

AS CONCENTRAÇÕES DE OZÔNIO E A PREVALÊNCIA DA COVID-19 NO RIO GRANDE DO SUL DURANTE AS MEDIDAS RESTRITIVAS

Carina Sinnott Duarte

Mestre em Ciências Ambientais - Universidade Federal de Pelotas

E-mail: carinasinnott@gmail.com

Ruan Bernardy

Mestre em Ciências Ambientais - Universidade Federal de Pelotas

Doutorando em Ciência e Tecnologia de Alimentos - Universidade Federal de Pelotas

E-mail: ruanbernardy@yahoo.com.br

Diuliana Leandro

Doutora em Ciências Geodésicas - Universidade Federal do Paraná

Professora na Universidade Federal de Pelotas

E-mail: diuliana.leandro@gmail.com

Maurizio Silveira Quadro

Doutor em Ciência do Solo/Reaproveitamento de Resíduos - Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Professor na Universidade Federal de Pelotas

E-mail: mausq@hotmail.com

Suelen Cristina Movio Huinca

Doutora em Ciências Geodésicas - Universidade federal do Paraná

Professora na Universidade Federal de Pelotas

E-mail: suelen.huinca@gmail.com

Cícero Coelho de Escobar

Doutor em Engenharia Química - Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Professor na Universidade Federal de Pelotas

E-mail: cicero.escobar@gmail.com

Flávio Manoel Rodrigues da Silva Júnior

Doutor em Ciências Fisiológicas - Universidade Federal do Rio Grande

Professor na Universidade Federal do Rio Grande

E-mail: f.m.r.silvajunior@gmail.com

38

RESUMO

A poluição do ar se tornou um tema recorrente em pesquisas e estudos relacionados à saúde pública. O aumento das concentrações de poluentes do ar, como gases, materiais particulados, óxidos de nitrogênio e compostos orgânicos voláteis, têm sido associados a diversas doenças. Dentre os gases poluentes, o ozônio encontrado na troposfera, em altas concentrações, pode ser nocivo aos seres vivos e ao meio ambiente, contribuindo para o agravamento de doenças respiratórias e cardiovasculares nos seres humanos. O ozônio é um gás de formação complexa, que depende de múltiplos fatores para a sua formação e consumo. Diversos estudos têm abordado o aumento das concentrações de ozônio na atmosfera, inclusive durante a pandemia de COVID-19, onde medidas restritivas foram impostas a fim de diminuir a circulação da população, na tentativa de frear a contaminação pelo novo vírus. Este artigo buscou realizar uma análise espacial e comparativa acerca das concentrações de ozônio em relação à prevalência e hospitalizações por COVID-19 durante as medidas restritivas no ano de 2020. A análise foi realizada através de dados secundários dos municípios de Caxias do Sul e Porto Alegre, que pertencem ao eixo com maior nível de industrialização e possuem a maior densidade populacional do Estado. Foi possível verificar que o aumento e o declínio dos casos e hospitalizações por COVID-19 nos dois municípios se comportaram de maneira semelhante, assim como a variação nas concentrações do gás ozônio no período analisado. Embora o comportamento da prevalência de COVID-19 e das concentrações do gás tenham sido parecidas nos dois municípios, se comportaram de forma descolada entre as variáveis, necessitando de estudos mais detalhados e aprofundados.

PALAVRAS-CHAVE: Pandemia, Hospitalizações, Doenças cardiorrespiratórias, Poluição atmosférica, Troposfera.

OZONE CONCENTRATIONS AND THE PREVALENCE OF COVID-19 IN RIO GRANDE DO SUL DURING RESTRICTIVE MEASURES

ABSTRACT

Air pollution has become a recurring theme in research and studies related to public health. Increased concentrations of air pollutants, such as gases, particulate matter, nitrogen oxides and volatile organic compounds, have been associated with several diseases. Among the polluting gases, ozone found in the troposphere, in high concentrations, can be harmful to living beings and the environment, contributing to the worsening of respiratory and cardiovascular diseases in human beings. Ozone is a gas of complex formation, which depends on multiple factors for its formation and consumption. Several studies have addressed the increase in ozone concentrations in the atmosphere, including during the COVID-19 pandemic, where restrictive measures were imposed to reduce population circulation, to curb contamination by the new virus. This article sought to carry out a spatial and comparative analysis of ozone concentrations in relation to the prevalence of COVID-19 during restrictive measures in the year 2020. The analysis was carried out using secondary data from the municipalities of Caxias do Sul and Porto Alegre, which belong to the axis with the highest level of industrialization and have the highest population density in the state. It was possible to verify that the increase and decline of cases and hospitalizations due to COVID-19 in the two municipalities behaved similarly, as well as the variation in ozone gas concentrations in the analyzed period. Although the behavior of the prevalence of COVID-19 and gas concentrations were similar in the two municipalities, they behaved in a detached way between the variables, requiring more detailed and in-depth studies.

KEYWORDS: Pandemic. Hospitalizations. Cardiorespiratory diseases Atmospheric pollution. Troposphere.

INTRODUÇÃO

A poluição do ar se tornou tema recorrente em pesquisas e estudos relacionados à saúde pública (Bernardy *et al.*, 2022), tendo diversas doenças associadas ao aumento das concentrações de poluentes atmosféricos (Mota, 2021). Esse aumento está ligado à presença de elementos considerados poluentes do ar, como, por exemplo, gases, materiais particulados (MP), óxidos de nitrogênio (NO_x) e compostos orgânicos não voláteis (COV). Estes poluentes atuam de forma direta na saúde dos seres vivos e no meio ambiente (Hagenbjörk *et al.*, 2017; Ministério da Saúde, 2021).

O gás ozônio (O_3) presente na estratosfera, onde é conhecido em geral pela camada de ozônio ou ozonosfera, possui fundamental importância para a proteção da vida no planeta Terra, pois essa camada inibe a entrada de radiação solar em suas camadas mais próximas, especialmente os raios ultravioletas (UV). Entretanto, existe também o O_3 presente na troposfera, onde possui efeito maléfico

se encontrado em altas concentrações, podendo ser letal à saúde dos seres vivos (Frota; Vasconcelos, 2019).

De acordo com Frota e Vasconcelos (2019), o O₃ encontrado na troposfera é altamente oxidativo, podendo danificar materiais embrorrachados e obras de arte, e pode ser considerado um poluente. Além disso, pode ser fitotóxico, causando danos às plantas e as deixando suscetíveis ao ataque de pragas (Kondo *et al.*, 2015). Outrossim, é que esse poluente reage com outros poluidores, causando irritações na pele, olhos e vias respiratórias nos seres humanos (Lima *et al.*, 2021).

Em relação à COVID-19, no dia 31 de dezembro de 2019, a China informou à Organização Mundial da Saúde (OMS) sobre a ocorrência de casos de um tipo incomum de pneumonia em Wuhan, capital da província de Hubei, a qual possui 11 milhões de habitantes (Dantas *et al.*, 2020). Casos dessa nova enfermidade se espalharam globalmente. O primeiro caso dessa pneumonia fora da China foi detectado nos Estados Unidos da América (EUA) em 20 de janeiro de 2020. Os primeiros casos na Europa foram identificados no dia 24 de janeiro de 2020. No Brasil, a ocorrência do primeiro caso foi identificada em 26 de fevereiro de 2020, no estado de São Paulo, e em 27 de fevereiro do mesmo ano no estado do Rio Grande do Sul (Brasil, 2022; Rio Grande do Sul, 2021; UNASUS, 2020).

