

Projeto nº BR-L1401

SDP nº 341/2020 | Empréstimo nº 3276/OC-BR

Serviços de Consultoria Especializada para Elaboração do Inventário de Emissões de Poluentes Atmosféricos e Gases de Efeito de Estufa por Veículos Automotores no Estado de São Paulo

Produto 2

Relatório Final

elaborado para:

Governo do Estado de São Paulo

Secretaria de Meio ambiente, Infraestrutura e Logística

Subsecretaria de Logística e Transportes

DER – Departamento de Estradas de Rodagem



IDAD
AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO



TTC
Soluções em mobilidade



Green Domus
Desenvolvimento Sustentável

Equipe Técnica

Pelo Consórcio

- Coordenação Técnica
 - Miguel Coutinho (IDAD)
- Modelagem de Tráfego
 - Eduardo Germani (TTC)
 - Fernando Barreto (TTC)
 - Luis Arruda (TTC)
- Modelagem das Emissões
 - Clara Ribeiro (IDAD)
 - João Ginja (IDAD)
- Modelagem Socioeconômica e Monetização dos danos à saúde
 - Felipe Bottini (Green Domus)
 - Petterson Vale (Green Domus)
 - Ephraim França (Green Domus)
 - Fabiano Prado Pedroso (Green Domus)

Supervisão técnica

Subsecretaria de Logística e Transportes

- Coordenadoria de Planejamento
 - Andre Nozawa Brito
 - Karin Anne van de Bilt
 - Paulo Celso Pinheiro

Índice

1. INTRODUÇÃO.....	5
2. MODELAGEM DE TRÁFEGO	5
2.1 <i>Modelo de simulação de tráfego rodoviário</i>	<i>5</i>
2.1.1 <i>Zoneamento de tráfego</i>	<i>6</i>
2.1.2 <i>Montagem da rede de simulação</i>	<i>7</i>
2.1.3 <i>Parâmetros adotados.....</i>	<i>8</i>
2.1.4 <i>Segmentação das classes de veículos</i>	<i>9</i>
2.1.5 <i>Modelagem com custo generalizado</i>	<i>9</i>
2.2 <i>Elaboração das matrizes origem-destino</i>	<i>11</i>
2.2.1 <i>Levantamento de dados.....</i>	<i>11</i>
2.2.2 <i>Modelo de demanda direta.....</i>	<i>12</i>
2.2.3 <i>Calibração do modelo de demanda</i>	<i>14</i>
2.3 <i>Predição das variáveis socioeconômicas</i>	<i>26</i>
2.3.1 <i>Predição da variável população</i>	<i>28</i>
2.3.2 <i>Predição das variáveis Produto Interno Bruto (PIB) e PIB per capita</i>	<i>29</i>
2.3.3 <i>Predição da variável valor agregado</i>	<i>31</i>
2.3.4 <i>Predição da variável valor agregado do setor agropecuário</i>	<i>32</i>
2.3.5 <i>Predição da variável consumo de óleo diesel.....</i>	<i>32</i>
2.3.6 <i>Predição das variáveis volume de exportação e importação</i>	<i>33</i>
2.4 <i>Composição da frota</i>	<i>35</i>
2.4.1 <i>Transporte rodoviário</i>	<i>35</i>
2.4.2 <i>Transporte ferroviário</i>	<i>45</i>
2.4.3 <i>Transporte aquaviário.....</i>	<i>50</i>
3. EMISSÕES DE TRANSPORTES.....	52
3.1 <i>Modelos de cálculo de emissões veiculares.....</i>	<i>54</i>
3.1.1 <i>Modelos disponíveis publicamente</i>	<i>54</i>
3.1.2 <i>Modelos a adotar no projeto</i>	<i>58</i>
3.2 <i>A transição energética e os transportes</i>	<i>65</i>
4. TRANSPORTES E SAÚDE	70
4.1 <i>Das emissões à inalação dos poluentes atmosféricos</i>	<i>72</i>
4.1.1 <i>Fração de Ingestão.....</i>	<i>73</i>
4.1.2 <i>Aplicação ao estado de São Paulo</i>	<i>74</i>
4.2. <i>Quantificação dos danos à saúde.....</i>	<i>79</i>
4.2.1 <i>Danos diretos à saúde</i>	<i>79</i>
4.2.2 <i>Danos indiretos à saúde</i>	<i>84</i>
4.3 <i>Monetização dos danos à saúde</i>	<i>85</i>
4.3.1 <i>Danos diretos à saúde</i>	<i>85</i>
4.3.2 <i>Danos indiretos à saúde</i>	<i>87</i>
5. APLICAÇÃO AO ESTADO DE SÃO PAULO.....	88
5.1 <i>Tráfego</i>	<i>88</i>
5.1.2 <i>Resultados do modelo de tráfego</i>	<i>88</i>
5.2 <i>Estimativa das Emissões de GEE e de contaminantes locais</i>	<i>94</i>

5.2.1 Emissão de GEE	94
5.2.2 Emissão de contaminantes locais	98
5.3 Qualidade do ar	107
5.4 Efeitos na saúde	113
5.4.1 Quantificação dos Efeitos na Saúde	114
5.4.2 Monetização dos Efeitos na Saúde	118
6. COMENTÁRIOS FINAIS	127
BIBLIOGRAFIA	129
ANEXOS	134
Anexo A – Fatores de Emissão	134
Anexo B – Estimativa da Frota Circulante – frota registrada	142
Anexo C – Fator de correção da frota registrada para a frota circulante	143
Anexo D – Intensidade de uso de referência (km/ano)	144
Anexo E – Autonomia (km/L)	145
Anexo F – Correção do fator de emissão em função da velocidade	146
Anexo G – Fatores de emissão para transporte ferroviário e aquaviário	148

1. Introdução

O transporte permite às pessoas deslocarem-se, participar nas atividades que compõem suas rotinas diárias e ter acesso a outras pessoas, à educação, a empregos, a serviços e bens (Litman, 2018). O transporte também promove o crescimento das cidades (Marshall, 2000) e catalisa a transferência de conhecimento e a troca de culturas e ideias.

Este relatório corresponde ao produto 2 do projeto “Serviços de Consultoria Especializada para Elaboração do Inventário de Emissões de Poluentes Atmosféricos e Gases de Efeito de Estufa por Veículos Automotores no Estado de São Paulo” elaborado para a SLT – Secretaria de Logística e Transportes.

Com a apresentação deste relatório concluem-se as diferentes fases do projeto, incluindo a geração de curvas de emissão por categoria de veículos, emissões para os modos ferroviário e hidroviário de carga, monetização dos danos e apresentação do Inventário consolidado.

O Relatório descreve os contextos, metodologias adotadas no desenvolvimento das várias ferramentas de cálculo, e resultados obtidos, tendo em vista a concretização dos objetivos do projeto. Deste modo, optou-se por estruturar o relatório em quatro subcapítulos correspondentes a cada uma das componentes técnicas do projeto, e posterior aplicação das metodologias ao estado de São Paulo:

- Modelagem de tráfego
- Emissões de transportes
- Transportes e saúde
- Aplicação ao estado de São Paulo

2. Modelagem de tráfego

Para a elaboração do inventário de emissões de poluentes por veículos automotores, objetivo final deste estudo, é primordial que se estime a atividade veicular nas rodovias do Estado de São Paulo. Como não há fontes de informação publicamente disponibilizadas e adequadas ao uso neste estudo, optou-se por desenvolver um modelo de simulação de tráfego capaz de estimar a atividade veicular nas rodovias, ferrovias e hidrovias e suas características, com amplitude e desagregação adequadas aos objetivos deste estudo.

Os resultados obtidos deste modelo são utilizados como insumos para os cálculos das fases seguintes do estudo, que tratam dos modelos de estimativa de emissões de poluentes e respectivos impactos para a sociedade.

Este capítulo apresenta em detalhes o processo de elaboração e calibração do modelo multimodal de simulação de tráfego desenvolvido.

2.1 Modelo de simulação de tráfego rodoviário

A demanda rodoviária diária do estado de São Paulo foi representada através de simulação de tráfego em modelo matemático, com a utilização do *software EMME (Multi-modal Transportation Planning System)*, reconhecido internacionalmente como uma poderosa ferramenta de planejamento de tráfego, capaz de auxiliar em decisões que dependam de estimativas do comportamento do tráfego de veículos em redes viárias de grande complexidade.

A modelagem é conceitualmente dividida nos componentes de oferta e demanda.

A oferta consiste na infraestrutura de transportes disponível e foi representada por uma rede multimodal composta por modos (autos e caminhões), nós e ligações viárias. Para cada um desses elementos foram especificados dados relevantes (informações da extensão das vias, número de faixas, velocidade, capacidade etc.), bem como outros atributos definidos pelo planejador (praças de pedágio).

A demanda foi representada em matrizes de viagem Origem e Destino fixas, desenvolvidas por meio do modelo de demanda direta conforme descrito mais adiante no item 2.3.1.

A partir desses elementos procede-se à alocação das viagens da matriz na rede de simulação. O modelo analisa, para cada par de origem e destino, qual o caminho de menor impedância, no qual serão alocadas as viagens. Esta impedância procura refletir os fatores que são levados em conta pelo usuário em sua decisão de rota. Em muitos estudos, o único fator considerado, por sua importância, é o tempo de viagem. Em outros, considera-se o custo generalizado da viagem, que agrega, além do tempo, também os custos operacionais dos veículos, custos de pedágio, ou mesmo fatores mais subjetivos, como faltas de atrativos na rota, falta de segurança, falta de serviços de apoio, etc. Normalmente os fatores do custo generalizado são equalizados convertendo-os para uma unidade de tempo (minutos). Neste último caso o custo generalizado é também chamado de “tempo generalizado”.

No modelo montado para este estudo, o tempo generalizado é composto de três parcelas:

- Tempo de viagem;
- Custo operacional percebido (combustível, lubrificantes, desgaste de pneus, etc.);
- Custo de pedágio.

É descrita a seguir a metodologia utilizada para a elaboração e calibração do modelo à situação atual da malha rodoviária, ferroviária e hidroviária da área de influência.

