



Avaliação das emissões reais dos veículos em São Paulo

Kaylin Lee, Mallery Crowe, Yoann Bernard, Guido Giovanelli Haytzmann,
and Ana Beatriz Rebouças

NOVEMBRO DE 2025

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi financiado pela FIA Foundation. Os autores agradecem a equipe do Departamento de Fontes Móveis de Emissões da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Os autores estendem os agradecimentos para a OPUS RSE e a Tecsidel Brasil pela execução das medidas de emissões, a Companhia de Engenharia de Tráfego (CET), a Agência de Transporte do Estado de São Paulo (ARTESP), a Secretaria Executiva de Mudanças Climáticas (SECLIMA), a Prefeitura Municipal de Santo André, a Polícia Rodoviária Federal (PRF), a São Paulo Transporte (SPTrans) e a Motiva, pelo apoio operacional na campanha de sensoriamento remoto, ao DETRAN/SP pelo compartilhamento de dados, e Anirudh Narla (ICCT) e Marcelo Bales (CETESB) pela revisão e sugestões valiosas.

A FIA Foundation e o ICCT fundaram a Iniciativa TRUE (The Real Urban Emissions), que tem como objetivo fornecer às cidades dados sobre as emissões reais de suas frotas veiculares e capacitá-las com informações técnicas que possam ser utilizadas na formulação de políticas públicas e para a tomada de decisões estratégicas.

SUMÁRIO EXECUTIVO

As emissões veiculares são a principal causa para a poluição do ar na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Embora a implementação do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) tenha levado a uma redução nas emissões veiculares e promovido tecnologias mais limpas para veículos ao estabelecer limites de emissão, as concentrações médias anuais de dióxido de nitrogênio (NO_2) e material particulado ($\text{MP}_{2,5}$) na RMSP frequentemente excedem as diretrizes da Organização Mundial da Saúde estabelecidas em 2021. A região também sofre com altos níveis de ozônio troposférico (O_3), um poluente secundário com sérias implicações para a saúde, que é exacerbado pela forte luz solar e pelas frequentes altas temperaturas.

Os veículos flex-fuel, produzidos no Brasil desde 2003, são hoje a principal tecnologia de veículos leves (LDVs, *light-duty vehicles*) no país e podem ser movidos com qualquer mistura de etanol e gasolina. Para veículos pesados (HDVs, *heavy-duty vehicles*), que normalmente são movidos a diesel, a mistura do biodiesel no diesel é obrigatória. Esses biocombustíveis—etanol e biodiesel—são produzidos principalmente a partir da cana-de-açúcar e da soja cultivadas no país, e seu uso tem sido amplamente promovido no Brasil para reduzir a dependência de combustíveis fósseis importados. Atualmente, os novos veículos LDVs e HDVs devem atender aos limites de emissão descritos na fase L8 (desde 2025) e na fase P8 (desde 2023), respectivamente, de acordo com o programa PROCONVE.

Este estudo, realizado no âmbito da Iniciativa The Real Urban Emissions (TRUE), fornece informações sobre as emissões reais de poluentes dos veículos na RMSP. Mais de 323.000 medições de emissões de veículos foram coletadas em nove locais entre maio e julho de 2024. A tecnologia de sensoriamento remoto foi usada para medir as emissões de monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos (HC), amônia (NH_3), óxidos de nitrogênio (NO_x) e de fumaça por ultravioleta (um indicador de partículas em suspensão), além das emissões evaporativas. Este estudo oferece uma análise abrangente de carros de passeio e caminhões, responsáveis por uma grande parte das emissões de poluentes na região. A análise apoia as seguintes conclusões e recomendações de políticas públicas:

A eliminação gradual dos grupos de veículos certificados pelas normas de emissões L3 e P3 ou mais antigas teria um impacto expressivo na redução das emissões da frota. Entre os veículos de passeio certificados na fase L3, as emissões reais de NO_x , CO, HC e NH_3 foram mais altas entre os flex-fuel e os que operam exclusivamente a gasolina C—nesses casos, os limites de emissão foram excedidos em várias vezes, ainda que representassem apenas 5,5% da amostra de automóveis de passageiros. Esses grupos de veículos também tiveram a maior participação nas emissões evaporativas detectáveis, um importante precursor do O_3 . Os caminhões a diesel introduzidos antes do padrão P3, que provavelmente não são equipados com sistemas modernos de controle de emissões, representaram quase 10% da amostra de caminhões e apresentaram emissões reais de NO_x e $\text{MP}_{2,5}$ 5 vezes e 12 vezes maiores, respectivamente, do que os caminhões P8 mais recentes. Programas de sucateamento e tributação que oferecessem incentivos financeiros para substituir veículos antigos com motor de combustão interna por veículos elétricos a bateria poderiam reduzir efetivamente as emissões.

A atualização do programa PROCONVE com base no desempenho real das emissões da frota em uso ajudaria a garantir a redução das emissões dos veículos mais novos. Apesar das notáveis reduções de emissões dos veículos nas fases mais recentes do PROCONVE no momento da medição—L7 para carros de passeio e P8 para HDVs—as emissões reais ainda excediam os limites estabelecidos, particularmente para NO_x e HC (carros de passeio) e NO_x e $\text{MP}_{2,5}$ (caminhões). Ajustar uma brecha na regulação que permite que alguns tipos de veículos usados para transporte de passageiros, como veículos utilitários esportivos e caminhonetes, sejam certificados como veículos comerciais leves poderia garantir que a fase L8 alcançasse a redução esperada nas emissões de carros de passeio. Para caminhões, atualizar a fase P8 para exigir testes de conformidade em serviço para limites de potência mais baixos e partidas a frio reduziria as emissões em ambientes urbanos.

A eletrificação de táxis, veículos de transporte por aplicativo e caminhões de carga urbanos, que contribuem com uma parcela considerável das emissões nas áreas urbanas, poderia trazer benefícios significativos. Os táxis e veículos de transporte por aplicativo, que representam um quarto da atividade total observada dos automóveis de passageiros, apresentaram uma deterioração significativa das emissões devido ao uso intensivo. Os táxis e veículos de transporte por aplicativo flex-fuel L6 e L7 apresentaram

emissões reais de NO_x, CO e NH₃ mais de duas vezes superiores às de seus equivalentes particulares. Os caminhões de carga urbanos, responsáveis em grande parte pelas entregas urbanas, também apresentaram emissões reais de NO_x e PM quase 30% maiores do que os caminhões de longa distância, provavelmente devido à prevalência de partidas a frio, que são comuns nas condições de operação urbana. A eletrificação desses grupos de veículos com alta contribuição nas emissões totais poderia reduzir significativamente as emissões de toda a frota.

A implementação de uma inspeção veicular em nível nacional ou regional e a garantia da manutenção dos veículos resolveriam suas emissões persistentes. As medições de sensoriamento remoto indicam que 47% dos veículos que circulam dentro do município de São Paulo estão registrados em outras cidades e até 35% dos veículos que rodam na RMSP podem estar registrados fora do estado, evidenciando que programas locais de inspeção

e manutenção podem não ser eficazes para reduzir as emissões dos veículos que circulam em suas áreas. As descobertas desse estudo sugerem que programas de I/M cobrindo uma grande área geográfica, múltiplos poluentes (incluindo número de partículas e emissões evaporativas) e uma gama de classes de veículos (incluindo veículos particulares e comerciais), seriam eficazes no Brasil. O sensoriamento remoto pode apoiar ainda mais o desenvolvimento de programas de I/M, informando limites com base em dados de emissões reais para sinalizar veículos que precisam de atualizações ou reparos, além de identificar poluentes e grupos de veículos a serem priorizados.

SUMÁRIO

Sumário executivo	i
Introdução	2
Contexto.....	2
Qualidade do ar e seus impactos na saúde em São Paulo	2
Desenvolvimento do PROCONVE e padrões de combustível.....	3
Programas veiculares na cidade de São Paulo.....	5
Visão geral do estudo de sensoriamento remoto.....	6
Coleta e processamento de dados.....	6
Amostra.....	7
Composição da frota.....	8
Análise de emissões.....	9
Emissões de carros de passeio	9
Emissões evaporativas de carros de passeio.....	12
Famílias de carros de passeio flex-fuel com altas emissões.....	14
Emissões de caminhões.....	14
Conclusões e recomendações de políticas públicas.....	17
Retirada gradual dos veículos mais antigos e promoção de tecnologias mais limpas	17
Revisão e atualização do PROCONVE	19
Implementação de um programa nacional ou regional de inspeção e manutenção	20
Medidas para limitar as emissões de táxis e veículos de transporte por aplicativo	20
Medidas para limitar as emissões de caminhões.....	21

INTRODUÇÃO

Apesar da melhoria considerável na qualidade do ar alcançada por meio de programas governamentais de controle das emissões industriais e veiculares, a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) ainda apresenta, com frequência, níveis de concentração de material particulado (MP), dióxido de nitrogênio (NO_2) e ozônio (O_3) acima das diretrizes estabelecidas pela Organização Mundial da Saúde (OMS) em 2021.¹ O setor de transportes é responsável por mais de 40% das emissões de MP^{2,5} na cidade de São Paulo, configurando-se como uma das principais fontes de poluição atmosférica, ao lado de fontes industriais, e queima de biomassa.³ O Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), que definiu limites de emissão para veículos e reduziu o teor de enxofre no diesel, contribuiu significativamente para diminuir as emissões de poluentes primários, como óxidos de nitrogênio (NO_x) e monóxido de carbono (CO). No entanto, o PROCONVE teve efeitos limitados sobre poluentes secundários, como MP^{2,5} e O_3 .⁴ Compreender as emissões reais dos veículos em São Paulo é importante para elaboração de políticas baseadas em evidências, com objetivo de reduzir a poluição veicular persistente.

A Iniciativa The Real Urban Emissions (TRUE) promoveu uma campanha de medição de emissões em São Paulo entre maio e julho de 2024, em parceria com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e a Companhia de Engenharia de Tráfego (CET). Utilizando tecnologia de sensoriamento remoto, a campanha coletou mais de 320 mil medições de emissões veiculares reais de CO, hidrocarbonetos (HC), NO_x , amônia (NH_3) e MP. A Iniciativa TRUE busca oferecer às cidades uma compreensão mais precisa de suas frotas veiculares e emissões associadas, com o objetivo de apoiar medidas de

política pública baseadas em evidências que visem mitigar as emissões do transporte rodoviário.

Este estudo dá continuidade ao trabalho da Iniciativa TRUE na América Latina e examina as emissões reais de veículos em uso em São Paulo e regiões adjacentes.⁵ Nele analisamos as emissões reais de carros de passeio e caminhões, incluindo táxis, veículos de transporte por aplicativo e veículos urbanos de carga (VUCs), e propusemos políticas direcionadas a reduzir as emissões desses segmentos de forma eficaz. As conclusões e recomendações de políticas públicas apresentadas neste estudo serão particularmente relevantes nas discussões para aprimorar os programas de redução de emissões veiculares, como os de inspeção e manutenção veicular.

CONTEXTO

QUALIDADE DO AR E SEUS IMPACTOS NA SAÚDE EM SÃO PAULO

A RMSP engloba a cidade de São Paulo e 38 municípios vizinhos, formando uma vasta região urbana com mais de 20 milhões de habitantes e 7,1 milhões de automóveis.⁶ Uma grande parcela da população depende de carros particulares, o que resulta em congestionamentos e longos tempos de deslocamento ao longo das vias urbanas.⁷ O custo do congestionamento na capital, considerando fatores como tempo perdido, consumo de combustível e acidentes, foi estimado em mais de US\$ 2 bilhões em 2019, o equivalente a 1,1% do produto interno bruto do município.⁸

Embora a indústria tenha sido a principal fonte das emissões na década de 1970, as fontes móveis passaram a predominar na RMSP, respondendo por 80% das emissões de NO_x em 2012.⁹ O PROCONVE e os padrões

1 Vanessa Silveira Barreto Carvalho et al., "Air Quality Status and Trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a Result of Emission Control Policies," *Environmental Science & Policy* 47 (March 2015): 68–79, <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.11.001>; David Shiling Tsai e Helen Sousa, *Qualidade do Ar no Município de São Paulo* (Instituto de Energia e Meio Ambiente 2022), https://energiaambiente.org.br/wp-content/uploads/2022/05/IEMA_nota_tecnica_aremSP.pdf.

2 Material particulado com diâmetro aerodinâmico menor que 2,5 micrômetros.

3 Guilherme Martins Pereira et al., "Source Apportionment and Ecotoxicity of PM_{2,5} Pollution Events in a Major Southern Hemisphere Megacity: Influence of a Biofuel-Impacted Fleet and Biomass Burning," *Atmospheric Chemistry and Physics* 25, n. 8 (2025): 4587–616, <https://doi.org/10.5194/acp-25-4587-2025>.

4 Maria de Fátima Andrade et al., "Air Quality in the Megacity of São Paulo: Evolution over the Last 30 Years and Future Perspectives," *Atmospheric Environment* 159 (June 2017): 66–82, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.051>; Carvalho et al., "Air Quality Status and Trends."

5 Michelle Meyer et al., *Assessment of Real-World Passenger Vehicle and Taxi Emissions in Mexico City* (TRUE Initiative, 2024), <https://trueinitiative.org/research/assessment-of-real-world-passenger-vehicle-and-taxi-emissions-in-mexico-city/>.

