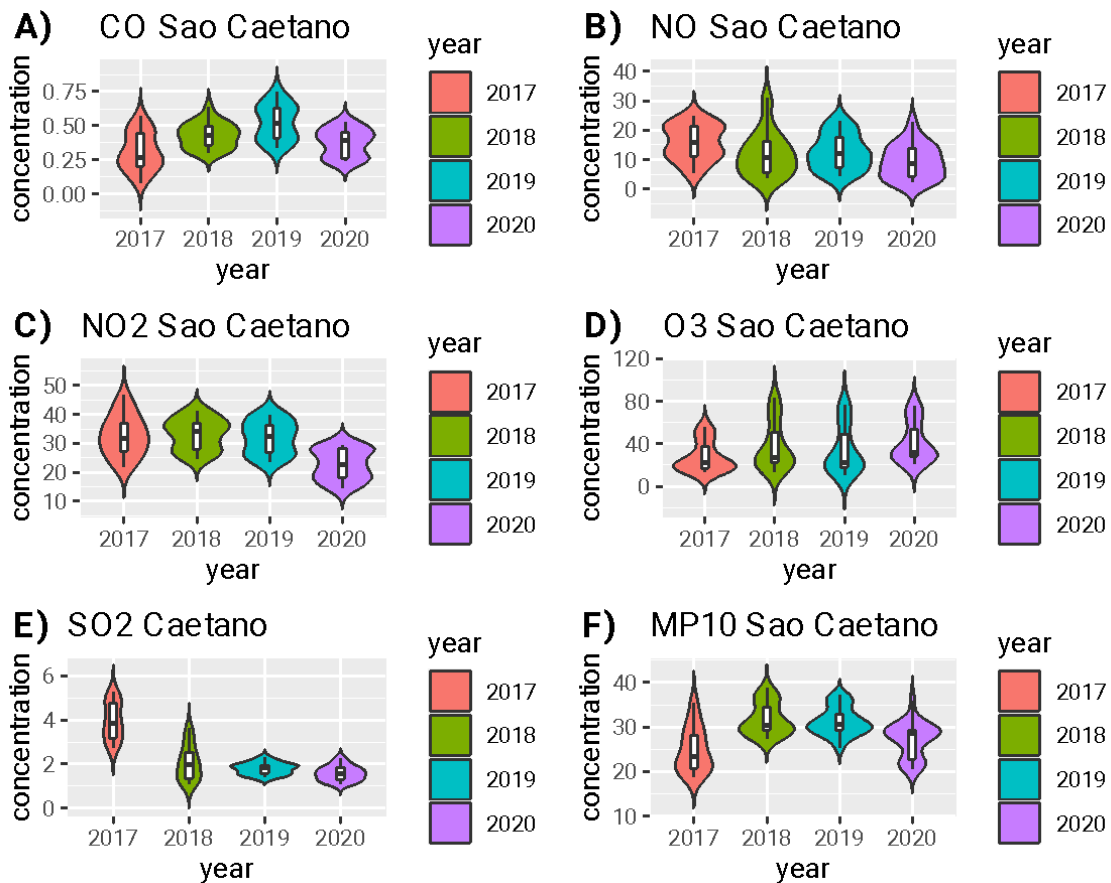
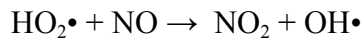