2.1.1 Zoneamento de tráfego

O zoneamento de tráfego adotado no estudo foi desenvolvido pela equipe técnica da SLT (Secretaria de Logística e Transportes) com a seguinte característica:

- **Área de Influência:** abrange todos os municípios do estado de São Paulo divididos em 664 zonas. As cidades de Campinas e São Paulo foram subdivididas em 5 zonas e 9 zonas respectivamente;
- **Áreas Externas:** os estados limítrofes com São Paulo foram divididos segundo as microrregiões do IBGE e os demais estados do Brasil foram divididos segundo as mesorregiões do IBGE, totalizando 246 zonas externas.

A Figura 1 ilustra o zoneamento adotado neste estudo.



Figura 1. Zoneamento de tráfego. Fonte: TTC

2.1.2 Montagem da rede de simulação

As variáveis independentes introduzidas no modelo para ajustar a rede de simulação ao sistema viário atual foram as seguintes:

- Coordenadas dos nós: permite ao modelo representar graficamente a rede viária e calcular a distância das ligações resultantes (link);
- Distâncias dos "links": incorporando as distâncias exatas dos tramos representados na rede (calculados graficamente e/ou ajustados para a realidade geográfica - sinuosidades e altimetria);
- Velocidade de fluxo livre no "link": representa, principalmente, as características físicas e geométricas (seção transversal, tipo de via) dos tramos representados na rede, condicionando o desempenho viário operacional;
- Capacidade dos "links": permite a representação, em conjunto com a velocidade de fluxo livre, das características físicas e geométricas (tipo de via, número de faixas, topografia, acostamento, composição do tráfego, etc.).
- Características físicas: Foram inseridas informações referentes a características de cada trecho de via, tais como a hierarquia viária, características do relevo (plano ondulado, montanhoso, serra), ocupação do solo lindeiro, etc.
- Funções de volume-velocidade: A cada trecho de rodovia foi especificada uma função que rege o tempo de percurso daquele tramo em função do fluxo veicular. Isso permite representar reduções na velocidade desenvolvida pelos veículos frente a um aumento no fluxo de veículos.

2.1.3 Parâmetros adotados

A seguir são apresentados os principais parâmetros adotados para uso no modelo de simulação do tráfego.

- Coordenada dos nós: foi adotada uma rede de coordenadas próprias, específica para este estudo;
- Velocidade de fluxo livre em condições ideais:
 - Rodovias de pista dupla = de 80 a 120 km/h;
 - Rodovias de pista simples = de 60 a 80 km/h;
 - Rodovias vicinais e municipais (pista simples) = 50 a 60 km/h;
 - Vias sem pavimento = de 20 a 40 km/h;
- Fluxo de saturação dos “links”: foi estimado a partir das equações de fluxo de saturação do HCM/2010, para cada tipo de rodovia, em uvp/dia para o nível de serviço igual a “E” ($v/c = 1$), para tramos extensos.
- Rodovias com duas pistas, consideradas como *multilane*, utilizando a equação, para cálculo de fluxo de saturação para cada pista (unidirecional):

$FSE = c \times N \times fw \times fp$, onde:

FSE = fluxo de saturação no nível de serviço E (em uvp/dia)

C = capacidade ideal (em uvp/dia);

N = número de faixas;

Fw = fator de ajuste dos efeitos de largura de faixa e distância do obstáculo lateral;

Fp = fator de ajuste para efeitos de características do usuário.

- Rodovias de pista única, consideradas como *two-lanes highways* utilizando a equação, para cálculo de fluxo de saturação para os dois sentidos (bidirecional):

$FSE = 3.600 \times f_d \times f_{dw}$, onde:

FSE = fluxo de saturação no nível de serviço E (em uvp/dia);

3.600 = capacidade bidirecional sob condições ideais (em uvp/dia);

Fd = fator de ajuste do efeito de distribuição direcional do tráfego;

Fw = fator de ajuste dos efeitos de largura de faixa e distância do obstáculo lateral.

– Para vias sem pavimento, foi estimado em 800 uvp/dia nos dois sentidos.

- Penalidades dos pedágios: os valores das cobranças dos pedágios foram considerados na rede de simulação através da penalidade de tempo, que é baseada nos custos do tempo de cada categoria de usuário.

2.1.4 Segmentação das classes de veículos

Foi adotada a seguinte segmentação dos veículos do modelo rodoviário:

- Automóveis;
- Caminhões de 2 e 3 eixos;
- Caminhões de 4 e 5 eixos;
- Caminhões de 6 ou mais eixos.

Desta forma, será possível estimar as emissões de poluentes para os diferentes tamanhos de veículos por trecho de rodovia.

No modelo de tráfego, a sensibilidade do custo do pedágio foi definida em função da classe de renda, indicada pelo valor do veículo dos motoristas de automóveis. Na Tabela 1, são apresentados os valores do tempo utilizados e as classes de usuários adotadas neste estudo.

Tabela 1. Classes de usuários e valores do tempo adotados. Fonte: TTC

Tipo de veículo	Categoria	Valor do tempo (R\$)
Autos	Média renda	42.81
Caminhões	2 eixos	40.03
	4 e 5 eixos	60.94
	6 ou mais eixos	74.11

Foram adotados valores do tempo da pesquisa de preferência declarada realizada pela ARTESP no ano de 2005 em todo o estado de São Paulo. Os valores foram atualizados para a data base de 2019 considerando o índice IPCA verificado no período.

2.1.5 Modelagem com custo generalizado

Dentre as hipóteses adotadas, vale esclarecer aquela que trata do cálculo dos itinerários feito pelo modelo *EMME* que é o resultado da combinação de três fatores: (i) tempo de viagem; (ii) custo do pedágio e (iii) custo operacional, sendo os dois últimos em tempo equivalente.

- i. O tempo de viagem é obtido por uma função que considera o fluxo de veículos e as características da via como: extensão, capacidade e velocidade de fluxo livre. A Figura 2 exemplifica a equação para um trecho de via com 1,0 km de extensão, 2 faixas de rolamento, capacidade de 20.000 veículos equivalentes/dia x faixa e velocidade de fluxo livre de 100 km/h. O eixo das abscissas corresponde ao volume diário de veículos e o das ordenadas corresponde ao tempo em minutos.

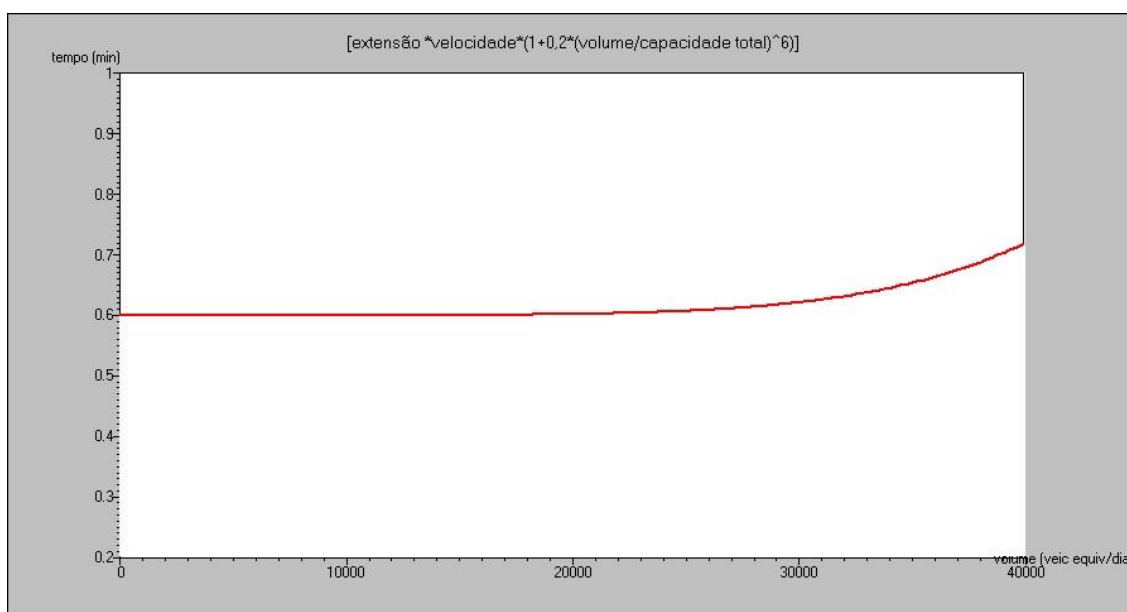


Figura 2. Curva de retardamento em função da demanda. Fonte: TTC

Para o cálculo dos tempos mínimos, foram utilizadas funções de volume/retardamento para cada tipo de rodovia, que calculam os tempos de deslocamento em função das velocidades de fluxo livre, capacidade e do carregamento para cada *link*, representadas por equações de cálculo de tempos de percurso.

As funções volume/retardamento utilizadas são do tipo:

$$tempo = distância * \frac{60}{velocidade_fluxo_livre} * \left(1 + k * \left(\frac{volume}{capacidade} \right)^\alpha \right)$$

onde:

k e α	= são parâmetros específicos do tipo de via;
distância	= em km;
velocidade de fluxo livre	= em km/h;
volume	= em veículos equivalentes passeio/dia;
capacidade	= veículos passeio/dia;

tempo = minutos.

ii. Custo do Pedágio

O custo do pedágio nas rodovias caracteriza-se na rede como uma impedância no link correspondente. Esta impedância é medida em tempo, onde um Δt é acrescido à viagem de um usuário que percorre trechos pedagiados.

iii. Custo Operacional

O custo operacional por km (em R\$/km), diferenciado segundo o tipo de veículo (auto ou comercial) é calculado em função da velocidade média de equilíbrio. A formulação considera o custo do combustível, pneus e lubrificantes.

2.2 Elaboração das matrizes origem-destino

Com o objetivo de obter matrizes sintéticas de viagens do estado de São Paulo para o ano de 2019, foram utilizados dados socioeconômicos e dados de demanda rodoviária como verificação dos totais de viagens observados nas rodovias do estado de São Paulo.

A seguir serão apresentados os dados utilizados no estudo e a metodologia proposta.

