

Artigo de Pesquisa**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DE POLUENTES NAS
REGIÕES METROPOLITANAS DO ESTADO DE SÃO PAULO
DURANTE A PANDEMIA DA COVID-19****Spatial And Temporal Distribution of Pollutants in the Metropolitan Regions of
the State of São Paulo During the COVID-19 Pandemic**

Cássio Aurélio Suski¹, Dirceu Luis Herdies², Bruna Cristine da Silva Fernandes³, Eduardo José Menegotto⁴, Sergio Machado Corrêa⁵, Mariana Consiglio Kasemodel⁶, Rafael Corrêa Gama de Oliveira⁷, Luana Santamaria Basso⁸, Simone Marilene Sievert da Costa⁹, Débora Souza Alvim¹⁰

¹ Instituto Federal de Santa Catarina, Campus Itajaí, Brasil. E-mail: cassio.suski@ifsc.edu.br

 <https://orcid.org/0000-0002-3965-4373>

² Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos, Cachoeira Paulista, Brasil. E-mail: dirceu.herdies@inpe.br

 <https://orcid.org/0000-0002-2872-8453>

³ Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. E-mail: brunacristinesf@gmail.com

 <https://orcid.org/0009-0001-6622-159X>

⁴ Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de Lorena, Lorena, Brasil. E-mail: eduardo.menegotto@usp.br

 <https://orcid.org/0000-0000-0000-0000>

⁵ Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Departamento de Química e Ambiental, Resende, Brasil. E-mail: sergiomc@uerj.br

 <https://orcid.org/0000-0002-0038-0790>

⁶ Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de Lorena, Lorena, Brasil. E-mail: mariana.kasemodel@usp.br

 <https://orcid.org/0000-0003-0384-8835>

⁷ Universidade do Estado do Rio de Janeiro, faculdade de Engenharia, Rio de Janeiro, Brasil. E-mail: rafael@air.pro.br

 <https://orcid.org/0000-0003-2574-1721>

⁸ Max Planck Institute for Biogeochemistry, Jena, Alemanha. E-mail: luanabasso@gmail.com

 <https://orcid.org/0000-0002-4208-6039>

⁹ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Divisão de Satélites e Sensores Meteorológicos, São José dos Campos, Brasil. E-mail: simone.sievert@inpe.br

 <https://orcid.org/0000-0002-2248-2333>

¹⁰ Universidade de São Paulo, Departamento, São Paulo, Brasil. E-mail: debora.alvim@eel.usp.br

 <https://orcid.org/0000-0003-1501-4563>

Recebido em 01/08/2024 e aceito em 30/01/2025

RESUMO: O presente estudo avalia a distribuição espacial e temporal de poluentes nas Regiões Metropolitanas de São Paulo (RMSP), Campinas (RMC), Vale do Paraíba (RMVP) e Baixada Santista (RMBS) durante o bloqueio parcial na pandemia da COVID-19. Os dados foram analisados, utilizando a média dos meses de abril e maio dos anos de 2017 a 2019 e comparados com o mesmo período de 2020. Foram usados dados do sensor Ozone Monitoring Instrument, reanálise do MERRA-2 e dados do sistema Qualar/CETESB. As maiores diferenças de concentrações foram encontradas na RMSP, com uma diminuição de até 48,7% nas concentrações de monóxido de carbono (CO), 75,6% de monóxido de nitrogênio (NO), 69,6% de dióxido de nitrogênio (NO₂) e um aumento de até 20,5% de material particulado de até 2,5 µm (MP_{2.5}) e de 26,1% de ozônio (O₃). Na RMC foi observada uma diminuição de até 51,6% de NO, 21% de NO₂ e um aumento de 19,3% de O₃. Na RMVP, em SJC e SJC Satélite, ocorreu uma diminuição de 16,5% e 2,4% de CO, 16,5% e 8,4% de NO, 23,3% e 16,6% de NO₂, respectivamente. Na RMBS, em SPP, CC e CVM, houve um aumento de 13,5%, 3,3 % e 17,9% de NO e aumento de O₃ de 21,3%, 7,0% e 16,7%, respectivamente. Os resultados alcançados foram comparados com artigos anteriores de outros autores. Este trabalho apresenta dados recentes e emprega softwares atualizados.

Palavras-chave: Poluição Atmosférica; Bloqueio Parcial; Estado de São Paulo; COVID-19.

ABSTRACT: The present study to evaluate the spatial and temporal distribution of pollutants in the Metropolitan Regions of São Paulo (RMSP), Campinas (RMC), Vale do Paraíba (RMVP) and Baixada Santista (RMBS) during the partial lockdown in the COVID-19 pandemic. The data was analyzed using the average of the months of April and May from 2017 to 2019 and compared with the same period in 2020. Data from the Ozone Monitoring Instrument sensor, MERRA-2 reanalysis and system data were used. Qualar/CETESB. The greatest differences in concentrations were found in the RMSP, with a decrease of up to 48.7% in the concentrations of carbon monoxide (CO), 75.6% of nitrogen monoxide (NO), 69.6% of nitrogen dioxide (NO₂) and an increase of up to 20.5% in particulate matter up to 2.5 µm (PM_{2.5}) and 26.1% in ozone (O₃). In the RMC, a decrease of up to 51.6% in NO, 21% in NO₂ and an increase of 19.3% in O₃ were observed. In the RMVP, in SJC and SJC Satélite, there was a decrease of 16.5% and 2.4% in CO, 16.5% and 8.4% in NO, 23.3% and 16.6% in NO₂, respectively. In the RMBS, in SPP, CC and CVM, there was an increase of 13.5%, 3.3% and 17.9% in NO and an increase in O₃ of 21.3%, 7.0% and 16.7%, respectively. The results achieved were compared with previous articles by other authors. This work presents recent data and uses updated software.

Keywords: Atmospheric Pollution; Partial Blocking; State of São Paulo; COVID-19.

INTRODUÇÃO

Em 11 de março de 2020, a Organização Mundial da Saúde (OMS) declarou a COVID-19 uma pandemia (WHO, 2020). O primeiro caso da doença foi relatado em dezembro de 2019, na cidade de Wuhan, na China. No Brasil, o primeiro caso de COVID-19 foi registrado na cidade de São Paulo (SP) em fevereiro de 2020, levando a declaração de emergência de saúde pública (CRODA et al., 2020). Em resposta, o Estado de São Paulo implementou o bloqueio parcial em 24 de março de 2020 (SÃO PAULO, 2020), restringindo as atividades não essenciais (SÃO PAULO, 2020). Com a adoção do bloqueio, o tráfego veicular e a atividade industrial diminuíram significativamente, reduzindo as emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x), monóxido de carbono (CO), compostos orgânicos voláteis (COV) e dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera (HE et al., 2020; VENTER et al., 2020).

Os processos industriais e de geração de energia, os veículos automotores e as queimadas são destaques entre as atividades antrópicas como as maiores fontes de poluentes na atmosfera. Os gases reativos decorrentes dessas atividades, como o ozônio (O_3) troposférico e de seus precursores, como NO_x , CO e COV, modificam a composição da troposfera (ALVIM et al., 2017; ALVIM et al., 2018). O controle dos poluentes é de suma importância, visto que a poluição atmosférica é nociva ao ecossistema, podendo acarretar danos ambientais e na saúde humana. De acordo com a OMS, 92% da população mundial habita regiões onde a qualidade do ar ultrapassa os limites saudáveis do padrão de qualidade recomendado (MARCILIO & GOUVEIA, 2007; ZEGGER et al., 2008). Tanto as pessoas residentes das grandes metrópoles quanto das regiões com ocorrência frequente de queimadas estão sujeitas a uma qualidade do ar inferior ao recomendado pela OMS. O material particulado de até $2,5 \mu m$ ($MP_{2.5}$) e O_3 destacam-se entre os poluentes com maior impacto à saúde pública (LIPPMANN, 1989).

O setor de transportes é uma importante fonte de emissão de poluentes. As Regiões Metropolitanas do Estado de São Paulo (RMESP) apresentam um relevante número de veículos, sendo que a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) possui cerca de 8 milhões de veículos, na Região Metropolitana de Campinas (RMC) há cerca de 1,2 milhão, na Região Metropolitana da Baixada Santista (RMBS) existe 1 milhão de veículos e a Região Metropolitana do Vale do Paraíba e Litoral Norte (RMVP) tem, aproximadamente, 1,4 milhão (DETRAN-SP, 2022). O objetivo deste trabalho é avaliar a distribuição espacial e temporal de poluentes nas RMESP durante o bloqueio parcial implementado para garantir o distanciamento social necessário, devido à pandemia de COVID-19. As análises dos poluentes de CO, monóxido e dióxido de nitrogênio (NO e NO_2), O_3 , material particulado de até $10 \mu m$ (MP_{10}) e $MP_{2.5}$, com dados das estações de monitoramento de qualidade do ar da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), foram realizadas utilizando ciclos diurnos do período de lockdown em abril e maio de 2020, com pandemia, comparando com a média do mesmo período com os três anos anteriores, 2017 a 2019, quando não havia pandemia. Para o mesmo período deste estudo, foram usados dados espaciais de concentração de poluentes provenientes do sensor OMI do satélite AURA e reanálises do MERRA-2, sobre o Estado de SP.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização desta pesquisa, foram utilizados dados de concentração de NO_2 do sensor OMI a bordo do satélite AURA e dados de CO, SO_2 e Black Carbon (BC) provenientes do MERRA-2, através de programa especializado Giovanni da NASA, e o produto de NO_2 global de nível 3 e grade $0,25 \times 0,25$ graus (OMNO2d). Foi aplicado o dado para coluna troposférica com fração de nuvens inferior a 30% (LEVELT et al., 2006). 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 em que observações de satélite e terrestres são combinadas com o Modelo de Circulação Geral (GCM) (KALNAY, 2002). A Análise Retrospectiva da Era Moderna para Pesquisa e Aplicações (GELARO et al., 2017) foi a primeira reanálise gerada, usando o sistema

de assimilação de dados (DAS) do Goddard Earth Observing System (GEOS) pelo Global Modeling and Assimilation Office (GMAO) da NASA.

Neste trabalho, as concentrações de poluentes atmosféricos próximos da superfície de NO₂ do sensor OMI e os dados de CO, SO₂ e BC do MERRA-2 são referentes às médias mensais na região do Estado de São Paulo, para o período de abril e maio de 2020 durante a pandemia de COVID-19, e comparados com o mesmo período referente aos anos de 2017-2019, sem pandemia. O período escolhido de abril e maio se deu devido aos bloqueios terem sido mais intensos nestes meses e, após maio, algumas flexibilizações foram realizadas, com incremento gradual da circulação de veículos.

O software utilizado para produzir as figuras foi o NCAR Command Language (NCL) e Python. Os dados horários das concentrações dos poluentes de CO, NO, NO₂, O₃ e MP_{2.5} para os anos de 2017 até 2020, durante os meses de abril e maio, foram obtidos a partir do sistema QUALAR da CETESB, onde foram selecionadas 10 estações de monitoramento de qualidade de ar: Campinas-Taquaral (CT), Cubatão-Centro (CC), Cubatão-Vale do Mogi (CVM), Paulínia, Parque Dom Pedro (PDP), Pinheiros, Santos-Ponta da Praia (SPP), São Caetano do Sul (SCS), São José dos Campos-Jardim Satélite e São José dos Campos (SJC). Também foram obtidos dados meteorológicos para o mesmo período das estações CETESB de temperatura do ar (T), velocidade do vento (VV), umidade relativa do ar (UR) e radiação solar global (RSG) no mesmo local onde foram determinadas as concentrações dos poluentes atmosféricos.

