

EMISSÃO VEICULAR ANTES E APÓS A PANDEMIA DA COVID-19: O QUE MUDOU?

Bianca Cristina dos Reis Pinto ¹
Danilo Covaes Nogarotto ²
Simone Andrea Pozza ³

Poluição Atmosférica

Resumo

Este estudo avalia as alterações nas emissões de poluentes veiculares nos municípios de Campinas e Paulínia, durante o período de 2017 a 2021, com foco nas mudanças ocorridas durante a pandemia de COVID-19. O objetivo é analisar a variação nas emissões de CO, HC, NOx, RCHO e MP utilizando a metodologia *top-down*, que se baseia em dados agregados para estimar as emissões. Os resultados indicam uma significativa redução das emissões durante a pandemia, atribuída principalmente às restrições de mobilidade que diminuíram o tráfego veicular. O estudo também observa a predominância do uso de gasolina em veículos leves e destaca o papel crescente de combustíveis alternativos como etanol e biodiesel. Conclui-se que a realização de inventários de emissões é crucial para a gestão da poluição atmosférica e que políticas públicas eficazes e avanços tecnológicos no setor de transporte são necessários para mitigar os impactos ambientais a longo prazo. O estudo sugere a continuidade de pesquisas para aprimorar a compreensão das dinâmicas de emissão em cenários futuros.

Palavras-chave: Top-Down; Emissão Veicular; Poluentes Atmosféricos.

¹Aluna do Curso Graduação em Engenharia Ambiental; Instituição Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Tecnologia, b253867@dac.unicamp.br

² Pesquisador Colaborador. Universidade Estadual de Campinas– Faculdade de Tecnologia, danilocn@unicamp.br.

³ Profa. Dra. Universidade Estadual de Campinas– Faculdade de Tecnologia, spozza@unicamp.br

INTRODUÇÃO

Os veículos contribuem significativamente para a poluição atmosférica, liberando uma variedade de compostos orgânicos e inorgânicos no ar (Pereira, et al., 2023). A quantidade de poluentes emitidos é influenciada por fatores como a qualidade do combustível, a manutenção e o tipo de motor dos veículos. Esse impacto é particularmente notável em veículos mais antigos, que tendem a liberar uma concentração maior de poluentes, mesmo quando estão desligados (Pacheco et al., 2017).

Altas concentrações de poluentes no ar podem ter impactos diretos na saúde humana, levando a doenças cardiovasculares e respiratórias, além de mortes prematuras (Marco et al., 2018). A Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que a poluição do ar é responsável por 7 milhões de mortes anuais (Nações Unidas, 2021). Além disso, há evidências crescentes de que esses poluentes podem estar relacionados ao desenvolvimento de doenças neurodegenerativas e diabetes.

Segundo a *International Energy Agency* (IEA, 2024), o Brasil é responsável por 1,3% das emissões globais de CO₂ resultantes da combustão de combustíveis fósseis. O setor de transporte é o principal contribuinte, representando 46% das emissões totais de CO₂. Esse setor tem apresentado um crescimento significativo nos últimos anos, impulsionado pelo desenvolvimento econômico e pelas mudanças nos padrões de consumo, o que incentiva o aumento contínuo da demanda energética (Amaral et al., 2018). Em 2021, o Brasil liderou as emissões de CO₂ na América do Sul e na América Central, com um total de 439.133 milhões de toneladas. Se essa tendência continuar, o setor de transporte poderá se tornar um desafio crítico na luta contra as mudanças climáticas (Creutzig et al., 2015).

O inventário de emissões de poluentes atmosféricos é essencial para gerenciar de maneira qualitativa e quantitativa os poluentes liberados pelos automóveis. Identificar as tendências e a localização das fontes de emissão é crucial para desenvolver planos eficazes de redução da poluição do ar (D'agosto, 2015). No entanto, avaliar as emissões veiculares torna-se desafiador devido ao constante deslocamento das fontes móveis ao longo do tempo e do espaço. Para uma avaliação eficiente, é necessário recorrer a metodologias matemáticas de estimativa (Meotti, 2019), como o (i) *Bottom-up* e o (ii) *Top-Down*. A abordagem *top-down* utiliza dados mais amplos, além de ser uma ferramenta mais acessível e de baixo custo. Enquanto o *bottom-up* depende de uma variedade de informações mais detalhadas e complexas das fontes móveis de emissão. Com isso, as estimativas de incertezas apresentam uma margem maior no *top-down*, já que no *bottom-up* as estimativas podem ser mais precisas, embora seja mais complexa e exija mais recursos (Wang; Zhu, 2024).