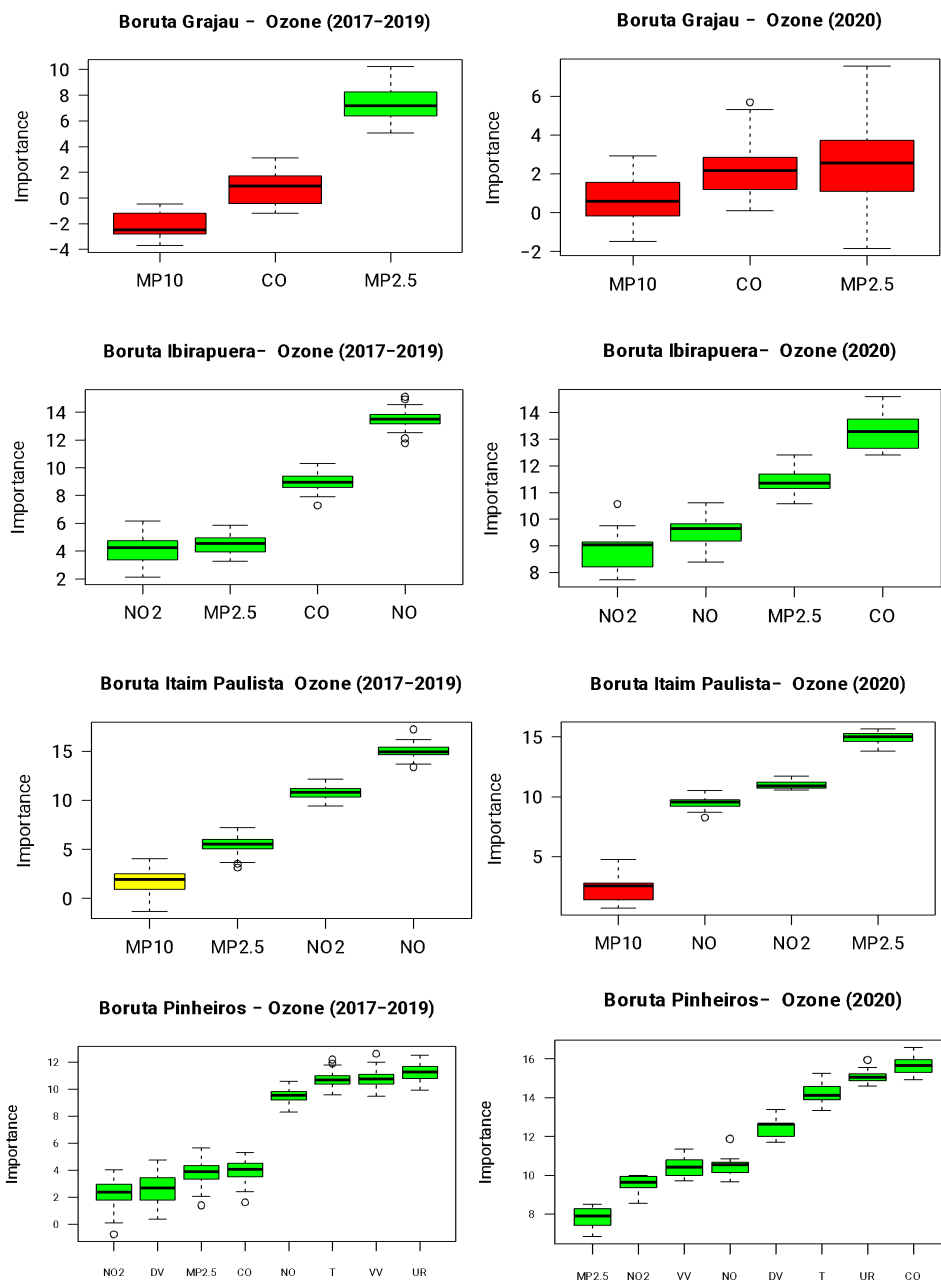
Figura 15: Gráfico de Violino na estação São Caetano da RMSP mediana da concentração dos poluentes de abril e maio de 2017, 2018, 2019 e 2020.

Na Figura 16 A e B estão apresentados o grau de importância para os poluentes em relação ao ozônio troposférico, a ordem não muda no anos sem pandemia e no ano com pandemia, sendo MP2.5 e CO os dois poluentes na estação do Grajau que mais influenciam na concentração O₃, dos poluentes medidos nesta estação de monitoramento. O CO foi o gás emitido em maior abundância na RMSP, como pode ser visto na Figura 5, este poluente é oxidado a CO₂ pelo radical hidroxila, como detalhado na Reação 1, gerando o radical hidroperóxido (HO₂). Este radical de maneira similar aos radicais peróxidos, formados pelos COV, oxida o NO a NO₂ competindo com as moléculas de O₃ e fazendo com que a concentração deste gás aumente na atmosfera, como detalhado na Reação 2.