6 Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), *Emissões Veiculares no Estado de São Paulo 2023* (2024), <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/wp-content/uploads/sites/6/2024/11/Relatorio-Emissoes-Veiculares-no-Estado-de-Sao-Paulo-2023.pdf>.

7 Celio Daroncho e Pedro José Perez Martinez, *Traffic Behavior on São Paulo's Streets: A Post-Pandemic Study* (Universidad Politécnica de Cartagena, 2024), <http://hdl.handle.net/10317/13593>.

8 Agustina Calatayud et al., *Urban Road Congestion in Latin America and the Caribbean: Characteristics, Costs, and Mitigation* (Inter-American Development Bank Transportation Division, 2021), <https://publications.iadb.org/publications/english/document/Urban-Road-Congestion-in-Latin-America-and-the-Caribbean-Characteristics-Costs-and-Mitigation.pdf>.

9 Carvalho et al., "Air Quality Status and Trends."

de qualidade dos combustíveis contribuíram para uma redução expressiva das concentrações ambientais de CO, MP e dióxido de enxofre (SO_2), além de uma queda contínua de HC e NO_x entre 1990 e 2010.¹⁰ Apesar desses avanços, as concentrações médias anuais de NO_2 e $\text{MP}_{2.5}$ na RMSP ainda excedem, com frequência, as diretrizes da OMS de 2021 — por exemplo, em 2023, ficaram quase 4 vezes acima para NO_2 e 3 vezes acima para $\text{MP}_{2.5}$.¹¹ Os veículos em circulação também contribuem para os elevados níveis de O_3 : em 2023, a RMSP atingiu níveis indesejados do poluente ($160\text{--}200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) com uma frequência 4,5 vezes superior à observada no interior e no litoral do Brasil.¹²

A má qualidade do ar na RMSP é agravada por suas condições meteorológicas e geográficas. Cercada por montanhas ao norte e noroeste e influenciada por ventos oceânicos vindos do sudeste, a região costuma apresentar camadas de subsidênci a inversões térmicas de baixa altitude durante o inverno, condições que dificultam a dispersão de poluentes.¹³ A forte radiação solar nas demais estações favorece a formação de O_3 troposférico, resultante da reação entre NO_x e compostos orgânicos voláteis (COVs). A RMSP apresenta um regime químico em que a formação de O_3 é limitada por COVs, isso significa que reduzir apenas o NO_x pode estimular a formação de O_3 , o que torna a diminuição de COVs uma estratégia essencial para o controle desse poluente.¹⁴

A poluição do ar tem efeitos significativos sobre a saúde da população na cidade de São Paulo, onde emissões de MP_{10} , $\text{MP}_{2.5}$, NO_2 , SO_2 e CO estão associadas a riscos aumentados de mortalidade cardiovascular e respiratória.¹⁵

10 Carvalho et al., "Air Quality Status and Trends"; M.H.R.B. Martins et al., "Evolution of Air Quality in the São Paulo Metropolitan Area and Its Relation with Public Policies," *International Journal of Environment and Pollution* 22, n.

11 Valeria Mardoñez-Balderrama et al., "Health Impacts of Air Pollution in South America: Recent Advances and Research Gaps," *Current Opinion in Environmental Science & Health* 45 (June 2025): 100627,

12 CETESB, *Emissões Veiculares no Estado*.

13 H Ribeiro e J.V. de Assuncao, "Historical Overview of Air Pollution in São Paulo Metropolitan Area, Brazil: Influence of Mobile Sources and Related Health Effects," *Transactions on the Built Environment* 52, acessado em 11 de agosto de 2025, <https://www.witpress.com/elibrary/wit-transactions-on-the-builtenvironment/52/3229>

14 Carvalho et al., "Air Quality Status and Trends."

15 Material particulado com diâmetro aerodinâmico menor que 10 micrômetros.

16 Maria de Fátima Andrade et al., "Vehicle Emissions and $\text{PM}_{2.5}$ Mass Concentrations in Six Brazilian Cities," *Air Quality, Atmosphere, & Health* 5, n. 1 (2012): 79–88; Mercedes A. Bravo et al., "Air Pollution and Mortality in São Paulo, Brazil: Effects of Multiple Pollutants and Analysis of Susceptible Populations," *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 26, n. 2 (2016): 150–61, <https://doi.org/10.1038/jes.2014.90>; Karina Camasmie Abe e Simone Georges El Khouri Miraglia, "Health Impact Assessment of Air Pollution in São Paulo, Brazil," *International Journal of Environmental Research and Public Health* 13, n. 7 (2016): 694, <https://doi.org/10.3390/jerph13070694>.

Também o aumento de internações hospitalares de crianças por doenças respiratórias tem associação com a exposição a poluentes como O_3 , SO_2 , CO e MP_{10} na RMSP.¹⁷ Populações em situação socioeconômica mais vulnerável apresentam maior risco desses impactos. Diversos estudos identificaram correlações positivas entre a incidência de câncer respiratório e níveis de NO_2 , bem como entre doenças cardiovasculares e níveis de $\text{MP}_{2.5}$ em áreas de tráfego intenso e condições de vida mais precárias na cidade.¹⁸

DESENVOLVIMENTO DO PROCONVE E PADRÕES DE COMBUSTÍVEL

Diversos esforços têm sido feitos para melhorar a qualidade do ar no Brasil nas últimas décadas. Entre eles, destaca-se o PROCONVE, que, estabelecido com base na Resolução nº 18/1986 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), desempenhou um papel importante na redução das emissões do transporte ao definir limites de emissão veicular para as etapas de homologação e conformidade da produção.¹⁹ Além dos limites de emissão, o PROCONVE estabeleceu requisitos tecnológicos e de qualidade dos combustíveis. Seus padrões e exigências estão resumidos na Tabela 1 para carros de passeio e na Tabela 2 para veículos pesados (HDVs, *heavy-duty vehicles*). Um veículo deve atender aos padrões da fase correspondente ao ano em que foi fabricado e não está sujeito às normas implementadas posteriormente durante sua vida útil.

O PROCONVE é inspirado nos padrões europeus de emissão, e suas restrições tornam-se progressivamente mais rígidas a cada fase. Notavelmente, com a implementação da fase L2 (equivalente ao padrão Euro I), em 1992, os automóveis passaram a adotar conversores catalíticos para atender aos limites de emissão; em 2003, todos os veículos flex-fuel disponíveis no Brasil já eram equipados com conversores catalíticos de três vias.²⁰ A fase L4 tornou obrigatórios os sistemas de diagnóstico de bordo (OBD, *on-board diagnostic*), responsáveis por monitorar o desempenho das emissões do veículo, e introduziu limites de emissão para veículos a diesel. A fase

17 Andrade et al., "Air Quality in the Megacity of São Paulo."

18 Adeylson Guimarães Ribeiro et al., "Incidence and Mortality for Respiratory Cancer and Traffic-Related Air Pollution in São Paulo, Brazil," *Environmental Research* 170 (março de 2019): 243–51, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.12.034>; Mardoñez-Balderrama et al., "Health Impacts of Air Pollution in South America."

19 Resolução No. 18, de 6 de maio de 1986, https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=41.

20 Andrade et al., "Air Quality in the Megacity of São Paulo."

Tabela 1. Fases dos padrões de emissão do PROCONVE para carros de passeio

Fase	Data de implementação	CO (g/km)	MP (g/km)	NO _x (g/km)	NMHC (g/km)	HCO (g/km)
L1	1º jan. 1988	24,0	-	2,0	-	-
L2	1º jan. 1992	12,0	-	1,4	-	0,15
L3	1º jan. 1997	2,0	0,05	0,6	-	0,03
L4	1º jan. 2007	2,0	0,05	0,25	0,16	0,03
L5	1º jan. 2009	2,0	0,05	0,12	0,05	0,02
L6	1º jan. 2013	1,3	0,025	0,08	0,05	0,02
L7	1º jan. 2022	1,0	0,006	0,08 ^a		0,015
L8	1º jan. 2025 ^b	1,0 ^c	0,006	0,08 ^c		0,015

Nota: a data de implementação refere-se à data em que o padrão se tornou obrigatório para todos os veículos novos.

^a A partir da fase L7, os limites de NO_x e hidrocarbonetos não metano (NMHC, *non-methane hydrocarbon*) foram substituídos por um limite único de NO_x + gases orgânicos não metano (NMOG, *non-methane organic gas*).

^b A fase L8 introduziu um limite corporativo de 0,05 g/km para emissões de NO_x + NMOG, que são comparadas com os níveis médios de emissão de cada modelo de veículo, ponderados pelas vendas anuais. Esse limite será reduzido para 0,04 g/km em 2027 e 0,03 g/km em 2029.

^c A fase L8 introduziu limites de emissão em tráfego real para CO e NO_x + NMOG equivalentes a 2 vezes o nível homologado a partir de 2025 e 1,5 vez a partir de 2027.

Tabela 2. Fases dos padrões de emissão do PROCONVE para veículos pesados (HDVs)

Fase	Data de implementação	CO (g/kWh)	MP (g/kWh)	NO _x (g/kWh)	NMHC (g/kWh)	THC (g/kWh)	NH ₃ (ppm)		
P1	1º jan. 1989			Apenas limite de opacidade de fumaça de 2,5					
P2	1º jan. 1996	11,20	-	14,40	-	2,45	-		
P3	1º jan. 2000	4,9	0,7	9,0	-	1,23	-		
P4	1º jan. 2002	4,0	0,15	7,0	-	1,1	-		
P5^a	1º jan. 2006	5,45	0,21	5,0	0,78	-	-		
P7^a	1º jan. 2012	4,0	0,03	2,0	0,55	-	25		
P8^b	1º jan. 2023	4,0	0,01	0,46		0,16	10		

Nota: a fase P6 não chegou a ser implementada devido à indisponibilidade, à época, de diesel com teor ultrabaixo de enxofre, necessário para atender aos limites previstos. A data de implementação refere-se à data em que cada padrão se tornou obrigatório para todos os veículos novos.

^a Os limites das fases P5 e P7 são baseados no Ciclo Transiente Europeu (*European Transient Cycle*), que envolve testes em condições urbanas, rurais e de estrada.

^b Os limites da fase P8 são baseados no Ciclo Transiente Mundial Harmonizado (*World Harmonized Transient Cycle*), que substituiu o Ciclo Transiente Europeu.

L7 estabeleceu um limite único para NO_x e gases orgânicos não metano (NMOGs) visando o controle do O₃ por meio de seus precursores, limite este reforçado na fase L8.

Implementada em 2025, a fase L8 introduziu os testes de emissões de tráfego real, comprovadamente eficazes

para reduzir a diferença entre emissões reais e emissões laboratoriais na Europa.²¹

²¹ Joshua Miller e Vicente Franco, *Impact of Improved Regulation of Real-World NO_x Emissions from Diesel Passenger Cars in the EU, 2015–2030* (International Council on Clean Transportation, 2017), <https://theicct.org/publication/impact-of-improved-regulation-of-real-world-nox-emissions-from-diesel-passenger-cars-in-the-eu-2015%e2%88%922030/>.

No caso dos veículos pesados (HDVs), embora os padrões do PROCONVE tenham sido estabelecidos em 1990, limites legalmente vinculantes só foram introduzidos na fase P3, em 2000.²² O teor de enxofre no diesel também diminuiu ao longo do tempo para atender aos limites mais rigorosos das fases subsequentes. A indisponibilidade de diesel com teor de enxofre inferior a 50 ppm (S50), necessário para cumprir os limites da fase P6, prevista para 2009, levou à extensão da fase P5 até 2011. No entanto, o diesel com teor de enxofre inferior a 10 ppm (S10) foi disponibilizado a tempo para a implementação dos padrões P7, o que possibilitou a exigência de sistemas de redução catalítica seletiva e filtros de partículas diesel em veículos pesados. A fase P8 reduziu ainda mais os limites de emissão de NO_x, MP e NH₃ e introduziu um limite de número de partículas (NP) de $6 \times 10^{11}/\text{kWh}$.

O desenvolvimento do PROCONVE tem sido acompanhado por diversas políticas de promoção ao uso de biocombustíveis (etanol e biodiesel), produzidos majoritariamente no país a partir de cana-de-açúcar e soja. O Proálcool, programa nacional do etanol implementado em 1975, determinou a mistura obrigatória de etanol à gasolina, com proporções variáveis ao longo dos anos.²³ O surgimento dos veículos flex-fuel em 2003 permitiu aos motoristas utilizar qualquer combinação de etanol (E100) e gasolina C (na época gasolina com 20%-25% de etanol anidro). Desde 2008, a adição de biodiesel ao diesel é obrigatória, e a proporção mínima exigida aumentou gradualmente de 2% para 15%. No momento deste estudo, a mistura obrigatória mínima de etanol na gasolina era de 27% (E27 ou gasolina C) e 14% de biodiesel no diesel (B14).²⁴

PROGRAMAS VEICULARES NA CIDADE DE SÃO PAULO

São Paulo implementou diversas políticas e programas locais para reduzir as emissões do tráfego. O programa de Rodízio Veicular foi introduzido em 1995 na RMSP para restringir a circulação de carros de passeio e veículos comerciais das 7h às 20h, de segunda a sexta-feira, com base no último dígito da placa do veículo.²⁵ A iniciativa, que alcançou uma taxa de adesão superior a 90%, esteve associada a reduções nos níveis de CO e MP₁₀, apesar de sua curta duração.²⁶ O programa tornou-se permanente em 1997, passando a vigorar em uma área de 152 km² na cidade de São Paulo nos horários de pico, das 7h às 10h e das 17h às 20h, de segunda a sexta-feira.²⁷ O rodízio na área reduzida foi associado a um leve alívio da poluição atmosférica durante sua implementação, mas os impactos líquidos sobre a qualidade do ar merecem uma investigação mais aprofundada.²⁸

Para identificar adulterações em veículos e estimular a manutenção corretiva e preventiva, a Prefeitura de São Paulo introduziu, em 2009, um programa de inspeção ambiental obrigatória.²⁹ No entanto, esse programa foi suspenso após cinco anos, apresentando efeitos limitados sobre os níveis atmosféricos de MP_{2,5} e CO e nenhum benefício mensurável à saúde pública.³⁰ Atualmente, está em discussão no Brasil o desenvolvimento de um novo programa federal de inspeção veicular.³¹

22 Thiago Nogueira et al., "Evolution of Vehicle Emission Factors in a Megacity Affected by Extensive Biofuel Use: Results of Tunnel Measurements in São Paulo, Brazil," *Environmental Science & Technology* 55, n. 10 (2021): 6677-87, <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.1c01006>.