Foram calculadas, para cada uma das estações automáticas de qualidade do ar (EAQA), as médias horárias correspondentes aos meses de abril e maio do ano de 2020 em ciclos diurnos horários dos poluentes e comparadas com o mesmo período para os anos de 2017 a 2019. Além disso, através da Equação 1, contabilizou-se as mudanças nas concentrações médias para avaliar a mudança percentual relativa em comparação com o período de bloqueio parcial durante a pandemia, de abril e maio de 2020 e com o padrão mensal do período pré-pandêmico, de abril e maio de 2017 até 2019. Usou-se gráficos de Boruta no formato boxplot para confirmar quais poluentes e variáveis meteorológicas têm mais influência no consumo ou produção do O₃ troposférico durante a pandemia e sem pandemia.

$$Diff\% = \frac{PBP - PPP}{PBP} \times 100 \quad (1)$$

Onde Diff% é o percentual de aumento ou diminuição da concentração de um determinado poluente durante a pandemia em comparação com o mesmo período dos três anos anteriores; PBP é a concentração horária média da 00:00 às 23:00, durante os meses de abril e maio de 2020; e PPP é a concentração horária média das 00:00 às 23:00, durante os meses de abril e maio de 2017 a 2019.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na Figura 1 tem-se a concentração próxima a superfície de NO₂ do sensor OMI do satélite AURA. É possível observar reduções significativas nos poluentes da área

urbana, considerando a redução do NO_2 em áreas altamente influenciadas pelo tráfego de veículos nas RMC, RMSP e RMVP. Na RMBS a melhoria foi menos evidente para NO_2 , uma vez que as EAQA estão localizadas no maior polo industrial da América Latina (Cubatão). Conforme observado na Figura 1, ocorre uma diminuição de 10 a 60% da concentração de NO_2 sobre as regiões metropolitanas estudadas. Na Figura 2 são apresentadas as concentrações próximas da superfície de CO provenientes das reanálises do MERRA-2. Observa-se uma diminuição em torno de 10% durante o bloqueio parcial devido a COVID-19 sobre quase todo Estado de SP, incluindo as regiões metropolitanas presentes nesse estudo.

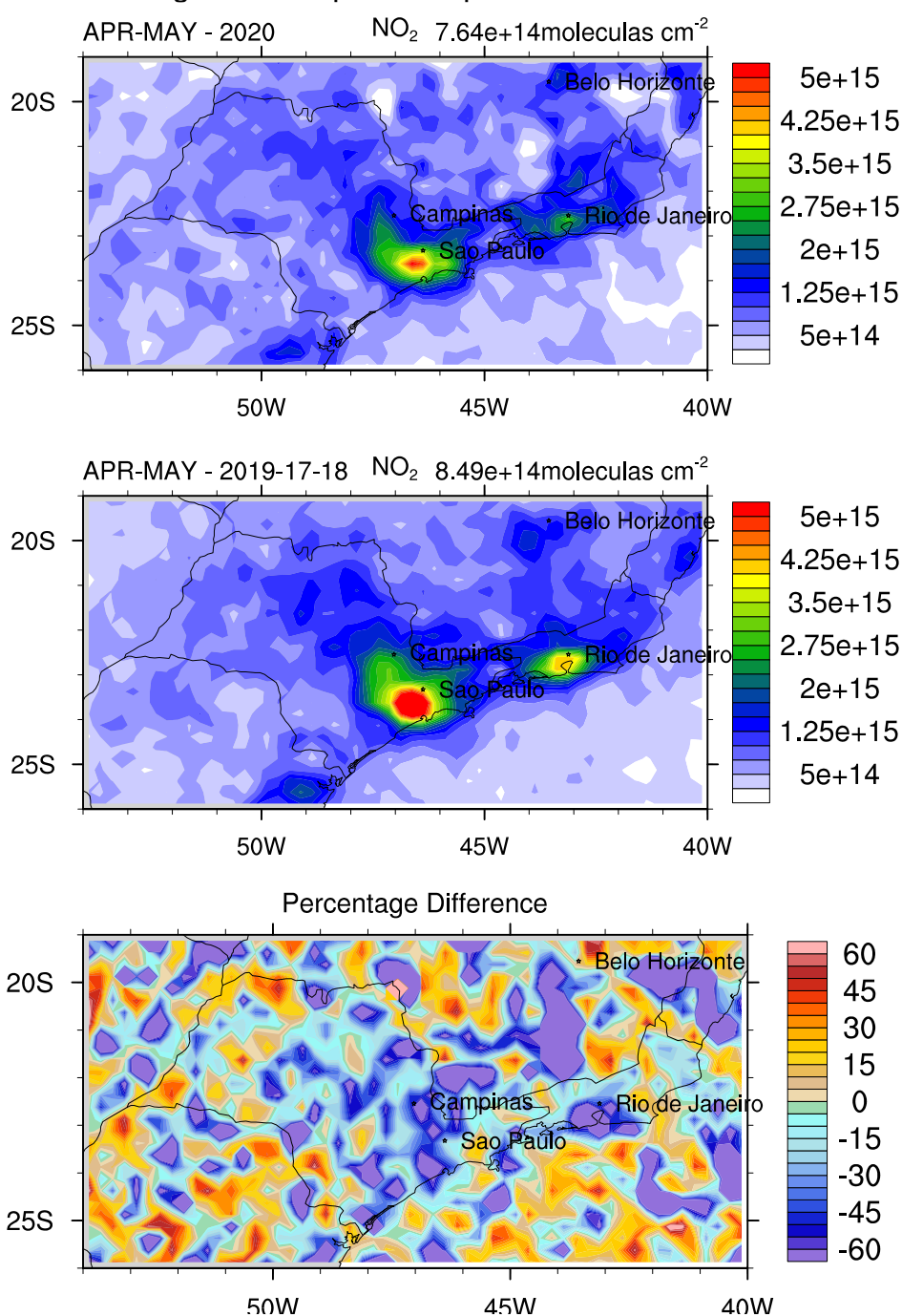


Figura 1. Concentração próxima a superfície de NO_2 de abril e maio de 2020 e de 2017-2019 provenientes do sensor OMI e a diferença em percentual entre os dois períodos.

Fonte: Autores, 2024

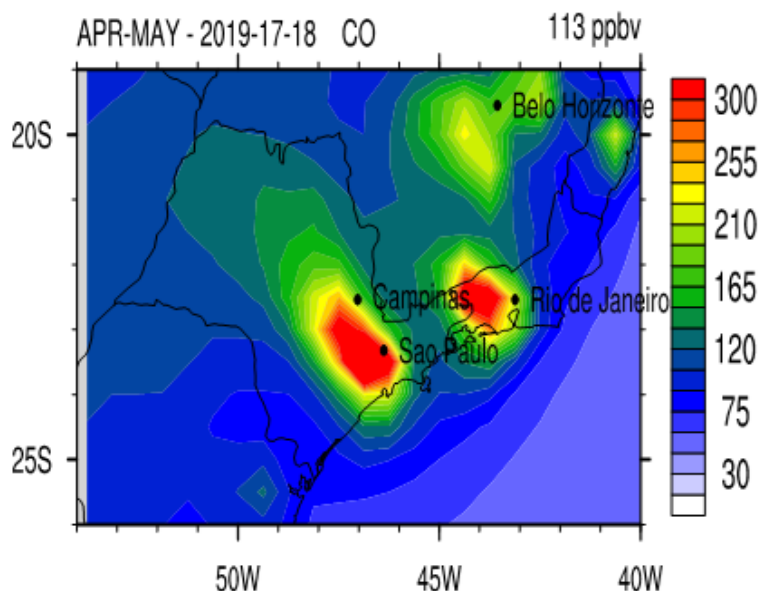


Figura 2. Concentração próxima da superfície de CO de abril e maio de 2020 e de 2017-2019 provenientes do MERRA-2 e a diferença em percentual entre os dois períodos.

Fonte: Autores, 2024

Na Figura 3 são apresentadas as concentrações próximas da superfície de SO_2 provenientes do MERRA-2, onde observa-se que a concentração de SO_2 é de 5 a 10 % menor sobre as EAQA estudadas. Na Figura 4 são representadas as concentrações na superfície de BC provenientes do MERRA-2 e é possível observar que ocorre diminuição em torno de 5% da concentração de BC sobre a RMSP e RMBS, já em RMC e RMVP a diminuição é de 10 a 15%.

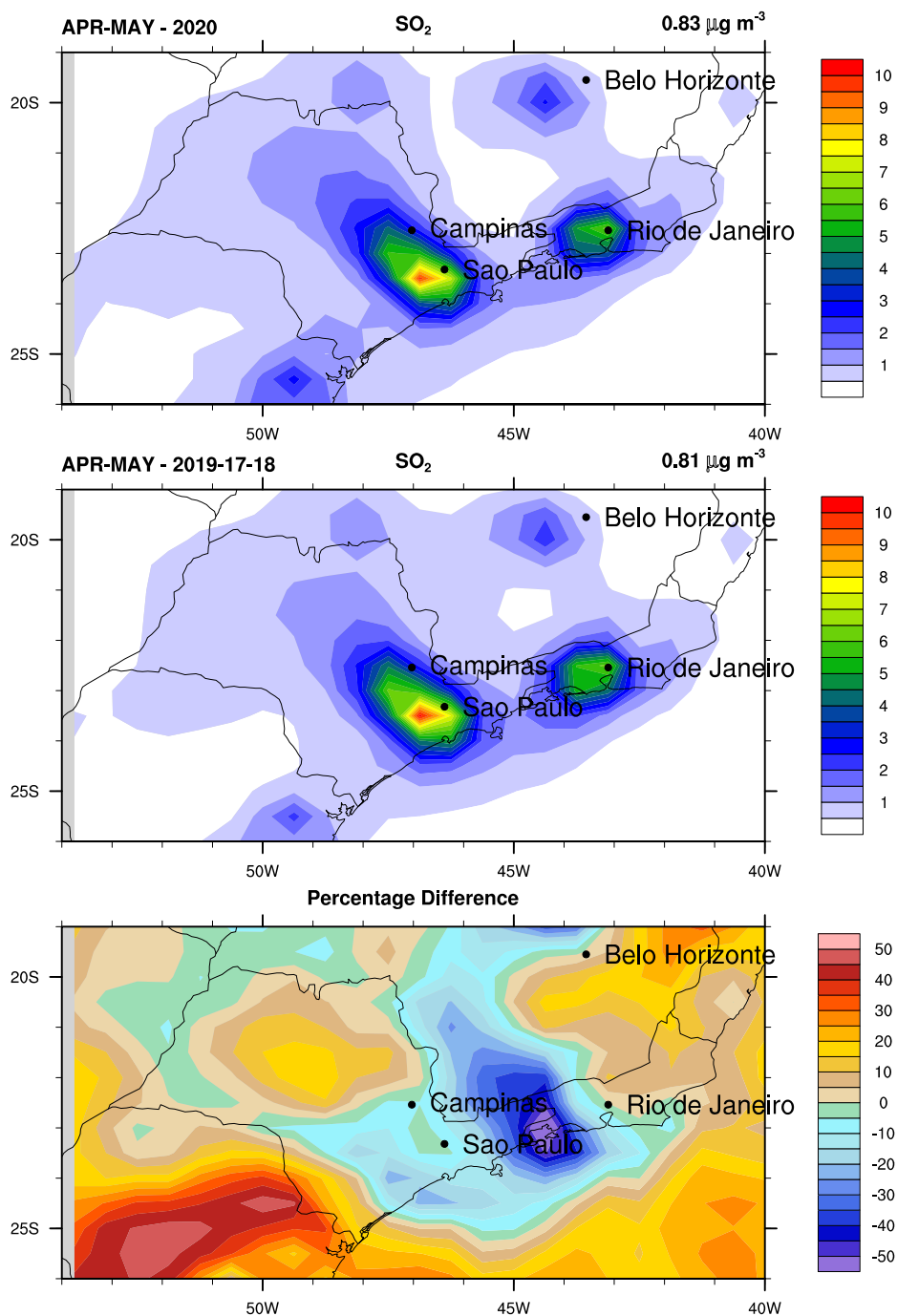


Figura 3. Concentração próxima da superfície de SO₂ de abril e maio de 2020 e de 2017-2019 provenientes do MERRA-2 e a diferença em percentual entre os dois períodos.