(2)



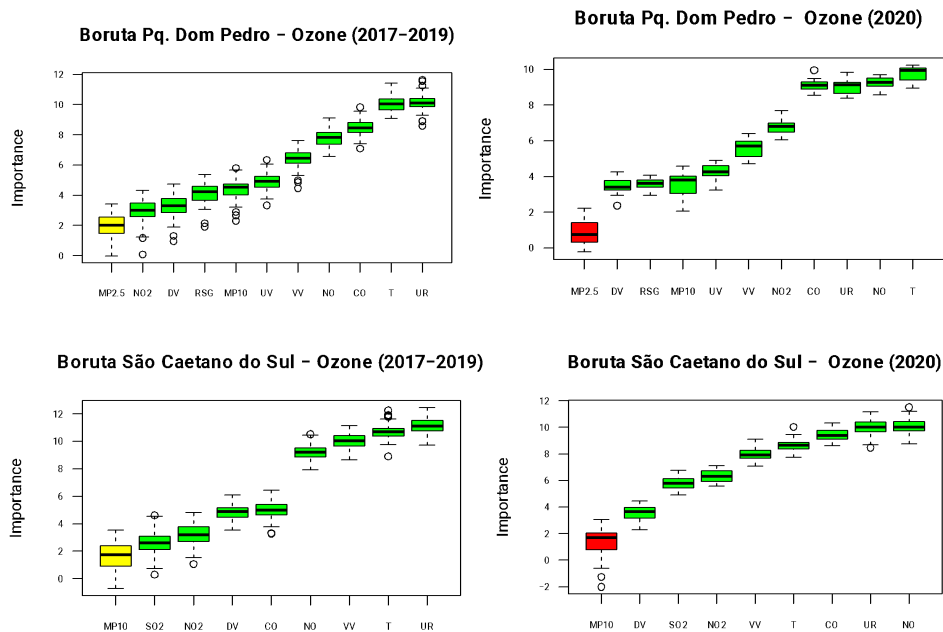


Figura 16: Boruta para O₃ na RMSP abril e maio sem pandemia Covid-19 (2017-2019) e mesmo período com pandemia (2020).

Logo, justifica-se tanto na estação Grajaú quanto nas outras estações que mediam CO a importância deste poluente na formação do O₃. Na Figura 16 C e D, estação Ibirapuera, CO foi o segundo poluente de maior importância para O₃ nos anos sem pandemia (2017-2019) e o primeiro poluente no ano de pandemia (2020). Na estação Pinheiros, Figura 16 G e H, CO é o segundo poluente de maior importância nos anos sem pandemia e o primeiro no ano com pandemia. Na estação Parque Dom Pedro, Figura 16 I e J, CO é o primeiro poluente de maior importância nos anos sem pandemia e o segundo no ano com pandemia. Na estação Parque São Caetano do Sul, Figura 16 K e L, CO é o segundo poluente de maior importância para formação de O₃ tanto nos anos sem pandemia quanto no ano com pandemia.

Na estação Grajaú, Figura 16 A e B, o MP2.5, dos 3 poluentes analisados é o primeiro de maior importância para o O₃ tanto nos anos sem pandemia quanto no ano com pandemia. No trabalho de Jia et al. (2017) as análises mostraram que o aumento da oxidação atmosférica pode fortalecer a produção de partículas secundárias com a contribuição de até 27 % para os níveis ambientais de PM_{2.5}. Altas concentrações de O₃, um oxidante forte, promove a formação de partículas secundárias, o que poderia resultar a importância do O₃ na formação de partículas secundárias. A poluição