Durante as medidas restritivas adotadas na pandemia da COVID-19 (2020-2021), que incluíram

limitações na mobilidade veicular, observou-se uma diminuição significativa de poluentes atmosféricos (Gonçalves et al., 2022; Tobías et al., 2020). Estudos na região de Cali, Colômbia, indicaram uma redução de 69% nas emissões de material particulado em comparação ao período anterior ao isolamento (Echeverry-Prieto et al., 2022). Em Milão, Itália, foi registrada uma diminuição significativa nas concentrações de SO₂ e NO₂ (Collivignarelli et al., 2020). Reduções de até 43% de MP_{2,5} foram observadas em diversos países (Sharma et al., 2020), juntamente com quedas significativas nas concentrações de poluentes primários (CO, SO₂, NO₂) na Índia, China e Irã (Bray et al., 2021; Wang et al., 2020; Broomandi et al., 2020). Assim, a realização de inventários torna-se essencial para observar as tendências e as alterações nos padrões de poluição evidenciadas durante a pandemia.

Objetiva-se com esse trabalho estimar a emissão dos principais poluentes atmosféricos, como monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos (HC), óxidos de nitrogênio (NO_x), aldeídos (RCHO), material particulado (MP), dióxido de carbono (CO₂) e óxido nitroso (N₂O) emitidos por fontes móveis nos municípios de Campinas (SP) e Paulínia (SP) pelo método *top-down*, no período de 2017 a 2021.

METODOLOGIA

Área de Estudo

A área de estudo contempla dois municípios da Região Metropolitana de Campinas (RMC), Campinas e Paulínia, localizadas no estado de São Paulo. Campinas é o núcleo central considerada a maior cidade da RMC, possui uma área territorial de aproximadamente 794,57 km², sendo a cidade mais populosa da região com 1.139.047 habitantes, seguida de Sumaré e Indaiatuba, respectivamente (IBGE, 2022). Está situada a 93,70 km de São Paulo capital com uma frota veicular de 903.313, sendo que os veículos leves representam 64% do total dessa frota (BRASIL, 2023). Cinco das principais rodovias do estado de São Paulo passam por Campinas, como Bandeirantes (SP 348), Anhanguera (SP 330), Dom Pedro I (SP 65), Santos Dumont (SP 75) e Adhemar de Barros (SP 75).

Paulínia está localizada a 119 km da capital de São Paulo e possui uma área territorial de aproximadamente 138 km² com uma população residente de 110.537 (IBGE, 2022). Possui a maior refinaria petroquímica do Brasil, a Refinaria Planalto de Paulínia (REPLAN). Ademais, a frota veicular de Paulínia é impactada pela extensa área urbana de Campinas e por uma frota de 76.832 veículos (Nogarotto et al., 2020).

Inventário de Emissão

O inventário de emissões consiste em realizar um levantamento dos poluentes emitidos na área de estudo, incluindo auxiliar nas mitigações de políticas públicas. Há uma avaliação tanto quantitativa

quanto qualitativa das emissões originadas dos veículos, o que permite compreender a contribuição dos automóveis para a poluição total e a influência de diferentes categorias de veículos. Para isso, é realizado após identificar a área de estudo, é necessário realizar a caracterização das fontes móveis, a fim de diagnosticar os poluentes liberados. Após essa etapa, é realizado o cálculo do fator de emissão (FE), que é determinado com base nas características individuais do veículo, como ano de fabricação, modelo, categoria e tipo de combustível utilizado. Essa análise considera exclusivamente os dados provenientes da fonte emissora de escape do veículo. É importante destacar que os poluentes regulamentados pelos programas PROCONVE e PROMOT incluem o CO, NO_x, NMCOV e MP, dados anuais realizados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (Ventura e Pinto, 2013).