Em 7 de janeiro de 2020, a OMS identificou que essa doença era provocada por um novo tipo de coronavírus (WHO, 2020). O vírus foi identificado como SARS-CoV-2 e a doença como *coronavirus disease 2019*, popularmente chamada de COVID-19 (OPAS, 2020). Em 11 de março de 2020, a OMS declarou estado de pandemia, pela rápida disseminação entre os continentes (UNASUS, 2020a).

Ao ponto que os casos aumentaram, os governos de diferentes países começaram a adotar medidas de restrições para a circulação da população, na tentativa de frear o avanço das contaminações pela COVID-19. As medidas contaram com a suspensão de atividades comerciais e industriais, diminuição da lotação de transportes públicos, suspensão das aulas escolares presenciais, entre outras atividades suspensas (Siliciano *et al.*, 2020).

Durante a pandemia de COVID-19, com a diminuição da circulação de automóveis e do funcionamento de diversas atividades, jornais e demais meios de comunicação relataram uma melhora na qualidade do ar, devido à diminuição da concentração de material particulado, carbono e outros gases no ar. De acordo com Sicard *et al.* (2020), os níveis de dióxido de nitrogênio (NO₂) chegaram a reduzir em 60% em alguns países em relação a 2019. Além disso, as taxas de PM_{2,5}, onde o diâmetro da partícula é inferior a 2,5 micrômetros, também decresceu 60% em Nova Deli, capital da Índia, no mesmo período.

Entretanto, ao mesmo tempo em que houve a diminuição no fluxo de diversas atividades e os níveis de NO₂, PM e carbono (C) diminuíram, foi observado um aumento de O₃ (Kerimray *et al.*, 2020; Tobías *et al.*, 2020; Sicard *et al.*, 2020a; Venter *et al.*, 2020). Em razão da química complexa existente na atmosfera, e ao que já foi exposto acima, ainda existem muitas questões em aberto sobre a formação de poluição do ar durante essas medidas restritivas em função da pandemia de COVID-19. Para Karl *et al.* (2017), essas observações acerca da formação de O₃ em relação às reduções de emissões de outros poluentes podem fornecer uma visão sobre a eficácia das políticas restritivas.

Em razão de que algumas doenças respiratórias e cardiovasculares podem estar associadas com o aumento nas concentrações de O₃, bem como a COVID-19 sendo uma doença respiratória e seus casos agravados poderem levar a um comprometimento das funções cardiorrespiratórias dos indivíduos acometidos por ela (OPAS, 2020a), julga-se importante a análise de diferentes cenários relacionados aos temas pandemia e qualidade do ar. Desta forma, o objetivo deste estudo foi analisar a prevalência de COVID-19, em termos de número de casos e hospitalizações, e a concentração de O₃ durante o primeiro ano da pandemia nos municípios de Caxias do Sul e Porto Alegre durante o período de medidas restritivas.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

OZÔNIO: PRODUÇÃO E CONSUMO

Os poluentes mais encontrados nos centros urbanos são os materiais particulados do tipo PM_{2,5} e PM₁₀, dióxido de NO₂ e O₃ (troposférico), sendo os poluentes que mais ameaçam a saúde pública por estarem associados a doenças respiratórias e cardiovasculares com mortalidade (Weinmayr *et al.*, 2010; Pascal *et al.*, 2013; Stafoggia *et al.*, 2013; Cohen *et al.*, 2017; Nuvolone *et al.*, 2018). Somente em 2015, França, Itália e Espanha associaram 47.300 mortes às altas taxas de PM_{2,5}, 84.300 ao NO₂ e 38.600 ao O₃ (EEA, 2018). De acordo com Sicard *et al.* (2020a), em Roma, no ano de 2016, foram atribuídas 1.800 mortes ao O₃.

O ozônio pode ser uma das espécies químicas mais complicadas da atmosfera, visto que é regionalmente sensível e sua concentração pode depender de vários fatores, simultaneamente, como: disponibilidade de NO_x, configuração rural/urbana da área, disponibilidade de COVs e condições meteorológicas (Menut, 2020; Sillman *et al.*, 2003; Seinfeld *et al.*, 2006). O O₃ possui átomos essenciais para sua formação, como o C e o N, gases presentes na atmosfera (Rocha *et al.*, 2009). O nitrogênio se junta ao oxigênio para formar o NO₂ (NO_x + O₂), já o carbono se combina com o oxigênio para formar os chamados compostos orgânicos voláteis (COVs).

Os COVs são entendidos como sendo qualquer composto de carbono, exceto o CO (monóxido de carbono), CO₂ (dióxido de carbono), H₂CO₃ (ácido carbônico), (NH₄)₂CO₃ (carbonato de amônio) e carbetos metálicos ou carbonatos (Rocha *et al.*, 2009; Kondo *et al.*, 2015). Os COVs e NO_x são os principais predecessores do ozônio troposférico, pois a transformação dos COVs leva a formação de RO₂ (radical peróxido), OH (hidroxila) e HO₂ (hidroperóxido), reagindo com o NO (monóxido de nitrogênio) para converter em NO₂, assim as reações para dissociar o NO₂ levam ao surgimento de O₃ (ROCHA *et al.*, 2009).

De acordo com Bolsoni (2017), o ozônio formado na troposfera é explicado através da participação ou não dos COVs. Quando a concentração de COV é baixa no ambiente, sua formação inicia pela dissociação de NO₂, que a partir da luz solar, origina o NO e o oxigênio atômico (equação 1). O átomo de oxigênio reage com o O₂ presente na atmosfera, e consorciada com uma molécula inerte (M), por exemplo N₂, em função da absorção de energia, forma o O₃ (equação 2). O NO advindo da primeira equação reage com o O₃ formado na segunda, regenerando o NO₂ e O₂ (equação 3). Assim, o O₃ é consumido, não sendo acumulado (Assis, 2014; Cassimiro, 2015). Essa é uma realidade em que se considera a atmosfera em equilíbrio (Bolsoni, 2017).

42

Rota 1 – Mecanismo de fotólise do NO₂:



Por outro lado, segundo Bolsoni (2017), quando há presença de COV advinda de fontes biogênicas e/ou antrópicas, que em associação com a radiação solar (hv), podem reagir com os radicais de hidroxila (·OH), encontrados no ambiente, para originar o radical peróxido (·RO₂) (equação 4). Esse radical consegue oxidar o NO para NO₂ (equação 5), prejudicando o consumo de O₃, propiciando o seu acúmulo na atmosfera (Cassimiro, 2015; Fernandes, 2015).

Rota 2 – Mecanismo de degradação dos COVs



A formação de O₃ troposférico também é bastante influenciada por condições climáticas e topográficas (NEVES, 2009), como o estudo de Zou *et al.* (2019), que analisa as emissões de O₃ durante o verão e o outono. Diversos estudos já foram realizados de modo a analisar casos específicos de grandes cidades ao redor do mundo (NETTO, 2017).

De acordo com Sicard *et al.* (2020a), estudos identificaram que nos centros urbanos da França, Coreia do Sul e Reino Unido as concentrações de O₃ na superfície são mais elevadas aos finais de semanas, quando comparado com o restante da semana, apesar de existirem menores emissões de NO_x e COVs. Outro estudo com desfecho semelhante foi realizado em quatro municípios do estado do Rio Grande do Sul, no Brasil, por Tavella *et al.* (2023).