23 Manfred Nitsch, "The Proálcool Biofuels Program in the Context of the Brazilian Energy Strategy," *Brazilian Journal of Political Economy* 11, n. 2 (1991): 274-99, <https://doi.org/10.1590/0101-31571991-0712>.

24 A mistura obrigatória de etanol na gasolina aumentou para 30% em 1º de agosto de 2025. Ver Governo Federal, "Governo aprova aumento de etanol na gasolina de 27% para 30% e de 14% para 15% no biodiesel," 25 de junho de 2025, <https://www.gov.br/planalto/pt-br/acompanhe-o-planalto/noticias/2025/06/governo-aprova-aumento-de-etanol-na-gasolina-de-27-para-30-e-de-14-para-15-no-biodiesel>.

25 Governo do Estado de São Paulo, Decreto n. 41.858, de 12 de junho de 1997, acessado em 18 ago. 2025, <https://governo-sp.jusbrasil.com.br/legisacao/171386/decreto-41858-97>.

26 C.-Y. Cynthia Lin et al., *The Effects of Driving Restrictions on Air Quality: São Paulo, Bogotá, Beijing, and Tianjin* (paper apresentado no Agricultural & Applied Economics Association's 2011 AAEA & NAREA Joint Annual Meeting, Pittsburgh, Pensilvânia, 24-26 de julho de 2011), https://www.researchgate.net/publication/254384191_The_Effects_of_Driving_Restrictions_on_Air_Quality_Sao_Paulo_Bogota_Beijing_and_Tianjin; Pedro Jacobi et al., "Governmental Responses to Air Pollution: Summary of a Study of the Implementation of Rodízio in São Paulo," *Environment & Urbanization* 11, n. 1 (1999): 79-88, <https://doi.org/10.1177/095624789001100117>.

27 Lin et al., *The Effects of Driving Restrictions on Air Quality*.

28 Lin et al., *The Effects of Driving Restrictions on Air Quality*.

29 Cidade de São Paulo, Decreto n. 50.232, de 17 de novembro de 2008, acessado em 18 de agosto de 2025, <http://legisacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/decreto-50232-de-17-de-novembro-de-2008>.

30 Orlei Ribeiro de Araujo e Milena Corrêa Araujo, "O Impacto Nulo do Programa de Inspeção Veicular na Saúde Pública em São Paulo, SP," *Journal of Public Health* 54 (agosto de 2020): 84. <https://doi.org/10.1106/s1518-8787.2020054001856>.

31 Governo Federal, "MMA Formaliza Cooperações Estratégicas para Aprimoramento da Gestão da Qualidade do Ar," 18 de setembro de 2025, <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/noticias/mma-formaliza-cooperacoes-estrategicas-para-aprimoramento-da-gestao-da-qualidade-do-ar-1>.

VISÃO GERAL DO ESTUDO DE SENSORIAMENTO REMOTO

COLETA E PROCESSAMENTO DE DADOS

A Iniciativa TRUE realizou medidas por sensoriamento remoto das emissões reais de veículos na RMSP ao longo de 40 dias, entre 8 de maio e 5 de julho de 2024. O período seco de inverno entre maio e julho em São Paulo é particularmente importante em termos de poluição do ar, pois a atmosfera estável e as frequentes inversões térmicas agravam os níveis de MP_{2,5} e O₃. Ao todo, foram

coletadas 323.934 medições em nove locais distribuídos pela RMSP.

Os locais de medição foram previamente selecionados em conjunto com a CETESB, a Opus RSE e a Tecsidel Brasil, de modo a garantir que a amostra fosse representativa do tráfego típico da RMSP e abrangesse diversos tipos de veículo. Conforme mostrado na Figura 1, quatro pontos estavam localizados fora da cidade, para captar o tráfego de entrada e saída, enquanto cinco pontos situavam-se dentro dos limites do município, para medir as emissões do tráfego urbano.

Os testes foram conduzidos pela Tecsidel Brasil, sob a supervisão da Opus RSE. O sistema portátil Opus



Figura 1. Campanha de medição de emissões (em cima) e mapa dos locais de medição com o número de registros coletados em cada ponto (embaixo).

RSD5700 foi utilizado para medir as emissões de escapamento de CO, HC, NO_x, NO₂, NH₃ e fumaça UV (um indicador de MP) à medida que os veículos passavam pelos locais de teste. O sistema Opus fornece as concentrações dos poluentes em relação ao dióxido de carbono (CO₂). Emissões evaporativas — isto é, emissões de HC provenientes de fontes que não o escapamento, como permeação, ventilação do combustível através do câmister e vazamentos — também foram estimadas.

Uma câmera foi instalada para captar imagens dos veículos e suas placas, que foram utilizadas para recuperar dados do Detran. Devido ao caráter sensível de parte desses dados, esse processo foi realizado pela CETESB. Com base nos dados de tipo de combustível, a razão das concentrações de poluentes no rastro de escapamento foi convertida em emissões específicas por combustível (g de poluente/kg de combustível) para cada medição. Cada registro coletado inclui dados técnicos do veículo, condições cinéticas — como velocidade, aceleração e potência específica do veículo (VSP, *vehicle specific power*) —, dados de emissões e condições ambientais, como temperatura, pressão e umidade.

AMOSTRA

A amostra compreendeu 323.934 medições brutas, referentes a 150.605 veículos, já que alguns foram registrados mais de uma vez. Após a coleta, as medições passaram por auditoria de qualidade. Para caracterizar as condições de condução dos veículos testados, foram considerados todos os registros auditados e validados quanto à velocidade, aceleração e VSP. Algumas das medições de emissões incluídas na amostra podem não ser válidas.

A Tabela 3 resume as condições de teste de todos os veículos mensurados, tanto dentro do município de São Paulo quanto nos municípios da região metropolitana. A temperatura ambiente registrada na cidade de São Paulo foi mais alta do que nos municípios vizinhos, o que é consistente com o efeito de ilha de calor típico de áreas altamente urbanizadas.³² Os veículos mensurados na capital apresentaram menor velocidade mediana, maior aceleração mediana e maior VSP mediana em comparação com aqueles nos demais municípios.

As informações técnicas dos veículos estavam disponíveis para cerca de 65% dos registros do Detran (207.729 registros brutos referentes a 127.864 veículos). Os 35% restantes (116.205 registros brutos referentes a 22.741 veículos), cujas informações não puderam ser recuperadas, correspondem a veículos cujas placas não estão registradas junto ao detran. Em razão dessa ausência de dados, esses registros não foram incluídos no estudo. Esse fato indica que uma parcela significativa da atividade veicular na RMSP possivelmente envolve veículos registrados em outros estados. Além disso, das 305.135 medições realizadas em pontos dentro da cidade de São Paulo, apenas 144.313 (47%) referem-se a veículos registrados no próprio município.

Após a exclusão dos registros sem dados técnicos dos veículos, dos registros não auditados e daqueles com medições inválidas de velocidade e VSP, o conjunto de dados utilizável passou a compreender 165.868 registros, referentes a 106.506 veículos. Os sistemas Opus RSD revisam e validam as medições, atribuindo um indicador de validade para cada poluente. Dos 165.868 registros, a porcentagem de medições válidas variou de 48% (NH₃) a 97% (fumaça UV, ou MP). O número de medições

Tabela 3. Resumo das condições de condução dos veículos mensurados na campanha de testes

Mediana	Todas as medições	Município de São Paulo (SP2, SP3, SP4, SP6, SP7)	Outros municípios (SP1, SP5, SP8, SP9)
Número de medições brutas	323.934	305.135	18.799
Temperatura ambiente (°C)	26,5	26,7	23,2
Velocidade (km/h)	16,7	16,6	18,1
Aceleração (km/h/s)	1,8	1,9	0,2
Potência específica do veículo (kW/t)	9,5	9,8	4,1

³² Augusto Cesar Lima do Nascimento et al., "Comparison between Air Temperature and Land Surface Temperature for the City of São Paulo, Brazil," *Atmosphere* 13, n. 3 (2022), doi.org/10.3390/atmos13030491.

Tabela 4. Número de medições válidas e proporção por poluente

Dados utilizáveis	Medições totais com dados técnicos do veículo disponíveis, velocidade válida e VSP	Indicador de validade				
		NO _x	MP (fumaça UV)	CO	HC	NH ₃
Número de medições	165.868	114.831	160.681	128.714	136.116	80.272
Proporção	100%	69%	97%	78%	82%	48%

válidas e a porcentagem correspondente a cada poluente são apresentados na Tabela 4. Esses filtros são aplicados exclusivamente na análise de emissões.

COMPOSIÇÃO DA FROTA

Os veículos mensurados durante a campanha de testes foram majoritariamente carros de passeio, que representaram 61% da amostra. Os veículos comerciais leves (LCVs, *light commercial vehicles*) constituíram o segundo maior grupo, com 27%, seguidos por veículos de duas rodas (7%), caminhões (4%) e ônibus (1%). Cerca de 6% dos veículos mensurados nos segmentos de carros de passeio e LCVs eram veículos importados.

A Figura 2 indica que no segmento de carros de passeio, os veículos flex-fuel representaram 88% da amostra, enquanto os veículos a gasolina C (movidos

natural veicular (GNV) ou eletricidade corresponderam, cada um, a menos de 0,5% da frota mensurada. No Brasil, sistemas de GNV podem ser facilmente instalados como retrofit, permitindo que motoristas escolham entre GNV, gasolina C e etanol, dependendo do veículo original.³³

Os veículos flex-fuel também representaram 60% dos LCVs e 47% dos veículos de duas rodas na amostra. Os veículos de duas rodas restantes (53%) utilizavam gasolina C. Alguns utilitários esportivos (SUVs, *sport utility vehicles*) ou picapes a diesel podem aparecer no segmento de LCVs, pois, embora destinados principalmente ao transporte de passageiros, esses veículos podem ser certificados como comerciais leves no Brasil.

A gasolina C foi o tipo de combustível principal em 16% dos LCVs na amostra, e 63% desses LCVs eram veículos importados. Veículos a diesel representaram 23% dos

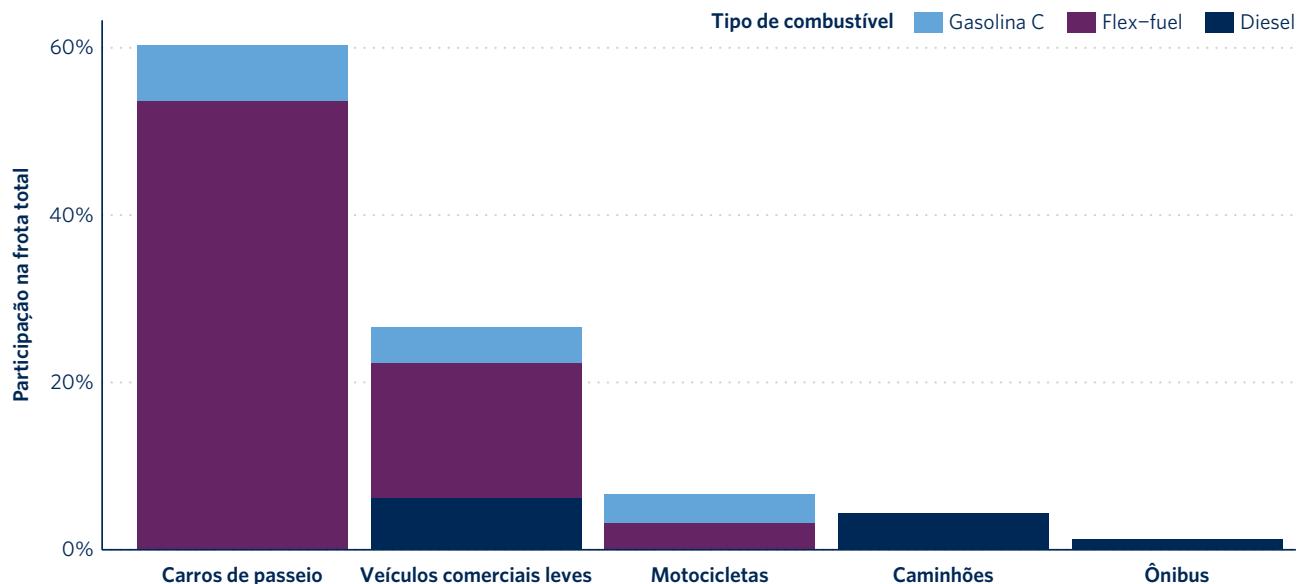


Figure 2. Share of measurements by vehicle class and fuel type

³³ Ithamar Ribeiro Rangel et al., "A Comparison of the Emissions of Gasoline-Ethanol Fuel and Compressed Natural Gas Fuel Used in Vehicles with Spark Ignition Engine in Rio de Janeiro: Brazil," *Clean Technologies and Environmental Policy* 23 (setembro de 2021): 2895-907, <https://doi.org/10.1007/s10098-021-02208-7>.