O *Top-Down* é um método utilizado para o cálculo de emissão de CO₂, a partir de informações como a quantidade de combustível consumido pelos veículos, a potência energética do combustível, o teor de carbono, a quantidade de carbono não oxidado, o armazenamento de carbono e as emissões líquidas de carbono como observados na Eq. 1 (Mendes, 2004).

$$E_{p,c} = \sum_{k=1}^n * \sum_{j=1}^n * FE_{p,j,i,c} * C_{j,k} \quad \text{Eq. 1}$$

sendo, $E_{p,c}$ é a emissão estimada pelo método top-down, para o poluente p e da categoria c , em kg/ano; $FE_{p,j,i,c}$ é o fator de emissão para cada poluente p , combustível j , ano-modelo i e da categoria c , em kg/Litro e $C_{j,k}$ é a quantidade de combustível j , consumido na cidade k , em Litro/ano.

Os dados das vendas anuais de combustíveis (em litros por ano) foram coletados na Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustível (ANP) de cada município deste estudo. Os combustíveis selecionados foram Gasolina Comum, Etanol Hidratado e Diesel (ANP, 2020). Já os fatores de emissão foram coletados pela CETESB. Para selecionar o fator de emissão foi necessário realizar agregações dos tipos de combustíveis e de veículos licenciados, como a CETESB classifica os fatores de emissão (Meotti, 2019).

Os poluentes avaliados foram o monóxido de carbono (CO), os hidrocarbonetos (HC), o óxido de nitrogênio (NO_x), os aldeídos (RCOH), o material particulado (MP), o dióxido de carbono (CO₂) e o óxido nitroso (N₂O) para cada tipo de veículo (veículos leves, comerciais leves, motocicletas e pesados).

Tabela 1- Definição da categoria de veículos segundo o tipo de combustível.

Categorias	Combustível	Definição
Automóveis	Gasolina, <i>flexfuel</i> , GNV, etanol	Veículo automotor destinado ao transporte de passageiros, com capacidade para até 8 pessoas, inclusive o motorista.
Veículos comerciais leves	Gasolina, <i>flexfuel</i> , GNV, etanol ou diesel	Veículo automotor destinado ao transporte de pessoas ou carga, com peso bruto total de até 3.500 kg.
Motocicletas	Gasolina e etanol	Veículo automotor de duas rodas com ou sem sidecar, dirigido em posição montada.
Caminhões leves, médios e pesados (acima de 3,5, 10 e 15 t)	Diesel	Veículo automotor destinado ao transporte de carga, com carroçaria e PBT superior a 3.500 kg.
Ônibus urbanos e rodoviários	Diesel	Veículo automotor de transporte coletivo.

Fonte: MMA, 2016.

A caracterização da frota veicular é de acordo com a categoria dos veículos segundo o tipo de combustível (Tabela 1). Existem diversos fatores que influenciam a emissão dos poluentes, como o ano, modelo e categoria do veículo. Os veículos leves usam como combustível a gasolina, etanol hidratado e o gás natural veicular (GNV). Já as motocicletas utilizam etanol e a gasolina. Ambos os veículos podem ser *flex-fuel* (gasolina ou etanol). Os comerciais leves além de utilizar esses combustíveis também podem utilizar o diesel. Entretanto, os veículos pesados e ônibus usam somente o diesel como combustível (CETESB, 2024). A concentração de MP foi retirada do QUALAR, a partir das estações de qualidade do ar de Campinas e Paulínia para comparar com os resultados obtidos do Fator de Emissão pela Equação 1 (CETESB, 2022).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

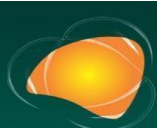
A Tabela 2 compara o uso de diferentes combustíveis em quatro regiões bem populosas do Brasil, sendo São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte e Fortaleza. Pode-se notar que os veículos movidos a gasolina predominam. Os Veículos leves de passageiros (LDVs) representam aproximadamente 85% dos veículos totais nas Regiões Metropolitanas de Campinas (RMC), São Paulo (RMSP), Rio de Janeiro (RMRJ) e Belo Horizonte (RMBH), prevalecendo os carros flex e a gasolina. O uso de etanol e biodiesel tem crescido ao longo do tempo, incentivado por políticas governamentais como o PROALCOOL e a Lei Brasileira nº 13.033. Esses combustíveis são projetados para representar 30% do consumo total até 2030 (Pacheco et al., 2017).

Tabela 2- Comparação de veículos movidos a gasolina e etanol na RMC (este estudo) e outros municípios (outros estudos).