2.2.1 Levantamento de dados

- Dados de demanda rodoviária do ano de 2019

Foram utilizados os seguintes dados de contagem de tráfego do ano base de 2019:

- Praças de pedágio das rodovias estaduais concessionadas do estado de São Paulo: 256 pontos unidirecionais com dados de demanda em base horária durante o ano de 2019 – fornecido pela SLT (Secretaria de Logística e Transportes de São Paulo);
- Praças de pedágio das rodovias federais do estado de São Paulo: 22 pontos unidirecionais com dados de demanda em base mensal durante o ano de 2019 – fonte: site da ANTT (Agência Nacional de Transportes Terrestres) <https://dados.antt.gov.br/dataset/volume-trafego-praca-pedagio>;
- Radares das rodovias estaduais do estado de São Paulo: 694 pontos unidirecionais com dados de VDMA do ano de 2019 – fonte: site do DER (Departamento de Estradas de Rodagem) <http://200.144.30.103:8081/vdm/Page/Index.aspx>.

A etapa de tratamento de dados e análise de consistência seguiu os passos abaixo:

- Consolidação dos dados de praças de pedágio em banco de dados único com todos os dados das praças de pedágio de todas as concessões do estado de São Paulo;
- Cálculo do VDMA do ano de 2019 para todos os postos de contagem;
- Segmentação dos veículos em 4 classes: automóveis, caminhões de 2 e 3 eixos, caminhões de 4 e 5 eixos e caminhões de 6 ou mais eixos;
- No caso dos radares, não há separação por número de eixos dos veículos pesados. Adotou-se, então, para cada posto com radar o mesmo perfil de composição de número de eixos da praça de pedágio mais próxima;

- v. Localização dos postos e inserção dos dados de demanda no modelo de simulação;
- vi. Foram expurgados dados de radares inconsistentes nas seguintes condições: valores de demanda incompatíveis com a rodovia em questão, postos de radar no mesmo segmento homogêneo de praças de pedágio (nesse caso, preferiu-se adotar o dado da praça, tido como mais confiável), valores incoerentes com os trechos homogêneos subsequentes.

- Variáveis socioeconômicas

Foram levantadas as seguintes informações socioeconômicas do ano de 2019 em nível municipal para utilização no modelo de demanda direta para obtenção das matrizes de viagem:

- i. População por município: IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística;
- ii. PIB total, PIB per capita e valores adicionados por setor e por município: IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística;
- iii. Frota veicular: DENATRAN – Departamento Nacional de Trânsito;
- iv. Empregos totais e por setor (primário, secundário, terciário e construção civil): RAIS – Relação Anual de Informações Sociais
- v. Consumo de combustíveis (gasolina, etanol e diesel): ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis

- Dados de exportação e importação

Para a caracterização da demanda ferroviária e hidroviária do estado de São Paulo em 2019, foram levantados os seguintes dados:

- i. Dados de importação e de exportação por município e por tipo de carga: portal do comércio exterior brasileiro (COMEX) <http://comexstat.mdic.gov.br/pt/municipio> ;
- ii. Dados de importação e de exportação por porto e por tipo de carga: portal do comércio exterior brasileiro (COMEX) <http://comexstat.mdic.gov.br/pt/geral>;
- iii. Declaração da rede ferroviária paulista: ANTT (Agência Nacional de Transportes Terrestres) <https://portal.antt.gov.br/declaracao-de-rede-2019>;
- iv. Volume de carga transportada nas ferrovias paulistas : site RUMO <http://ri.rumolog.com/informacoes-financeiras/fundamentos-e-planilhas/>, site da MRS <https://ri.mrs.com.br/informacoes-financeiras/relatorios-anuais/>;
- v. Volume de carga transportada na hidrovia Tietê-Paraná: fornecido pela SLT (Secretaria de Logística e Transportes de São Paulo).

2.2.2 Modelo de demanda direta

Neste estudo não foram desenvolvidas pesquisas de campo de contagem ou entrevistas OD nas rodovias. O objetivo desta etapa do trabalho é obter uma matriz de viagens rodoviárias do estado de São Paulo em base diária a partir apenas de informações disponíveis, como dados históricos de tráfego nas praças de pedágio de rodovias concessionadas e dados de contadores automáticos (radares) do DER.

Segundo Ortúzar e Willumsen (2011), modelos desenvolvidos a partir de contagens de tráfego merecem séria consideração e estão sendo desenvolvidos durante as últimas décadas a partir de diferentes abordagens, devido ao alto custo de aplicação de pesquisas de campo e a dificuldade de interromper o fluxo de veículos nas rodovias para realizar entrevistas OD.

A abordagem aplicada neste estudo, chamada aqui de modelo de demanda direta, consiste em utilizar os dados socioeconômicos acima descritos em equações matemáticas que permitam a determinação da maior ou menor atratividade entre as zonas consideradas, gerando matrizes de viagens para automóveis, veículos comerciais leves e veículos comerciais pesados.

A ideia básica é desenvolver um modelo de geração e distribuição gravitacional de viagens por tipo de veículo para obter uma matriz OD entre as zonas de tráfego pré determinadas. A seguir, realiza-se a alocação destas matrizes de viagens na rede de simulação e verifica-se a demanda de tráfego simulada frente aos valores observados de VDMA (volume diário médio anual) a partir das contagens de tráfego existentes.

A função de geração das matrizes de viagens será representada pela seguinte equação:

$$M_{ij\text{ semente}} = \frac{(X_o \times X_D)}{K \times (M_{ij\text{ tempo}})^\alpha}$$

Onde: α e K são constantes a serem calibradas, e X é o coeficiente da função de geração da zona, dado pela equação abaixo:

$$X_y = Pop + PIB + PIB\text{ per capita} + Frota + \dots$$

Onde:

Pop: População da zona de tráfego

PIB: PIB da zona de tráfego

Frota: Frota de veículos da zona de tráfego

M_{ij tempo}: matriz de tempo generalizado entre as zonas i e j

As equações serão verificadas até que seja escolhida, por fim, a combinação de variáveis que possui melhor correlação com a geração e atração das viagens para cada modal considerado (autos e caminhões).

Os ajustes das matrizes semente serão efetuadas através do software de modelagem de transportes, atribuindo-se valores a α e K de forma que, ao comparar-se os resultados dos volumes obtidos e pesquisados de uma amostra de postos de contagem, seja obtida uma diferença aceitável a partir de critérios preestabelecidos. No capítulo 2.1 serão discutidos os métodos de calibração aplicados e os parâmetros resultantes do processo.

Serão elaboradas matrizes de demanda diária por classe de veículos e usuários, com características diferentes, em princípio, quanto à emissão dos poluentes da seguinte forma:

- Automóveis;
- Caminhões de 2 e 3 eixos;
- Caminhões de 4 e 5 eixos;
- Caminhões de 6 ou mais eixos.

A divisão das classes foi efetuada de acordo com os valores de contagens classificadas existentes, principalmente os dados provenientes das praças de pedágio, em que está disponível a composição dos veículos de acordo com o eixo de rodagem.

2.2.3 Calibração do modelo de demanda

A partir da rede viária codificada, de variáveis socioeconômicas por zona de tráfego e de contagens volumétricas classificadas de veículos em seções de rodovias, elaborou-se um modelo de demanda que resulta em matrizes sintéticas de veículos para o Estado de São Paulo.

O processo de calibração do modelo de demanda é apresentado a seguir.

2.2.3.1 Metodologia de calibração

Conceitualmente, os passos de geração, distribuição e alocação das viagens foram executados numa só etapa no processo de calibração do modelo. O método consiste em ajustar os parâmetros do modelo de demanda direta, conforme descrito anteriormente, e em seguida verificar se a demanda simulada se aproxima da demanda observada nos postos de contagem disponíveis, após a alocação das matrizes de viagem na rede de simulação.

A metodologia de calibração seguiu as seguintes etapas:

- Etapa de pré-processamento:
 - i. Consolidação das variáveis socioeconômicas em vetores correspondendo ao zoneamento de tráfego adotado;
 - ii. Padronização das variáveis com mesma média e desvio padrão;
 - iii. Análise da correlação das variáveis, avaliando quais delas tendem a se complementar para representar o número de viagens entre as zonas;
 - iv. Alocação na rede de simulação de uma matriz unitária (uma viagem por par OD) para obter uma matriz de tempo generalizado inicial, necessária para o modelo de demanda direta.
- Etapa de calibração do modelo:
 - i. O primeiro passo da calibração é testar qual combinação de variáveis socioeconômicas contribuem mais para representar o total de viagens de cada zona de tráfego por tipo de veículo;
 - ii. Em cada combinação de variáveis é preciso fazer um ajuste dos parâmetros k e α do modelo de demanda direta para avaliar se o carregamento da matriz de viagens está aderente aos valores observados das contagens de tráfego;
 - iii. Em seguida, foi realizada uma análise espacial com o objetivo de identificar possíveis “clusters” de zonas com comportamentos de geração de viagens distintos;
 - iv. Após as etapas descritas acima, inicia-se o ajuste mais fino do modelo de demanda direta definindo os parâmetros k e α que permitem a melhor aderência possível da demanda simulada com a demanda observada;
 - v. Em paralelo com o item iv, são realizados ajustes também na rede de simulação viária além dos ajustes de demanda.

Ao final desse processo, chega-se a uma situação em que os ajustes não provocam uma melhoria significativa da calibração do modelo. A partir deste momento, foi realizado um ajuste pontual da seguinte forma:

- i. Por meio da ferramenta “*select link*” do software EMME, é possível selecionar uma matriz de viagens de um determinado segmento de rodovia dentro do modelo. Assim, é possível

- identificar os pontos com ajuste de calibração indesejado e salvar a matriz de viagem por tipo de veículo destes locais;
- ii. Multiplica-se o total dessa matriz pontual por um fator que ajuste a demanda simulada com a demanda observada neste ponto;
 - iii. Soma-se a matriz ajustada com a matriz de viagens de todo o estado de São Paulo e segue-se com o processo até que se satisfaçam os critérios de calibração.

Ressalta-se que as matrizes de viagem de cada ponto não são independentes entre si. Ou seja, o ajuste feito em um ponto pode gerar alterações em outro. Por isso, o processo é iterativo até atingir uma calibração satisfatória.