Fonte: Autores, 2024

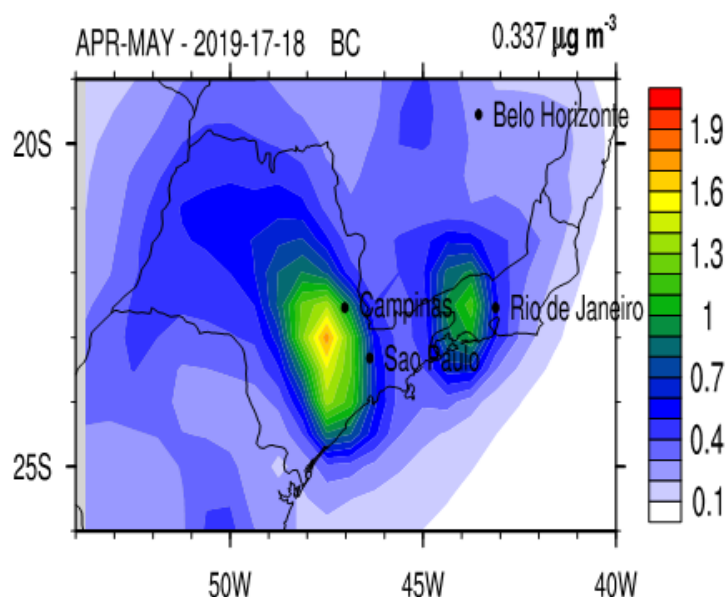


Figura 4. Concentração próxima da superfície de BC de abril e maio de 2020 e de 2017-2019 provenientes do MERRA-2 e a diferença em percentual entre os dois períodos. **Fonte:** Autores, 2024

Na Figura 5 são representadas as concentrações horárias de CO para as EAQA deste estudo da RMESP. Nota-se na Figura 5 que não há mudanças no perfil das concentrações, quando comparado os dois períodos com a mesma proporcionalidade, porém todas as EAQA apresentaram menor concentração de CO durante a pandemia. Na RMSP, a emissão de 97% do CO vem da fonte veicular, o que justifica o aumento nas concentrações das 6:00 às 9:00 e das 17:00 às 20:00, coincidindo com os horários de maior trânsito urbano. Houve uma diminuição de 48,7% na concentração de CO para a EAQA de Pinheiros e uma diminuição de 41,1% para a EAQA PDP. Já na EAQA de SJC, os dados de satélite mostram uma diminuição de apenas 2,4% na concentração de CO, provavelmente devido à contribuição industrial, além da veicular (CETESB, 2021). Das três EAQA que medem o CO, a de Pinheiros tem as maiores concentrações deste poluente, seguido por PDP e SJC Satélite.

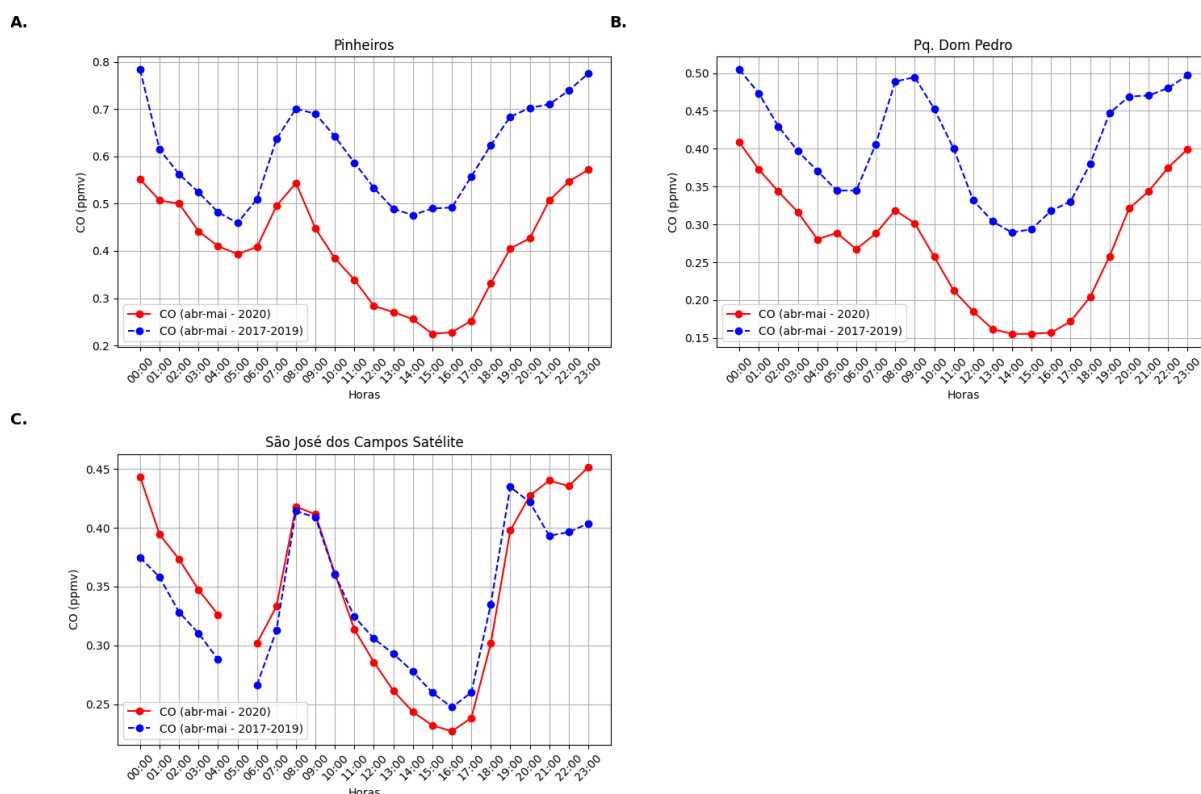


Figura 5. Concentração média horária de CO (ppm) na RMESP média de abril e maio entre 2017-2019 e 2020. **Fonte:** Autores, 2024

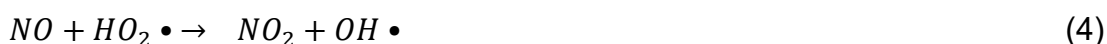
Observa-se que os valores de médias horárias para todas as EAQA para CO, na Figura 5, não ultrapassam o valor da Resolução CONAMA 491 (BRASIL, 2018) e da OMS de 9 ppm. O CO participa de uma série de reações químicas na atmosfera envolvendo metano (CH_4), outros hidrocarbonetos (HC), como alcenos, isopreno e terpenos, na presença do radical hidroxila ($\text{OH}\cdot$) e O_3 . A concentração de CO na atmosfera da RMSP é praticamente quase toda proveniente de emissão primária e veicular. O principal sumidouro de CO é sua reação com $\text{OH}\cdot$, enquanto a deposição seca e o fluxo estratosférico são considerados sumidouros menores (BAKWIN et al., 1994; HOROWITZ et al., 2003). Na troposfera, o $\text{OH}\cdot$, junto do CO, produz radicais hidroperóxidos ($\text{HO}_2\cdot$), conforme Reações 1 e 2:



O excesso de NO_x na troposfera de megacidades do Estado de SP, com razão de mistura de NO superior a 10 pptv, promove a produção de O_3 , após as reações 1 e 2. Caso contrário, o ozônio é destruído pelo radical $\text{HO}_2\cdot$. No entanto, qualquer reação em cadeia dissipa o CO, produzindo CO_2 . A reação 1 é uma reação rápida,

independente da temperatura, implicando um tempo de vida global do CO de dois meses. Na atmosfera, a principal fonte de CO é a oxidação do metano pelo OH•, que também produz o formaldeído (HCHO). Esta reação, junto da Reação 1, consome a maior parte do OH• da troposfera. Por esta razão, as concentrações de CO e CH₄ são indicadores muito importantes da capacidade de oxidação troposférica, representada especificamente pelas concentrações de O₃ e OH•.

O balanço do CO atmosférico mostra a destruição do metano e a produção de CO₂, O₃ e aerossóis de sulfato, que podem afetar o clima. Essas reações modificam o balanço CO-CH₄, afetando o equilíbrio hídrico e a temperatura (CRUTZEN & ZIMMERMANN, 1991; JACOBSON, 2002). O CO é o gás emitido em maior abundância nas RMESP, sendo oxidado a CO₂ pelo OH•, gerando o HO₂• (Reação 3). 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 de ozônio troposférico aumente na troposfera (Reação 4), ou seja, assim como os COV e NO_x, o CO também é um precursor de O₃ troposférico, mas em menor escala (JACOBSON, 2002; SEINFELD & PANDIS, 2016).



Na Figuras 6 são apresentadas as concentrações médias horárias de NO para os meses de abril e maio de 2017 a 2019 e 2020. É possível observar uma diminuição na concentração de NO em quase todas as EAQA estudadas durante a pandemia no ano de 2020. Em Campinas, há uma redução de 12,7%, Paulínia, 51,6%, Pinheiros, 75,6%, PDP, 37%, SPP, 13,5%, SJC, 16,5% e SJC Satélite, 8,4%. Já para EAQA de RMBS, ocorreu aumento da concentração de NO em Cubatão de 3,3%, 17,9% em CVM e 13,5% em SPP. Para as EAQA, onde ocorreu a diminuição das concentrações de NO durante o lockdown, houve menor intensidade do tráfego de veículos movidos a diesel. O motivo é que 48% das emissões de NO_x na RMESP são provenientes de veículos pesados a diesel e as EAQA mais impactadas por este tipo de veículo são Pinheiros e PDP na RMSP, Paulínia na RMC e uma das EAQA de SJC na RMVP (CETESB, 2021). As áreas em que houve aumento das concentrações de NO estão localizadas na RMBS, em áreas densamente industrializadas.