MEDIDAS RESTRITIVAS PELO MUNDO

Com a rápida disseminação do novo vírus e a declaração do estado de pandemia pela OMS e com o intuito de conter a propagação do vírus e o contágio da população pela COVID-19, os governantes de países, estados e cidades se viram obrigados a adotar medidas de restrições quanto às atividades das localidades que estavam sob seus comandos. Por se tratar de uma doença até então desconhecida, as principais orientações recomendavam evitar aglomerações e promover o distanciamento social, manter uma boa higiene (principalmente das mãos) e evitar ao máximo o contato próximo com pessoas, principalmente em locais fechados (Brasil, 2021).

Medidas de restrições como o fechamento completo de estabelecimentos, suspensão de atividades industriais e serviços, cancelamento de voos, proibição de circulação das pessoas nas ruas, entre outras medidas restritivas foram adotadas. Wuhan, epicentro da doença, adotou medidas restritivas severas, decretando lockdown semanas após o surgimento de novos casos (Sicard, 2020) e, posteriormente, em todas as províncias da China (Chen *et al.*, 2020). No Cazaquistão, a cidade de Almaty introduziu uma quarentena em escala de cidade, poucos dias depois de ser declarado estado de emergência, em março de 2020 (Kerimray *et al.*, 2020).

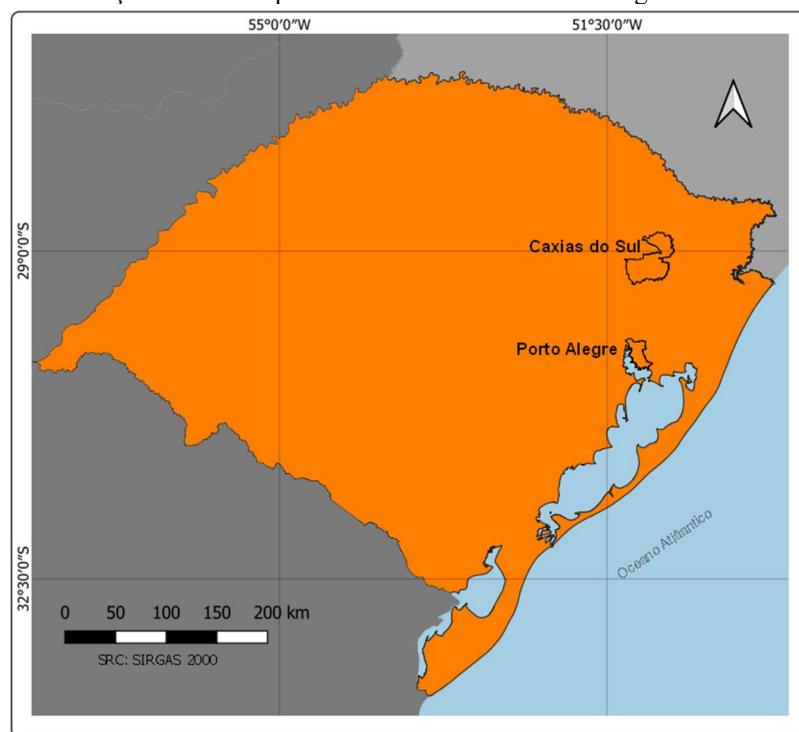
Ainda nesse contexto, a Índia decretou um bloqueio total, de três semanas, de atividades fora de casa. Cingapura fechou escolas e comércios não essenciais de abril a junho de 2020. A Tailândia decretou um toque de recolher no período da noite até o amanhecer no mês de abril do mesmo ano. Na Europa, a Itália impôs um bloqueio ao nível nacional no início da pandemia. A Espanha, da mesma forma, decretou quarentena nacional. Outros diversos países, em diferentes continentes, como a França, Alemanha, Rússia, Emirados Árabes, Argentina, Colômbia, Marrocos, Quênia, também

decretaram medidas de restrições similares, a fim de frear a disseminação da COVID-19 (KOH, 2020).

PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Trata-se de uma análise espacial e comparativa realizada através do Sistema de Informações Geográficas (SIG), a partir de dados secundários obtidos em bases de acesso público. As unidades de análise foram os municípios de Caxias do Sul e Porto Alegre, localizados no estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 1). Os dados são referentes à prevalência de casos e hospitalizações por COVID-19, e à concentração de ozônio troposférico. O estudo se deteve em realizar uma análise descritiva dos cenários elucidados nos mapas, acerca dos períodos em que foram impostas medidas restritivas de circulação e funcionamento de estabelecimentos através de decretos dos respectivos municípios. A análise e descrição se limitaram apenas no aumento ou declínio da prevalência e hospitalizações por COVID-19 e das concentrações do poluente, não levando em conta os valores absolutos. O período de análise corresponde aos meses de abril, maio, junho, julho, agosto e setembro de 2020.

Figura 1 - Localização dos municípios de Caxias do Sul e Porto Alegre no Rio Grande do Sul.



Fonte: Autores, 2022.

Os municípios deste estudo correspondem às duas cidades com maior densidade populacional do estado do Rio Grande do Sul. Além disso, pertencem ao eixo com maior nível de industrialização do estado, de acordo com o levantamento do governo gaúcho publicado no Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul, 2021a). Os dados utilizados nesta pesquisa são de livre acesso, assim como o software utilizado para a elaboração dos mapas utilizados nas análises.

Os dados de prevalência e hospitalizações por COVID-19 foram obtidos através do Painel Coronavírus RS, da Secretaria Estadual de Saúde (SES-RS)¹, através de dados agregados, em formato .csv e, posteriormente, convertidos em .xlsx para serem tratados no editor de planilhas Microsoft Excel.

Do arquivo obtido da SES-RS, foram utilizados os seguintes dados: município, data dos sintomas e hospitalização referente ao ano de 2020 e aos municípios de Caxias do Sul e Porto Alegre somente. O código dos municípios foi obtido através do sistema Cidades@, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)².

Os dados referentes à concentração de ozônio nos municípios abordados foram obtidos na plataforma GIOVANNI-NASA³, para os meses de abril a setembro de 2020, de acordo com a data de publicação dos decretos municipais para restrição das atividades. Com as variáveis selecionadas para a região de estudo, os arquivos foram salvos em formato geoTIFF para posterior aplicação no software QGIS.

O órgão responsável pelo monitoramento dos parâmetros da qualidade do ar no Rio Grande do Sul é a Fundação de Apoio ao Meio Ambiente Luís Roessler, a FEPAM. No entanto, não existem estações de monitoramento dos poluentes do ar em nenhuma das duas cidades deste estudo. Desta forma, não serão confrontados dados de forma direta com os dados obtidos pela plataforma GIOVANNI.

A plataforma da NASA tem fácil usabilidade, pois é simples e dispõe de vários recursos de sensores para as mais diversas observações dos constituintes do ar (Bernardy *et al.*, 2022; Silva Júnior *et al.*, 2022). Segundo Bernardy *et al.*, (2022), o serviço não é cobrado pela instituição, fornecendo recursos para cientistas da área a fim de explorar e analisar a atmosfera terrestre.

Para mapear o O₃, foi utilizado o *Ozone Monitoring Instrument* - OMI, de construção holandesa-finlandesa, operado a bordo da espaçonave NASA EOS Aura desde julho de 2004

¹Disponível em: <https://ti.saude.rs.gov.br/covid19/>

²Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>

³Disponível em: <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>

(LEVELT *et al.*, 2006). De acordo com Shikwambana, Mhangara e Mbatha (2020) e NASA (2022b), esse sensor consegue distinguir os tipos de aerossóis, como fumaça, poeira e sulfatos, fazendo a medição da pressão e cobertura de nuvem, para fornecer dados de modo a efetuar a derivação do ozônio troposférico. As medições de OMI, juntamente com outros instrumentos a bordo do satélite Aura, podem fornecer medição direta da taxa de mistura de ozônio em coluna vertical, na camada de transição tropical (TTL – *Tropical Transition Layer*) ou tropopausa, que é a zona de transição entre a troposfera e a estratosfera (Bhartia *et al.*, 2006; Gonçalves, 2013).