2.2.3.2 Resultados da calibração

Nesta seção serão discutidos os resultados atingidos na calibração dos modelos de demanda direta e modelo de alocação do modelo de simulação.

A calibração do modelo de tráfego permite gerar os seguintes produtos principais:

- Matriz de viagens rodoviárias dentro do estado de São Paulo por tipo de veículo: automóveis, caminhões de 2 e 3 eixos, caminhões de 4 e 5 eixos e caminhões de 6 ou mais eixos;
- Volume de tráfego por tipo de veículo e por trecho de rodovia.

Análise das variáveis socioeconômicas e parâmetros do modelo de demanda direta

Após a consolidação das variáveis socioeconômicas, mencionadas no capítulo 2.2.1, foi analisada a correlação entre elas e a possibilidade de serem combinadas no modelo de demanda direta. A Tabela 2 mostra a matriz de correlações entre elas, referente ao ano base de 2019 e aos valores observados tanto nas zonas da área de influência (estado de São Paulo) quanto nas zonas externas (demais estados).

Tabela 2. Matriz de correlação entre as variáveis. Fonte: TTC

Variáveis	população	PIB	PIB per capita	VA ind	VA agro	gasolina	etanol	diesel	frotaautos	frotacam	empregos
população	1.00	0.91	0.44	0.87	0.40	0.91	0.66	0.82	0.91	0.86	0.95
PIB		1.00	0.36	0.87	0.29	0.89	0.73	0.75	0.94	0.80	0.94
PIB per capita			1.00	0.46	0.80	0.56	0.18	0.64	0.47	0.71	0.43
VA ind				1.00	0.34	0.86	0.66	0.83	0.86	0.82	0.86
VA agro					1.00	0.45	0.19	0.67	0.34	0.60	0.33
gasolina						1.00	0.62	0.84	0.92	0.90	0.92
etanol							1.00	0.64	0.78	0.68	0.76
diesel								1.00	0.79	0.89	0.79
frotaautos									1.00	0.91	0.98
frotacam										1.00	0.89
empr											1.00

Observa-se que a maioria das variáveis apresentam alta correlação entre si (maior do que 0,9), refletindo que municípios com maior população apresentam maior índice de atividade econômica e empregos.

Por exemplo, população e PIB per capita são variáveis com baixa correlação (menor do que 0,5), sendo candidatas a juntas a contribuir melhor para a representação do total de viagens por zona de tráfego.

A combinação de variáveis foi realizada de maneira iterativa, avaliando a performance do modelo em representar a demanda observada em cada passo.

Além da análise de escolha de variáveis do modelo, observou-se que a região da macrometrópole de São Paulo apresenta um comportamento distinto do interior de São Paulo e demais zonas externas. A figura abaixo mostra os dois “clusters” adotados no modelo de demanda direta:

- Cluster 1: zonas do interior de São Paulo e zonas externas, em verde na figura;
- Cluster 2: área onde está inserida a macrometrópole, em vermelho na figura.

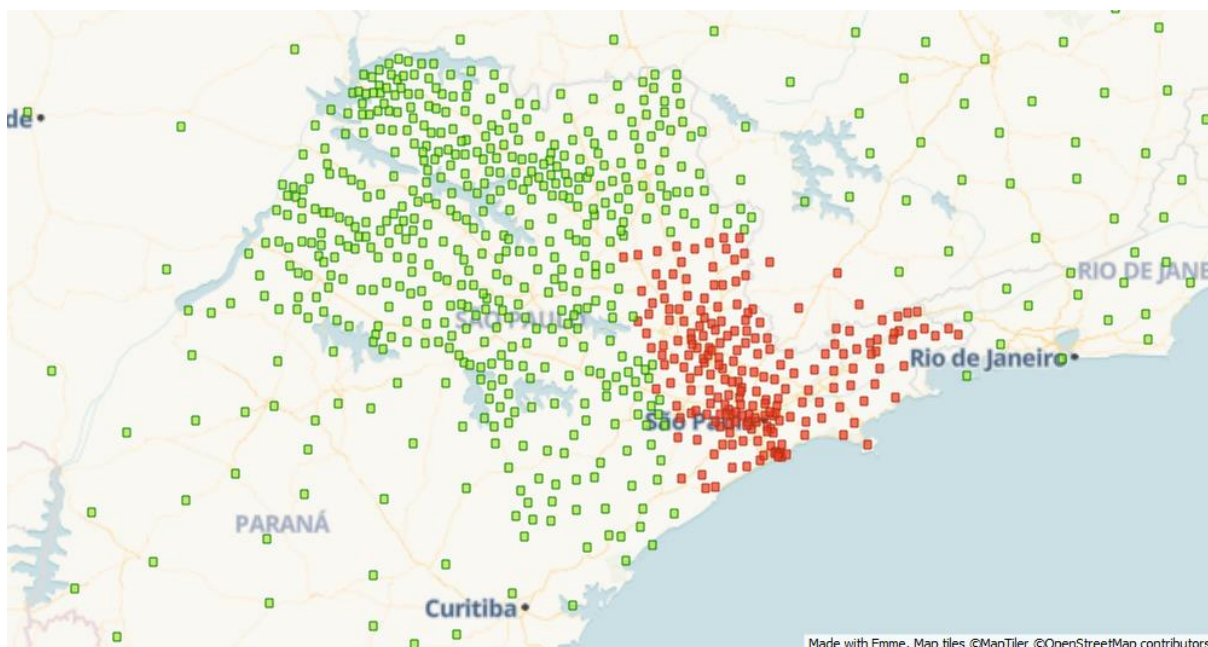


Figura 3. Zonas de tráfego pertencentes dos dois “clusters”. Fonte: TTC

No “cluster” em vermelho da Figura 3, onde está inserida a macrometrópole, foram consideradas 211 zonas. Já o “cluster” em verde aglutina as demais zonas do estado de São Paulo e as zonas externas, totalizando 699 zonas.

Ao final do processo, chegou-se às seguintes equações do modelo de demanda direta por “cluster”:

- Equação de automóveis do “cluster” 1:

$$M_{ij \text{ viagens autos}} = \frac{\sqrt{OPop \times DPop + O PIB p\text{capta} \times D PIB p\text{capta}}}{0,03 \times (M_{ij \text{ tg}})^{0,8}}$$

- Equação de automóveis do “cluster” 2:

$$M_{ij \text{ viagens autos}} = \frac{\sqrt{OPop \times DPop + O PIB p\text{capta} \times D PIB p\text{capta}}}{0,0012 \times (M_{ij \text{ tg}})^{0,9}}$$

- Equação de caminhões leves (2 e 3 eixos) do “cluster” 1:

$$M_{ij \text{ viagens cam}} = \frac{\sqrt{O \text{ PIB} \times D \text{ PIB} + O \text{ PIB} \text{ p} \text{ capta} \times D \text{ PIB} \text{ capta} + O \text{ agro} \times D \text{ agro} + O \text{ diesel} \times D \text{ diesel}}}{0,2 \times (M_{ij \text{ tg}})^{0,8}}$$

- Equação de caminhões leves (2 e 3 eixos) do “cluster” 2:

$$M_{ij \text{ viagens cam}} = \frac{\sqrt{O \text{ PIB} \times D \text{ PIB} + O \text{ PIB} \text{ p} \text{ capta} \times D \text{ PIB} \text{ capta} + O \text{ agro} \times D \text{ agro} + O \text{ diesel} \times D \text{ diesel}}}{0,014 \times (M_{ij \text{ tg}})^{0,9}}$$

- Equação de caminhões pesados (maiores do que 4 eixos) do “cluster” 1:

$$M_{ij \text{ viagens cam}} = \frac{\sqrt{O \text{ PIB} \times D \text{ PIB} + O \text{ PIB} \text{ p} \text{ capta} \times D \text{ PIB} \text{ capta} + O \text{ agro} \times D \text{ agro} + O \text{ diesel} \times D \text{ diesel}}}{0,4 \times (M_{ij \text{ tg}})^{0,85}}$$

- Equação de caminhões pesados (maiores do que 4 eixos) do “cluster” 2:

$$M_{ij \text{ viagens cam}} = \frac{\sqrt{O \text{ PIB} \times D \text{ PIB} + O \text{ PIB} \text{ p} \text{ capta} \times D \text{ PIB} \text{ capta} + O \text{ agro} \times D \text{ agro} + O \text{ diesel} \times D \text{ diesel}}}{0,1 \times (M_{ij \text{ tg}})^{0,85}}$$

Calibração do modelo de alocação

A calibração do modelo de alocação buscou atender aos seguintes critérios:

- Melhor métrica R^2 possível (mais próximo de 1) da regressão linear entre os valores de contagem observados e os valores simulados;
- Limite de diferença relativa entre os valores observados e simulados ponto a ponto: 30% para mais ou para menos.

Conforme explanado no item 2.1.1, primeiramente foi esgotado o processo de calibração dos parâmetros k e α do modelo de demanda direta e depois foram feitos ajustes pontuais em locais onde a diferença relativa dos valores observados e simulados estava inadequada.

Individualmente, os pontos provenientes de dados de praças de pedágio estão numa hierarquia de importância maior na calibração por serem mais confiáveis e coerentes que os valores provenientes de radares.

O processo chegou ao fim quando se atingiu valores próximos aos critérios estabelecidos acima e após uma nova iteração (um novo ajuste) pouca melhora é observada no modelo. Um ajuste em um ponto pode melhorar o modelo localmente, porém pode piorar os outros pontos vizinhos, contribuindo pouco para a melhora geral do carregamento.

Optou-se por adotar essa metodologia e critérios de parada para preservar o máximo possível a integralidade da matriz modelada. Por isso, não foram aplicados algoritmos de ajuste automático de demanda que permitem um ajuste perfeito dos volumes observados e simulados, contudo podem distorcer significativamente os pares OD da matriz.

As Figuras 4 a 9 mostram especialmente os postos de controle onde há contagens oriundas de praças de pedágio ou radares do DER e a aderência dos volumes simulados e observados. Nas figuras as

legendas em azul significam bom ajuste, em vermelho volumes simulados abaixo dos observados e em amarelo volumes simulados acima dos observados. A calibração foi feita separadamente para automóveis e caminhões.