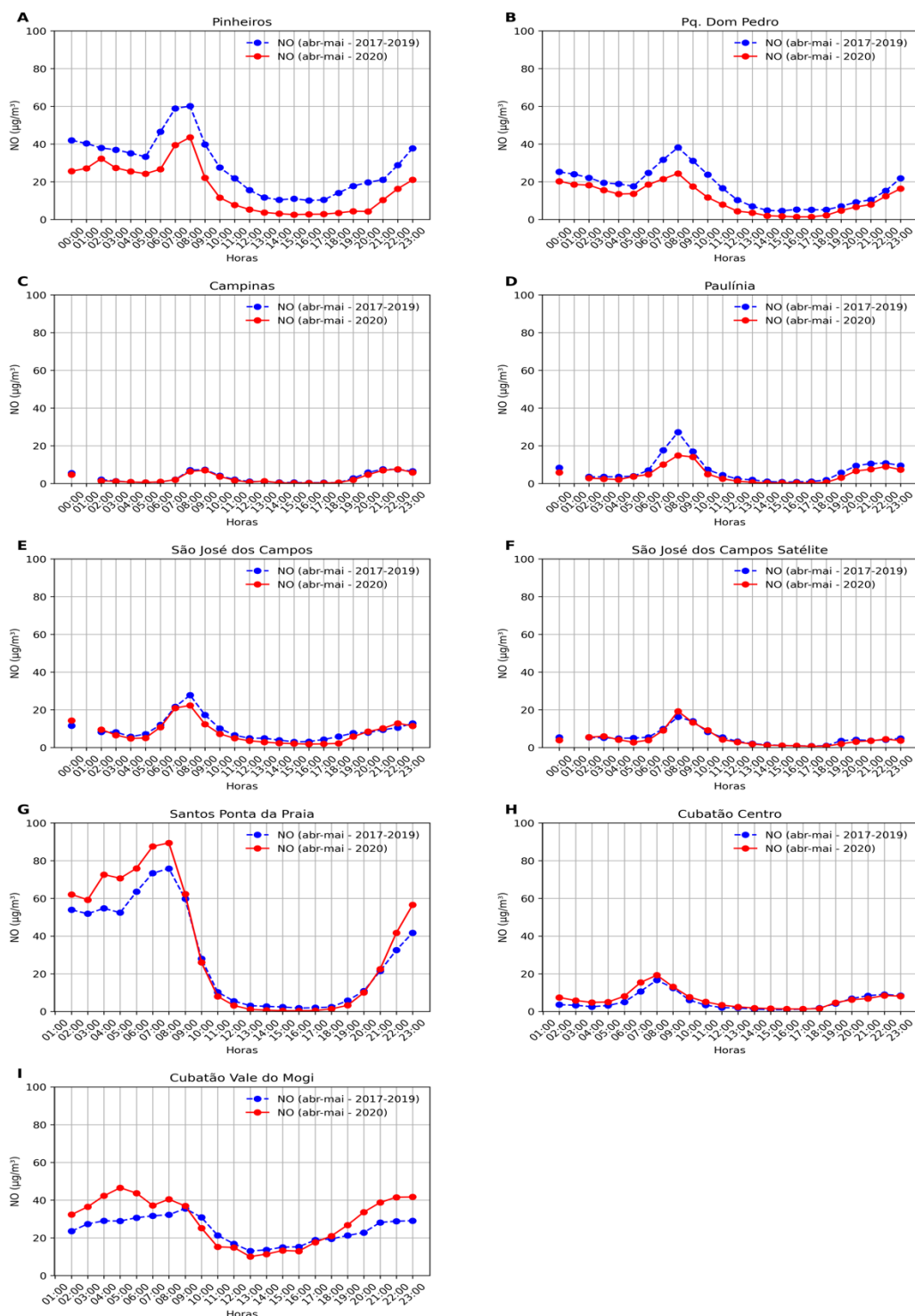
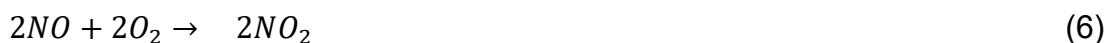


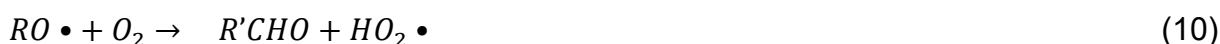
Figura 6. Concentração média horária de NO na RMESP do período de abril e maio de 2017-2019 e 2020. **Fonte:** Autores, 2024.

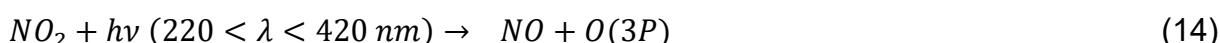
Os horários em que as maiores concentrações de NO, tanto durante o lockdown quanto sem lockdown, coincidem com os horários de pico veicular, entre as 6:00 e 10:00 e a partir das 19:00 as concentrações voltam a aumentar, devido a fatores

como a emissão veicular, diminuição da altura da camada limite e falta da produção de O_3 , que consome NO durante o dia. As EAQA da RMBS apresentam em média as maiores concentrações de NO , sendo SPP a principal, seguida por CC e CVM. As EAQA da RMSP, Pinheiros e PDP, possuem concentrações semelhantes de NO , seguido por SJC, Paulínia, SJC Satélite e a menor concentração de NO encontra-se na EAQA de Campinas. Os NO_x são produzidos sempre que um combustível é queimado na presença de ar. Devido à alta temperatura do ar, o N_2 do ar reage com O_2 , formando os NO_x . Primeiramente ocorre a formação de NO (Reação 5), podendo ocorrer a oxidação de NO a NO_2 (Reação 6), dependendo das condições em que ocorre a queima.



Em uma manhã típica, os poluentes primários COV e NO_x são emitidos por automóveis e outras fontes de combustão em áreas urbanas. Os COV são oxidados a radicais peróxidos orgânicos pelo $OH\cdot$ (Reações 7 e 8), formando compostos representados por $RO_2\cdot$, que reagem com o NO oxidado a NO_2 (Reação 9). Esta reação concorre com a oxidação de NO a NO_2 pelo O_3 , gerando a fotólise de NO_2 em NO e $O\cdot$. O $O\cdot$, por sua vez, reage com O_2 e forma ozônio. As sequências de reações básicas estão representadas nas reações 7 a 11. O $OH\cdot$ é proveniente das reações de fotólise do O_3 , $HO_2\cdot$, H_2O_2 e $HONO$, tal como as Reações 12 e 13. O NO_2 produzido nas Reações 6, 9 e 11 sofre fotólise na troposfera na faixa de comprimento de onda entre 220 e 420 nm, formando O_3 troposférico (Reações 14 e 15) (SEINFELD & PANDIS, 2016). O O_3 é um poluente secundário, formado através da Reação 15, e o NO_2 é emitido e formado nas Reações 6, 9 e 11, sendo um poluente primário e secundário. O $RO_2\cdot$ compete com o O_3 para converter NO em NO_2 no ar urbano (Reação 9). A relação do estado fotoestacionário é baseada no pressuposto de que apenas o O_3 converte NO a NO_2 , conforme Reações 12, 13 e 14, produzindo um ciclo nulo, onde o ozônio é formado e destruído.





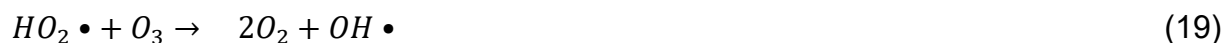
O M representado é predominantemente o N_2 , que não é consumido na reação, ou seja, apenas participa do balanço de energia como um catalisador. A relação do estado fotoestacionário descrito nas reações 14, 15 e 16 é válida apenas para atmosfera não poluída, o que não é o caso da RMESP. Nas reações 14 e 16 o NO é convertido em NO_2 e consumido muito rapidamente. Portanto, a partir das relações da Equação 2, é possível derivar uma expressão para o estado fotoestacionário de concentração de O_3 , representada pelos colchetes (SEINFELD & PANDIS, 2016).

$$[O_3] = \frac{j \times [NO_2]}{k_2 \times [NO]} \quad (2)$$

Onde $[O_3]$ é a concentração de O_3 ; $[NO_2]$ é a concentração de NO_2 ; $[NO]$ é a concentração de NO; e j e k_2 são os coeficientes de velocidade das reações químicas.

Se as concentrações típicas de NO_2 e NO são substituídas na Equação 2, em conjunto com os valores de j e k_2 , as concentrações de O_3 obtidas estão muito abaixo das concentrações observadas na troposfera livre. Assim, outras reações, além das Reações 14 e 16 devem ser envolvidas no controle de O_3 troposférico. Isso leva à sugestão de que $HOx \cdot$ e radicais derivados de espécies orgânicas influenciam as concentrações atmosféricas de O_3 . O radical $OH \cdot$ pode ser produzido a partir de pequenas quantidades altamente reativas de $O \cdot$ pela Reação 13. Então, em atmosfera não poluída, $OH \cdot$ é rapidamente transformado em $HO_2 \cdot$ (Reações 17 e 18). Na ausência de NO_x , o $HO_2 \cdot$ é convertido de volta para $OH \cdot$, através da Reação 19 e, na presença de luz solar, o estado de equilíbrio fotoestacionário se estabelece rapidamente entre $OH \cdot$ e $HO_2 \cdot$. O HOx é igual à somatória de $OH \cdot$ e $HO_2 \cdot$, que são consumidos nas Reações 20 e 21.





O H_2O_2 e o HNO_3 são altamente solúveis e podem ser rapidamente removidos da troposfera por deposição úmida. Na presença de uma razão de mistura de $NO \geq 10$ pptv, como na RMESP, $RO_2 \bullet$ é formado pela oxidação de COV, transformando NO em NO_2 , que sofre a fotólise e produz o O_3 . Após a oxidação do NO pelo $RO_2 \bullet$, é formado o $RO \bullet$ e, ao sofrer nova oxidação, forma o radical $HO_2 \bullet$, que por sua vez, oxidará outro NO, podendo formar um novo O_3 (SEINFELD & PANDIS, 2016). Estudos anteriores sobre as mudanças na qualidade do ar e na atividade veicular demonstraram diferentes impactos nas concentrações de poluentes. Um recente estudo na avaliação da qualidade do ar na cidade do Rio de Janeiro, antes e durante a pandemia, mostrou resultados semelhantes, indicando uma diminuição significativa nas concentrações de até 89% de SO_2 , de 65% de NO_2 , 92% de CO e um aumento de ozônio de até 34%. De acordo com os autores, a expressiva redução na concentração do CO está ligada à menor quantidade de veículos nas ruas (BERINGUI et al., 2022). Na Espanha, o impacto dessas mudanças nas emissões sobre o O_3 variou sazonalmente, devido às mudanças nas condições atmosféricas e a complexa química atmosférica. Em Israel, uma análise realizada para um feriado nacional demonstrou uma diminuição de pelo menos 80% nas concentrações de NO em diferentes locais, enquanto o O_3 aumentou cerca de 8 ppbv no centro urbano durante o dia e 20 a 30 ppbv durante a noite (LEVY, 2013). As concentrações médias horárias de NO_2 para os meses de abril e maio de 2017 até 2019 e para o mesmo período referente ao ano de 2020 são apresentadas na Figuras As concentrações médias horárias de NO_2 para os meses de abril e maio de 2017 até 2019 e para o mesmo

período referente ao ano de 2020 são apresentadas na Figura 7.