De acordo com a equipe que desenvolveu o equipamento, este emprega imagens hiperespectrais em modo varredura, efetuando a observação da radiação solar de retrodifusão na faixa do visível e do ultravioleta. Isso melhora a exatidão das quantidades totais de ozônio, além de fazer a auto-calibração radiométrica e comprimento de onda ao longo do tempo (NASA, 2022b).

Ainda segundo o projeto Aura, o OMI realiza as medições em resolução próxima à escala urbana, possibilitando assim a varredura de poluição advinda de indústrias e queima de biomassa (NASA, 2022b). Outrossim, um estudo realizado por Hu *et al.* (2020), comparou outros mecanismos de medição de ozônio troposférico, como sondas de ozônio com Célula de Concentração Eletroquímica (ECC), demonstrando bom índice de correlação.

A unidade de medida das concentrações de O₃ obtidas pela plataforma é dada em Unidades de Dobson (DU), usada para medir a espessura da camada de ozônio, como se concentrasse todo o gás em uma única camada (NASA, s/d). A OMS estabelece os parâmetros de Ozônio em volume, dado em microgramas por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), sendo $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o limite considerado aceitável em um período de 8 horas (OPAS, 2021). Segundo o portal NASA *Ozone Watch*, “uma coluna de ar com uma concentração de ozônio de 1 Unidade Dobson (DU) conteria cerca de $2,69 \times 10^{16}$ moléculas de ozônio para cada centímetro quadrado de área na base da coluna”.

Vale ressaltar que os dados obtidos na plataforma não foram convertidos, por se tratar de unidades utilizadas para parâmetros diferentes. Desta forma, foi realizada uma análise a partir das concentrações de O₃ em DU, avaliando se houve aumento ou declínio nas concentrações, de acordo com os valores de espessura do gás obtidos na plataforma GIOVANNI-NASA e não em seu volume.

Para a geração dos mapas, foi utilizado o software QGIS, versão 3.22. Este possui livre acesso e é utilizado para visualizar, editar e analisar dados georreferenciados. Foi empregado o Sistema de Referência de Coordenadas oficial do Brasil, o SIRGAS 2000. Foi utilizado o método de intervalos iguais para a distribuição das classes de casos e hospitalizações por COVID-19 e para as concentrações de ozônio. Os números de classes e as escalas de cores utilizadas foram escolhidos de

forma que melhor representassem numérica e esteticamente as variações dos dados e períodos analisados.

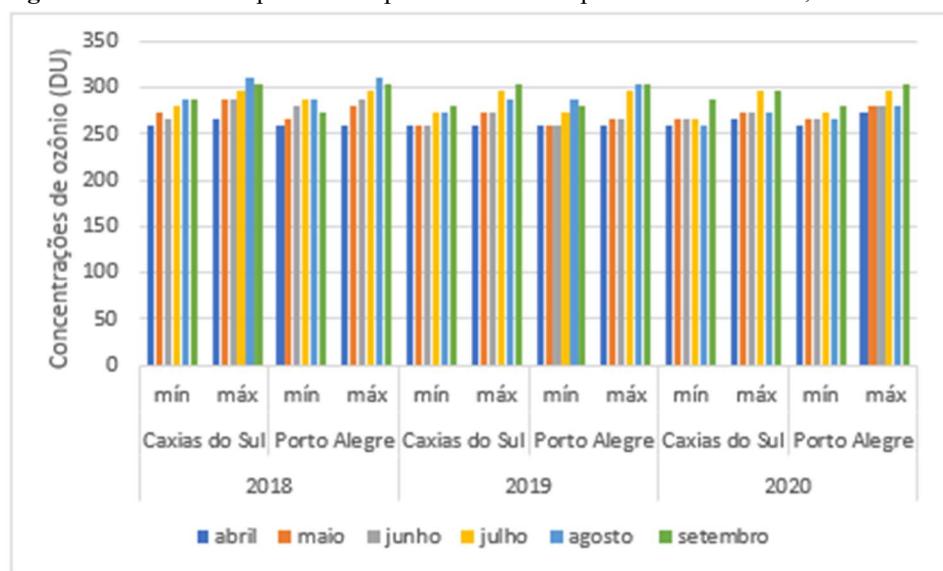
RESULTADOS E DISCUSSÕES

O município de Caxias do Sul, na serra gaúcha, dispôs sobre a suspensão de todas as atividades industriais e estabelecimentos comerciais, além das praticadas ao ar livre, através do Decreto nº 20.855, de 02 de abril de 2020 (Caxias do Sul, 2020). Estabelecimentos como restaurantes, serviços de saúde, saneamento e transporte público, considerados essenciais, puderam seguir em funcionamento com algumas medidas de segurança, como higienização constante dos espaços, uso de equipamentos de proteção individual (EPIs) e distanciamento entre funcionários e clientes. Essas atividades puderam retornar ao funcionamento gradual a partir de 17 de abril. Atividades industriais e de serviços ocorreram a partir do dia 20 de abril. Os estabelecimentos de promoção da saúde, como academias e centros de treinamento, voltaram a funcionar a partir do dia 22 de abril. Os clubes sociais, a partir do dia 7 de maio.

Já na capital, Porto Alegre, os serviços não considerados essenciais tiveram de interromper suas atividades pela primeira vez no dia 31 de março, a partir do Decreto nº 20.534 (Porto Alegre, 2020). Somente poderiam funcionar atividades vinculadas à saúde, transportes, segurança e telecomunicações. O retorno gradual em Porto Alegre se deu a partir do Decreto nº 20.549 (Porto Alegre, 2020a), onde as atividades industriais e lojas do comércio em geral tiveram liberação de retorno. Com o número de casos e hospitalizações se elevando, Porto Alegre decretou um segundo bloqueio de atividades em junho do mesmo ano, a partir do Decreto nº 20.623 (Porto Alegre, 2020b), voltando a afrouxar suas medidas em agosto do mesmo ano.

Durante o período de estudo, de abril a setembro de 2020, os municípios de Caxias do Sul e Porto Alegre tiveram seu maior registro para os casos por COVID-19 no mês de agosto, com 3316 e 10877 casos, respectivamente. As hospitalizações por COVID-19, tiveram seu maior registro no mês de agosto, para Caxias do Sul, e no mês de julho, para Porto Alegre; com 201 e 1139 hospitalizações, respectivamente. Já as máximas concentrações de ozônio registradas no período de estudo ocorreram em julho e setembro para Caxias do Sul (272,9 DU) e setembro para Porto Alegre (302,9 DU), conforme o gráfico da Figura 2. No mesmo gráfico, podem ser comparadas as concentrações de O₃ nos anos de 2018 e 2019.

Figura 2 - Gráfico comparativo do período de estudo para os anos de 2018, 2019 e 2020.



Fonte: SES-RS (2021); NASA (2022).

Os casos de COVID-19 em Caxias do Sul, quintuplicaram de abril para maio, se mantendo elevado até agosto. Em setembro, o número de casos começou a declinar, indicando uma possível regressão da pandemia. A evolução dos casos em Porto Alegre se comportou de maneira semelhante, porém com números mais expressivos no mesmo período, visto que a capital gaúcha possui aproximadamente três vezes mais habitantes de Caxias do Sul.