LCVs mensurados, enquanto veículos a GNV e etanol hidratado (E100) corresponderam a menos de 1%. No segmento de veículos pesados (HDVs), como caminhões e ônibus, os veículos a diesel constituíram mais de 99% das medições.

A idade média dos carros de passeio flex-fuel na amostra foi de 8 anos, enquanto a dos carros a gasolina C foi de 20 anos. Os veículos flex-fuel também eram, em média, mais novos que os veículos a gasolina C nos segmentos de LCVs e veículos de duas rodas, o que evidencia a elevada participação de mercado dos flex-fuel nos últimos anos. A idade média das frotas de caminhões e ônibus no conjunto de dados foi de 14 anos e 8 anos, respectivamente. A idade média menor dos ônibus pode ser atribuída às regras do município de São Paulo, que estabelecem o máximo de 10 anos para ônibus a diesel e 15 anos para ônibus elétricos.³⁴

Veículos provenientes de municípios do entorno de São Paulo representaram 28% da amostra, evidenciando uma parcela relevante do tráfego que ingressa na cidade. A proporção de medições de veículos de outros municípios foi semelhante entre carros de passeio, LCVs e veículos de duas rodas, entre 26% e 30%. No segmento de caminhões, porém, 63% das medições corresponderam a veículos de fora da cidade, enquanto no segmento de ônibus essa proporção foi menor, 18%.

ANÁLISE DE EMISSÕES EMISSÕES DE CARROS DE PASSEIO

Para comparar as emissões de carros de passeio com os limites do PROCONVE, primeiro convertemos as emissões veiculares de valores específicos por combustível (g/kg) para valores específicos por distância (g/km), unidade consistente com os limites estabelecidos, utilizando dados reais de consumo de combustível. As emissões por distância percorrida, que consideram diferenças na intensidade energética dos combustíveis, permitem uma comparação mais precisa entre veículos que utilizam diferentes tipos de combustível.

Usamos dados de consumo de combustível provenientes de duas fontes. A primeira foi o Programa Brasileiro de Etiquetagem Veicular (PBEV), coordenado pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia

³⁴ Secretaria Municipal de Mobilidade Urbana e Transporte, “Contratos de Concessão”, Prefeitura de São Paulo, Prefeitura de São Paulo, 15 de agosto de 2025, https://prefeitura.sp.gov.br/web/mobilidade/w/institucional/sptrans/acesso_a_informacao/284142.

(INMETRO), que divulga dados do consumo real de energia e combustível em ciclo urbano. A segunda foram os valores de consumo de energia e combustível de amostras de produção homologadas, reportados pelos fabricantes no âmbito do programa de conformidade de produção.³⁵ Para os veículos flex-fuel, assumimos uma mistura média de combustível de E52, com base na estimativa da CETESB para 2024.³⁶ Além disso, assumimos que os veículos a gasolina C utilizam E27 e veículos a etanol utilizam E100.

A Figura 3 apresenta a distribuição das medições de carros de passeio por fase do PROCONVE, tipo de combustível e tipo de uso. Veículos de transporte por aplicativo e táxis são analisados em separado, pois estão sujeitos a regulamentações específicas na cidade de São Paulo. Veículos que atendem às fases L6 e L5 foram os mais frequentes na amostra, representando 47% e 20% das medições de carros de passeio, respectivamente. A figura também evidencia o aumento dos carros de passeio flex-fuel desde sua introdução, em 2003: de 6% dos veículos na fase L3, eles chegaram a 79% na fase L4 e 99% na fase L7. Grande parte dos veículos flex-fuel eram de transporte por aplicativo, representando quase 40% da amostra na fase L6 e 30% na L7. No total, veículos de transporte por aplicativo corresponderam a cerca de 25% da amostra de carros de passeio, enquanto táxis representaram 3%. A gasolina C foi o tipo de combustível predominante entre os carros de passeio L2 e L3, cerca de 90%, mas essa participação caiu para 2% na fase L6 e para menos de 1% na fase L7.

Apresentamos as emissões reais de NO_x, CO, HC totais e NH₃ para carros de passeio em comparação com os limites

³⁵ A diferença média entre os valores de consumo de energia em condições reais e os valores de homologação, estimada pela comparação dos dados do PBEV (disponíveis de 2009 a 2023) com os dados de conformidade de produção de 2023, foi aplicada aos dados de conformidade de produção disponíveis desde 1983 a fim de estimar os valores reais de consumo de energia para veículos flex-fuel de todos os anos-móvel desde 2003, quando esses veículos foram introduzidos no Brasil. No caso de veículos monocombustível a etanol (E100) e gasolina C (E27), os valores de consumo de combustível obtidos na homologação foram corrigidos para condições de condução urbana, utilizando a metodologia Federal Test Procedure (FTP75), da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA), que adota o mesmo procedimento de teste que a ABNT NBR 6601 para o ciclo de condução urbano. Os valores médios de consumo de combustível utilizados no estudo para carros de passeio foram de 7,8 kg/100 km para os flex-fuel e 8,6 kg/100 km para os movidos a gasolina C. Ver INMETRO, Decreto n. 169, de 3 de maio de 2023, acessado em 27 de outubro de 2025, http://www.inmetro.gov.br/legislacao/detalhe.asp?seq_classe=1&seq_ato=3000; CETESB, “Emissão Veicular: Relatórios e Publicações,” acessado em 23 de outubro de 2025, <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/>.

³⁶ Ministério de Minas e Energia, “Painel Dinâmico do Mercado Brasileiro de Combustíveis Líquidos”, 1 de outubro de 2020, <https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/paineis-dinamicos-da-anp/paineis-dinamicos-do-abastecimento/painel-dinamico-do-mercado-brasileiro-de-combustiveis-líquidos>.

do PROCONVE, pois esses poluentes são as principais emissões de interesse para veículos flex-fuel, a gasolina C e etanol, ao passo que as emissões de MP são mais relevantes para veículos a diesel.³⁷ Em particular, o NH₃ desempenha um papel importante na formação de MP_{2,5} secundárias, que, junto do O₃, continuam sendo um grande problema na RMSP. Os resultados para veículos particulares, veículos de transporte por aplicativo e táxis são apresentados separadamente, devido ao maior impacto de emissões de frotas de uso intensivo.

A Figura 4 mostra as emissões médias por distância percorrida de NO_x, CO, HC e NH₃ de carros de passeio, organizadas por fase do PROCONVE, tipo de combustível e tipo de uso.³⁸ Os limites para NMHC e NO_x foram substituídos pela mensuração de NO_x + NMOG na fase L7 do PROCONVE. Veículos L1 e L2 representaram menos de 1,5% da frota mensurada e não são exibidos devido à insuficiência de medições. Apesar de uma tendência clara de redução das emissões reais de todos os poluentes analisados com o avanço das fases do PROCONVE, a maior parte dos grupos veiculares da amostra apresentou

emissões reais superiores aos respectivos limites, com exceção dos veículos L7 no caso das emissões de CO. Atualmente, não existe limite de NH₃ para carros de passeio nos padrões do PROCONVE.

Os níveis mais elevados de emissões foram observados nos veículos L3 e L4, cujas emissões reais de NO_x, CO e HC superaram múltiplas vezes os respectivos limites.³⁹ As emissões dos quatro poluentes por esses veículos também foram várias vezes maiores do que as emissões dos modelos mais modernos, certificados nas fases L6 e L7. No entanto, os limites mais rigorosos reduziram quase pela metade as emissões de NO_x, CO e HC de veículos particulares a gasolina C e flex-fuel nas fases L5 e L6.

Como mencionado anteriormente, a fase L7 introduziu um limite único para NO_x + NMOG, composto por hidrocarbonetos não oxigenados e oxigenados, cuja combinação contribui para a formação de O₃ ao nível do solo na presença de luz solar. Essa mudança reduziu as emissões de NO_x por veículos particulares flex-fuel em cerca de 60%, de CO em 75%, de HC em 50% e de NH₃

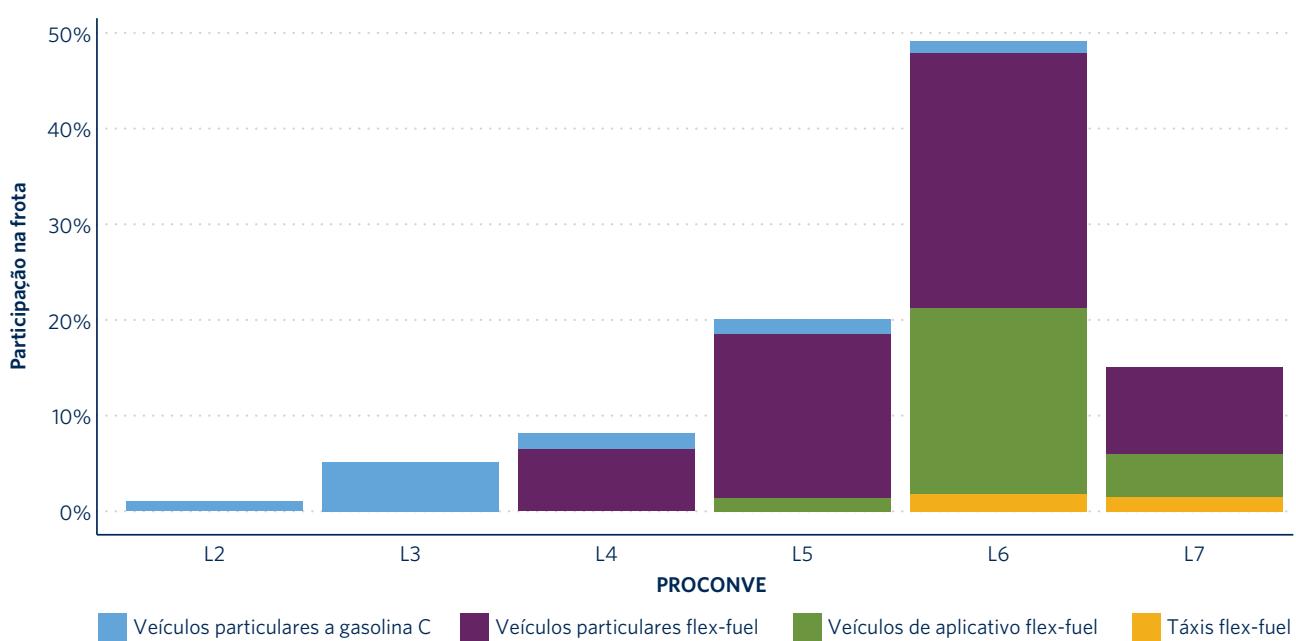


Figura 3. Distribuição dos carros de passeio por fase do PROCONVE, tipo de combustível e tipo de uso. Apenas participações acima de 1% são exibidas.

37 A relação ar-combustível mais preciso exigida nos motores de ignição por centelha usados nesses veículos resulta em menores emissões de PM em comparação com os motores de ignição por compressão usados em veículos a diesel.

38 As emissões de hidrocarbonetos medidas por sensores infravermelhos (IR) calibrados com propano tendem a ser subestimadas, pois muitos compostos de hidrocarbonetos absorvem menos IR do que o propano. Por isso, utilizamos fatores de correção de 2,64 (para E27), 2,38 (para E52) e 2 (para E100).

39 Embora os sistemas de sensoramento remoto mensurem HC totais, utilizamos os limites de NMHC para HC, pois assumimos que a maior parte das emissões de HC de veículos flex-fuel e a gasolina C é composta por HC não metano. É importante observar, entretanto, que os resultados podem subestimar os HC totais de veículos que utilizam misturas de etanol, já que o sensoramento remoto não mede hidrocarbonetos oxigenados, como aldeídos (HCO).