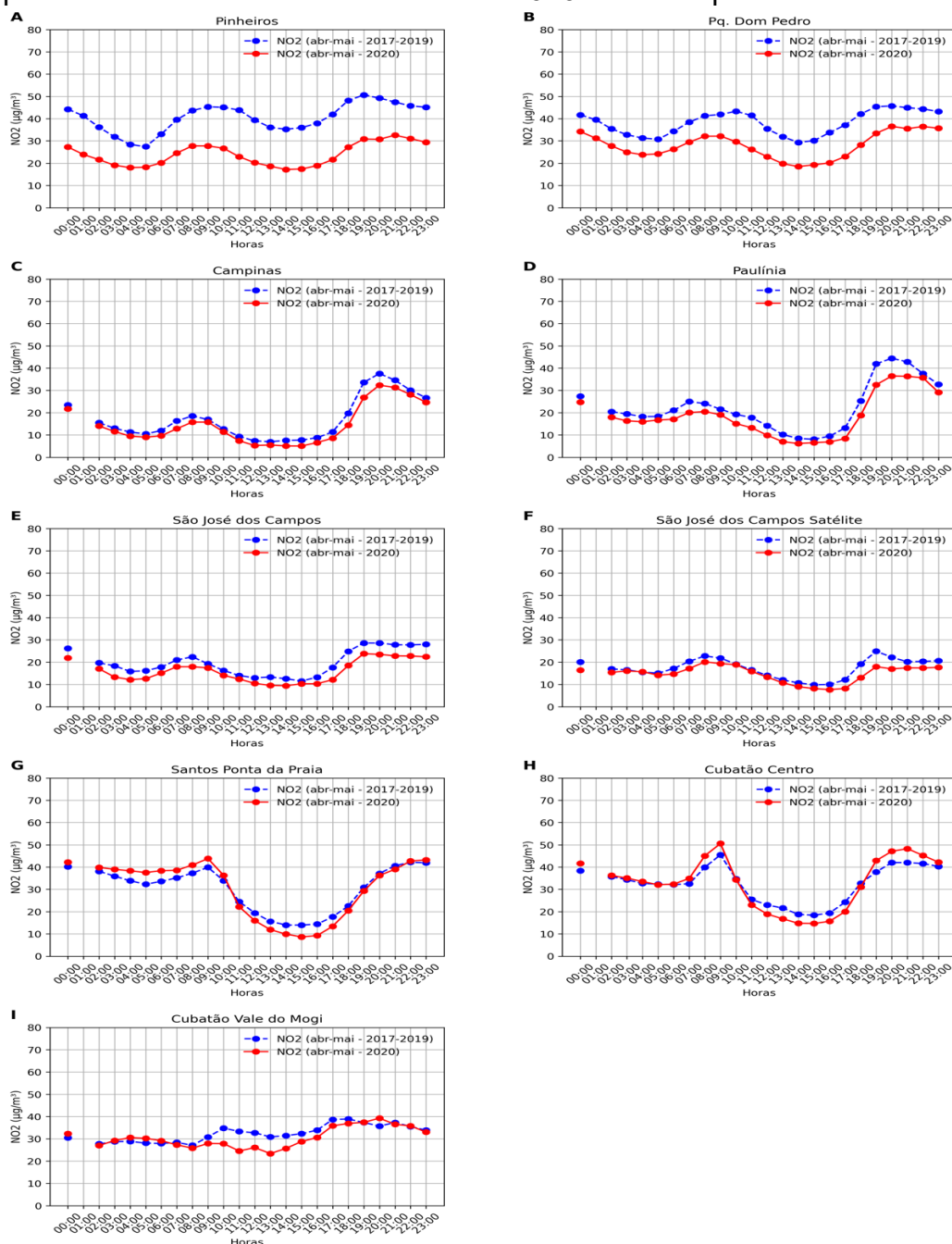


Figura 7. Concentração de NO_2 na RMESP média horária do período de abril e maio de 2017-2019 e 2020. **Fonte:** Autores, 2024

É possível observar na Figura 7 que, em ambos os períodos com e sem pandemia, há um aumento nas concentrações de NO_2 das 6:00 até 10:00, tendo como contribuição a emissão veicular, além de haver também uma formação de NO_2 secundário na atmosfera causada pela oxidação do NO com O_3 e radicais de COV. A partir das 12:00 até as 16:00, as concentrações de NO_2 diminuem, coincidindo com horário de maior concentração de O_3 nas regiões estudadas, e maior radiação solar,

onde o NO_2 sofre reação de fotólise, formando NO e O^\bullet . As concentrações voltam a aumentar a partir das 18:00, devido ao horário de pico do tráfego veicular. Houve uma diminuição de 17,8% nas concentrações de NO_2 para a EAQA de CT, nos meses de abril e maio, em comparação aos anos anteriores à pandemia. Na EAQA de Pinheiros as concentrações foram 69,6% menores. Essa elevada diminuição pode ser explicada pelo ponto de monitoramento que está localizado próximo da Marginal Pinheiros, uma via com tráfego intenso de veículos pesados, sendo a EAQA com maior percentual de redução de todas, em relação ao NO_2 . No entanto, demonstrando a importância das fontes industriais de NO_x , as EAQA do maior polo industrial da América Latina na RMBS apresentaram uma redução de apenas 6,2% e um aumento de 1,4% de NO_2 em CM e, em SPP, um aumento de 0,3% nas concentrações de NO_2 . As EAQA de Paulínia e PDP tiveram uma diminuição nas concentrações de 21,0 e 31,9%, respectivamente. As EAQA na RMSP e RMBS que possuem maiores concentrações de NO_2 são Pinheiros, seguido por PDP, SPP, CC, CVM, RMC, Paulínia e CT. A CVM tem um comportamento no ciclo diurno diferente das demais, devido à influência das emissões industriais. Observa-se que os valores de médias horárias para todas EAQA deste estudo para NO_2 , não ultrapassam o valor da Resolução CONAMA 491 (BRASIL, 2018) e da OMS de 260 e 200 $\mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente (WHO, 2020).

As concentrações médias horárias de O_3 para os meses de abril e maio de 2017 até 2019 e para o mesmo período referente ao ano de 2020 são apresentadas nas Figuras 8. É possível notar um aumento nas concentrações de O_3 quando comparados os períodos anteriores à pandemia de COVID-19 com o período da pandemia nas EAQA de CT, que teve um acréscimo de 5,3%, CC, com 7%, CVM obteve 6,7%, Paulínia, 19,3%, Pinheiros, 26,1%, PDP, 21,1%, SPP, 21,3%, SJC Satélite obteve 10,7% e 0,25% para São José dos Campos. A concentração de O_3 começa a aumentar a partir das 9:00, por consequência da emissão de poluentes primários e precursores do ozônio, como CO , COV e NO_x , nas primeiras horas da manhã, horário de pico de tráfego veicular, assim como a luz solar. A concentração máxima é atingida entre 13:00 e 15:00, quando há maior formação do O_3 após a emissão dos poluentes primários e maior disponibilidade de luz solar. No horário da noite, o O_3 não é mais formado devido à falta da luz solar, sendo apenas consumido pelo NO e NO_2 , formando NO_2 e NO_3^\bullet , respectivamente, o que gera N_2O_5 (Reações 22 e 23).



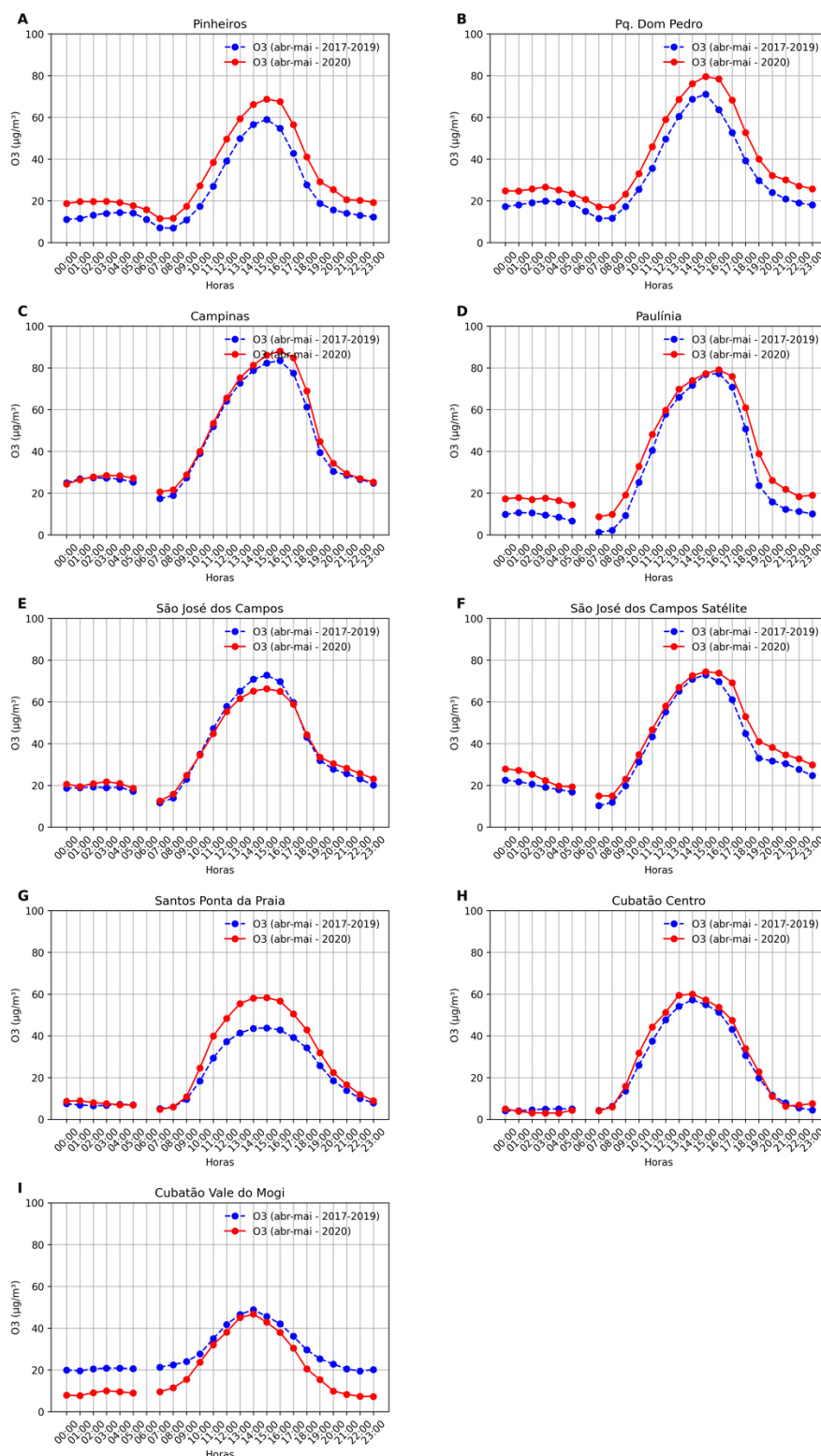


Figura 8. Gráficos a, b e c de concentração de O_3 na RMESP média horária do período de abril e maio de 2017-2019 e 2020. **Fonte:** Autores, 2024

As EAQA com maiores concentrações de O_3 foram: CT, PDP, Paulínia, Pinheiros, SJC, SJC Satélite, SPP, CC e CVM. Observa-se que os valores de médias

horárias de O_3 para todas EAQA não ultrapassam o valor da Resolução CONAMA 491 (BRASIL, 2018) e OMS de 140 e 100 $\mu g\ m^{-3}$, respectivamente. Aumentos na concentração de O_3 também foram encontrados em um estudo realizado para o Rio de Janeiro durante a greve de caminhões de 2018 (DANTAS et al., 2019). Situações semelhantes também foram encontradas durante os períodos de lockdown da COVID-19 no Brasil, Espanha e Índia, que alteraram a emissão veicular de forma comparável (MAHATO et al., 2020; NAKADA & URBAN, 2020; SICILIANO et al., 2020; TOBIÁS et al., 2020).