Local	Período	Nº veículos gasolina	Nº veículos etanol
RMC (este estudo)	2017-2021	1.751.789	71.762
RMC (este estudo)	1 ano	350.357,8	14.352,4
São Paulo ¹	2015	3.877.098	495.946
Rio de Janeiro ¹	2015	1.040.321	13.981
Belo Horizonte ¹	2015	633.242	54.768
Fortaleza ²	2015	400.000	150.00

¹ Pacheco et al. (2017); ² Policarpo et al. (2018).

As Figuras 1 e 2 apresentam a somatória da emissão dos poluentes HC, CO, NO_x e RCHO de ambos os municípios para veículos movidos a etanol e a gasolina, respectivamente. O monóxido de carbono (CO) apresentou níveis mais elevados das emissões deste estudo comparado aos outros poluentes, o que corroborou com pesquisas realizadas em outras regiões do Brasil como: Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), Rio de Janeiro, Região Metropolitana de Porto Alegre, Região Metropolitana de Campinas (RMC) (Souza et al., 2013; Tang et al., 2016; Ueda e Tomaz, 2011) (Tabela 3). Entretanto, ao analisar dados de diferentes períodos e regiões, há indicativos de que, apesar das diferenças regionais, as emissões parecem estar diminuindo ao longo do tempo. Este declínio pode estar associado a pandemia da COVID-19 que limitou as atividades, e conseqüentemente, diminuiu a emissão de CO comparado ao período pré pandemia. As maiores contribuições para as emissões de CO são provenientes do uso de gasolina, enquanto as emissões de NO_x são associadas ao uso de diesel. Segundo Policarpo et al. (2018) aproximadamente 30% das emissões em Fortaleza são geradas por veículos leves, e 60% por caminhões e ônibus.



EXTREMOS CLIMÁTICOS: IMPACTOS ATUAIS E RISCOS FUTUROS

Figura 1- Soma da emissão de poluentes (ton/ano) total de veículos leves movidos a etanol em Campinas e Paulínia de 2017 a 2021.

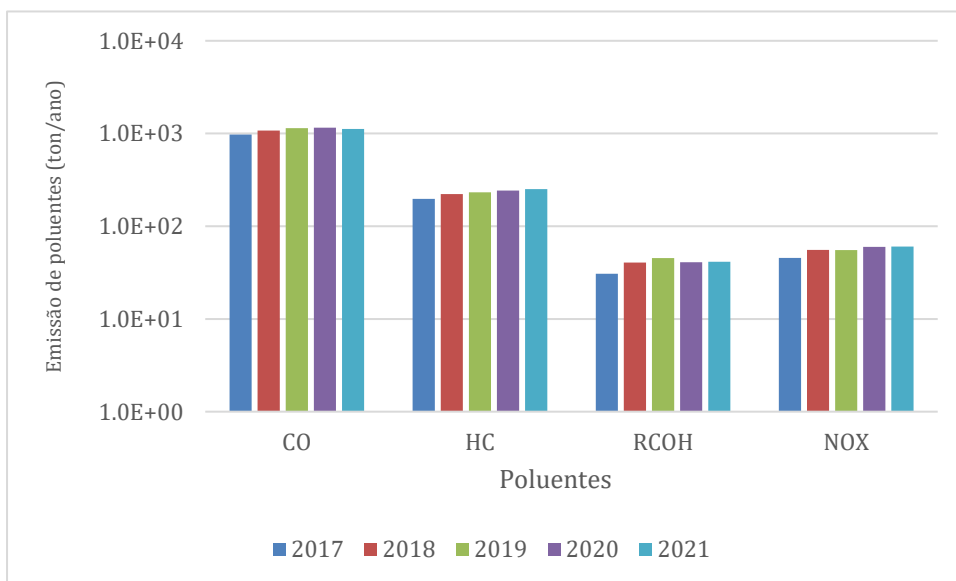
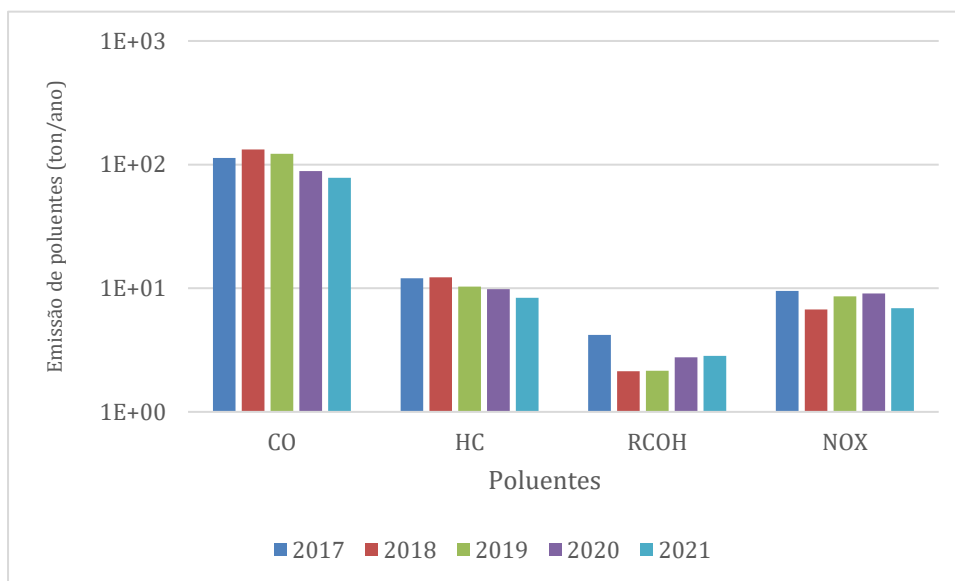