No entanto, em relação às hospitalizações, ambas as cidades mantiveram uma crescente nos números até o mês de agosto, sofrendo leves reduções quando analisado o mês seguinte. Entretanto, a capital obteve novamente números mais elevados, com crescimento mais expressivo quando comparado com a cidade da serra.

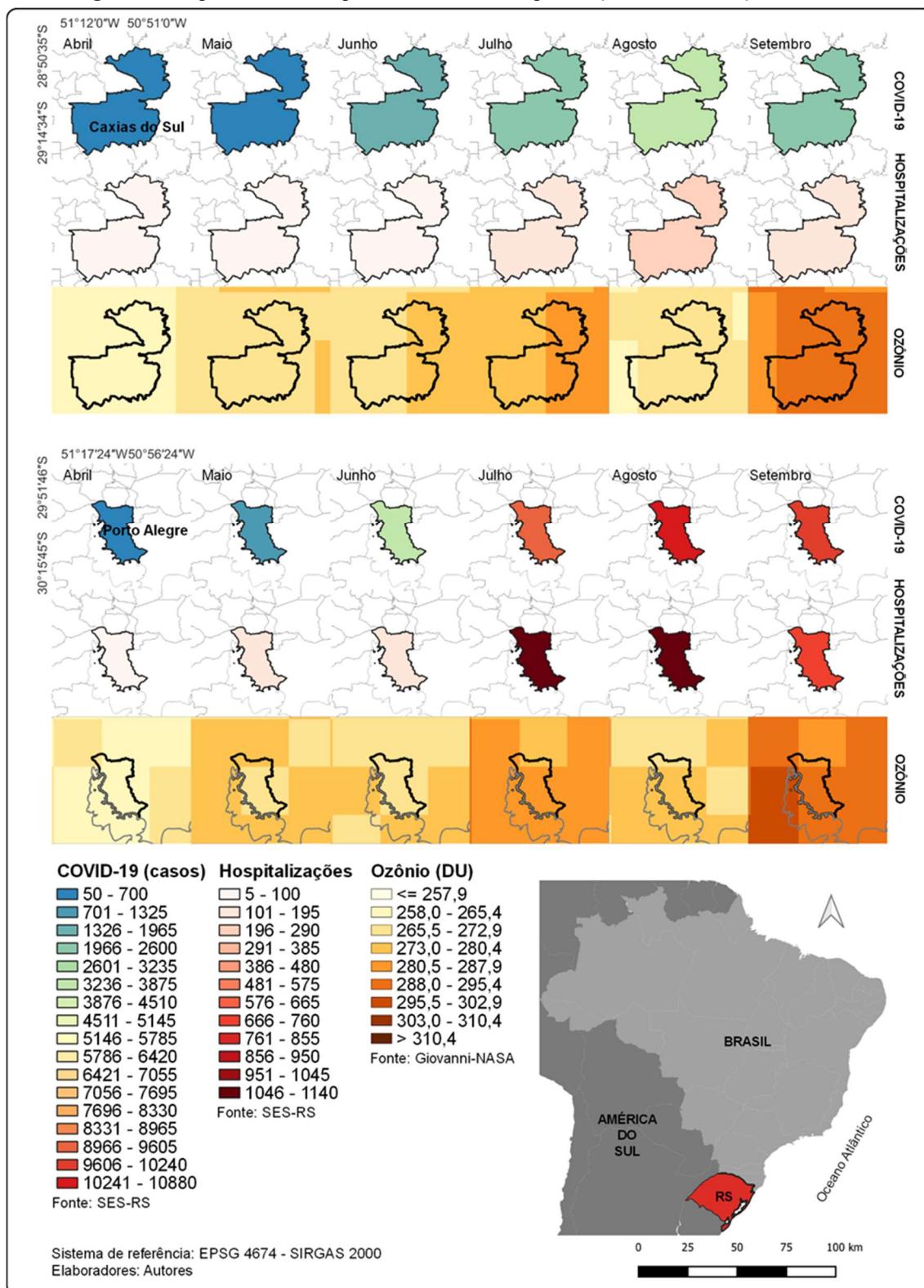
Quanto ao O₃, pode-se perceber que nos dois municípios as concentrações do gás se comportaram da mesma forma durante o período analisado: de abril para maio houve um aumento nas concentrações de O₃; de maio para junho os níveis se mantiveram; de junho para julho houve um leve aumento; de julho para agosto houve um leve declínio nas concentrações; e de agosto para setembro houve um aumento considerável.

Por mais que o ozônio seja prejudicial aos seres vivos em altas concentrações e a COVID-19 possa ocasionar um agravamento de enfermidades respiratórias, o número de hospitalizações por COVID-19 aumentou de forma descolada do aumento das concentrações de ozônio. Por outro lado, as concentrações desse gás presumem ter relação com os períodos de bloqueios das atividades em

Porto Alegre, visto que, em maio e setembro, os meses de afrouxamento das medidas restritivas impostas pelos decretos, os níveis de ozônio tiveram aumento.

Sendo assim, na Figura 3 é possível visualizar o mapa temático com a incidência de casos, hospitalizações e concentração de ozônio, organizado em formato comparativo para melhor análise.

Figura 3 - Mapa temático comparativo de casos, hospitalizações e concentração de ozônio.



Em Caxias do Sul, ao ponto que aumentava o número de casos e hospitalizações, a concentração de O₃ também apresentava elevação. Isso pode ser visto entre os meses de abril e julho. Contudo, quando analisado o mês de agosto na cidade serrana, os níveis de ozônio sofreram reduções, enquanto o número de contaminações e hospitalizações continuou aumentando. Essa desproporção também foi verificada no mês de setembro, onde a concentração do gás aumentou consideravelmente, enquanto os casos e hospitalizações diminuíram.

Segundo Bernardy *et al.* (2022), diversas vezes o O₃ encontrado na troposfera é confundido com a camada que protege a população dos raios ultravioletas do sol. Porém, o gás tem um efeito contrário, visto que, o O₃ encontrado até 10 quilômetros de altura se comporta como um oxidante, causando danos aos seres vivos em geral (DANTAS *et al.*, 2019, 2020a). Esse gás encontrado no nível do solo é considerado o poluente mais nocivo para a saúde humana (sistema respiratório e cardiovascular) e para o meio ambiente (Mills *et al.*, 2011; WHO, 2013; Sicard *et al.*, 2016a, 2016b; Nuvolone *et al.*, 2018; Sicard *et al.*, 2019). Por isso é demandado diversos estudos de modo a avaliar sua concentração no ar e a relação com outras doenças.

Já em Porto Alegre, o aumento foi mais acentuado, para as três avaliações, onde novamente o mês de setembro apresentou os maiores valores. Essa elevação nos números pode ser explicada pela maior densidade populacional verificada na capital gaúcha. Porém, municípios menores, como por exemplo Nova Araçá e Santa Cecília do Sul, apresentaram altas taxas de contaminados e hospitalizados, de acordo com o Painel Coronavírus RS (SES-RS).

As concentrações de O₃ em tempos ditos “normais”, ou seja, sem restrições de movimentações por parte das pessoas, são fortemente relacionadas com poluentes gerados pelo tráfego de automóveis (Frota; Vasconcelos, 2019). Kerimray *et al.* (2020), constataram um aumento de 15% nas concentrações de O₃ em Almaty, no Cazaquistão, durante o *lockdown* realizado na cidade, apesar do tráfego de automóveis ter sido severamente restringido. Esse aumento foi atribuído aos níveis mais altos de atividade solar durante os dias de bloqueio das atividades (19 de março a 14 de abril de 2020). Porém, usinas de calor e energia a carvão mantiveram suas atividades contínuas.