Considerando que em um ambiente saturado de NO_x (ALVIM et al., 2018) há uma abundância relativa de NO_x , então a diminuição da concentração de O_3 dependerá da diminuição da concentração de COV. Já uma diminuição das concentrações de NO_x leva a um aumento das concentrações de O_3 , como foi visto nas EAQA das cidades de CT, Paulínia, Pinheiros, PDP, SJC e SJC Satélite, resultado este encontrado em estudos anteriores só através da modelagem (ALVIM et al., 2017; VALDAMBRINI & RIBEIRO, 2021; ORLANDO et al., 2010). Assim, a diminuição de NO_x , junto com o aumento da disponibilidade de luz solar e condições estáveis em abril e maio de 2020 podem ter desempenhado um papel decisivo no aumento do O_3 observado nestas regiões em 2020 durante a pandemia, quando comparado ao período sem pandemia.

A Figura 9 apresenta as concentrações médias horárias de $MP_{2.5}$ durante os meses de abril e maio dos anos de 2017 a 2019 e de abril e maio de 2020. Apesar de apresentar o mesmo perfil de comportamento nos anos estudados, houve uma diminuição total de 11,8% na concentração de $MP_{2.5}$, para a EAQA de SPP, e entre 12:00 e 14:00 a diminuição foi de 135,3%. A EAQA Pinheiros apresentou um aumento na concentração de $MP_{2.5}$ de 20,5%. Já em PDP e SJC Satélite não foram observadas diferenças significativas nas concentrações entre os períodos com e sem pandemia, havendo apenas uma diminuição média de 4,6% e aumento de 0,5%, respectivamente. As EAQA CT, CC, CVM, Paulínia e SJC não possuem dados para $MP_{2.5}$. Observa-se que os valores de médias horárias para todas EAQA deste estudo para $MP_{2.5}$ não ultrapassam o valor da Resolução CONAMA 491 (BRASIL, 2018) e OMS de 60 e 25 $\mu g\ m^{-3}$, respectivamente. Para as variáveis meteorológicas VV, T, UR e RSG, não ocorreram mudanças significativas, quando comparado o período de abril e maio de 2020 e o mesmo período com a média dos três anos anteriores. Por exemplo, na RMSP, em PDP e Pinheiros, para VV os valores de alteração foram de 1,4% e -0,9%, -7,1% e -9,3% para T, e -9,4% e -7,9% para UR. Na RMVP, em São José dos Campos e SJC Satélite, para T houve uma variação de -7,2% e -7,4%, e para UR -8,1% e -8,0%, respectivamente. Logo, as mudanças relacionadas às concentrações dos poluentes durante este período estão, principalmente, relacionadas às emissões.

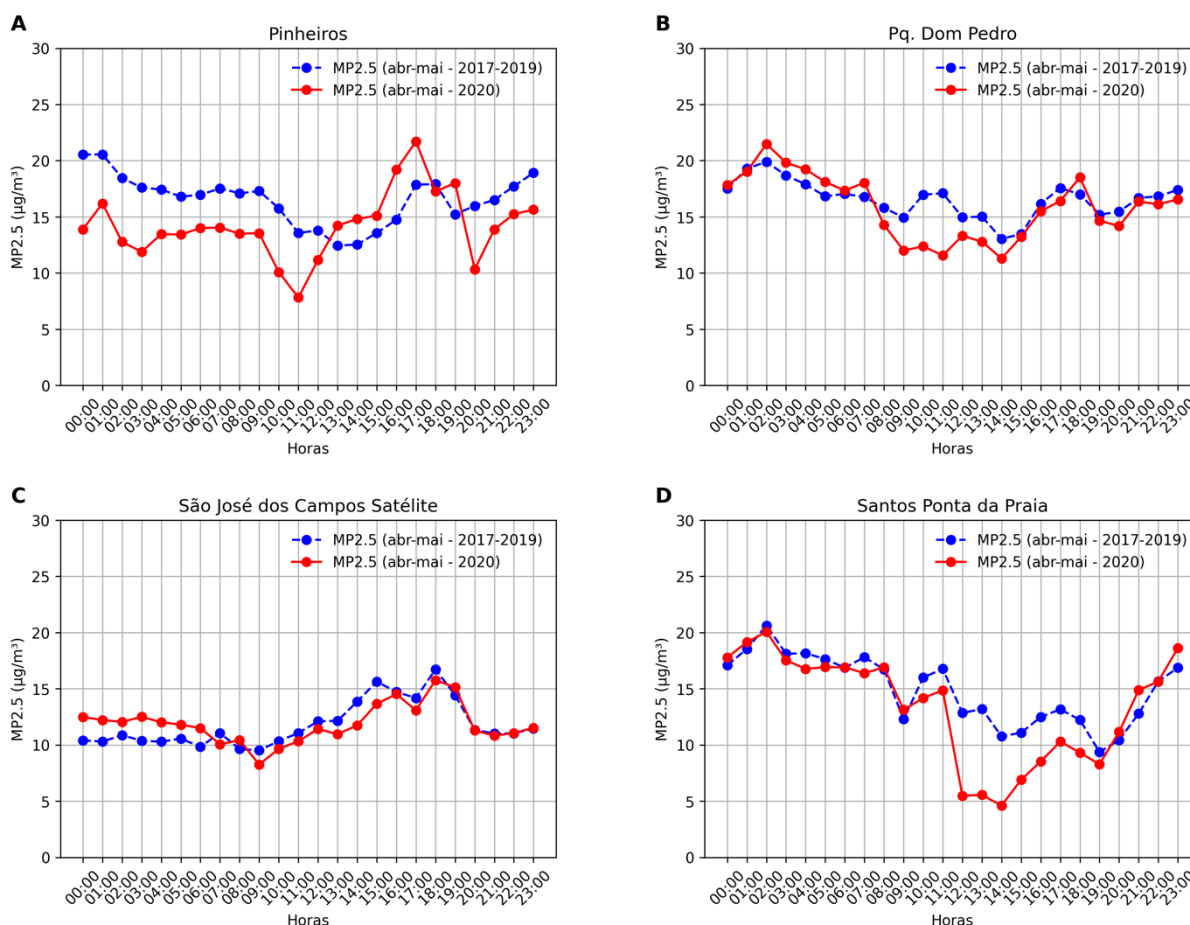


Figura 9. Concentração de MP2.5 na RMESP média horária do período de abril e maio de 2017-2019 e 2020. **Fonte:** Autores, 2024

A Figura 10 apresenta o grau de importância dos poluentes na formação do O_3 troposférico na RMSP, através do gráfico de Boruta. É possível notar que o CO era o segundo poluente mais importante nos anos sem pandemia, mas passou a ser o poluente que mais influência na concentração de O_3 durante o COVID-19, na EAQA de Pinheiros. Em PDP, o CO continua sendo o poluente de maior importância, principalmente em 2020. O CO é oxidado a CO_2 pelo radical hidroxila, conforme a Reação 3, gerando o radical hidroperóxido (HO_2). Este radical, de maneira similar aos radicais peróxidos formados pelos COV, oxida o NO a NO_2 , competindo com as moléculas de O_3 e fazendo com que a concentração deste gás aumente na atmosfera, como detalhado na Reação 11.

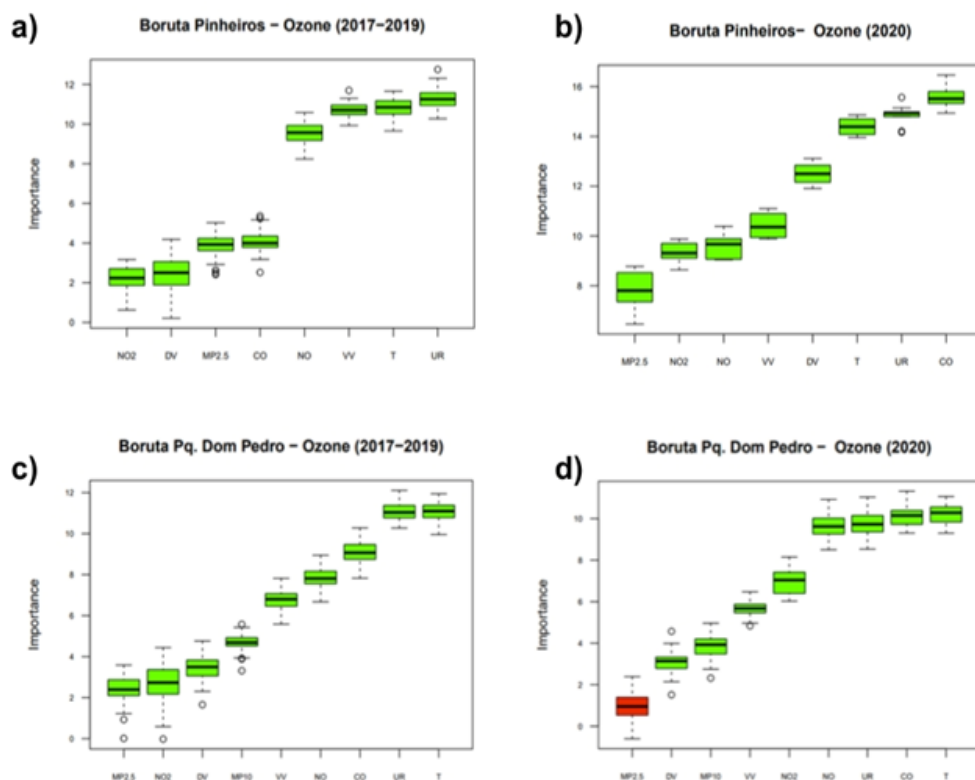


Figura 10. Gráficos de Boruta para O_3 na RMSP, em abril e maio de 2017-2019 e 2020.

Fonte: Autores, 2024

A Figura 11 apresenta o grau de importância dos poluentes em relação ao O_3 troposférico na RMC. Para as EAQA de Campinas e Paulínia, o NO e NO_2 são os poluentes mais importantes para a formação de O_3 . Em Campinas, o NO é mais importante nos anos de 2017 a 2019 e o NO_2 é o principal em 2020, já em Paulínia o NO é o mais importante em ambos os períodos. O O_3 é consumido pelo NO para formação de NO_2 e a diminuição de NO durante a pandemia teve como consequência um aumento de concentração de O_3 . O NO é mais importante como poluente no consumo do O_3 do que NO_2 , já que este se fotodissocia em NO e O^\bullet , voltando a formar O_3 .

A Figura 12 apresenta o grau de importância dos poluentes em relação ao O_3 troposférico na RMVP. Assim como visto em Paulínia, em SJC o NO mantém-se o poluente mais importante, tanto no período de 2017 a 2019 e 2020. Já para a SJC Satélite, há a medição de CO e nota-se seu salto no grau de importância, saindo de 4º poluente mais importante nos anos de 2017 a 2019 para 1º no ano de 2020.