Figura 2- Soma da emissão de poluentes (ton/ano) total de veículos leves movidos a gasolina em Campinas e Paulínia de 2017 a 2021.



EXTREMOS CLIMÁTICOS: IMPACTOS ATUAIS E RISCOS FUTUROS

Tabela 3- Comparação de emissão veiculares de CO (toneladas/ano) em Campinas e Paulínia (este estudo) e outros municípios (outros estudos).

Local	Período	CO (ton/ano)
Campinas (este estudo)	2017	51,74
	2018	48,70
	2019	42,55
	2020	2,80
	2021	3,80
Paulínia (este estudo)	2017	61,44
	2018	89,77
	2019	79,73
	2020	60,46
	2021	40,02
RMSP ¹	2011	168,19
Rio de Janeiro ²	2010	87,39
RMC ³	2008	244,35
Porto Alegre ⁴	2004	195,74

¹CETESB (2012); ²Souza et al. (2013), ³ Ueda e Tomaz (2011); ⁴Teixeira, Feltes e Santana (2008)

Na Tabela 4 contém as emissões dos poluentes CO, HC, NO_x, MP e RCHO de veículos leves novos e compara a variação do ano de 2017 e 2021 em Campinas e Paulínia. Em ambos os municípios houve diminuições significativas dos poluentes, sendo em termos absolutos maiores que 20% de redução. Estudos da literatura comprovam que a pandemia da COVID-19 (período de 2020-2021) gerou impactos significativos da redução dos poluentes do ar (Gonçalves et al., 2022; Tobías et al., 2020). As emissões de NO₂, CO e MP decaíram imediatamente após o início do confinamento neste estudo. Um estudo feito por Liu et al. (2021) em 597 cidades no período de janeiro e julho de 2020 avaliou que as emissões de MP₁₀, CO e MP_{2,5} reduziram em 14-20%, 7-11% e 7-16%, respectivamente, em relação ao período de pré-confinamento.

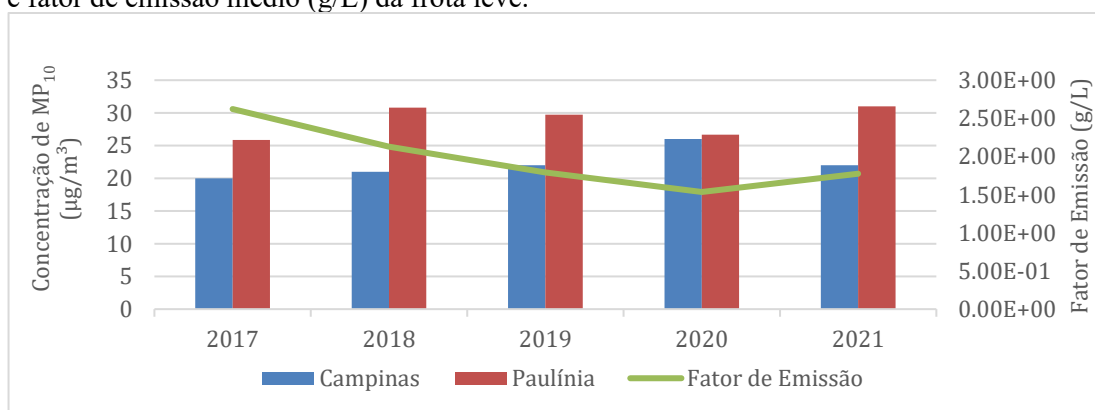
Tabela 4- Total de emissões de veículos leves em Campinas e Paulínia em toneladas/ano