ambiental por O_3 , conhecida como smog fotoquímico, é gerada por meio de uma série de complexas reações fotoquímicas relacionadas a NO_x e VOCs sob forte radiação solar. A interação entre O_3 e $PM_{2.5}$ é afetada principalmente por reações fotoquímicas (MENG et al., 1997). A fotólise de O_3 gera OH, que então oxida os VOCs para promover a conversão de NO para NO_2 , quebrando a relação do estado fotoestacionário. As reações fotoquímicas são uma fonte importante de O_3 troposférico. Além das reações fotoquímicas, as reações heterogêneas que ocorrem na superfície do material particulado solúvel e carbono negro também são uma forma importante para a interação entre O_3 e partículas atmosféricas (Ravishankara et al., 1997; Li et al., 2005; Li et al., 2011). Ge et al. 2013, relatam que altas concentrações de NO_x pode aumentar amplamente a formação de nitrato em partículas finas sob alto O_3 e as condições meteorológicas. Na estação Ibirapuera classificada como estação de background mais distante das vias com maiores emissões de poluentes primários, Figura 16 C e D, $PM_{2.5}$ dos 4 poluentes analisados (NO, CO, $PM_{2.5}$ e NO_2) é o terceiro de maior importância para o O_3 nos anos sem pandemia e no ano com pandemia é o segundo poluente de maior importância para O_3 . Na estação Itaim Paulista de caráter residencial/industrial, Figura 16 E e F, o $PM_{2.5}$ dos 4 poluentes analisados (NO, NO_2 , $PM_{2.5}$ e PM_{10}) é o terceiro de maior importância para o O_3 nos anos sem pandemia e no ano com pandemia é o primeiro poluente de maior importância para O_3 . Nas estações Pinheiros e Parque Dom Pedro, Figura 16 (G, H, I e J) o $PM_{2.5}$ não tem importância significativa com a concentração de O_3 , pois estas duas estações ficam próximas das vias mais movimentadas da RMSP, sendo classificadas como estações de emissão veiculares, com maiores concentrações de poluentes primários como CO e NO, não havendo tempo para formação de alta concentração de O_3 e a interação deste para formação de partículas finas e secundárias na formação de $PM_{2.5}$. Nas estações de background (Ibirapuera) e Itaim Paulista (residencial/industrial), distante das vias de tráfego com alta emissão de poluentes primários, no ano de pandemia o $PM_{2.5}$ passa a ter um grau de importância na interação com O_3 maior que o NO, no ano de pandemia ocorre diminuição de 316,4 % e 16,4 % de NO nas estações de Ibirapuera e Itaim Paulista respectivamente em relação ao poluente NO durante a pandemia (2020) quando comparado aos anos sem pandemia (2017-2019) e aumento do O_3 de 31,8 % para estação Ibirapuera e 22,9 % de O_3 na estação do Itaim Paulista, diminuindo a

concentração de NO que consome O₃ e aumentando a interação do O₃ com a formação de partículas de MP2.5.

Nas estações que medem NO como Ibirapuera, Itaim Paulista, Pinheiros, Parque Dom Pedro e São Caetano do Sul, por exemplo na estação Ibirapuera dos quatro poluentes que foram medidos (NO, CO, MP2.5 e NO₂) e na estação Itaim Paulista (poluentes medidos NO, NO₂, MP2.5 e MP10), nos anos sem pandemia NO é o primeiro mais importante (Figura 16 C-E) e no ano com pandemia o terceiro mais importante para concentração de O₃ na atmosfera (Figura 16 D-F).

Na estação Pinheiros NO é o primeiro poluente mais importante nos anos sem pandemia e o segundo mais importante no ano com pandemia. Na estação Parque Dom Pedro NO é o segundo mais importante nos anos sem pandemia e o primeiro mais importante no ano da pandemia. Na estação São Caetano do Sul NO é o primeiro mais importante na concentração de O₃ tanto nos anos sem pandemia, quanto no ano com pandemia.

Na estação Ibirapuera há uma redução de 316,4 % na concentração de NO comparando o período de lockdown parcial (2020) com o período sem pandemia (2017-2019), estação Itaim Paulista redução de 16,4 %, estação Pinheiros (149,9 %), estação Parque Dom Pedro (88,3 %) e estação São Caetano do Sul (85,5 %). O poluente NO consome O₃ para formar NO₂ e a diminuição em todas as estações de NO durante o período de pandemia teve como efeito aumento da concentração do O₃, sendo NO mais importante como poluente no consumo do O₃ do que NO₂ que se foto dissocia em NO e O e volta a forma de O₃, sendo que parte da formação do NO₂ na atmosfera depende da oxidação de NO com O₃. Este fenômeno também foi observado no Rio de Janeiro e detalhado no estudo de Martins et al. (2015).