De acordo com Sicard *et al.* (2020), identificaram um aumento nas concentrações de O₃ nos centros urbanos de sete países (Canadá, França, Itália, Coréia do Sul, Japão, Espanha e Reino Unido) aos finais de semanas, quando comparado com o restante da semana, apesar de existirem menores emissões de NO_x e COVs.

Segundo trabalho realizado por Menut *et al.* (2020) a partir do estudo sobre os impactos das medidas de confinamento na qualidade do ar em função da COVID-19 em países da Europa Ocidental, as concentrações de O₃ tiveram um aumento (menos significativo) no período analisado (março de 2020), enquanto os demais poluentes tiveram um declínio em seus níveis de concentração.

Da mesma forma, Gualtieri *et al.* (2020) constataram um aumento (ou sem alterações) de O₃ ou nas seis das oito cidades mais populosas da Itália (Milão, Bolonha, Florença, Roma, Nápoles e Palermo), justamente pela diminuição do tráfego de veículos e a diminuição nas emissões dos gases poluentes produzidos pelos automóveis, que atuam no processo de consumo do O₃.

Contudo, novamente se verifica uma quebra na proporcionalidade de crescimento já visto em Caxias do Sul. Na capital, o mês de agosto manteve o aumento de incidência de COVID-19, enquanto o ozônio sofreu redução significativa. Por outro lado, em setembro, a contaminação por sars-cov-2 diminuiu e os níveis de ozônio voltaram a subir.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em Caxias do Sul e Porto Alegre, o aumento e o declínio na prevalência de COVID-19 se comportou de maneira parecida. Bem como as variações nas concentrações de ozônio para o período de estudo nos dois municípios, embora não tenha sido possível converter os valores das concentrações de O₃, podemos averiguar através do Relatório do Monitoramento da Qualidade do Ar no Rio Grande do Sul 2020, publicado em 2021 pela Fundação de Apoio ao Meio Ambiente - FEPAM-RS (FEPAM, 2021), que as concentrações do ozônio estiveram dentro do índice considerado bom nos parâmetros do Índice de Qualidade do Ar (IQAr) do estado gaúcho, a partir das diretrizes do CONAMA (Resolução 491/2018), embora nenhuma das estações de monitoramento estejam implementadas em Caxias do Sul ou Porto Alegre.

Salienta-se que o estudo foi realizado baseando-se em dados secundários, podendo haver divergência nos resultados obtidos. O aumento na prevalência de COVID-19 e nas concentrações de ozônio ocorreram no mesmo período, porém não se pode afirmar neste estudo que há relação direta sem pesquisas mais aprofundadas. Destaca-se também, a importância da implementação de mais unidades de monitoramento dos parâmetros da qualidade do ar no estado, de modo que se tenha uma análise mais ampla em termos de território devido a diversidade de condições no ambiente.

Considerando o ozônio um gás de formação complexa e dependente de vários fatores simultâneos, pode existir variáveis que estejam correlacionadas a sua variação no período pandêmico, como: a idade da frota e o fluxo de veículos nos municípios em questão e no estado do RS, as

características climáticas no período da análise (ventos, radiação solar, chuvas), a interação do gás com outros poluentes; além da realização de análises estatísticas.

REFERÊNCIAS

ASSIS, P. I. L. S. **Fluxo estomático de ozônio e sintomas foliares visíveis em Psidium guajava L. ‘Paluma’**. 2014. 111 p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, Instituto de Botânica de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

BHARTIA, P. K.; LEVELT, P. F.; TAMMINEN, J.; TORRES, O. Recent results from the Ozone Monitoring Instrument (OMI) on EOS Aura. **Spie Proceedings**, [S.L.], p. 1-12, 1 dez. 2006. SPIE. <http://dx.doi.org/10.1117/12.706521>.

BERNARDY, R.; DADALT, T. A.; PISKE, A. D.; GADOTTI, G. I.; LEANDRO, D.; BILHALVA, L.; GATTO, D. A.; NADAL, A. Avaliação das consequências da pandemia de covid-19 na qualidade do ar no Rio Grande do Sul com uso da plataforma Giovanni-NASA. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [s. l.], v. 13, n. 8, p. 1-20, 2022.

BOLSONI, V. P. **Compostos orgânicos voláteis (COV) emitidos por espécies vegetais da Mata Atlântica sob alto ozônio**. 2017. 76 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, Área de Concentração de Plantas Vasculares em Análises Ambientais, Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Coronavírus – Como é transmitido?** Ministério da Saúde: 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/saude/pt-br/coronavirus/como-e-transmitido>. Acesso em: 02 dez. 2022.

BRASIL. Coronavírus Brasil. **Covid-19 Painel Coronavírus**. DATASUS, 2022. Disponível em: <https://covid.saude.gov.br/>. Acesso em: 06 nov. 2022.

CASSIMIRO, J. C. **Avaliação de índice de proteção à vegetação baseado na dose fitotóxica de ozônio**. 2015. 70 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, Instituto de Botânica de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

CAXIAS DO SUL. **Decreto nº 20.855, de 02 de abril de 2020**. Município de Caxias do Sul: 2020.

CHEN, K.; WANG, M.; HUANG, C.; KINNEY, P. L.; ANASTAS, P. T. Air pollution reduction and mortality benefit during the COVID-19 outbreak in China. **The Lancet Planetary Health**, [S.L.], v. 4, n. 6, p. 210-212, jun. 2020. Elsevier BV. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/s2542-5196\(20\)30107-8](http://dx.doi.org/10.1016/s2542-5196(20)30107-8).

COHEN, A. J.; BRAUER, M.; BURNETT, R.; ANDERSON, H. R.; FROSTAD, J.; ESTEP, K.; BALAKRISHNAN, K.; BRUNEKREEF, B.; DANDONA, L.; DANDONA, R. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the global burden of diseases study 2015. **The Lancet**, [S.L.], v. 389, n. 10082, p. 1907-1918, maio 2017. Elsevier BV. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/s0140-6736\(17\)30505-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0140-6736(17)30505-6).

DANTAS, G.; SICILIANO, B.; FREITAS, L.; SEIXAS, E. G. de; SILVA, C. M. da; ARBILLA, G. Why did ozone levels remain high in Rio de Janeiro during the Brazilian truck driver strike? **Atmospheric Pollution Research**, [S.L.], v. 10, n. 6, p. 2018-2029, nov. 2019. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2019.09.010>.

DANTAS, G.; SICILIANO, B.; FRANÇA, B. B.; SILVA, C. M. da; ARBILLA, G. The impact of COVID-19 partial lockdown on the air quality of the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Science Of the Total Environment**, [S.L.], v. 729, p. 139085, ago. 2020. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139085>.

DANTAS, G.; SICILIANO, B.; SILVA, C. M. da; ARBILLA, G. A reactivity analysis of volatile organic compounds in a Rio de Janeiro urban area impacted by vehicular and industrial emissions. **Atmospheric Pollution Research**, [S.L.], v. 11, n. 5, p. 1018-1027, maio 2020a. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2020.02.017>.

EEA; (ETC/ACM)., European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation. Air quality in Europe: 2018 report. **Eea Report**, [S.L.], p. 1-88, 2018. Publications Office. DOI: <http://dx.doi.org/10.2800/777411>.