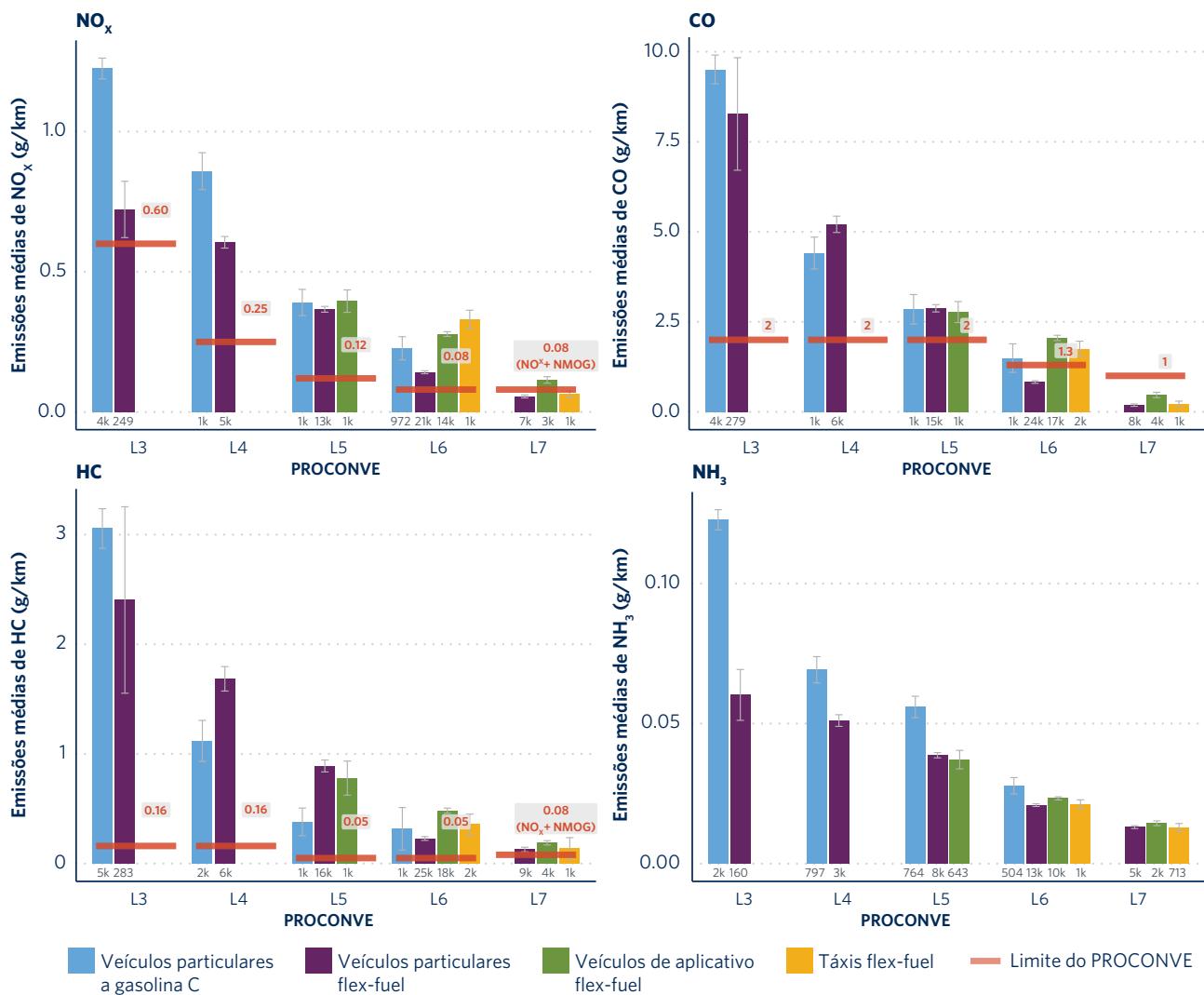


Figura 4. Emissões médias de NO_x, CO, HC e NH₃ de carros de passeio por distância percorrida. As hastes representam o intervalo de confiança de 95% da média. Os números abaixo das barras indicam a quantidade de medições. Apenas resultados com mais de 100 medições são exibidos.

em 40%. No entanto, as emissões reais de NO_x e HC ainda ficaram significativamente acima do limite de 0,08 g/km para NO_x + NMOG, mesmo considerando que a tecnologia de sensoriamento remoto provavelmente subestima emissões de compostos oxigenados, incluindo aldeídos.⁴⁰

Apesar da melhoria substancial entre os veículos flex-fuel particulares, as emissões de veículos de aplicativo e táxis flex-fuel variaram significativamente no conjunto de dados. Os veículos de aplicativo L6, que representaram mais de 20% das medições de carros de passeio, exibiram

emissões reais de NO_x, CO e HC até 2,5 vezes maiores que as de carros flex-fuel particulares. As emissões elevadas provavelmente se devem ao alto uso de veículos de transporte por aplicativo na cidade e sua baixa taxa de manutenção. A fase L6 exigiu que os fabricantes garantissem o cumprimento dos limites de emissão por 5 anos ou 80.000 km. Com idade média de 6 anos, os veículos de aplicativo L6 provavelmente estão operando além desse limite. Mesmo os veículos de aplicativo L7, mais novos, apresentaram emissões de NO_x, CO e HC até 2,2 vezes superiores às de veículos particulares flex-fuel, apesar de sua idade média de 1 ano. A fase L7 estendeu a durabilidade para 10 anos ou 160.000 km, mas os resultados mostram que esses veículos de alta

40 A fase L7 introduziu um limite específico para aldeídos, emitidos principalmente por veículos que utilizam misturas de etanol e têm alto potencial de formação de ozônio. No entanto, mais pesquisas são necessárias para analisar as emissões de aldeídos por veículos em uso na RMSP, devido às limitações do sensoriamento remoto.

quilometragem já apresentam deterioração significativa das emissões.

Os táxis flex-fuel representaram 3% das medições de carros de passeio — bem abaixo dos veículos de aplicativo, que representaram 25%. Os táxis flex-fuel da amostra, em sua maioria certificados como L6 e L7, tinham idade média de 4 anos, cerca de 2 anos mais jovens que os veículos de aplicativo flex-fuel. Isso se deve provavelmente ao fato de que a cidade de São Paulo estabelece a idade máxima de 5 anos para táxis e 10 anos para veículos de aplicativo.⁴¹ Apesar disso, suas emissões reais são similares às dos veículos de aplicativo, com alguma variação decorrente do tamanho reduzido da amostra.

Os carros particulares a gasolina C exibiram emissões mais altas de NO_x, CO e NH₃ em praticamente todas as fases do PROCONVE, quando comparados aos carros particulares flex-fuel. Isso se deve, em parte, à diferença de tamanho dos motores: carros a gasolina C tinham cilindrada média de 1,5 L, e os flex-fuel, de 1,3 L. Apesar da amostra pequena de veículos a gasolina C, a diferença de emissões de NO_x e CO é notável na fase L6: veículos particulares a gasolina C apresentaram emissões médias 1,6 a 1,9 vez maiores que as de veículos particulares flex-fuel. Para NH₃, veículos L3 a gasolina C apresentaram mais que o dobro das emissões de seus equivalentes flex-fuel.

Uma análise mais detalhada dos veículos de passeio da categoria L6 revela que 75% dos modelos a gasolina C eram importados, em contraste com apenas 5% dos flex-fuel. Embora a proporção de carros a gasolina C tenha diminuído drasticamente desde o surgimento dos flex-fuel, em 2003, o Brasil tem registrado um aumento na importação de carros novos a gasolina C. Uma vez importados, esses veículos estão sujeitos ao mesmo processo de homologação que os nacionais; contudo, os carros a gasolina C importados apresentaram emissões reais de NO_x, CO e HC de 2 a 4,2 vezes maiores que as dos modelos nacionais.

Essas emissões elevadas podem ser parcialmente atribuídas ao maior porte e maior peso dos veículos importados em comparação com os nacionais.⁴² Além disso, a tecnologia de injeção direta de gasolina (GDI,

41 Prefeitura de São Paulo, Decreto n. 8.439, de 10 de outubro de 1969, acessado em 15 de outubro de 2025, <https://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/decreto-8439-de-10-de-outubro-de-1969>; Prefeitura de São Paulo, Decreto n. 62.040, de 12 de dezembro de 2022, acessado em 16 de setembro de 2025, <https://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/decreto-62040-de-12-de-dezembro-de-2022/consolidado>.

42 A cilindrada mediana dos veículos a gasolina C importados da fase L6 (1.798 cm³) foi cerca de 20% maior que a dos veículos a gasolina C nacionais da mesma fase (1.496 cm³).

gasoline direct injection), que melhora a eficiência térmica e o consumo de combustível, está presente sobretudo em veículos importados, especialmente os esportivos.⁴³ Diversos estudos já documentaram que veículos com tecnologia GDI apresentam emissões mais altas de NO_x, número de partículas (PN) e HC ou COVs não oxigenados do que veículos com motores de combustão interna convencionais, e que essas contribuições são várias vezes maiores em partidas a frio.⁴⁴

EMISSÕES EVAPORATIVAS DE CARROS DE PASSEIO

Emissões evaporativas veiculares são emissões de HC que escapam do sistema de combustível e contribuem para as concentrações atmosféricas de COVs, com efeitos nocivos à saúde. Elas ocorrem quando o combustível permeia componentes do sistema ou quando há vazamento em algum desses componentes, permitindo que o vapor de combustível, ou mesmo o líquido, escape. Veículos modernos contam com um sistema de controle de emissões evaporativas, que captura e armazena os vapores de combustível em um cônico de carvão ativado e os direciona posteriormente ao motor para combustão.

As emissões evaporativas são particularmente relevantes na RMSP devido às temperaturas elevadas e à umidade alta frequentes na região, condições que favorecem essas emissões. Ao longo dos anos, o Brasil introduziu e aprimorou medidas de controle evaporativo, sendo a mais recente a atualização dos métodos de teste e o endurecimento dos limites para carros de passeio na fase L8.⁴⁵ Dada a importância das emissões evaporativas, este estudo incorporou uma avaliação específica sobre elas.

Atualmente, estudos sobre emissões evaporativas baseados em sensoriamento remoto são limitados, e sua precisão não é suficiente para análises quantitativas.⁴⁶

43 Francisco Posada e Cristiano Façanha, *Brazil Passenger Vehicle Market Statistics* (International Council on Clean Transportation, 2015), <https://theicct.org/publication/brazil-passenger-vehicle-market-statistics/>.

44 Zhuoyao He et al., "Impacts of Gasoline Fuel Components on GDI Engine Performances: Part 1, Influence on Gaseous Toxic Pollutants," *Fuel* 310 (Febrero 2022): 122423, <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.122423>; Xian Wu et al., "Impacts on Real-World Extra Cold Start Emissions: Fuel Injection, Powertrain, Aftertreatment and Ambient Temperature," *Environmental Pollution* 324 (maio de 2023): 121339, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121339>.

45 Tim Dallmann, *Brazil PROCONVE L-7 and L-8 Emission Standards for Light-Duty Vehicles* (International Council on Clean Transportation, 2020), <https://theicct.org/publication/brazil-proconve-l-7-and-l-8-emission-standards-for-light-duty-vehicles/>.

46 Charles L. Blanchard, *Remote Sensing Device (RSD) Statistical Analysis*, CRC Report No. E-119-3a (Coordinating Research Council, 2023), <https://crcrao.org/wp-content/uploads/2023/04/E-119-3a-Final-Report.pdf>.

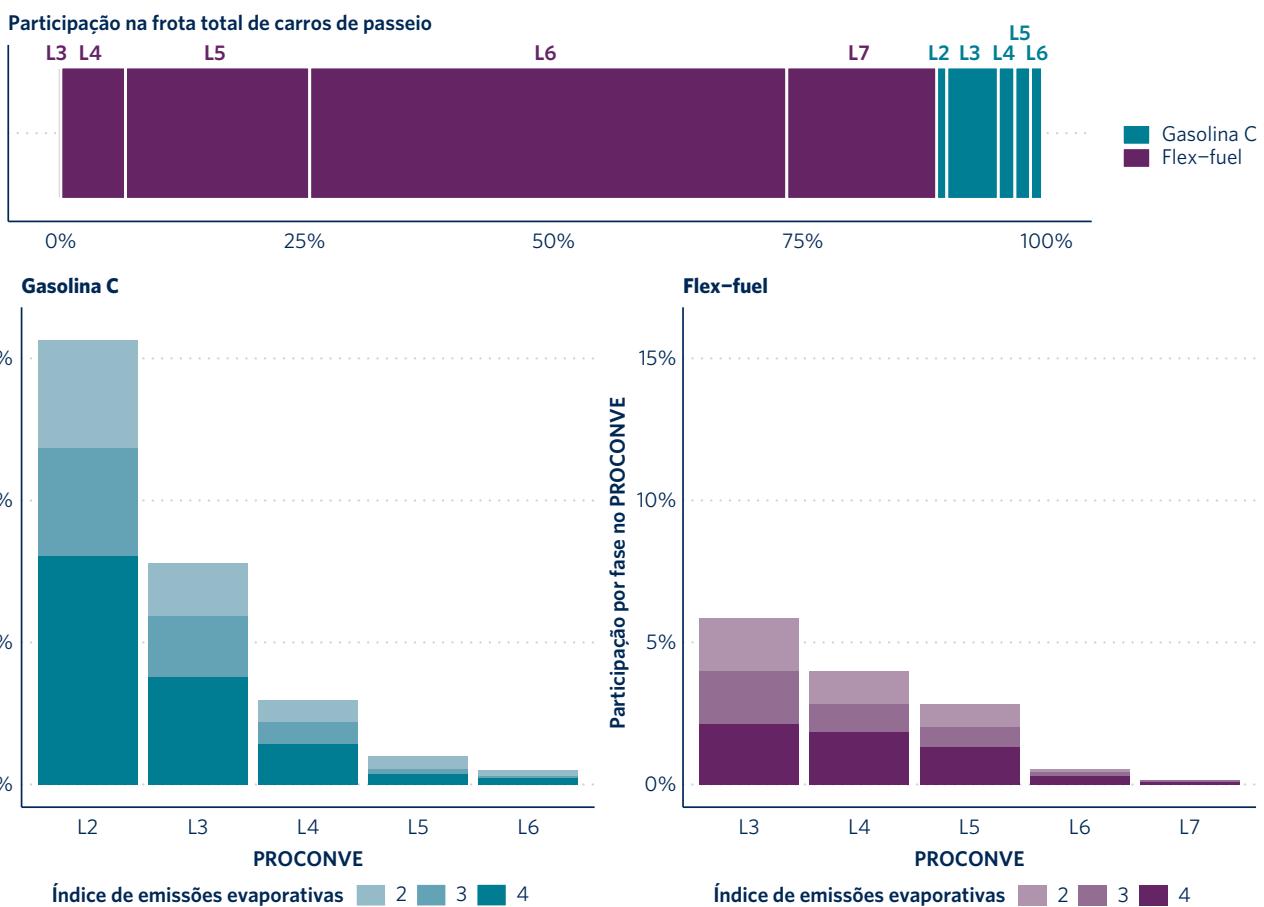


Figura 5. Participação de veículos flex-fuel e a gasolina C na frota de carros de passeio mensurados (em cima) e participação de veículos com emissões evaporativas detectáveis e respectivos índices de emissão por fase do PROCONVE, considerando carros de passeio a gasolina C (abaixo à esquerda) e flex-fuel (abaixo à direita). Apenas as fases do PROCONVE com pelo menos 300 medições válidas são exibidas.