Ano	Campinas					Paulínia				
	CO	HC	NO _x	MP	RCHO	CO	HC	NO _x	MP	RCHO
2017	51,74	5,50	3,84	4,80	3,84	61,44	6,53	5,66	0,43	0,34
2021	38,09	4,08	2,61	3,26	2,61	40,02	4,28	4,28	0,28	0,22
Varição (%)	-26,38	-25,82	-32,03	-32,08	-32,03	-32,86	-34,45	-24,38	-34,88	-35,29

A Figura 3 compara os dois municípios da RMC, Campinas e Paulínia, em termos de concentração de MP e os fatores médios de emissão da frota de veículos (CETESB, 2015). As concentrações médias de MP₁₀ não refletiram à redução dos padrões de emissão para veículos leves.

Estudos indicam que os veículos, especialmente os movidos a diesel, são responsáveis por uma significativa parcela das emissões de material particulado (MP) no Brasil, variando entre 34% e 50% das emissões totais (Karagulian et al., 2015). Apesar do número de veículos em Campinas ser praticamente 46% maior comparado a Paulínia, a concentração de MP é maior devido a Refinaria de Paulínia (REPLAN), na qual sedia o maior polo petroquímico da América Latina, que pode ser considerada uma importante fonte de poluição.

Figura 3- Concentração média de MP₁₀ (µg/m³) obtida nas estações de tratamento automática de Campinas e Paulínia e fator de emissão médio (g/L) da frota leve.



CONCLUSÕES

A poluição atmosférica afeta globalmente a qualidade de vida, tornando crucial a análise do comportamento dos poluentes ao longo do tempo. O método *Top-down* usado neste estudo ajuda a quantificar os poluentes atmosféricos, o que auxilia na identificação de padrões e tendências essenciais para a gestão ambiental.

Neste estudo, analisou-se as emissões de poluentes atmosféricos provenientes de fontes móveis em Campinas e Paulínia, no estado de São Paulo, entre os anos de 2017 e 2021, com o método top-down. Evidenciou-se que os veículos movidos a gasolina predominam, especialmente os veículos leves de passageiros (LDVs), que representam aproximadamente 85% dos veículos totais nas regiões analisadas. A emissão de CO foi a mais significativa comparada a outros poluentes, já que é originada, principalmente, dos veículos movidos a gasolina.

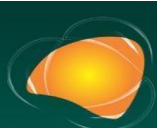
Dessa forma, a realização de inventários de emissões de poluentes atmosféricos é essencial para gerenciar e mitigar os impactos ambientais. Identificar tendências e fontes de emissão para desenvolver políticas públicas eficazes de controle da poluição do ar. Estudos futuros devem focar na avaliação contínua das políticas de controle de emissões e no desenvolvimento de tecnologias mais eficientes e menos poluentes para o setor de transporte e industrial.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de Iniciação Científica para realização da pesquisa, bem como o Laboratório de Monitoramento Ambiental (LAMOAM) e ao MonitoAr e a minha universidade de ensino a Faculdade de Tecnologia da Unicamp (FT).