FERNANDES, F. F. **Marcadores microscópicos para a validação de sintomas em espécie nativa a ser empregada no biomonitoramento de ozônio**. 2015. 91 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biodiversidade Ambiental e Meio Ambiente, Instituto de Botânica de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

FROTA, E. B.; VASCONCELOS, N. M. S. **QUÍMICA AMBIENTAL**. 2. ed. Fortaleza: EdUECE, 2019.

GUALTIERI, G.; BRILLI, L.; CAROTENUTO, F.; VAGNOLI, C.; ZALDEI, A.; GIOLI, B. Quantifying road traffic impact on air quality in urban areas: a covid19-induced lockdown analysis in Italy. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 267, p. 115682, dez. 2020. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115682>.

GONÇALVES, F. M. A. **Avaliação do ozono troposférico em Portugal – Análise integradora**. 2013. 90 f. Dissertação (Mestrado) – Engenharia do Ambiente. Departamento de Ambiente e Ordenamento. Aveiro, 2013.

HAGENBJÖRK, A.; MALMQVIST, E.; MATTISSON, K.; SOMMAR, N. J.; MODIG, L. The spatial variation of O₃, NO, NO₂ and NO_x and the relation between them in two Swedish cities. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.L.], v. 189, n. 4, p. 1-12, 13 mar. 2017. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-017-5872-z>.

HU, Y.; YAN, H.; ZHANG, X.; GAO, Y.; ZHENG, X.; LIU, X. Study on calculation and validation of tropospheric ozone by ozone monitoring instrument – microwave limb sounder over China. **International Journal of Remote Sensing**, [S.L.], v. 41, n. 23, p. 9101-9120, 1 out. 2020. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2020.1800124>.

KARL, T.; GRAUS, M.; STRIEDNIG, M.; LAMPRECHT, C.; HAMMERLE, A.; WOHLFAHRT, G.; HELD, A.; HEYDEN, L. von Der; DEVENTER, M. J.; KRISMER, A. Urban eddy covariance measurements reveal significant missing NO_x emissions in Central Europe. **Scientific Reports**, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 1-9, 30 maio 2017. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-02699-9>.

KERIMRAY, A.; BAIMATOVA, N.; IBRAGIMOVA, O. P.; BUKENOV, B.; KENESSOV, B.; PLOTITSYN, P.; KARACA, F. Assessing air quality changes in large cities during COVID-19 lockdowns: the impacts of traffic-free urban conditions in Almaty, Kazakhstan. **Science Of the Total Environment**, [S.L.], v. 730, p. 139179, ago. 2020. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139179>.

KOH, D. COVID-19 lockdowns throughout the world. **Occupational Medicine**, [S.L.], v. 70, n. 5, p. 322-322, 2 maio 2020. Oxford University Press (OUP). DOI: <http://dx.doi.org/10.1093/occmed/kqaa073>.

KONDO, M. M.; BARBOSA, A. F.; BARBOSA, V. M. P.; SILVA, M. R. A. da; ANDRADE, S. J. de. EFEITO FITOTÓXICO DO OZÔNIO NA TROPOSFERA: experimento em sala de aula. **Ciência e Natura**, [S.L.], v. 37, n. 1, p. 163-169, 20 jan. 2015. Universidade Federal de Santa Maria. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/2179460x14817>.

LEVELT, P.F.; HILSENARTH, E.; LEPPELMEIER, G.W.; OORD, G.H.J. v. D.; BHARTIA, P.K.; TAMMINEN, J.; HAAN, J.F. de; VEEFKIND, J.P. Science objectives of the ozone monitoring instrument. **Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, [S.L.], v. 44, n. 5, p. 1199-1208, maio 2006. Institute of Electrical and Electronics Engineers (IEEE). DOI: <http://dx.doi.org/10.1109/tgrs.2006.872336>.

LIMA, M.; FELIX, E.; CARDOSO, A. APLICAÇÕES E IMPLICAÇÕES DO OZÔNIO NA INDÚSTRIA, AMBIENTE E SAÚDE. **Química Nova**, [S.L.], p. 1-8, 2021. Sociedade Brasileira de Química (SBQ). DOI: <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170759>.

MENUT, L.; BESSAGNET, B.; SIOUR, G.; MAILLER, S.; PENNEL, R.; CHOLAKIAN, A. Impact of lockdown measures to combat Covid-19 on air quality over western Europe. **Science Of the Total Environment**, [S.L.], v. 741, p. 140426, nov. 2020. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140426>.

MILLS, G.; HAYES, F.; SIMPSON, D.; EMBERSON, L.; NORRIS, D.; HARMENS, H.; BÜKER, Patrick. Evidence of widespread effects of ozone on crops and (semi-)natural vegetation in Europe (1990-2006) in relation to AOT40- and flux-based risk maps. **Global Change Biology**, [S.L.], v. 17, n. 1, p. 592-613, 1 dez. 2010. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02217.x>.

MOTA, M. V. **Correlação da qualidade do ar com a pandemia do covid-19**. 2021. 68 p. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Ambiental - Deamb, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2021.

NASA. **Ozone Monitoring Instrument (OMI)**. Projeto Aura, 2022 Disponível em: <https://aura.gsfc.nasa.gov/omi.html>. Acesso em: 06 maio 2022.

NASA. **NASA Ozone Watch - Images, data, and information for atmospheric ozone.** s/d.
Disponível em: https://ozonewatch.gsfc.nasa.gov/facts/dobson_SH.html. Acesso em: 28 dez. 2022.

NETTO, F. D.; DAEMME, L. C.; PENTEADO, R.; CORRÊA, S. M.; BELTRÃO, V. de C.; SILVA, V. C. B. da. FORMAÇÃO DE OZÔNIO TROPOSFÉRICO: uma revisão da literatura. **Blucher Engineering Proceedings**, [S.L.], p. 1026-1033, set. 2017. Editora Blucher. DOI: <http://dx.doi.org/10.5151/engpro-simea2017-31>.

NEVES, N. M. S. **FORMAÇÃO E DISPERSÃO DE OZÔNIO NA REGIÃO DO RECÔNCAVO BAIANO**. 2009. 158 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Química, Instituto de Química, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2009.

NUVOLONE, D.; PETRI, D.; VOLLE, F. The effects of ozone on human health. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.L.], v. 25, n. 9, p. 8074-8088, 25 maio 2017. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-9239-3>.

OPAS. Organização Pan-Americana da Saúde. 2020. **Folha informativa sobre COVID-19**. Disponível em: <https://www.paho.org/pt/covid19>.

OPAS. Organização Pan-Americana de Saúde. **Infográfico - COVID-19 doença causada pelo coronavírus 2019: Informe-se**. OPAS: 2020a.

OPAS. Organização Pan-Americana de Saúde. **Diretrizes globais de qualidade do ar da OMS**: partículas inaláveis (MP_{2,5} e MP₁₀), ozônio, dióxido de nitrogênio, dióxido de enxofre e monóxido de carbono. Resumo executivo. Washington, D.C.: Organização Pan-Americana da Saúde; 2021. Licença: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. DOI: <https://doi.org/10.37774/9789275724613>.

PASCAL, M.; CORSO, M.; CHANNEL, O.; DECLERCQ, C.; BADALONI, C.; CESARONI, G.; HENSCHEL, S.; MEISTER, K.; HALUZA, D.; MARTIN-OLMEDO, P. Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: results of the aphekom project. **Science Of the Total Environment**, [S.L.], v. 449, p. 390-400, abr. 2013. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.077>.

PORTO ALEGRE. **Decreto nº 20.534, de 31 de março de 2020**. Prefeitura Municipal de Porto Alegre: 2020.