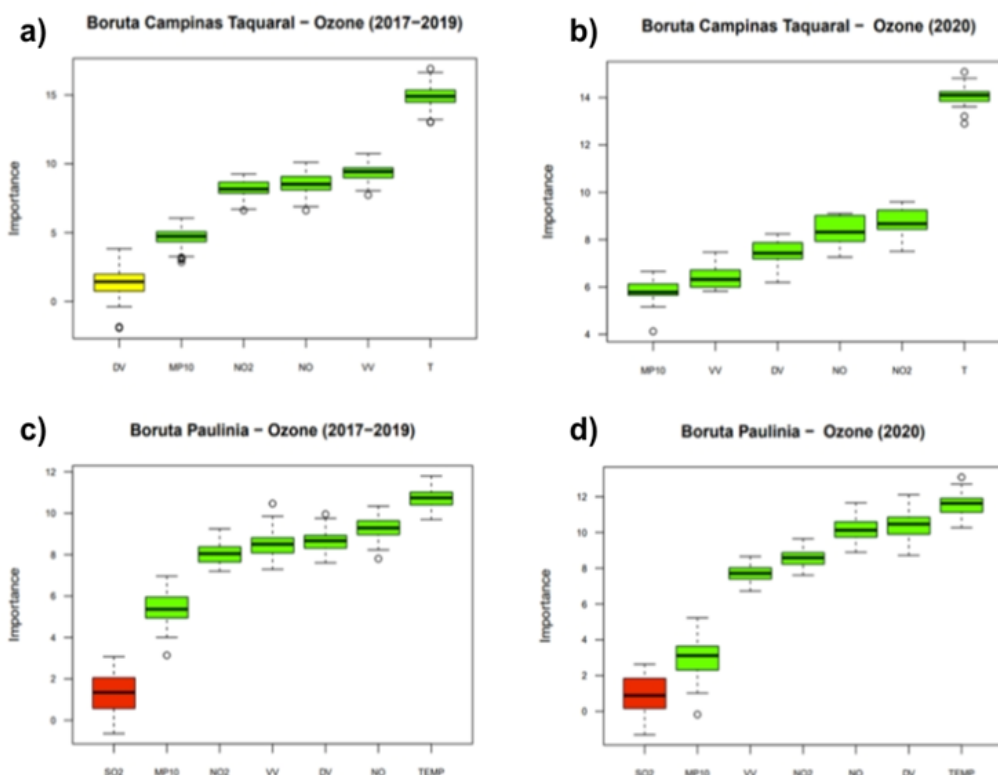


Figura 11. Gráficos de Boruta para O₃ na RMC, em abril e maio de 2017-2019 e 2020.

Fonte: Autores, 2024

A Figura 13 apresenta o grau de importância dos poluentes em relação ao O₃ troposférico na RMBS. É possível notar a importância do NO para a concentração de O₃ em CC e CVM, se mantendo como o poluente mais importante em ambos os períodos. Já na EAQA de SPP o NO₂ passa a ser o poluente mais importante em 2020. A fotólise de O₃ gera OH•, que então oxida os COV para promover a conversão de NO para NO₂, quebrando a relação do estado fotoestacionário. As reações fotoquímicas são uma fonte importante de O₃ troposférico. Além delas, as reações heterogêneas que ocorrem na superfície de material particulado solúvel e BC também são uma forma importante de interação entre O₃ e partículas atmosféricas (LI et al., 2005; LI et al., 2011).

Para os parâmetros meteorológicos de forma geral, as variáveis que mais impactam na concentração do O₃ troposférico na atmosfera da região avaliada neste trabalho foram temperatura do ar, seguido por umidade relativa do ar e velocidade e direção do vento. Como não houve variações significativas destas nos anos sem pandemia, quando comparado com o ano com pandemia, não foi possível identificar alterações significativas nessas variáveis. Porém, infere-se que o aumento da T eleva a concentração de O₃, por sua relação direta com a RSG, e a VV pode trazer massas de ar, carregando precursores para a formação do O₃. Foram observadas correlações de Pearson positivas em outros estudos na RMESP entre a T e VV e correlação negativa entre UR e o O₃ (BORGES et al., 2012; SANTOS et al., 2018). Outro estudo, de Camalier et al. (2007), analisando 39 grandes áreas urbanas do leste dos EUA,

confirma que o O_3 geralmente aumenta com o acréscimo da T e diminui com o aumento da UR.

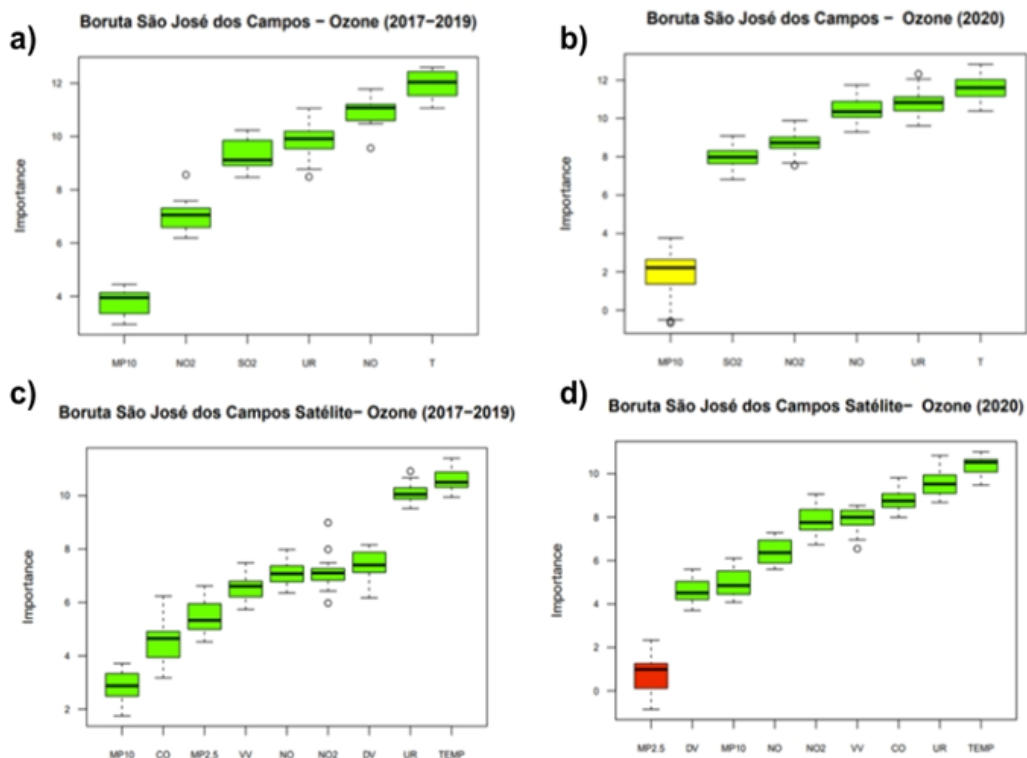


Figura 12. Gráficos de Boruta para O_3 na RMVP, em abril e maio de 2017-2019 e 2020.
Fonte: Autores, 2024

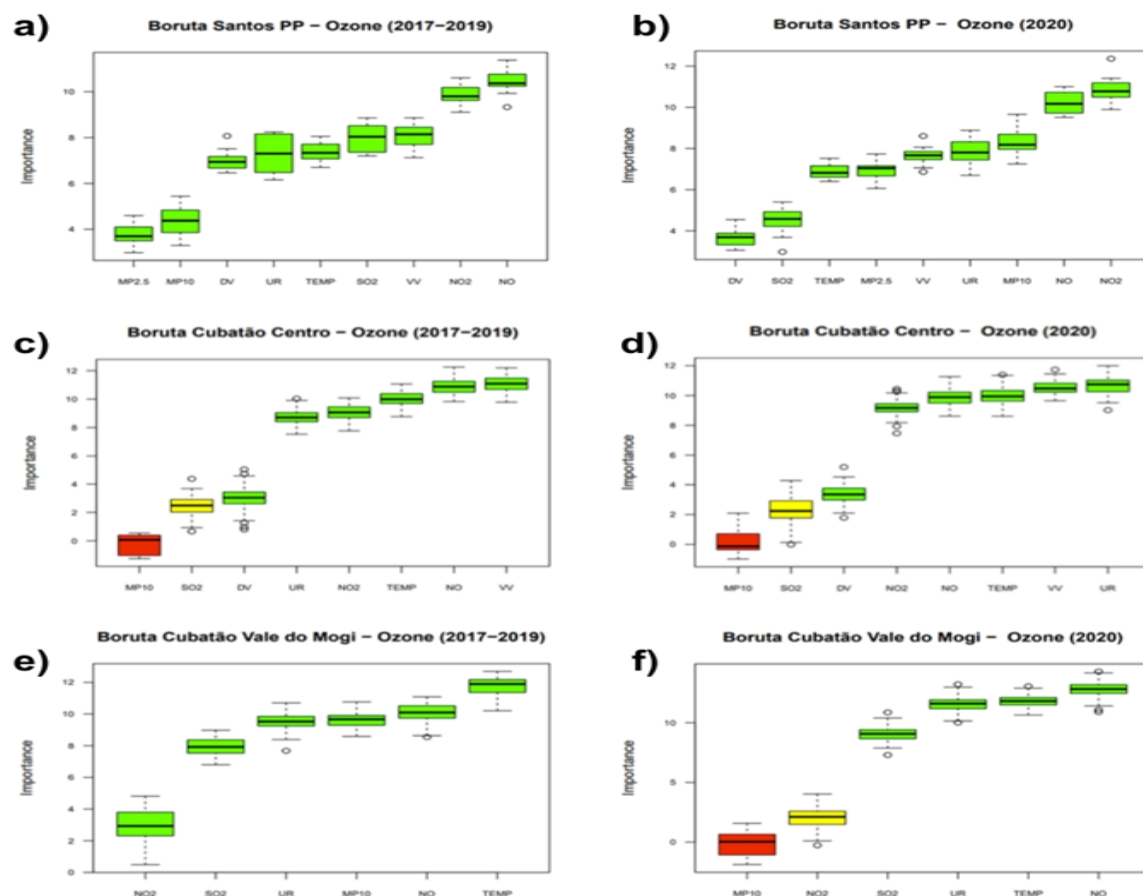


Figura 13. Gráficos de Boruta para O_3 na RMBS, em abril e maio de 2017-2019 e 2020.
Fonte: Autores, 2024.