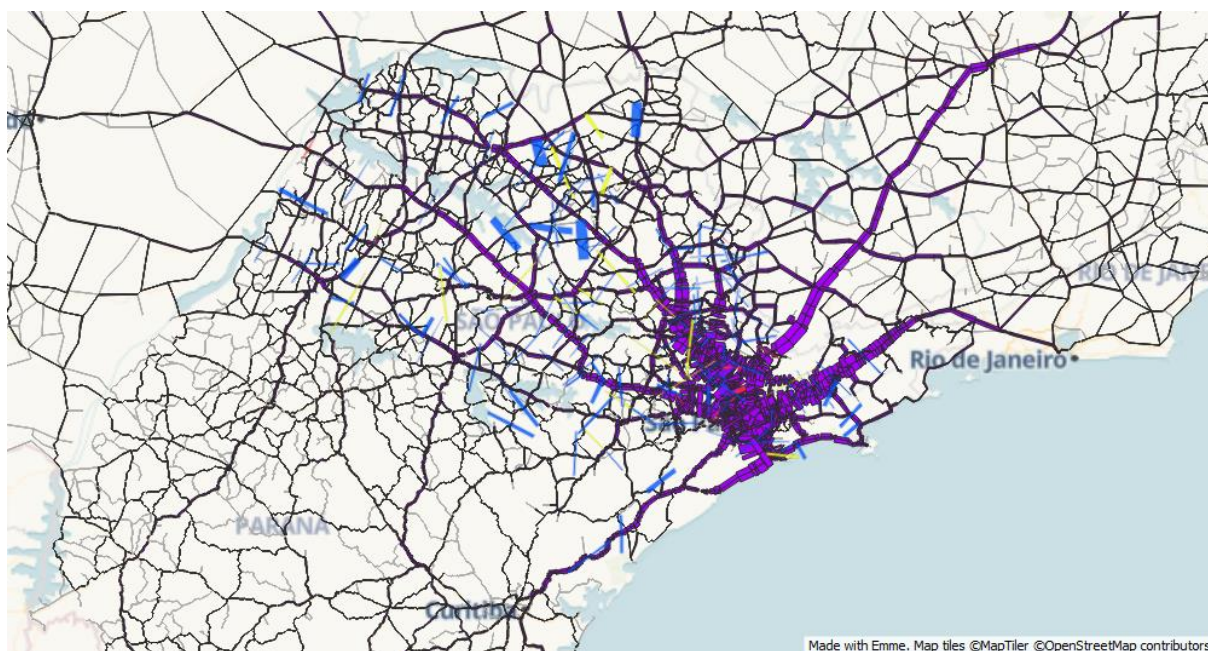


Figura 4. Carregamento de automóveis – VDMA de 2019 – Imagem geral da rede viária. Fonte: TTC

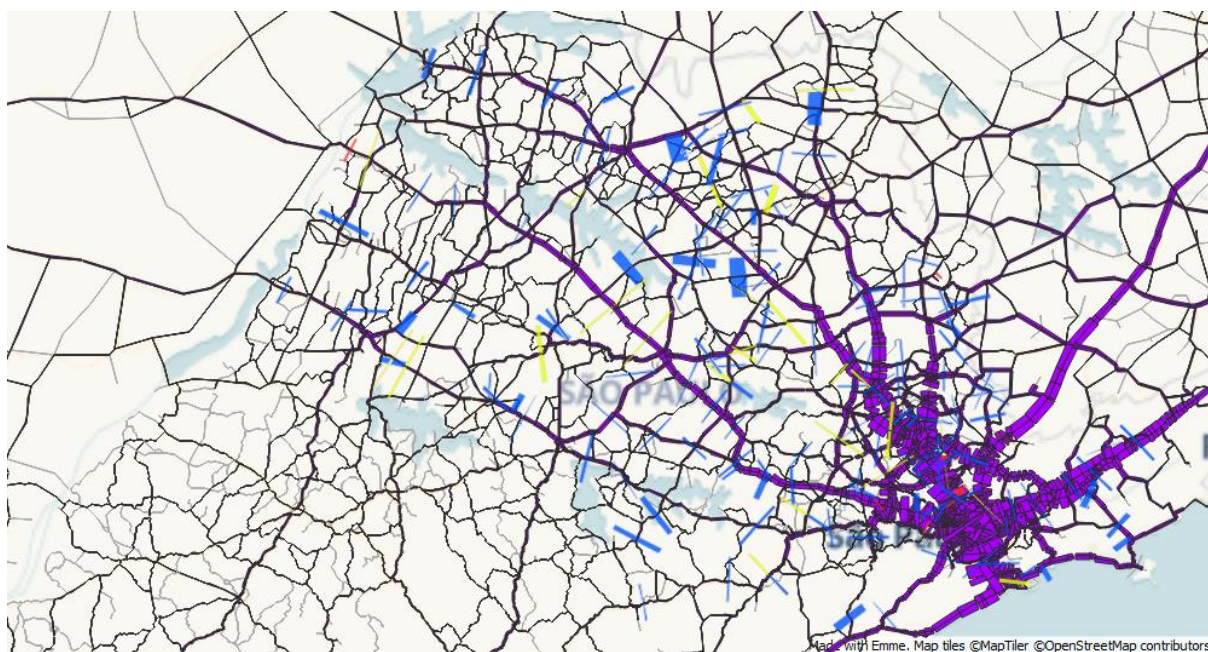


Figura 5. Carregamento de automóveis – VDMA de 2019 – Interior de São Paulo. Fonte: TTC

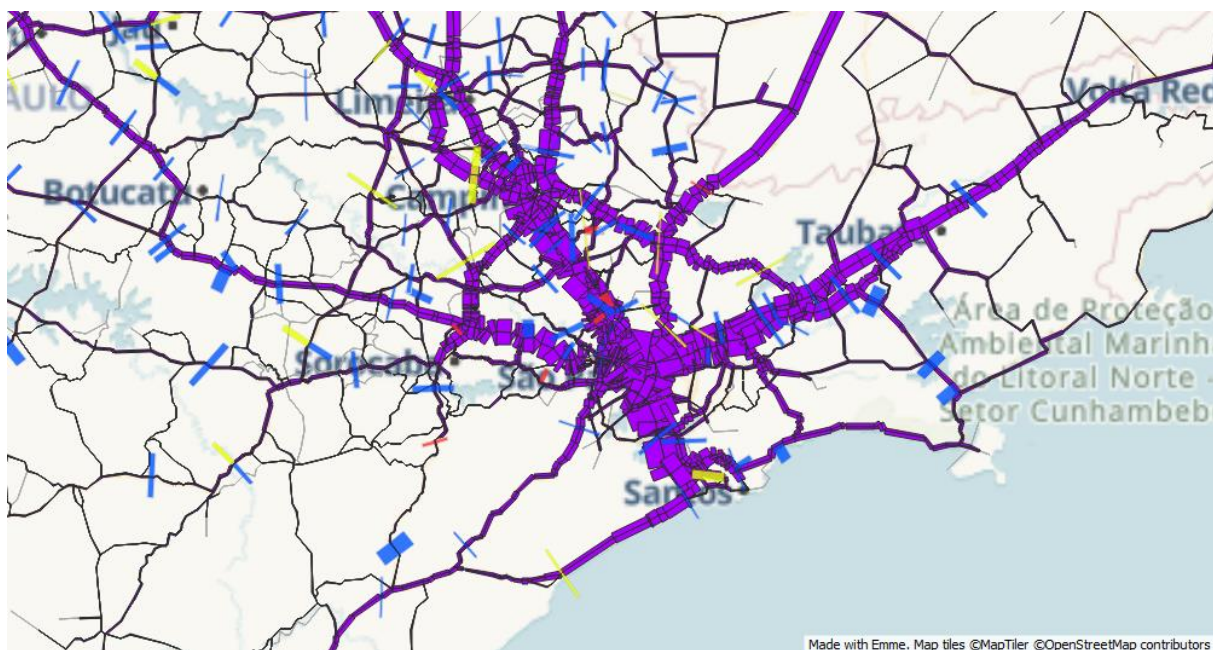


Figura 6. Carregamento de automóveis – VDMA de 2019 – Macrometrópole. Fonte: TTC

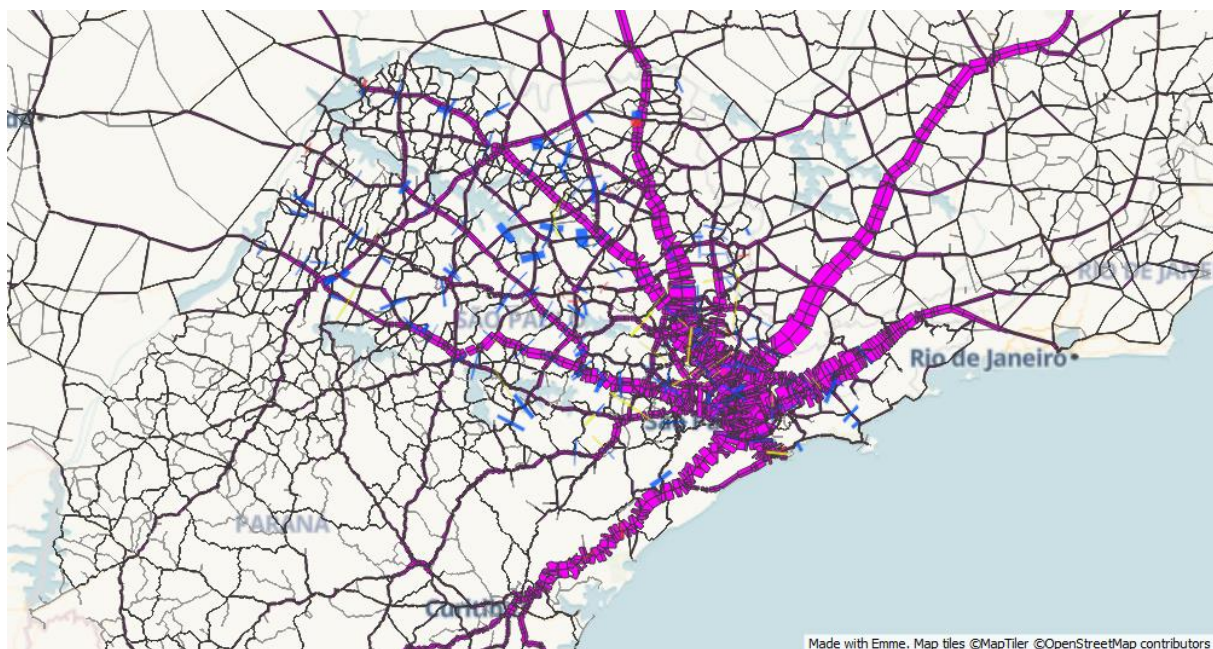


Figura 7. Carregamento de caminhões – VDMA de 2019 – Imagem geral da rede viária. Fonte: TTC