No entanto, os sistemas Opus RSD detectam emissões evaporativas por meio de um índice que varia de 0 a 4, sendo 4 o nível mais elevado. Isso nos permitiu analisar as tendências dessas emissões.⁴⁷ Apresentamos apenas as tendências para carros de passeio flex-fuel e a gasolina C, pois esses grupos possuem mais de 300 índices de emissões evaporativas no conjunto de dados.

De modo geral, a proporção de carros de passeio com emissões evaporativas detectáveis foi baixa: 1% entre veículos flex-fuel. A proporção de carros de passeio a gasolina C foi mais significativa, 6%. Em ambos os casos, houve queda na proporção de veículos com emissões evaporativas detectáveis à medida que as fases do

PROCONVE avançaram, como ilustrado na Figura 5. Entre os veículos a gasolina C, as maiores taxas ocorreram nas fases L2 (16%) e L3 (8%), mas foram significativamente menores nas fases seguintes, registrando menos de 1% em L5 e L6. Os carros flex-fuel exibiram tendência semelhante: emissões evaporativas foram detectadas em 6% deles em L3, 4% em L4, 3% em L5 e menos de 1% em L6 e L7.

A melhora significativa observada nos veículos L6 flex-fuel provavelmente se deve à adoção dos testes diurno de 1 hora e de imersão a quente de 1 hora (*hot soak*), com limite de 1,5 g por teste na fase L6. A atualização para o teste de 48 horas (alinhado ao método utilizado no programa de controle de emissões de veículos leves dos Estados Unidos) e a redução do limite para 0,5 g por teste na fase L7 provavelmente contribuíram para a melhoria adicional observada nos veículos L7.⁴⁸

47 O algoritmo da Opus para estimar emissões evaporativas utiliza medições de HC e CO₂ de cada um dos 100 pontos de pluma registrados no intervalo de 1 segundo de coleta, com duas regressões. Quando a primeira regressão linear entre HC e CO₂ tem correlação fraca, isso é considerado um indício de emissões evaporativas (HC) provenientes de fontes que não o escapamento. As inclinações da regressão linear e de uma regressão LOESS são então comparadas para identificar sinais de emissões evaporativas (HC).

48 Dallmann, Brazil PROCONVE L-7 and L-8 E.

Embora os veículos mais novos a gasolina C e flex-fuel, especialmente aqueles certificados a partir da fase L6, apresentem emissões evaporativas substancialmente menores, modelos mais antigos, com emissões persistentes, ainda são bastante presentes na frota. Os carros a gasolina C das fases L2 e L3, que registraram as maiores taxas de emissões evaporativas detectáveis (16% e 8%, respectivamente), responderam por 6% das medições de veículos de passeio.

Além disso, a manutenção veicular adequada, com verificação de vazamentos e de saturação do câmister, é essencial para evitar emissões evaporativas adicionais em veículos certificados conforme padrões mais recentes.

FAMÍLIAS DE CARROS DE PASSEIO FLEX-FUEL COM ALTAS EMISSÕES

A ampla amostra de carros de passeio flex-fuel da fase L6 permitiu analisar as emissões no nível de família veicular (definida segundo o fabricante e o tamanho do motor) e identificar famílias com emissões reais notavelmente elevadas. O conjunto de dados inclui quase 50.000 medições desse grupo, o que representa cerca de metade da frota de carros de passeio mensurada.

Para considerar as diferenças de consumo de combustível entre marcas, anos-modelo e tamanhos de motor, os valores de emissões por distância percorrida foram recalculados utilizando valores médios de consumo mais desagregados — por marca, ano-modelo e cilindrada — extraídos do PBEV.⁴⁹ Os resultados apresentados incluem apenas as emissões de NO_x, CO e HC, devido à amostra insuficiente de medições de NH₃.

A Figura 6 mostra as emissões médias, por distância percorrida, de NO_x, CO e HC das dez famílias de veículos L6 com maiores emissões. Quase todas as famílias exibiram emissões reais de NO_x e CO acima dos limites do PROCONVE, e todas apresentaram emissões reais de HC várias vezes superiores ao limite aplicável no momento de sua homologação. Oito famílias — FIA (Fiat) 1L, REN (Renault) 1L, VWG (Volkswagen) 1L, CHV (Chevrolet) 1.8L, HYU (Hyundai) 1L, CHV 1L, CHV 1.4L e FRD (Ford) 1L — aparecem entre as dez maiores emissoras dos poluentes estudados. Elas também estão entre as mais frequentes na amostra, respondendo por mais de 20% das medições de carros de passeio, o que destaca sua alta contribuição potencial para as emissões de NO_x, CO e HC.

49 INMETRO, Decreto n. 169, de 3 de maio de 2023.

A Figura 6 também evidencia a grande diferença entre as emissões de veículos particulares e veículos de uso intensivo, como os de transporte por aplicativo e táxis. Em todas as famílias, os veículos de aplicativo apresentaram emissões reais 2,2 a 3,8 vezes maiores que as de veículos particulares. A família CHV 1.8 L, responsável por 20% da frota de táxis mensurada, exibiu emissões médias de NO_x três vezes maiores e emissões de CO e HC 1,6 vez maiores que as de seus equivalentes particulares. Essa diferença provavelmente está associada à deterioração das emissões decorrente das altas quilometragens acumuladas por essas frotas.

Em todos os tipos de uso, as famílias FIA 1L e CHV 1.8L apresentaram emissões reais acima dos limites para todos os poluentes avaliados. Provavelmente, a maior parte dos veículos dessas famílias já ultrapassou os 80.000 km ou 5 anos, período durante o qual os fabricantes devem garantir o cumprimento dos limites de emissão. Ainda assim, esses grupos merecem investigação adicional, pois suas emissões elevadas, inclusive entre veículos particulares, podem indicar inconformidade na homologação ou deterioração acelerada dos sistemas de controle de emissões.

EMISSÕES DE CAMINHÕES

Apesar de corresponderem a apenas cerca de 4% das medições (9.150), os caminhões apresentaram contribuição significativa para as emissões de NO_x e MP.⁵⁰ Veículos pesados (HDVs), incluindo caminhões, também figuraram como os maiores emissores de partículas finas (MP_{2,5}) na RMSP, em sua maioria compostas por aerossóis secundários formados a partir de SO₂, NO_x, NH₃ e carbono negro.⁵¹ Em razão dessa relevância, avaliamos as emissões reais de caminhões e as compararmos com os limites do PROCONVE. Como 99,6% dos caminhões mensurados na RMSP eram movidos a diesel, a análise se restringe a esses veículos.

A Figura 7 indica que a presença de caminhões antigos ainda é significativa na RMSP. Caminhões homologados

50 No Brasil, caminhões são definidos como veículos de passageiro ou de carga com massa total superior a 3.856 kg ou massa em ordem de marcha superior a 2.720 kg. Ver "Brazil Heavy Duty Emissions," TransportPolicy.net, acessado em 18 de setembro de 2025, https://www.transportpolicy.net/standard_brazil-heavy-duty-emissions/.

51 Erick Vinicius Ramos Vieira et al., "Chemical Characterization and Optical Properties of the Aerosol in São Paulo, Brazil," *Atmosphere* 14, n. 9 (2023): 1460, <https://doi.org/10.3390/atmos14091460>; Regina Maura de Miranda et al., "Source Apportionment of Fine Particulate Matter by Positive Matrix Factorization in the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil," *Journal of Cleaner Production* 202 (novembro de 2018): 253–63, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.100>.

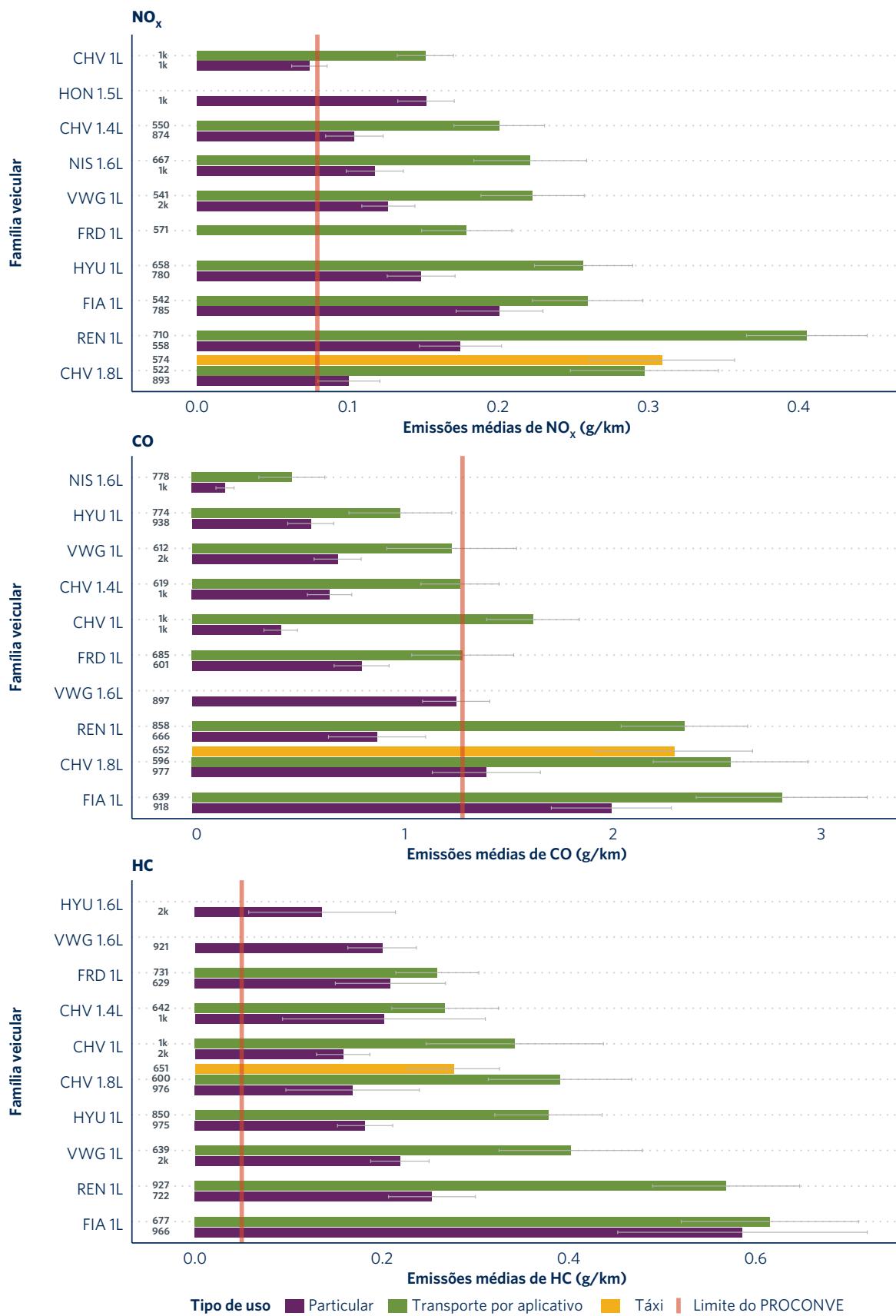


Figura 6. As dez famílias de veículos de passeio flex-fuel L6 com maiores emissões de NO_x, CO e HC. As hastes representam o intervalo de confiança de 95% da média. Os números ao lado das barras indicam a quantidade de medições. Apenas famílias com mais de 500 medições são exibidas.

abaixo de P3, com idade média de 40 anos (incluindo modelos anteriores ao início do PROCONVE), representaram quase 10% das medições. Caminhões P7 foram os mais prevalentes (cerca de 40% da amostra), seguidos por P5 (24%), P8 (11%) e P4 (10%). Os veículos urbanos de carga (VUCs) — caminhões de pequeno porte destinados ao trecho final de entregas em áreas urbanas (*last mile*) — corresponderam a cerca de 7% das medições e estavam distribuídos entre as fases P5, P7 e P8. Cabe lembrar que a fase P6 não chegou a ser implementada, pois o combustível de baixo teor de enxofre necessário para atender aos limites não estava disponível à época.⁵²

Para investigar as emissões de caminhões em unidades compatíveis com os limites do PROCONVE, convertemos os valores de emissão por combustível (g/kg) em valores de emissão por energia (g/kWh), utilizando uma metodologia baseada em estudo anterior do ICCT.⁵³ Analisamos as emissões de NO_x e MP, por serem os principais poluentes emitidos por veículos a diesel.