CONCLUSÃO

Os dados dos mapas de poluição para a região do Estado de SP, do poluente NO_2 proveniente do sensor OMI e CO, SO_2 e BC das reanálises do MERRA-2, demonstraram uma diminuição no período da pandemia. Ocorreu uma mitigação de 10% a mais de 60% da concentração de NO_2 sobre as RMESP estudadas. As concentrações de CO diminuíram em torno de 10% durante o bloqueio sobre quase todo o estado de SP, com exceção da RMBS que está sob grande influência das emissões industriais. As concentrações de SO_2 e de BC provenientes do MERRA-2 foram de 5 a 10% menores. O confinamento parcial da população teve como consequência a redução do tráfego rodoviário e da atividade econômica, levando à diminuição dos níveis de CO, NO e NO_2 e ao aumento das concentrações de O_3 . Poluentes primários diretamente associados às emissões veiculares, como CO e NO, decresceram drasticamente em abril e maio de 2020, quando comparado com o mesmo período durante 2017 até 2019, sem pandemia, durante todas as horas do dia. Diferenças estatisticamente significativas entre os períodos com e sem pandemia foram observadas em quase todas as EAQA analisadas para esses poluentes, durante o lockdown parcial. Nas EAQA da RMSP, em Pinheiros e PDP, ocorreu uma diminuição de 48,7% e 41,1% de CO, 75,6% e 37% de NO, 69,6% e 31,9% de NO_2 ,

um aumento de 20,5% e diminuição de 4,6% de MP2.5 e um acréscimo de O₃ de 26,1% e 21,1%, respectivamente. Nas EAQA da RMC, em Campinas e Paulínia, houve uma diminuição de 12,7% e 51,6% de NO, 17,8% e 21% de NO₂, aumento de O₃ de 5,3% e 19,3%, respectivamente. Nas EAQA da RMVP, em SJC e SJC Satélite, ocorreu uma diminuição de 16,5% e 2,4% de CO, 16,5% e 8,4% de NO, 23,3% e 16,6% de NO₂ e aumento de O₃ de 0,25% e 10,7%, respectivamente. Nas EAQA da RMBS, em SPP, CC e CVM, houve um aumento de 13,5%, 3,3 % e 17,9% de NO, aumento de O₃ de 21,3%, 7,0% e 16,7%, respectivamente. Para o O₃, as concentrações aumentaram em todos os locais de monitoramento, particularmente durante a tarde, período de maior disponibilidade de radiação. Isso ocorreu devido às condições atmosféricas favoráveis para sua formação, ou seja, período seco e ensolarado, juntamente com a diminuição de NO_x em um sistema saturado, como na RMESP, onde a mitigação das concentrações de NO_x aumenta o O₃, já o decréscimo das concentrações de COV diminui o O₃. Conforme os gráficos de Boruta, os poluentes que influenciam mais nas concentrações de O₃ são: CO, NO e NO₂. Esses resultados mostram que a poluição em RMSP, RMC e RMVP está sob influência das emissões veiculares e que a RMBS sofre grande influência das atividades industriais. Importante mencionar que os padrões gerais de circulação atmosférica foram semelhantes nos períodos analisados.

Acredita-se que comportamentos semelhantes dos poluentes no período da COVID-19 devem ter sido observados nas demais grandes cidades brasileiras, onde as emissões de poluentes primários são majoritariamente veiculares. Este trabalho mostra que os responsáveis pela avaliação dos poluentes nas cidades brasileiras devem promover políticas de redução das emissões, sejam por restrições diretas nas fontes, restrições ou otimização do tráfego de veículos e mesmo no planejamento urbano. Iniciativas recentes vêm sendo tomadas, tais como a anunciada durante a reunião do G20 em 2024 no Rio de Janeiro. Trata-se da iniciativa Breathe Cities, onde o Rio de Janeiro passa a ser a primeira cidade da América Latina. O Breathe Cities é uma iniciativa que reúne cidades comprometidas em diminuir a poluição do ar em 30% até 2030 por meio de estratégias sustentáveis, promovendo melhorias na qualidade do ar e na saúde pública, com metas claras de redução de emissões e troca de boas práticas entre as participantes. Atualmente, a ação está em execução em 11 cidades ao redor do mundo.

REFERÊNCIAS

- ALVIM, D. S.; GATTI, L. V.; CORRÊA, S. M.; CHIQUETTO, J. B.; DE SOUZA, R. C.; PRETTO, A.; SANTOS, M. H. D.; YAMAZAKI, A.; ORLANDO, J. P.; SANTOS, G. M. Main ozone-forming VOCs in the city of Sao Paulo: Observations, modelling and impacts. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 10, n. 4, p. 421–435, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11869-016-0429-9>
- ALVIM, D. S.; GATTI, L. V.; CORRÊA, S. M.; CHIQUETTO, J. B.; SANTOS, G. M.; DE SOUZA R. C.; PRETTO, A.; ROZANTE, J. R.; FIGUEROA, S. N.; PENDHARKAR, J.; NOBRE, P. Determining VOCs Reactivity for Ozone Forming

Potential in the Megacity of São Paulo. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 18, n. 9, p. 2460–2474, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4209/aaqr.2017.10.0361>

BAKWIN, P. S.; TANS, P. P.; NOVELLI, P. C. (1994). Carbon monoxide budget in the northern hemisphere. **Geophysical Research Letters**, v. 21, n. 6, p. 433–436, 1994. DOI: <https://doi.org/10.1029/94GL00006>

BERINGUI, K.; JUSTO, E.; VENTURA, L.; GOMES, R.; LIONEL, M. V.; DE LA CRUZ, A.; DE ALMEIDA, A. C.; RAMOS, M.; ANGELES, S. J.; VALLE, P.; GIODA, A. The Contribution of Meteorological Parameters and the COVID-19 Partial Lockdown on Air Quality in Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 34, n. 1, p. 69-82, 2023. DOI: <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20220089>

BORGES, A. S.; ANDRADE, M. D. F.; GUARDANI, R. 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, n. 1/2, p. 1-15, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1504/IJEP.2012.049730>

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 491, de 19 de novembro de 2018**. Dispõe sobre os critérios e procedimentos para a aprovação do licenciamento ambiental de empreendimentos de pequeno porte. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 20 nov. 2018. Seção 1, p. 25.

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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.04.061>

CRODA, J.; OLIVEIRA, W. K. D.; FRUTUOSO, R. L.; MANDETTA, L. H.; DA SILVA, D. C. B.; SOUSA, J. D. B.; MONTEIRO, W. M.; LACERDA, M. V. G. 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, n. 1, p. 1-6, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/0037-8682-0167-2020>

CRUTZEN, P. J.; ZIMMERMANN, P. H. The changing photochemistry of the troposphere. **Tellus B: Chemical and Physical Meteorology**, v. 43, n. 4, p. 136-151, 1991. DOI: <https://doi.org/10.3402/tellusb.v43i4.15403>

DETRAN-SP. [Departamento Estadual de Trânsito de São Paulo]. **Estatísticas de trânsito**. São Paulo: DETRAN-SP, [2022]. Disponível em: <https://www.detran.sp.gov.br>. Acesso em: 25 mar. 2024.

GELARO, R.; MCCARTY, W.; SUÁREZ, M. J.; TODLING, R.; MOLOD, A.; TAKACS, L.; RANGLES, C. A.; DARMENOV, A.; BOSILOVICH, M. G.; REICHLE, R.; WARGAN, K.; COY, L.; CULLATHER, R.; DRAPER, C.; AKELLA, S.; BUCHARD, V.; CONATY, A.; DA SILVA, A. M.; GU, W.; ZHAO, B. The Modern-Era Retrospective

Analysis for Research and Applications, Version 2 (MERRA-2). **Journal of Climate**, v. 30, n. 14, p. 5419–5454, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-16-0758.1>

HE, G.; PAN, Y.; TANAKA, T. The short-term impacts of COVID-19 lockdown on urban air pollution in China. **Nature Sustainability**, v. 3, n. 12, p. 1005–1011, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0581-y>

HOROWITZ, L. W.; WALTERS, S.; MAUZERALL, D. L.; EMMONS, L. K.; RASCH, P. J.; GRANIER, C.; TIE, X.; LAMARQUE, J.; SCHULTZ, M. G.; TYNDALL, G. S.; ORLANDO, J. J.; BRASSEUR, G. P. A global simulation of tropospheric ozone and related tracers: Description and evaluation of MOZART, version 2. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 108, n. 24, p. 1-16, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1029/2002JD002853>

JACOBSON, M. Z. **Atmospheric Pollution: History, Science, and Regulation**. 1. ed. Cambridge: Cambridge University Press. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511802287>

KALNAY, E. **Atmospheric Modeling, Data Assimilation and Predictability**. 1. ed. Cambridge: Cambridge University Press. 2002.

LEVELT, P. F.; VAN DEN OORD, G. H. J.; DOBBER, M. R.; MALKKI, A.; VISSER, J. V. H.; STAMMES, P.; LUNDELL, J. O. V.; SAARI, H. The ozone monitoring instrument. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 44, n. 5, p. 1093–1101, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1109/TGRS.2006.872333>

LEVY, I. A national day with near zero emissions and its effect on primary and secondary pollutants. **Atmospheric Environment**, v. 77, n. 1, p. 202–212, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.05.005>

LI, G.; ZHANG, R.; FAN, J.; TIE, X. Impacts of black carbon aerosol on photolysis and ozone. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 110, n. 23, p. 1-10, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1029/2005JD005898>

LI, J.; WANG, Z.; WANG, X.; YAMAJI, K.; TAKIGAWA, M.; KANAYA, Y.; POCHANART, P.; LIU, Y.; IRIE, H.; HU, B.; TANIMOTO, H.; AKIMOTO, H. Impacts of aerosols on summertime tropospheric photolysis frequencies and photochemistry over Central Eastern China. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 10, p. 1817–1829, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.01.016>

LIPPMANN, M. Health Effects Of Ozone A Critical Review. **JAPCA**, v. 39, n. 5, p. 672–695, 1989. DOI: <https://doi.org/10.1080/08940630.1989.10466554>

MAHATO, S.; PAL, S.; GHOSH, K. G. Effect of lockdown amid COVID-19 pandemic on air quality of the megacity Delhi, India. **Science of The Total Environment**, v. 730, n. 1, p. 1-22, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139086>

MARCILIO, I.; GOUVEIA, N. Quantifying the impact of air pollution on the urban population of Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 23, n. 4, p. 529–536, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2007001600013>

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, n. 1, p. 45-66, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139087>

ORLANDO, J. P.; ALVIM, D. S.; YAMAZAKI, A.; CORRÊA, S. M.; GATTI, L. V. Ozone precursors for the São Paulo Metropolitan Area. **Science of The Total Environment**, v. 408, n. 7, p. 1612–1620, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.060>

SANTOS, T. C. D.; REBOITA, M. S.; CARVALHO, V. S. B. Investigação da Relação entre Variáveis Atmosféricas e a Concentração de MP10 E O3 no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 33, n. 4, p. 631–645, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-7786334006>

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change**. 3. ed. Florida: Wiley. 2016.

SICILIANO, B.; DANTAS, G.; DA SILVA, C. M.; ARBILLA, G. Increased ozone levels during the COVID-19 lockdown: Analysis for the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 737, n. 1, p. 1-24, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139765>

TOBIÁS, A.; CARNERERO, C.; RECHE, C.; MASSAGUÉ, J.; VIA, M.; MINGUILLÓN, M. C.; ALASTUEY, A.; QUEROL, X. 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, n. 1, p. 1-27, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138540>

VALDAMBRINI, N. M.; RIBEIRO, F. N. D. Avaliação das Ultrapassagens dos Padrões de Ozônio Troposférico no Estado de São Paulo de 2014 a 2019. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 36, n. 4, p. 735–747, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-7786360046>

VENTER, Z. S.; AUNAN, K.; CHOWDHURY, S.; LELIEVELD, J. COVID-19 lockdowns cause global air pollution declines. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 32, p. 18984–18990, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2006853117>

WHO. [World Health Organization]. **WHO Director-General's opening remarks at the media briefing on COVID-19 - 11 March 2020**. Geneva: WHO, [2020]. Disponível em: <https://www.who.int/director-general/speeches/detail/who-director->

general-s-opening-remarks-at-the-media-briefing-on-covid-19---11-march-2020.
Acesso em: 20 mar. 2024.

ZEGER, S. L.; DOMINICI, F.; MCDERMOTT, A.; MET, J. M. Mortality in the Medicare Population and Chronic Exposure to Fine Particulate Airion in Urban Centers (2000–2005). **Environmental Health Perspectives**, v. 116, n. 12, p. 1614–1619, 2008.
DOI: <https://doi.org/10.1289/ehp.11449>



Revista Geonorte, Programa de Pós-Graduação em Geografia.
Universidade Federal do Amazonas. Manaus-Brasil. Obra
licenciada sob Creative Commons Atribuição 3.0