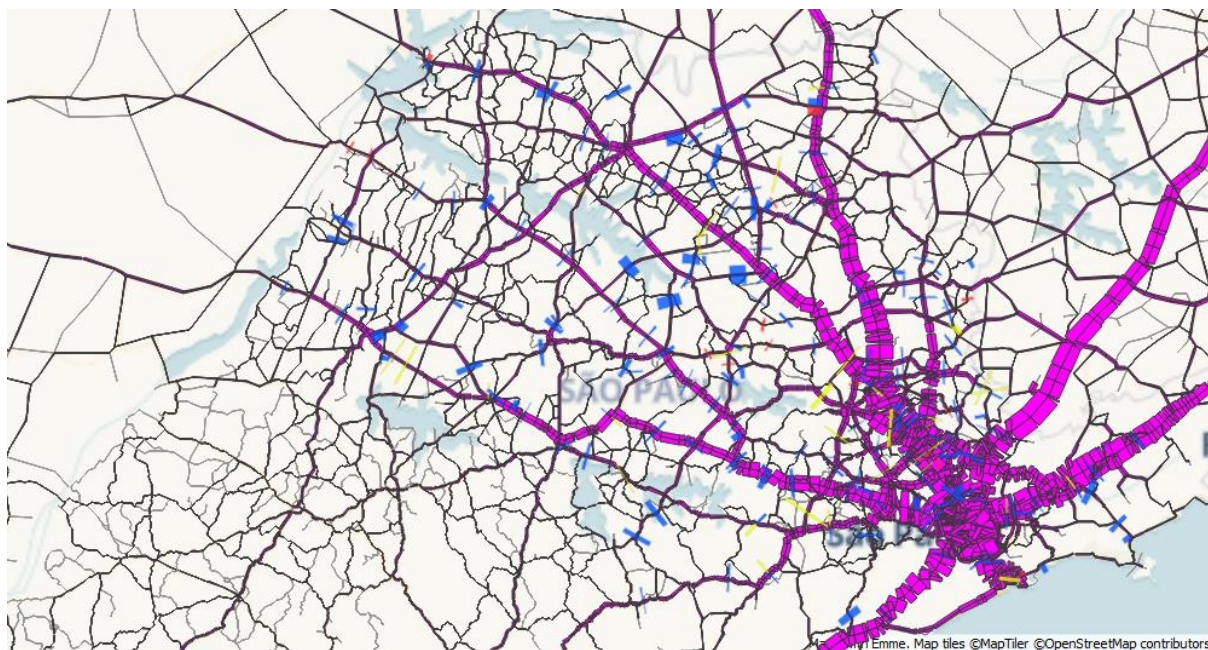


Figura 8. Carregamento de caminhões – VDMA de 2019 – Interior de São Paulo. Fonte: TTC

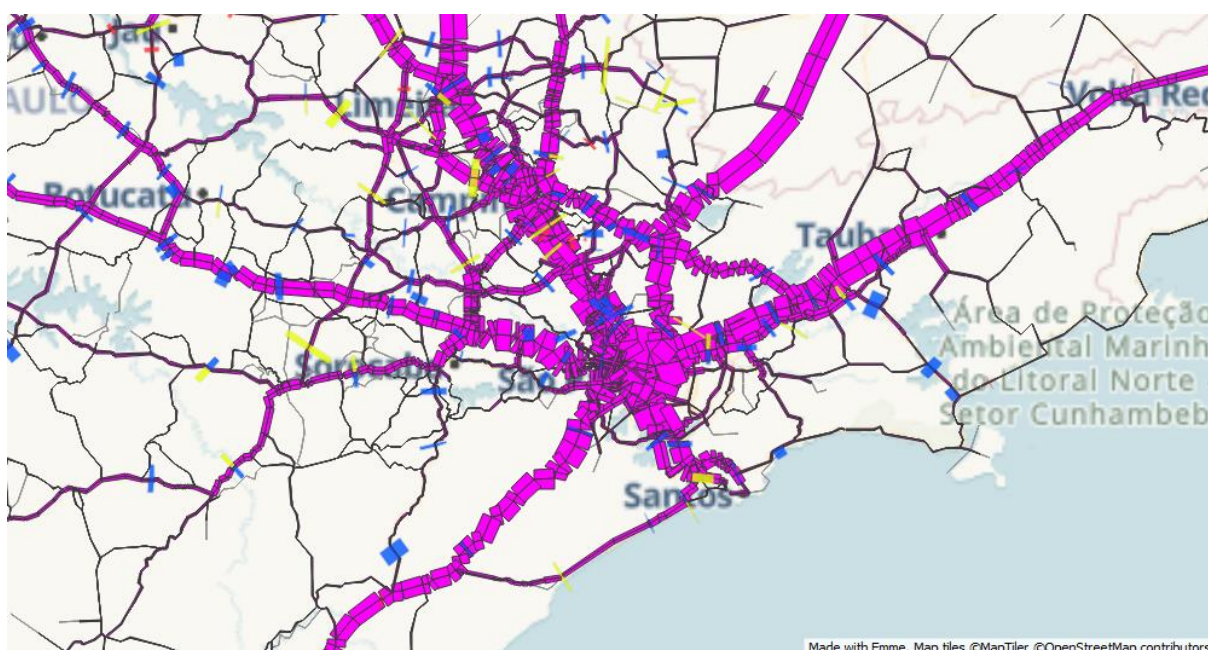


Figura 9. Carregamento de caminhões – VDMA de 2019 – Macrometrópole. Fonte: TTC

As Figuras 10 e 11 mostram a regressão com os valores simulados no eixo y e com os valores observados no eixo x. Observa-se valores de R^2 de 0,921 para automóveis e de 0,904 para caminhões e também coeficientes angulares da regressão de 0,871 para automóveis e de 0,871 para caminhões.