PORTO ALEGRE. **Decreto nº 20.549, de 22 de abril de 2022**. Prefeitura Municipal de Porto Alegre: 2020a.

PORTO ALEGRE. **Decreto nº 20.623, de 20 de junho de 2020**. Prefeitura Municipal de Porto Alegre: 2020b.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria da Saúde. **Regiões de Saúde**. SES - RS: 2021. Disponível em: <https://ti.saude.rs.gov.br/covid19/>. Acesso em: 02 dez. 2022.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria de Planejamento, Governança e Gestão. Departamento de Planejamento Governamental. Departamento de Planejamento Governamental. **Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul**. 6. ed. Porto Alegre: 2021a. 205 p.

ROCHA, J.C.; Rosa, A.H., Cardoso, A.A. **Introdução à Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 256 p.

SCHIPA, I.; TANZARELLA, A.; MANGIA, C. Differences between weekend and weekday ozone levels over rural and urban sites in Southern Italy. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.L.], v. 156, n. 1-4, p. 509-523, 2 set. 2008. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-008-0501-5>.

SEINFELD, J., PANDIS, S. **Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change**. 2nd ed. 1203 p. Wiley-Interscience: Hoboken, 2006.

SHIKWAMBANA, L.; MHANGARA, P.; MBATHA, N. Trend analysis and first-time observations of sulphur dioxide and nitrogen dioxide in South Africa using TROPOMI/Sentinel-5 P data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [S.L.], v. 91, n. 1, p. 1-10, set. 2020. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2020.102130>.

SICARD, P.; SERRA, R.; ROSSELLO, P. Spatiotemporal trends in ground-level ozone concentrations and metrics in France over the time period 1999 –2012. **Environmental Research**, [S.L.], v. 149, p. 122-144, ago. 2016. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2016.05.014>.

SICARD, P.; AUGUSTAITIS, A.; BELYAZID, S.; CALFAPIETRA, C.; MARCO, A. de; FENN, M.; BYTNEROWICZ, A.; GRULKE, N.; HE, Shang; MATYSSEK, Rainer. Global topics and novel approaches in the study of air pollution, climate change and forest ecosystems. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 213, p. 977-987, jun. 2016a. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.075>.

SICARD, P.; KHANIABADI, Y. O.; PEREZ, S.; GUALTIERI, M.; MARCO, A. de. Effect of O₃, PM₁₀ and PM_{2.5} on cardiovascular and respiratory diseases in cities of France, Iran and Italy. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.L.], v. 26, n. 31, p. 32645-32665, 12 set. 2019. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-06445-8>.

SICARD, P.; PAOLETTI, E.; AGATHOKLEOUS, E.; ARAMINIENÈ, V.; PROIETTI, C.; COULIBALY, F.; MARCO, A. de. Ozone weekend effect in cities: deep insights for urban air pollution control. **Environmental Research**, [S.L.], v. 191, p. 110193, dez. 2020. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2020.110193>.

SICARD, P.; MARCO, A. de; AGATHOKLEOUS, E.; FENG, Z.; XU, X.; PAOLETTI, E.; RODRIGUEZ, J. J. D.; CALATAYUD, V. Amplified ozone pollution in cities during the COVID-19 lockdown. **Science Of the Total Environment**, [S.L.], v. 735, p. 139542, set. 2020a. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139542>.

SILLMAN, S. O₃-NO_x-VOC sensitivity and NOx-VOC indicators in Paris: results from models and atmospheric pollution over the Paris area (ESQUIF) measurements. **Journal Of Geophysical Research**, [S.L.], v. 108, n. 17, p. 1-12, 2003. American Geophysical Union (AGU). DOI: <http://dx.doi.org/10.1029/2002jd001561>.

SILVA JÚNIOR, F.M.R.; HONSCHA, L.C.; BRUM, R.L.; RAMIRES, P.F.; TAVELLA, R.A.; FERNANDES, C.L.F.; PENTEADO, J.O.; BONIFÁCIO, A.S.; VOLCÃO, L.M.; SANTOS, M. Air quality in cities of the extreme south of Brazil. **Ecotoxicology And Environmental Contamination**, Rio Grande, v. 15, p. 61-67, 10 nov. 2020. Ecotoxicology and Environmental Contamination. DOI: <http://dx.doi.org/10.5132/ec.2020.01.08>.

SPIRO, T.G., STIGLIANI, W.M. **Química Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2009. 343 p.

STAFOGGIA, M.; SAMOLI, E.; ALESSANDRINI, E.; CADUM, E.; OSTRO, B.; BERTI, G.; FAUSTINI, A.; JACQUEMIN, B.; LINARES, C.; PASCAL, M. Short-term Associations between Fine and Coarse Particulate Matter and Hospitalizations in Southern Europe: results from the med-particles project. **Environmental Health Perspectives**, [S.L.], v. 121, n. 9, p. 1026-1033, set. 2013. Environmental Health Perspectives. DOI: <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1206151>.

TAVELLA, R. A.; MORAES, N. G. da R.; AICK, C. D. M.; RAMIRES, P. F.; PEREIRA, N.; SOARES, A. G.; SILVA JÚNIOR, F. M. R. da. Weekend effect of air pollutants in small and medium-sized cities: the role of policies stringency to covid-19 containment. **Atmospheric Pollution Research**, [S.L.], v. 14, n. 2, p. 101662, fev. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2023.101662>.

TOBÍAS, 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**, [S.L.], v. 726, p. 138540, jul. 2020. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138540>.

UNASUS - Universidade Aberta do SUS. **Coronavírus**: Brasil confirma primeiro caso da doença. Ministério da Saúde: 2020. Disponível em: <https://www.unasus.gov.br/noticia/coronavirus-brasil-confirma-primeiro-caso-da-doenca>. Acesso em: 04 nov. 2022.

UNASUS - Universidade Aberta do SUS. **Organização Mundial de Saúde declara pandemia do novo Coronavírus**. Ministério da Saúde: 2020a. Disponível em: <https://www.unasus.gov.br/noticia/organizacao-mundial-de-saude-declara-pandemia-de-coronavirus>. Acesso em: 07 nov. 2022.

VENTER, Z. S.; AUNAN, K.; CHOWDHURY, S.; LELIEVELD, J. COVID-19 lockdowns cause global air pollution declines. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, [S.L.], v. 117, n. 32, p. 18984-18990, 28 jul. 2020. Proceedings of the National Academy of Sciences. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2006853117>.

WEINMAYR, G.; ROMEO, E.; SARIO, M. de; WEILAND, S. K.; FORASTIERE, F. Short-Term Effects of PM 10 and NO 2 on Respiratory Health among Children with Asthma or Asthma-like Symptoms: a systematic review and meta-analysis. **Environmental Health Perspectives**, [S.L.], v. 118, n. 4, p. 449-457, abr. 2010. Environmental Health Perspectives. DOI: <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.0900844>.

WHO - World Health Organization. **Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIIHAAP Project Technical Report**. WHO: 2013. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/341712>. Acesso em: 14 dez. 2022.

WHO - World Health Organization. **Novel coronavirus (2019-nCoV)**. WHO: 2020. Disponível em: https://www.euro.who.int/en/health-topics/health-emergencies/novel-coronavirus-2019-ncov_old. Acesso em: 10 abr. 2022.

ZOU, Y.; CHARLESWORTH, E.; YIN, C.Q.; YAN, X.L.; DENG, X.J.; LI, F. The weekday/weekend ozone differences induced by the emissions change during summer and autumn in Guangzhou, China. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 199, p. 114-126, fev. 2019. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.11.019>.