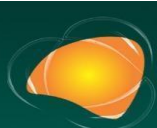
REFERÊNCIAS

- AMARAL, G. L.; YAZBEK, C. L.; OLENIKE, J. E. Frota brasileira de veículos em circulação. Instituto Brasileiro de Planejamento e Tributação, 2018.
- ANP. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustível. 2020. Disponível em: <<https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/dados-estatisticos>>. Acesso em: 16 ago. 2024.
- BRASIL. Ministério dos Transportes. Frota de veículos 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/transportes/pt-br/assuntos/transito/conteudo-Senatran/frota-de-veiculos-2023>. Acesso em: 31 ago. 2024.
- BRAY, C. D.; NAHAS, A.; BATTYE, W. H.; ANEJA, V. P. Impact of lockdown during the COVID-19 outbreak on multi-scale air quality. *Atmospheric Environment, North Carolina, USA*, v. 254, jun. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118386>
- BROOMANDI, P.; KARACA, F.; NIKFAL, A.; JAHANBAKHSHI, A.; TAMJIDI, M.; KIM, J. R. Impact of COVID-19 event on the air quality in Iran. *Aerosol Air Quality Research, Taiwan*, v. 20, n. 8, p. 1793-1804, 7 mai. 2020. DOI: <https://doi.org/10.4209/aaqr.2020.05.0205>.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO- CETESB. 2024. Emissão Veicular. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/veicular/combustiveis/>>. Acesso em: 30 jul. 2024.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO- CETESB, 2015. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2014. Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo 2014, Report of air quality in the São Paulo State 2014. Cetesb, São Paulo. Disponível em: <<http://ar.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-relatorios/>>. Acesso: 03 set. 2024.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO- CETESB. 2012. Relatório de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo 2011, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO- CETESB. Qualidade do ar no estado de São Paulo. 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/qualar/>. Acesso em: 31 ago. 2024.
- COLLIVIGNARELLI, M. C.; ABBÀ, A.; BERTANZA, G.; PEDRAZZANI, R.; RICCIARDI, P.; CARNEVALE, M. M. Lockdown for COVID-2019 in Milan: What are the effects on air quality? *Science of The Total Environment*, v. 732, 25 ago. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020>
- CREUTZIG, F.; JOCHEM, P.; EDELENBOSCH, O. Y.; MATTAUCH, L.; VAUUREN, D. P. V.; MCCOLLUM, D.; MINX, J.. Transport: A roadblock to climate change mitigation? *Science*, v. 350, n. 6263, p. 911–912, 2015.
- D'AGOSTO, M. D. A. Poluição atmosférica e emissão de gases de efeito estufa (GEE). Transporte, uso de energia e impactos ambientais. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015. p. 194-223.
- ECHEVERRY-PRIEETO G; ROJAS NY; MOSQUERA Becerra J. Mudanças na qualidade do ar associadas ao tráfego de automóveis durante o isolamento do COVID-19 em Santiago de Cali, Ingeniería y Competitividad. Colômbia. Disponível em: <https://revistaingenieria.univalle.edu.co/index.php/ingenieria_y_competitividad/article/view/11891>. Acesso em: 12 jun. 2024.