As emissões reais de NO_x e MP dos caminhões apresentaram reduções consistentes ao longo do tempo com o endurecimento dos limites regulamentares. Ainda assim, as emissões médias reais dos veículos P7 e P8 permaneceram acima dos limites, conforme mostra a Figura 8. Notavelmente, caminhões P7, os mais comuns na amostra, exibiram emissões médias de NO_x de 1,8 a 2,3 vezes maiores que os limites de homologação. Emissões elevadas de caminhões P7, padrão equivalente ao Euro V, são consistentes com os altos níveis de emissões reais observados em cidades europeias. Diversos estudos mostram que, em condições urbanas típicas, caracterizadas por baixa carga e baixas velocidades, a eficácia dos sistemas de redução catalítica seletiva diminui, resultando em emissões excessivas de NO_x.⁵⁴ Trabalhos anteriores também atribuem as altas emissões

reais de NO_x de caminhões Euro V a adulterações ou falhas nos sistemas de controle de emissões.⁵⁵

Os caminhões homologados segundo a fase P8, equivalente ao Euro VI, apresentaram emissões reais de NO_x mais de 55% inferiores às dos caminhões P7. As normas Euro VI não apenas tornaram o limite de NO_x 80% mais rigoroso em relação ao P7, como também introduziram testes laboratoriais *off-cycle* e testes em estrada com sistemas portáteis de medição, reduzindo a lacuna observada nos veículos Euro V. Além disso, os veículos Euro VI estão sujeitos a um limite de conformidade em uso de 0,69 g/kWh. As normas P8, que incorporaram essas atualizações, provavelmente contribuíram para a redução observada. No entanto, as emissões médias de NO_x dos caminhões P8 ainda foram mais de 3 vezes os limites de homologação e 2 vezes os limites de conformidade em uso (ISC, *in-service conformity*). Isso provavelmente ocorre porque os requisitos ISC da fase P8 não incluem condições de baixa carga ou partidas a frio, típicas de uso urbano. As emissões médias de NO_x dos caminhões P8 na amostra foram semelhantes às de seus equivalentes europeus (Euro VI) em condições urbanas na base de dados TRUE.

Apesar de excederem os limites, as emissões reais de MP dos caminhões caíram significativamente de P4 para P5 e de P5 para P7. Na fase P5, foi introduzido um limite de teste transitente — mais elevado, porém mais representativo do comportamento dinâmico do veículo — que reduziu a lacuna entre emissões de laboratório e emissões reais, resultando em uma redução superior a 50% nas emissões de MP. Caminhões anteriores à fase P7 (i.e., fabricados antes de 2012) podem usar diesel com teor de enxofre mais elevado (500 ppm) do que os P7 e P8 (10 ppm) em São Paulo, o que provavelmente contribui para suas emissões aumentadas.⁵⁶ Com a fase P7, o diesel de baixo teor de enxofre (10 ppm) tornou-se obrigatório, permitindo uma redução adicional de 77% a 88% em relação à fase P5. Ainda assim, as emissões médias reais de MP dos caminhões P7 foram 1,7 vez acima do limite. Entre os caminhões P8, as emissões médias reais foram 4,4 vezes o limite, e o dobro das emissões médias observadas para modelos equivalentes europeus (Euro VI).

52 TransportPolicy.net, "Brazil Heavy Duty Emissions."

53 Sina Kazemi Bakshmand et al., *Remote Sensing of Heavy-Duty Vehicle Emissions in Europe* (International Council on Clean Transportation, 2022), <https://theicct.org/publication/remote-sensing-of-heavy-duty-vehicle-emissions-in-europe/>.

54 Ruud Verbeek et al., *Real-World NO_x Emissions of Euro V Vehicles*, MONRPT-2010-02777 (TNO Science and Industry, 2010), [https://circabc.europa.eu/sd/a/d772193a-6646-46dd-bdf1-cd775fcdd925/TNO_report_MONRPT-2010-02777_Euro_V%20\(2\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/d772193a-6646-46dd-bdf1-cd775fcdd925/TNO_report_MONRPT-2010-02777_Euro_V%20(2).pdf); Rachel Muncrief, *Comparison of Real-World off-Cycle NO_x Emissions Control in Euro IV, V, and VI* (International Council on Clean Transportation, 2015), <https://www.theicct.org/publications/comparing-real-world-cycle-nox-emissions-control-euro-iv-v-and-vi>; Michal Vojtisek-Lom et al., "On-Road Detection of Trucks with High NO_x Emissions from a Patrol Vehicle with on-Board FTIR Analyzer," *Science of The Total Environment* 738 (October 2020): 139753, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139753>.

55 Nils Hooftman et al., *Analysis of the 2019 Flemish Remote*; Kaylin Lee et al., *Assessment of Real-World Vehicle Emissions from Four Scottish Cities in 2022* (TRUE Initiative, 2024), <https://trueinitiative.org/research/real-world-vehicle-emissions-in-four-major-scottish-cities/>.

56 "Brazil: Fuels: Diesel and Gasoline," TransportPolicy.Net, acessado em 8 de outubro de 2025, <https://www.transportpolicy.net/standard/brazil-fuels-diesel-and-gasoline/>; Governo Federal, "Descontinuidade Óleo Diesel 5500," maio de 2025, https://www.gov.br/anp/pt-br/canais_atendimento/imprensa/infograficodeisels500.pdf.

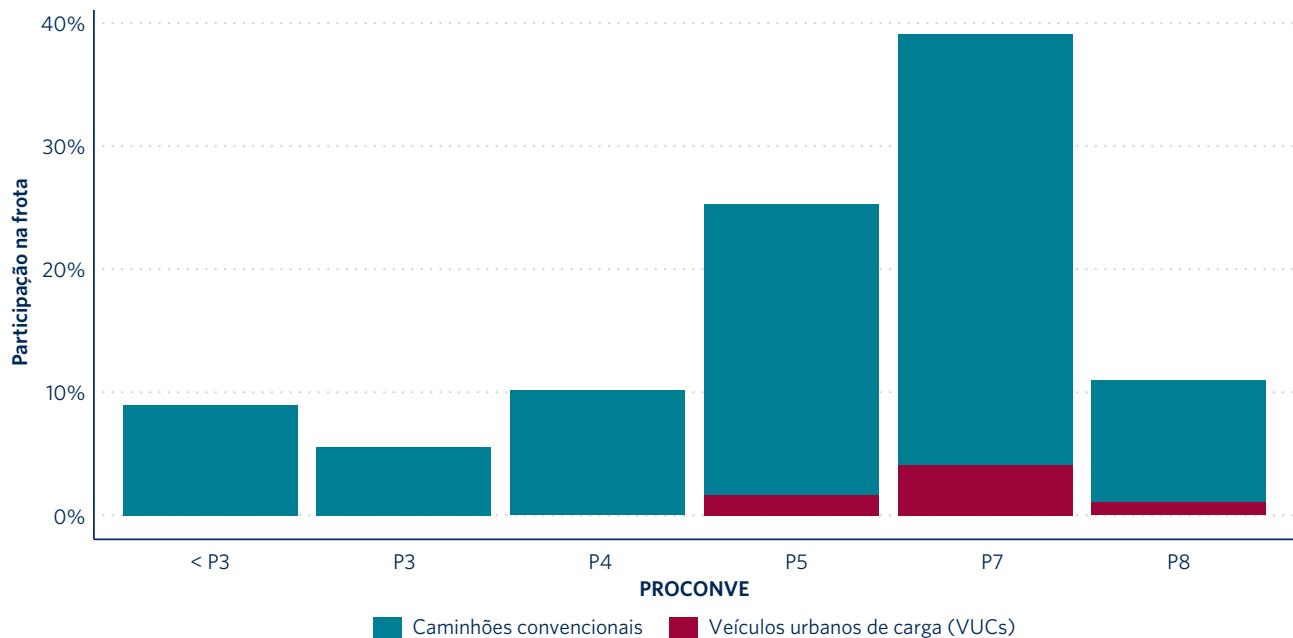


Figura 7. Distribuição dos caminhões a diesel por fase do PROCONVE e tipo de caminhão. Apenas participações acima de 1% são exibidas.

No entanto, são necessários mais dados para avaliar essa melhoria, devido aos amplos intervalos de confiança de 95%.

Os VUCs apresentaram emissões reais de NO_x e MP mais altas — 27% e 29%, respectivamente — que as de caminhões convencionais. Isso se deve provavelmente à alta frequência de partidas a frio, pois os VUCs percorrem distâncias menores. Em uma partida a frio, o motor e o sistema de pós-tratamento dos gases de escape não estão na temperatura ideal, o que leva a emissões elevadas. Embora VUCs apresentem potência específica (VSP) semelhante à dos caminhões convencionais, os VUCs desta amostra certificados como P7 são, em média, dois anos mais antigos, o que pode explicar as emissões mais elevadas.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES DE POLÍTICAS PÚBLICAS

Compreender as emissões veiculares reais é fundamental para orientar decisões de políticas públicas que reduzam a poluição relacionada a veículos e promovam a saúde da população. Este relatório apresentou os resultados de um estudo de sensoriamento remoto que mediou emissões reais de poluentes de veículos em São Paulo, conduzido pela Iniciativa TRUE em parceria com CETESB, Opus RSE e Tecsidel Brasil. Ao todo, foram coletadas mais de

323 mil medições em nove locais da RMSP entre maio e julho de 2024. A análise fundamenta as conclusões e recomendações de políticas públicas apresentadas a seguir.

RETIRADA GRADUAL DOS VEÍCULOS MAIS ANTIGOS E PROMOÇÃO DE TECNOLOGIAS MAIS LIMPAS

Os resultados mostram que os veículos mais antigos são os maiores emissores na RMSP. Eles não representam uma parcela muito expressiva da frota analisada, o que os torna um grupo relativamente fácil de alcançar em políticas de retirada gradual. Carros de passeio flex-fuel e a gasolina C da fase L3 apresentaram as maiores emissões dos quatro poluentes estudados (NO_x , CO, HC e NH_3), representando 5,5% da frota de automóveis de passeio. Em particular, veículos L3 a gasolina C exibiram as maiores emissões de NO_x e NH_3 .

A retirada imediata dos veículos a gasolina C certificados pelas normas L3 e anteriores (os grupos mais antigos da frota de carros de passeio) traria benefícios para o controle de poluentes secundários, dado que NO_x e NH_3 desempenham papel central na formação de O_3 e MP_{2,5'}, respectivamente. Esses veículos também exibiram as maiores taxas de emissões evaporativas detectáveis, que contribuem para a formação de O_3 .

Os resultados mostram ainda que caminhões antigos, com idade média de 40 anos e com as maiores emissões de NO_x e MP, ainda circulam na RMSP, representando quase

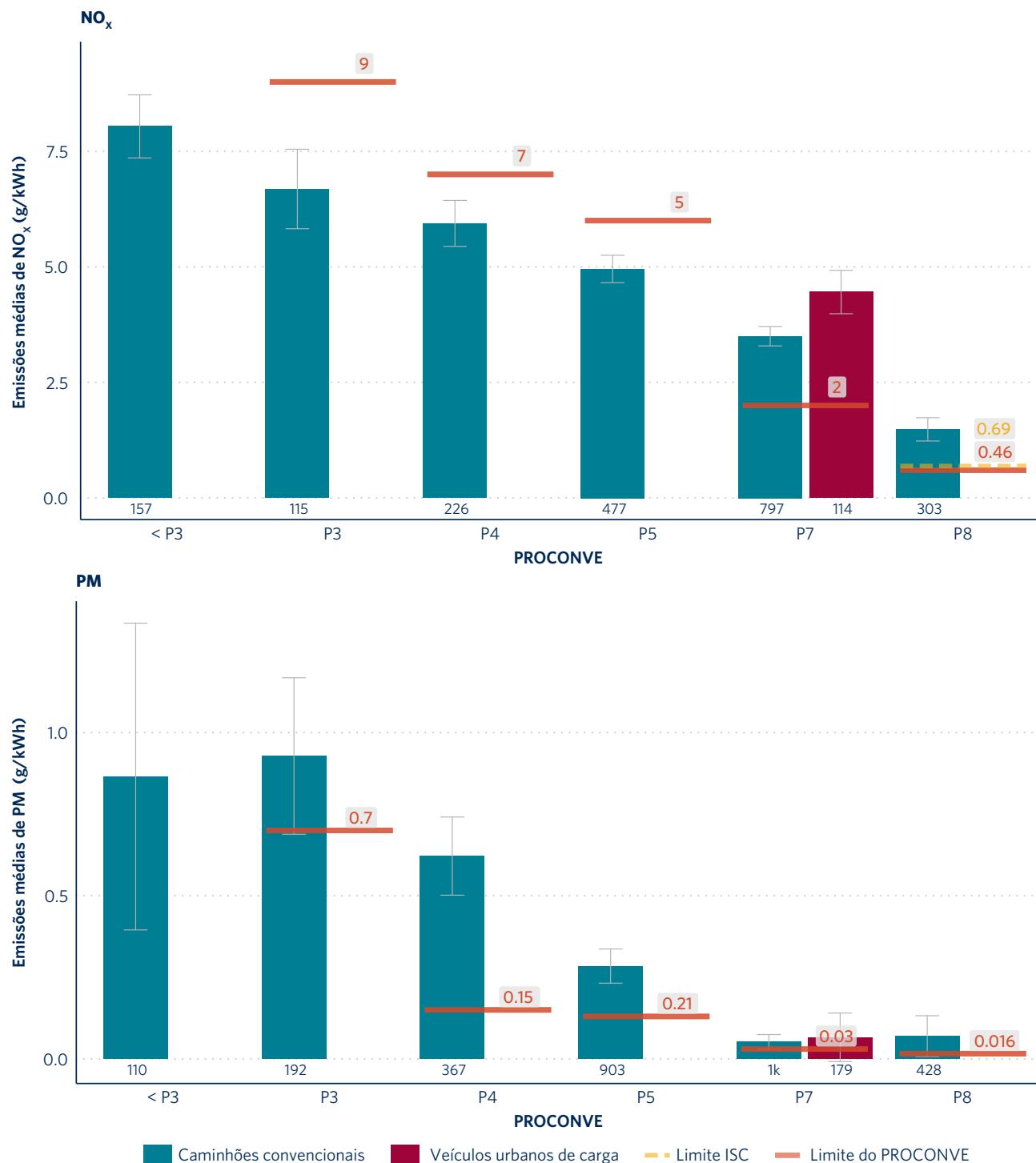


Figura 8. Emissões médias de NO_x e MP por energia de caminhões a diesel. As hastes representam o intervalo de confiança de 95% da média. Os números abaixo das barras indicam a quantidade de medições. Apenas os resultados com mais de 100 medições são exibidos.