De forma geral, Figura 16 A a L os poluentes NO₂, SO₂ e MP10 tiveram menor importância na concentração de O₃ do que CO, NO e MP2.5 que foram os poluentes mais importantes na concentração de O₃.

As variáveis meteorológicas de maior importância para concentração de O₃ troposférico na RMSF nas 3 estações que medem estas variáveis neste estudo foram U, T e VV, como não houve variações significativas destas nos anos sem pandemia quando comparado com o ano com pandemia, não sendo possível fazer uma comparação entre

estas variáveis nestes dois períodos. Porém é possível inferir que o aumento da temperatura aumente a concentração de O₃, a intensidade do vento pode trazer massas de ar carregando precursores para formação do ozônio, apresentando correlação de Pearson positiva em outros estudos na RMSPP com a temperatura e velocidade do vento e correlação negativa entre umidade relativa e a concentração de O₃ (GUARDANI et al., 2003, GUARDANI et al., 2004, BORGES et al., 2012, SANTOS et al., 2018). Outro estudo, mais especificamente para o O₃, Camelier et al. (2007) analisando 39 grandes áreas urbanas do leste dos EUA confirma que o O₃ geralmente aumenta com o aumento da temperatura e diminui com aumento da umidade relativa.

5 CONCLUSÃO

Observando os dados do mapa de poluição da região sudeste do Brasil de NO₂ (OMI) e CO, SO₂ e BC MERRA-2, a diminuição para o período da pandemia variou entre 10% até mais de 60% da concentração de NO₂ sobre a MASP e MARJ e diminuição de NO₂ em torno de 10 % na RMBH e RMGV. As concentrações de CO e BC provenientes do MERRA-2 diminuíram em torno de 10 % durante o período de bloqueio sobre quase todo o estado de SP, principalmente na divisa entre os estados SP e RJ). As concentrações de SO₂ provenientes do MERRA-2 foram de 5 a 10% menores sobre a MASP e MARJ e sobre o oeste da RMBH, com diminuição de 30% a 50% na divisa entre os estados de SP e RJ. Na RMGV observou-se aumento do poluente SO₂, pois no período deste estudo esta área ainda não estava altamente impactada pela pandemia do COVID-19.

Para os dados na MASP de estações de monitoramento da qualidade do ar, os resultados mostraram o impacto do bloqueio parcial na qualidade do ar da Região Metropolitana de São Paulo. O confinamento parcial da população, a redução do tráfego rodoviário e da atividade econômica levaram à diminuição dos níveis de CO, NO e NO₂ e, ao contrário, ao aumento das concentrações de O₃. Resultados semelhantes foram observados em 2018, durante uma greve de caminhoneiros de 10 dias que ocorreu em todo território brasileiro. Poluentes primários diretamente associados às emissões veiculares, como CO e NO, diminuíram drasticamente entre abril e maio de 2020 na MASP durante o lockdown parcial. Diferenças estatisticamente significativas entre os

períodos com e sem pandemia foram observadas em quase todas as estações analisadas para esses poluentes. As concentrações de NO reduziram em média de 131% , e as concentrações de CO também diminuíram (em 43 %) comparando o período do lockdown parcial em 2020 com o mesmo período para os três anos anteriores. Para NO₂ a redução média foi de 44%. Em relação ao MP2,5, houve queda em 3 estações, uma média de 26% menor, aumento de 18,2 % na estação Pinheiros, ou estabilidade na estação Pq. Dom Pedro, demonstrando a complexidade deste poluente constituído de diversas fontes diferentes, incluindo muitas reações secundárias na atmosfera. Para o O₃, as concentrações aumentaram numa média de 26 %. Em teoria, este aumento de O₃ ocorreu devido a diminuição de NO_x em um sistema NO_x-saturado como na MASP, onde a diminuição das concentrações de NO_x aumenta o O₃, e a diminuição das concentrações de COV diminui o O₃.