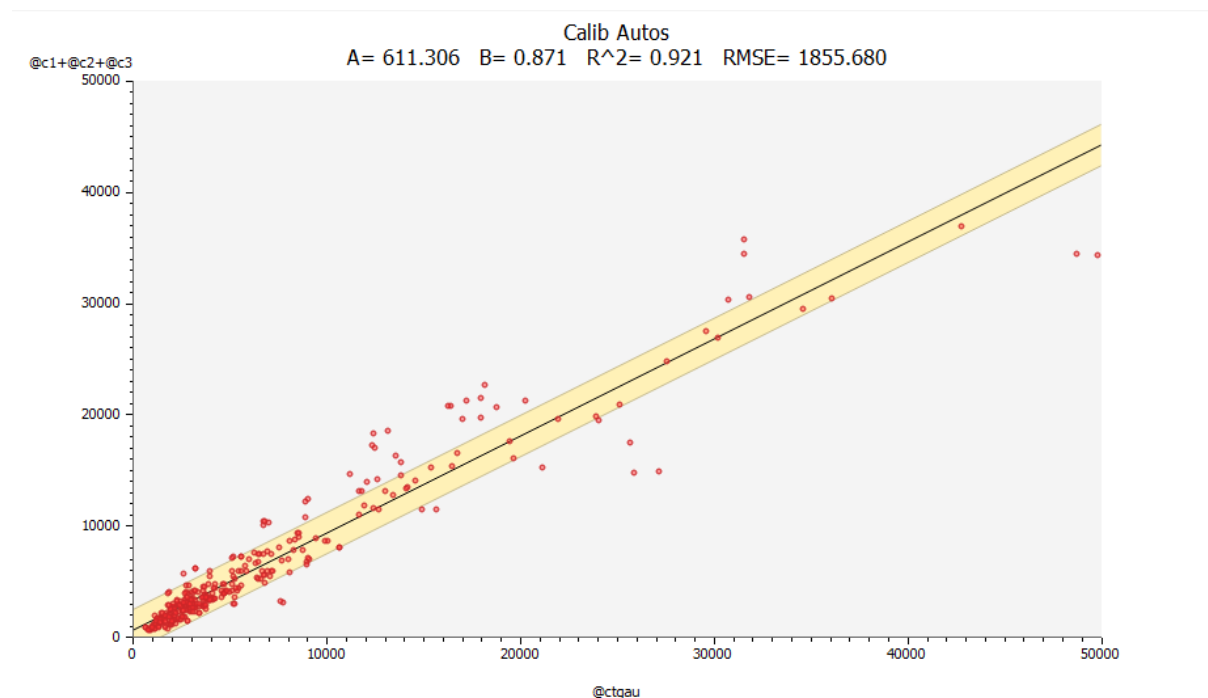


Figura 10. Volume simulado x volume observado - Automóveis. Fonte: TTC

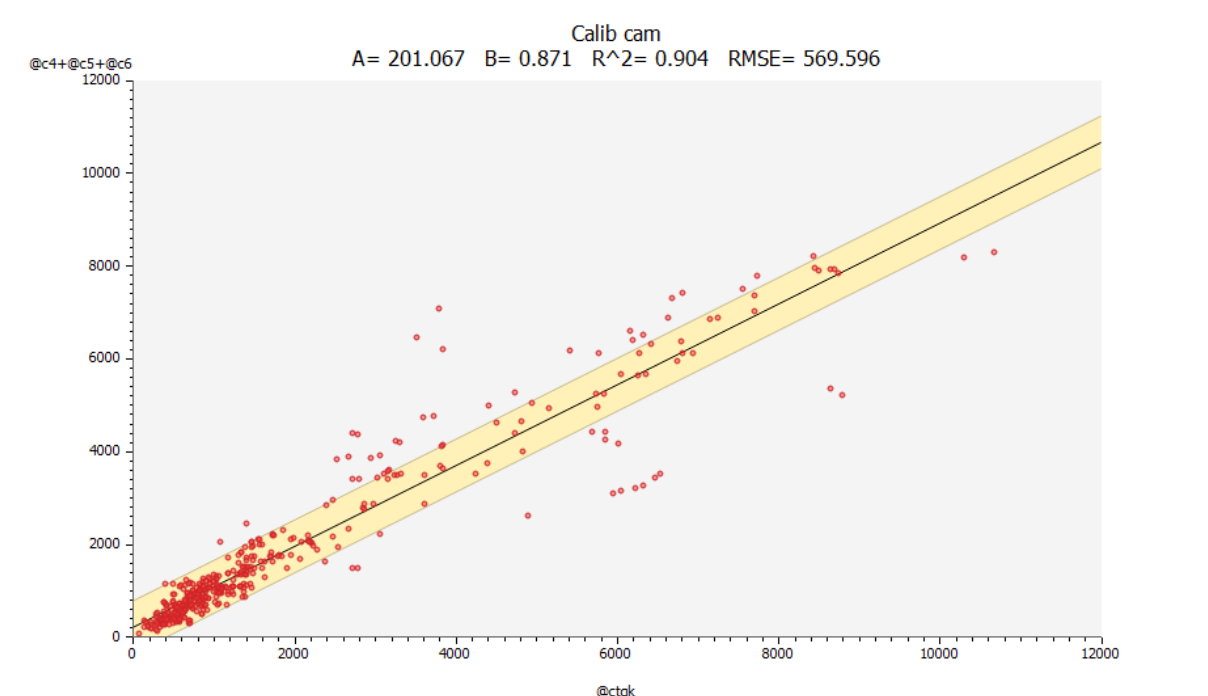


Figura 11. Volume simulado x volume observado - Caminhões. Fonte: TTC

2.2.4 Modelo de simulação complementar para os modos ferroviário e hidroviário

O objetivo deste modelo complementar é representar a demanda dos modos ferroviário e hidroviário de carga no estado de São Paulo. Essencialmente, o transporte ferroviário e hidroviário tem como característica principal a exportação e importação de *commodities* ligando as zonas produtoras ao porto de Santos.

Este modelo multimodal também utiliza o *software* EMME e apresenta características semelhantes ao modelo rodoviário. A diferença principal é que, no caso rodoviário, a demanda é representada por veículos e neste caso a demanda será representada por quantidade de produtos em toneladas, que poderão ser convertidas em número de trens ou barcas.

2.2.4.1 Levantamento de dados para o modelo

Para a realização deste modelo foi necessário um extensivo processo de análise e coleta de dados de três áreas, são elas:

- Exportação e importação dos produtos selecionados por município;
- Infraestrutura rodoviária, ferroviária e hidroviária;
- Custo de frete para cada um dos modais acima em seus principais corredores.

Para o levantamento de infraestrutura de transporte de carga, na primeira fase foram levantados os dados de ferrovias no Brasil a partir de dados obtidos na ANTT (declaração de rede de 2019). O mesmo procedimento foi feito para as hidrovias atuais, entretanto a principal fonte destes dados foi a ANTAQ.

A rede rodoviária foi construída a partir de base georreferenciada, com dados de traçado, distância, hierarquia das vias, etc. fornecidos pelo DNIT.

2.2.4.2 Valores de frete considerados

Os fretes adotados neste estudo tiveram como base fontes o Sifreca - Sistema de Informações de Fretes e tabela de fretes mínimos da ANTT, que é referência em dados de valor de frete do transporte rodoviário atualmente, e operadores logísticos com conhecimento de transporte ferroviário e hidroviário.

Para os principais corredores rodoviários utilizados para a exportação de produtos agrícolas do Centro-Oeste foram utilizados os dados de frete de 2019 do IMEA e Conab, considerando a sazonalidade dos valores obtidos.

Para uso no modelo de simulação, buscou-se obter uma equação de frete rodoviário que reja o comportamento médio dos valores de frete dos produtos e que possa ser válido ao longo do ano.

Dessa forma, a curva de frete é calculada para os diferentes modais. Abaixo, a Figura 12 representa o frete rodoviário em função da distância da viagem.

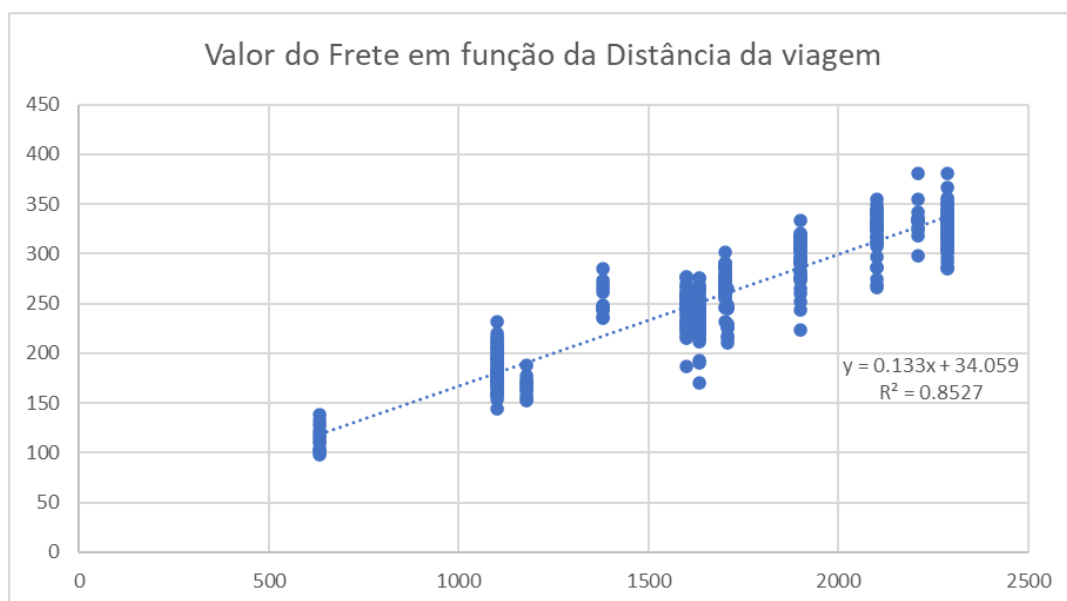


Figura 12. Valor do frete em função da distância de viagem. Fonte: TTC

A formulação final do frete utilizada no modelo de simulação foi a seguinte:

$$\text{Frete} = \text{CF} + (\text{CV} * \text{Dist})$$

Onde: Frete = valor do transporte rodoviário (R\$ / TU)

CF = Custo Fixo da viagem (R\$ / TU)

CV = Custo Variável de acordo com a distância (R\$ / TU)

Dist = Distância da viagem (km)

▪ Transbordo intermodal

O valor de transbordo da carga entre modais levantado e utilizado no modelo de simulação, que considera custos e perdas no processo, é de R\$ 9,00 / TU para todas as combinações de modais.

2.2.4.3 Premissas do modelo

▪ Zoneamento

Para efeitos de zoneamento de transporte de carga, foram considerados todos os municípios do estado de São Paulo e estados vizinhos como Paraná e Mato Grosso do Sul, além das microrregiões dos estados do Mato Grosso, Goiás, Minas Gerais e Rio de Janeiro. Essas zonas representam as origens das viagens de exportação até o seu destino final, aqui considerado como o exterior do país, com o acesso a partir dos principais portos brasileiros, que serão escolhidos conforme o menor custo generalizado a partir do município de origem.

- **Zonas de origem das viagens:** municípios exportadores ou importadores no ano de 2019;
- **Zonas de destino:** destino final das cargas exportadas por cada município de origem, aqui considerado como uma única zona externa ao país.

O zoneamento de tráfego foi realizado segundo os critérios estabelecidos acima, resultando em um total de 1.840 zonas de tráfego. A Figura 13 ilustra a localização de cada uma delas no modelo seguindo a representação de centroides (centro de gravidade de cada município exportador).



Figura 13. Zoneamento do modelo multimodal. Fonte: TTC

▪ Abrangência Geográfica

Para efeitos de avaliação da escolha de rotas para as cargas foi montada uma rede de simulação, no software EMME, representando a malha rodoviária, ferroviária e hidroviária de abrangência nacional. Nesta rede foram consideradas as principais rodovias do país, bem como as ferrovias e hidrovias que operam com pelo menos um dos produtos do estudo.

▪ Modelagem com Custo Generalizado

Assim como no modelo rodoviário, o custo generalizado é calculado a partir da somatória do tempo e custos da viagem. Para o caso da carga esse custo é dado pelo custo do frete.

O custo do frete da viagem (em R\$/ton) é calculado pela multiplicação do frete em R\$/km/ton considerado para cada corredor ferroviário, hidroviário ou rodoviário pela distância em km de cada link destes modais. Há também um custo fixo de transbordo, utilizado na mudança entre modais.

O custo foi ponderado no modelo por valores distintos relativos a cada categoria de usuários. Essas categorias são definidas em função da percepção dos diferentes tipos de embarcadores de carga do custo em relação ao tempo da viagem. Essa pulverização dos embarcadores em categorias permite uma reprodução mais fiel do modelo a situação observada visto que há diferentes preferências por despachar as cargas pelos modais disponíveis.

2.2.4.4 Elaboração das matrizes de carga para exportação e importação

Para a elaboração das matrizes de carga foram utilizados dados de exportação e importação fornecidos pelo Comex do ano de 2019.

Na base de dados do Comex, é possível obter a quantidade de carga em toneladas que é exportada e importada por município e por tipo de produto. Dessa forma, foi obtida uma matriz de demanda fixa a partir de dados observados, não modelada como no caso rodoviário.