EXTREMOS CLIMÁTICOS: IMPACTOS ATUAIS E RISCOS FUTUROS

- GONÇALVES, P. B.; NOGAROTTO, D. C.; CANTERAS, F. B.; POZZA, S. A. A relação entre o número de casos de COVID-19, variáveis meteorológicas e concentração de material particulado em uma empresa de médio porte cidade brasileira. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, Limeira, v. 57, n. 2, p. 167-178, mai. 2022. DOI: <https://doi.org/10.5327/Z217694781300>
- IBGE- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Cidades e Estados. 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp/paulinia.html>. Acesso em: 31 ago. 2024.
- IEA. World Energy Outlook 2024 – Analysis - IEA. Disponível em: <https://www.iea.org/countries/brazil/emissions>. Acesso em: 10 jun. 2024.
- KARAGULIAN, F.; BELIS, C. A.; DORA, C. F. C.; PRÜSS-USTÜN, A. M.; BONJOUR, S.; ADAIR-ROHANI, H.; AMANN, M. Contribuições para o material particulado ambiental das cidades (PM): uma revisão sistemática das contribuições de fontes locais em nível global. *Atmospheric Environment*, v. 120, p. 475–483, 2015. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2015.08.087
- LIU, F.; WANG, M.; ZHENG, M. Efeitos do bloqueio da COVID-19 na qualidade do ar e saúde. *Science of The Total Environment*, v. 755, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142533>
- MARCO, A.; AMOATE, P.; KHANIABADI, Y. O.; SICARD, P.; HOPKE, P. K. Mortality and morbidity for cardiopulmonary diseases attributed to PM_{2.5} exposure in the metropolis of Rome, Italy. *European Journal of Internal Medicine*, v. 57, p. 49-57, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejim.2018.07.027>
- MENDES, F.E. Avaliação de programas de controle de poluição atmosférica por veículos leves no Brasil. 2004. 189 f. Tese (Doutorado)- Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2004.
- MEOTTI, B. Comparação entre métodos top-down e bottom-up na estimativa de emissões veiculares. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. Primeiro inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários: Relatório Final. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_publicacao/163_publicacao27072011055200.pdf. Acesso em 25 jun. de 2024.
- NAÇÕES UNIDAS. Centro de Imprensa. Notícias. Novas diretrizes da OMS sobre qualidade do ar reduzem valores seguros para poluição. Brasília, DF: Casa ONU Brasil, 2021. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/145721-novas-diretrizesda-oms-sobre-qualidade-do-ar-reduzem-valores-seguros-para-poluicao>. Acesso em: 12 jul. 2024.
- NOGAROTTO, D.; DE LIMA, M. R. G.; POZZA, S. A. 2020. Análise de componentes principais para verificar relação entre variáveis meteorológicas e a concentração de MP₁₀. *HOLOS*, [S.l.], v. 1, p. 1-17. DOI: <https://doi.org/10.15628/holos.2020.8649>.
- PACHECO, M. T.; PARMIGIANI, M. M. M.; ANDRADE, M. D. F.; MORAWSKA, L.; KUMAR, P. A review of emissions and concentrations of particulate matter in the three major metropolitan areas of Brazil. *Journal of Transport & Health*, v. 4, p. 53-72, jan. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jth.2017.01.008>
- PEREIRA, G. M.; NOGUEIRA, T.; KAMIGAUTI, L. Y.; SANTOS, D. M. D.; NASCIMENTO, E. Q. M.; MARTINS, J. V.; VICENTE, A.; ARTAXO, P.; ALVES, C.; VASCONCELLOS, P. D. C.; ANDRADE, M. D. F. Particulate matter fingerprints in biofuel impacted tunnels in South America's largest metropolitan area. *Science of The Total Environment*, v. 856, Part 2, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159006>
- POLICARPO, N. A.; SILVA, C.; LOPES, T. F. A.; ARAÚJO, R. S.; CAVALCANTE, F. S. Á.; PITOMBO, C. S.; OLIVEIRA, M. L. M. Road vehicle emission inventory of a Brazilian metropolitan area and insights for other emerging economies. *Transportation Research Part D*, v. 57, p. 172-184, 2017. DOI: 10.1016/j.trd.2017.12.004
- SHARMA, S.; ZHANG, M.; ANSHIKA; GAO, J.; ZHANG, H.; KOTA, S. H. Effect of restricted emissions during COVID-19 on air quality in India. *Science of The Total Environment*, v. 728, 22 abr. 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138878
- SOUZA, C. D. R.; SILVA, S. D.; SILVA, M. A. V.; D'AGOSTO, M. A.; BARBOZA, A. P. Inventory of conventional air pollutants emissions from road transportation for the state of Rio de Janeiro. *Energy Policy*, v. 53, p. 125–135, 2013. DOI: 10.1016/j.enpol.2012.10.021
- TANG, G.; CHAO, N.; WANG, Y.; CHEN, J. Vehicular emissions in China in 2006 and 2010. *Journal of Environmental Sciences*, v. 48, p. 179–192, 2016. DOI: 10.1016/j.jes.2016.01.031



EXTREMOS CLIMÁTICOS: IMPACTOS ATUAIS E RISCOS FUTUROS

- TEIXEIRA, E. C.; FELTES, S.; SANTANA, E. R. R. Study of the emissions from moving sources in the metropolitan area of Porto Alegre – RS – Brazil. *Química Nova*, v. 31, n. 2, p. 244–248, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000200010>
- 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, 15 jul. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138540>
- UEDA, A. C.; TOMAZ, E. Inventário de emissão de fontes veiculares da região metropolitana de Campinas, São Paulo. *Química Nova*, v. 34, n. 9, p. 1496–1500, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000900003>
- VENTURA, L. M. B; PINTO, F. D. O. Inventário Emissões de Fontes Veiculares Região Metropolitana do Rio de Janeiro.
- WANG, Q.; ZHU, H. Combined top-down and bottom-up approach for CO2 emissions estimation in building sector of Beijing: Taking new energy vehicles into consideration. *Energy*, v. 290, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2024.130302>
- WANG, Y.; WEN, Y.; WANG, Y.; ZHANG, S.; ZHANG, K. M.; ZHENG, H.; XING, J.; WU, Y.; HAO, J. Four-month changes in air quality during and after the COVID-19 lockdown in six megacities in China. *Environmental Science & Technology Letters*, v. 7, p. 802–808, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00605>