Conforme os gráficos de Boruta os poluentes que mais influenciam nas concentrações de O₃ são CO, NO e MP2.5, sendo que em algumas estações de monitoramento da qualidade do ar como a estação Ibirapuera e Itaim Paulista que ficam mais distante das vias com maior intensidade de veículos, ou seja estações de monitoramento com concentrações de poluentes primários mais baixo e concentração de O₃ mais alto, o MP2.5 passa ter maior importância na concentração do O₃ do que NO durante o período da pandemia, já que teve diminuição significativa de NO nestas estações e provavelmente maior interação do O₃ com material particulado e formação de MP2.5. Além das reações fotoquímicas, as reações heterogêneas que ocorrem na superfície do material particulado também são uma forma importante para a interação entre O₃ e partículas atmosféricas.

Esses resultados mostram que a poluição da MASP está sob considerável influência das emissões veiculares. Claramente, melhorias nas emissões veiculares diretamente dos escapamentos dos veículos, manutenção e qualidade de todos os tipos de combustíveis são necessárias para diminuir as emissões primárias, bem como a implementação de melhores condições de mobilidade urbana e transporte coletivo, trariam resultados positivos diretos na saúde da população da MASP.

6 REFERÊNCIAS

ALVIM, D. S. *et al.* GREVE DOS CAMINHONEIROS E A DIMINUIÇÃO DOS POLUENTES MONÓXIDO DE CARBONO E ÓXIDOS DE NITROGÊNIO E O AUMENTO DO OZÔNIO NA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO. In: COSTA, L. R. F. DA (Ed.). **Geociências: Estabelecimento e Evolução da Civilização Humana 2**. 1. ed. [s.l.] Atena Editora, 2020. p. 35–53.

BORGES, Alessandro Santos ; ANDRADE, MARIA DE FÁTIMA ; Guardani, Roberto . Ground-level ozone prediction using a neural network model based on meteorological variables and applied to the metropolitan area of São Paulo. *International Journal of Environment and Pollution*, v. 49, p. 1-15, 2012.

BRASIL. **Ministry of Health – COVID19 – Coronavirus Panel**, 11 nov. 2020. Disponível em: <<https://covid.saude.gov.br/>>. Acesso em: 11 nov. 2020

CADOTTE, M. **Early evidence that COVID-19 government policies reduce urban air pollution**. [s.l.] *Physical Sciences and Mathematics*, 30 mar. 2020. Disponível em: <<https://eartharxiv.org/repository/view/345>>. Acesso em: 11 nov. 2020.

CAMALIER, L.; COX, W.; DOLWICK, P. The effects of meteorology on ozone in urban areas and their use in assessing ozone trends. *Atmospheric Environment*, v. 41, n. 33, p. 7127-7137, 2007

CETESB. **Air Quality Report for the Sao Paulo State 2019**. [s.l.] Environmental Agency of the State of São Paulo, 2020.

CHIQUETTO, J. B. *et al.* Impact of a truck Driver’s strike on air pollution levels in São Paulo. **Atmospheric Environment**, p. 118072, nov. 2020.

CRODA, J. *et al.* COVID-19 in Brazil: advantages of a socialized unified health system and preparation to contain cases. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 53, p. e20200167, 2020.

DANTAS G, SILICIANO B, FRANÇA B.B. , DA SILVA C.M. , ARBILLA G. The impact of COVID-19 partial *lockdown* on the air quality of the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Sci Total Environ*. 2020

GE, B.; SUN, Y.; LIU, Y.; DONG, H.; JI, D.; JIANG, Q.; LI, J.; WANG, Z. Nitrogen Dioxide Measurement by Cavity Attenuated Phase Shift Spectroscopy (CAPS) and Implications in Ozone Production Efficiency and Nitrate Formation in Beijing, China. *J. Geophys. Res.* 2013, 118, 9499–9509.

GUARDANI, R; AGUIAR, José Luiz ; NASCIMENTO, Claudio Augusto Oller Do ; LACAVA, Carlos Ibsen ; YANAGI, Yoshio . Ground-level ozone mapping in large urban areas using multivariate statistical analysis: application to the São Paulo Metropolitan Area. *Journal of the Air & Waste Management Association*, Estados Unidos da América, v. 53, p. 553-559, 2003.