10% da amostra de caminhões. Esse grupo inclui unidades fabricadas antes da introdução do PROCONVE e veículos homologados nas fases P1 e P2, que não possuíam limites para NO_x e MP. A retirada deve priorizar esses caminhões com emissões mais elevadas. As emissões reais de NO_x e MP de caminhões só começaram a ser efetivamente reduzidas a partir das fases P7 e P8, quando os sistemas de pós-tratamento passaram a ser obrigatórios para o cumprimento de limites mais rigorosos. Dada a grande proporção de caminhões abaixo da fase P7 na frota, também poderia ser considerada a exigência de retrofit para veículos acima de determinada idade ou que circulam com frequência pela cidade.

A retirada dos veículos mais antigos e mais poluentes pode ser facilitada por políticas públicas como programas de sucateamento ou incentivos financeiros para tecnologias mais limpas. No modelo brasileiro atual, proprietários de automóvel são desestimulados a substituir seus carros antigos por veículos elétricos a bateria: o Imposto sobre a Propriedade de Veículos Automotores (IPVA) favorece carros mais antigos, pois é calculado com base no valor de mercado do veículo, que se deprecia com o tempo.⁵⁷

O Programa Mobilidade Verde e Inovação (MOVER), lançado em 2024, oferece incentivos fiscais uniformes para veículos elétricos a bateria (BEVs) e híbridos plug-in (PHEVs), apesar do potencial limitado de redução de emissões dos PHEVs no Brasil em comparação com os BEVs.⁵⁸ Essa abordagem pode ser pouco eficiente em restringir emissões de poluentes, uma vez que a autonomia elétrica reduzida dos PHEVs, pode acarretar na subutilização do motor elétrico.⁵⁹

Uma política orientada para o futuro buscaria incentivar a substituição de veículos antigos com motor a combustão por veículos elétricos, em vez de HEVs ou PHEVs, estimulando também o crescimento de um mercado

nacional de veículos elétricos. Tal medida traria, ainda, benefícios adicionais, como a geração de empregos.⁶⁰

REVISÃO E ATUALIZAÇÃO DO PROCONVE

As emissões reais médias dos automóveis L7, os mais recentes no período do estudo, excedem significativamente os limites do PROCONVE, o que evidencia a necessidade de estabelecer limites de emissões sob condições de tráfego real. A fase L8 introduz limites desse tipo para NO_x, NMHC e CO, equivalentes a 2 vezes o limite de laboratório em 2025 e 1,5 vez em 2027. Entretanto, os padrões L8 só serão plenamente implementados para veículos comerciais leves (LCVs) em 2031, o que permite que SUVs e picapes continuem sendo certificados como LCVs e emitindo mais que os carros de passeio. Isso pode incentivar as vendas desses modelos. Eliminar essa brecha aplicando regulamentações uniformes a todos os veículos destinados ao transporte de passageiros pode assegurar que a redução de emissões em um segmento não resulte em aumento em outro.

Veículos importados são sujeitos ao mesmo processo de homologação do PROCONVE que veículos nacionais. Ainda assim, os resultados deste estudo mostram que modelos importados movidos a gasolina C apresentam emissões reais de NO_x, CO e HC entre 2 e 4,2 vezes superiores às de seus equivalentes nacionais. Isso provavelmente se deve ao maior porte e peso desses veículos, bem como ao uso da tecnologia de injecção direta de gasolina (GDI). As contribuições de veículos com tecnologia GDI para emissões de NO_x, número de partículas (PN) e HC são particularmente elevadas nas partidas a frio, comuns nas condições de condução urbana. Embora a fase L7 tenha estabelecido um limite para MP, limites de número de partículas não estão incluídos nas fases L7 ou L8 para veículos com tecnologia GDI, e um limite de massa de MP não garante que o número de partículas também seja limitado. A regulamentação Euro VI, que serve de base para a fase L7, estabelece um limite de PN para os veículos GDI. A adoção de requisitos semelhantes no PROCONVE poderia evitar emissões excessivas por veículos importados.

57 Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo, *Lei n. 13.296, de 23 de dezembro de 2008*, acessada em 27 de outubro de 2025, <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2008/lei-13296-23.12.2008.html>.

58 André Cieplinski et al., *Política de Eficiência Energética Veicular do Programa MOVER* (International Council on Clean Transportation, 2025), <https://theicct.org/publication/pt-politica-de-eficiencia-energetica-veicular-do-programa-mover-oct25/>; Zamir Mera et al., *Comparison of the Life-Cycle Greenhouse Gas Emissions of Combustion Engine and Electric Passenger Cars in Brazil* (International Council on Clean Transportation, 2023), <https://theicct.org/publication/comparison-of-life-cycle-ghg-emissions-of-combustion-engines-and-electric-pv-brazil-oct23/>.

59 André Cieplinski, *The risks of Betting on Biofuels with Flex-Fuel Plug-In Hybrid Cars in Brazil* (International Council on Clean Transportation, 2024), <https://theicct.org/risks-of-betting-on-biofuels-flex-fuel-plug-in-hybrid-cars-brazil-jan24/>.

60 André Cieplinski et al., *A Transição da Indústria Brasileira Para Veículos Elétricos e Seus Efeitos em Emprego e Renda* (International Council on Clean Transportation, 2025), <https://theicct.org/publication/a-transicao-da-industria-brasileira-para-veiculos-eletricos-e-seus-efeitos-em-emprego-e-renda-june25/>.

IMPLEMENTAÇÃO DE UM PROGRAMA NACIONAL OU REGIONAL DE INSPEÇÃO E MANUTENÇÃO

Atualmente, não existe um programa obrigatório de inspeção veicular ambiental no estado de São Paulo ou no Brasil. Um programa chegou a ser estabelecido na cidade de São Paulo em 2009, mas foi suspenso em 2013. No momento, discute-se a criação de um programa federal de inspeção e manutenção.

Os resultados deste estudo oferecem um panorama oportuno de como um programa eficaz de inspeção e manutenção poderia ser estruturado. As medições de sensoriamento remoto indicam que 47% dos veículos que circulam dentro do município de São Paulo estão registrados em outras cidades e até 35% dos veículos que rodam na RMSP podem estar registrados fora do estado, evidenciando que programas locais de inspeção e manutenção podem não ser eficazes para reduzir as emissões dos veículos que circulam em suas áreas. Assim como o PROCONVE foi determinante para a diminuição das emissões no país, programas de inspeção e manutenção implementados em nível nacional ou regional seriam importantes para reduzir emissões e gerar benefícios à saúde.

Os resultados mostram que veículos mais antigos (carros de passeio L3 e L4 e caminhões P3 e anteriores) ou veículos de uso intensivo (carros de aplicativo e táxis) exibem emissões reais extremamente elevadas — algumas em níveis compatíveis com defeito ou ausência de sistemas de controle de emissões —, resultado tanto de deterioração ao longo do tempo quanto de manutenção inadequada. Isso reforça a necessidade de inspeções periódicas obrigatórias e reparos imediatos em caso de falha.

Um programa eficaz de inspeção e manutenção no Brasil deve cobrir diferentes classes de veículos e poluentes, como NO_x, MP, CO, HC e emissões evaporativas. As emissões podem ser verificadas por meio de OBD, testes de escapamento para CO, HC e NO_x, testes de opacidade para MP e testes de tampa de combustível para emissões evaporativas. Recentemente, países europeus como Bélgica, Holanda, Suíça e Alemanha também passaram a incluir testes de número de partículas.⁶¹

61 Robin Smith et al., "Excess Pollution from Vehicles—A Review and Outlook on Emission Controls, Testing, Malfunctions, Tampering, and Cheating," *Sustainability* 17, n. 12 (2025): 12, <https://doi.org/10.3390/su17125362>.

O sensoriamento remoto pode desempenhar um papel importante nesses programas. Ele já é utilizado para apoiar campanhas de inspeção em estrada na Europa, aumentando a identificação de veículos adulterados ou com mau funcionamento e tornando a fiscalização mais eficiente.⁶² Quando incorporado a programas de inspeção e manutenção, o sensoriamento remoto permite apontar veículos suspeitos de altas emissões em condições reais de operação, nas quais a adulteração é improvável.⁶³ Seu uso potencial deve ser considerado na implementação em programas brasileiros.

MEDIDAS PARA LIMITAR AS EMISSÕES DE TÁXIS E VEÍCULOS DE TRANSPORTE POR APPLICATIVO

Os resultados mostram que a deterioração das emissões é evidente em veículos de uso intensivo, como táxis e carros de transporte por aplicativo, na RMSP. As emissões reais de NO_x, CO e HC desses veículos flex-fuel foram mais de 2 vezes superiores às de veículos flex-fuel particulares certificados como L6. O limite de idade de 5 anos para táxis em São Paulo contribuiu para restringir a circulação de modelos mais antigos, como indica a idade média de 4 anos da frota, menor que a média de 6 anos observada entre veículos de aplicativo. Ainda assim, ambas as frotas, que representaram mais de um quarto das medições de carros de passeio, exibiram deterioração significativa das emissões, o que configura um retrocesso em relação às reduções obtidas com o PROCONVE ao longo do tempo.

Como essas frotas contribuem substancialmente para as emissões e são mais fáceis de regular que os veículos particulares, medidas de incentivo à eletrificação podem ser eficazes — por exemplo, com incentivos fiscais para táxis e veículos de aplicativo elétricos. Como etapa intermediária, disponibilizar informações sobre modelos com emissões elevadas pode ajudar motoristas a evitar a escolha de veículos mais poluentes. Os resultados mostram que determinadas marcas e tamanhos de motor, como os veículos Chevrolet 1.8 L, dominam o mercado de táxis, mas apresentam emissões reais acima dos limites, mesmo entre veículos particulares com menor deterioração esperada.

62 N. Hooftman et al., *Analysis of the 2019 Flemish Remote Sensing Campaign* (Flemish Environmental Planning Agency, 2020), <https://resolver.tno.nl/uuid:7e96bc14-46e3-4e5a-8f06-e436c85160f7>; Yuhua Huang, *Remote Sensing of On-Road Vehicle Emissions: Mechanism, Applications and a Case Study from Hong Kong*, n.d., <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.03.035>.

63 Smith et al., "Excess Pollution from Vehicles."

Além disso, é importante investigar as causas das emissões elevadas, seja por meio de inspeção e manutenção obrigatórias, seja por meio de reparos. A inspeção obrigatória de táxis e carros de aplicativo, associada aos limites de idade, pode reduzir a circulação de veículos com forte deterioração de emissões.

MEDIDAS PARA LIMITAR AS EMISSÕES DE CAMINHÕES

Caminhões P7 e P8, que representaram mais da metade das medições de caminhões realizadas neste estudo, apresentaram emissões reais entre 1,8 e 3,3 vezes acima dos limites do PROCONVE. Caminhões certificados na fase P8, que é baseada no padrão Euro VI, ainda exibem emissões reais acima dos limites de NO_x e MP, apesar da redução prevista de NO_x em comparação com caminhões P7. Na Europa, reduções substanciais só foram alcançadas com as versões posteriores Euro VI-D e Euro VI-E, que introduziram limites para operação em baixa potência (Euro VI-D) e partida a frio (Euro VI-E) nos testes de conformidade em uso.⁶⁴ O Euro VI-E foi implementado em 2021, com obrigatoriedade a partir de 2022, um ano antes

da implementação da fase P8 no Brasil. Atualizar a fase P8 para incluir esses requisitos, alinhando-a ao Euro VI-E, pode contribuir para reduzir ainda mais as emissões reais.

As emissões elevadas dos VUCs podem representar riscos adicionais à saúde, pois esses caminhões operam dentro da cidade de São Paulo em trechos finais de entregas (*last mile*), com percursos curtos e paradas frequentes. Os resultados mostram que esses veículos emitem, em média, cerca de 30% mais NO_x e MP do que caminhões convencionais também homologados como P7. Como os VUCs têm maior probabilidade de operar com motor frio por mais tempo (o que impede que os sistemas de controle de emissões alcancem condições ideais) e como nenhuma fase do PROCONVE para veículos pesados (HDVs) inclui condições de partida a frio, a eletrificação desse grupo poderia reduzir a poluição atmosférica no município.

Medidas como incentivos financeiros ou isenções fiscais para veículos totalmente elétricos destinados a empresas, além da eventual restrição de caminhões a diesel por meio da criação de zonas de baixa emissão, podem contribuir para reduzir a exposição da população urbana a níveis elevados de NO_x e MP.

64 Lee et al., *Real-World Vehicle Emissions*.