GUARDANI, R; NASCIMENTO, Claudio Augusto Oller Do . Neural network-based study for predicting ground-level ozone concentration in large urban areas, applied to the São Paulo metropolitan area. *International Journal of Environment and Pollution*, Inglaterra, v. 22, n.4, p. 441-459, 2004.

HE, L. et al. On-road emission measurements of reactive nitrogen compounds from heavy-duty diesel trucks in China. ***Environmental Pollution***, v. 262, p. 114280, jul. 2020.

IBGE. **2018 Brazilian census**. [s.l.] Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2019. Jia, M.; Zhao, T.; Cheng, X.; Gong, S.; Zhang, X.; Tang, L.; Liu, D.; Wu, X.; Wang, L.; Chen, Y. Inverse Relations of PM_{2.5} and O₃ in Air Compound Pollution between Cold and Hot Seasons over an Urban Area of East China. *Atmosphere* 2017, 8, 59. <https://doi.org/10.3390/atmos8030059>

KALNAY, E., 2003: *Atmospheric Modeling, Data Assimilation and Predictability*. Cambridge University Press.

LI, G.; ZHANG, R.; FAN, J.; TIE, X. Impacts of black carbon aerosol on photolysis and ozone. *J. Geophys. Res. Atmos.* 2005, 110, 3233–3250. [CrossRef]

LI, J.; WANG, Z.; WANG, X.; YAMAJI, K.; TAKIGAWA, M.; KANAYA, Y.; POCHANART, P.; LIU, Y.; IRIE, H.; HU, B.; et al. Impacts of aerosols on summertime tropospheric photolysis frequencies and photochemistry over Central Eastern China. *Atmos. Environ.* 2011, 45, 1817–1829

MENG, Z.; DABDUB, D.; SEINFELD, J.H. Chemical coupling between atmospheric ozone and particulate matter. *Science* 1997, 277, 116–119.

NAKADA, L. Y. K.; URBAN, R. C. COVID-19 pandemic: Impacts on the air quality during the partial *lockdown* in São Paulo state, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 730, p. 139087, ago. 2020.

RAVISHANKARA, A.R. Heterogeneous and Multiphase Chemistry in the Troposphere. *Science* 1997, 276, 1058–1065. [CrossRef]

SÃO PAULO. São Paulo São Paulo State – Decreto n. 64.881, de 22 de Março de 2020. 2020.

SANTOS, T. C. ; REBOITA, M. S. ; CARVALHO, VANESSA SILVEIRA BARRETO . Investigação da Relação entre Variáveis Atmosféricas e a Concentração de MP10 E O3 no Estado de São Paulo. *REVISTA BRASILEIRA DE METEOROLOGIA*, v. 33, p. 631-645, 2018.

SEADE. **COVID**. Sao Paulo: Seade. Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados, 11 nov. 2020. Disponível em: <<https://www.seade.gov.br/coronavirus/>>. Acesso em: 11 nov. 2020.

SHARMA, S. *et al.* Effect of restricted emissions during COVID-19 on air quality in India. **Science of The Total Environment**, v. 728, p. 138878, ago. 2020.

TOBIÁS, A. *et al.* Changes in air quality during the *lockdown* in Barcelona (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic. **Science of The Total Environment**, v. 726, p. 138540, jul. 2020.

WANG, H. *et al.* Global, regional, and national life expectancy, all-cause mortality, and cause-specific mortality for 249 causes of death, 1980–2015: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015. **The Lancet**, v. 388, n. 10053, p. 1459–1544, out. 2016.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION)WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). **WHO Director-General's opening remarks at the media briefing on COVID-19 - 11 March 2020**, 11 mar. 2020. Disponível em: <<https://www.who.int/dg/speeches/detail/who-director-general-s-opening-remarks-at-the-media-briefing-on-covid-19---11-march-2020>>. Acesso em: 11 nov. 2020

ZAMBRANO-MONSERRATE, M. A.; RUANO, M. A.; SANCHEZ-ALCALDE, L. Indirect effects of COVID-19 on the environment. **Science of The Total Environment**, v. 728, p. 138813, ago. 2020.