2.2.4.5 Calibração do modelo multimodal

A equação de custo generalizado que rege este modelo é a seguinte:

Custo generalizado = (tempo) $\times$ 0,05 + custo $\times$ peso da categoria

Onde: tempo é o tempo da viagem (h)

custo é o preço do frete da viagem (R\$/ton)

peso da categoria (constante)

Como se pode observar na equação acima, o tempo de viagem possui menor relevância na escolha de caminhos, que tem o custo de frete como principal fator. Para as diferentes categorias, o custo generalizado deve ser distinto dado um determinado município, o que significa que a partir de cada cidade pode haver mais de uma rota até o destino final.

Como neste caso a demanda é fixa, o processo de calibração consiste em verificar os custos nas principais rotas de escoamento das cargas e avaliar se o volume simulado representa os volumes observados nos seguintes locais onde há informação:

- i. Portos marítimos: no caso deste estudo será adotado o porto de Santos como principal posto de controle;
- ii. Ferrovias: volume transportado por ferrovia;
- iii. Hidrovias: no estado de São Paulo tem-se a hidrovía Tietê-Paraná como via de controle.

A Figura 14 ilustra o carregamento para as ferrovias e hidrovía Tietê-Paraná no estado de São Paulo. Em 2019, o porto de Santos movimentou 94,5 milhões de toneladas para exportação e 26,7 milhões para importação, segundo o Comex. O modelo apresenta boa aderência na representação do

escoamento de cargas pelo porto com 92,0 milhões de toneladas para exportação (2,7% abaixo do observado) e 27,0 milhões de toneladas para importação (1% acima do observado).

Segundo os dados do Comex, do total de 94,5 milhões de toneladas para exportação, cerca de 20% da carga que chega em Santos corresponde a combustíveis e derivados de petróleo vindos em sua maioria por dutos. A maior parte da carga, cerca de 66% do total, pertence a produtos agrícolas como soja, milho, óleo de soja, açúcar, algodão, entre outros que possuem uma maior vocação para o transporte ferroviário e hidroviário. Os outros 14% correspondem a outros tipos de carga geral e produtos industriais menos frequentes.

Na figura abaixo, observa-se que a principal ferrovia do estado é a Rumo Malha Norte, responsável por escoar a exportação agrícola do estado do Mato Grosso via porto de Santos, transportando cerca de 30 milhões de toneladas no ano de 2019. As demais ferrovias MRS (ligação com Minas Gerais e Rio de Janeiro) e FCA (ligação com Minas Gerais e Goiás), assim como a hidrovia Tietê-Paraná (ligação com Mato Grosso e Goiás), transportam entre 2 milhões e 3 milhões de toneladas por ano.

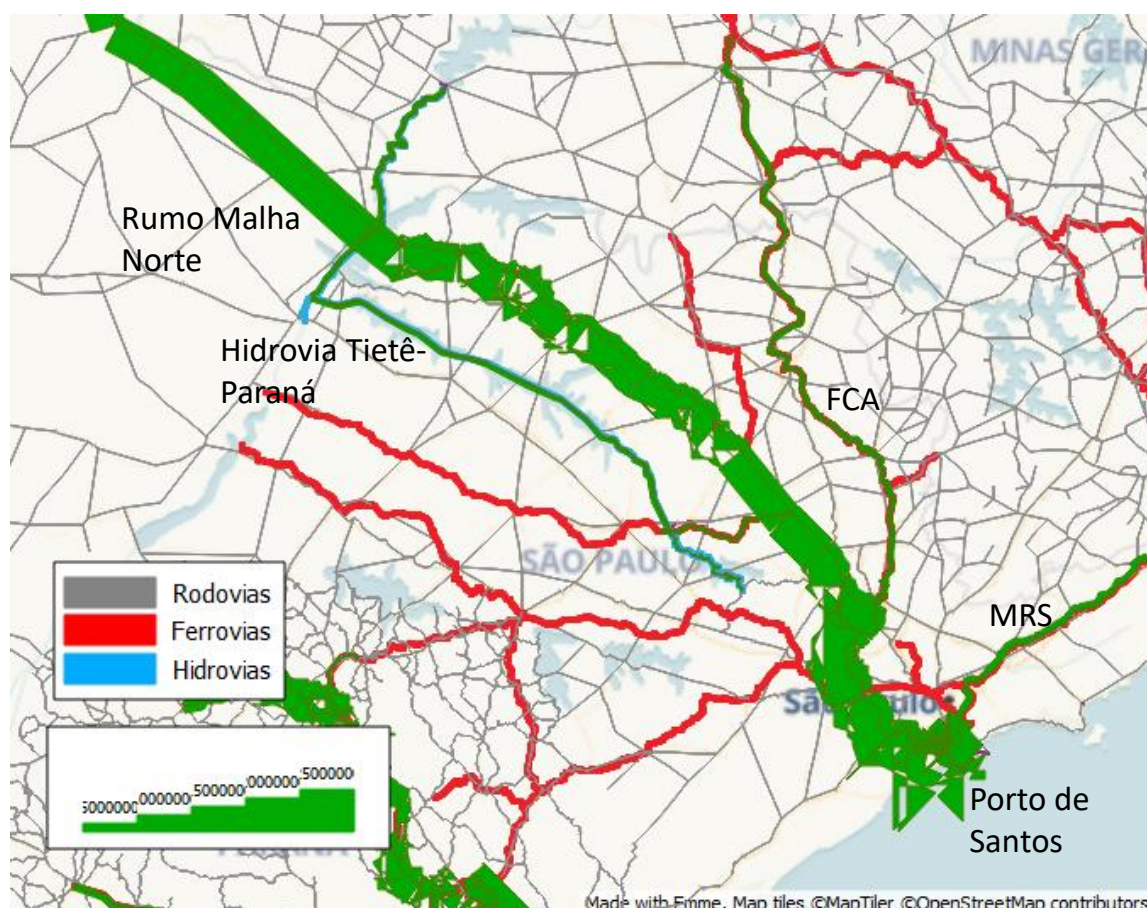


Figura 14. Carregamento das ferrovias e hidrovia do estado de São Paulo. Fonte: TTC

2.3 Predição das variáveis socioeconômicas

A predição das variáveis socioeconômicas foi realizada de acordo com zoneamento proposto pela Secretaria de Logística e Transportes do estado de São Paulo. Segundo a classificação, foram projetadas e preditas as variáveis socioeconômicas para:

- (1) os municípios do estado de São Paulo,
- (2) as microrregiões, segundo IBGE, dos estados do Goiás, Minas Gerais, Paraná e Rio de Janeiro e
- (3) as mesorregiões, segundo IBGE, dos demais estados do Brasil.

Os dados públicos principais e auxiliares utilizados para as projeções e previsões estão contidos na base de dados suplementar S1 (S1_DTB) segundo a disposição descrita na Tabela 3.

Tabela 3. Dados públicos principais e auxiliares utilizados para as previsões das variáveis e sua respectiva base de dados.

Variável	Base de dados
População	DTB_P1_POP_IBGE; DTB_P1_POP_SUP
Produto interno bruto, Valor adicionado e Valor adicionado do setor agropecuário	DTB_P2P3P4_PIB_VA_VAGRO_IBGE
Consumo de óleo diesel	DTB_P6_DIESEL_ANP; DT_P6_SUP

As planilhas referentes aos valores históricos, valores estimados, valores previstos, cenário positivo e negativo para valores previstos das variáveis socioeconômicas estão contidas na base de dados suplementar S2 (S2_DTB) segundo a disposição descrita na Tabela 4.

Tabela 4. Planilhas referentes aos valores históricos, estimados e previstos das variáveis socioeconômicas, respectivas planilhas e grandeza pela qual a variável é apresentada.

Variável	Planilha	Grandeza
População	P1_POP_ZON	Número de pessoas
Produto interno bruto	P2_PIB_ZON	Preço corrente em mil reais (R\$ 1.000,00)
Valor adicionado	P3_VA_ZON	Preço corrente em mil reais (R\$ 1.000,00)
Valores adicionado do setor agropecuário	P4_VAGRO_ZON	Preço corrente em mil reais (R\$ 1.000,00)
Produto interno bruto <i>per capita</i>	P5_PIBPC_ZON	Preço corrente em mil reais (R\$ 1.000,00)
Consumo de óleo diesel	P6_DIESEL_ZON	Litros
Volumes exportados	P7_EXP_TON	Toneladas líquidas
Volumes importados	P8_EXP_TON	Toneladas líquidas

A Tabela 5 elucida como os dados de valores históricos, valores estimados, valores previstos, cenário positivo e negativo para valores previstos das variáveis socioeconômicas estão especificados nas planilhas.

Tabela 5. Especificação pela qual os valores históricos, estimados e preditos das variáveis são apresentados nas planilhas.

Dado	Especificação na Planilha
Valores históricos	Ano da amostragem (2000, 2001,...,2019)
Valores estimados	E_ano da estimação (E_2000, E_2001,...,E_2019)
Valores preditos	P_ano da predição (P_2020, P_2021,..., P_2045)
Valores preditos (cenário positivo)	U_ano da predição (U_2020, U_2021,..., U_2045)
Valores preditos (cenário negativo)	L_ano da predição (L_2020, L_2021,..., L_2045)

Foram utilizados modelos e assumidas premissas distintas para as predições das diferentes variáveis socioeconômicas. Desta forma, cada seção a seguir descreve os parâmetros utilizados para cada variável.

2.3.1 Predição da variável população

Considere-se os municípios (M) brasileiros separados segundo os critérios de zoneamento, sendo (M_t) os municípios que compõem o grupo de interesse. Seja (P_{ft}) a população de cada (M_t) município no intervalo de 2001 a 2019, ou seja, $t = 2001, \dots, 2019$ (dados disponíveis no sítio digital do IBGE: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6579>). Tenha-se por Séries temporais (TS) cada conjunto de (t) observações dos (M_t) municípios que formam um painel quase balanceado (P_{ft}) com dados de população. Estimou-se por Modelo Autorregressivo Integrado Média Móvel - ARIMA (p,d,q) as (TS_f), conforme o modelo:

$$\Delta(TS_{ft}) = c + \phi_1\Delta(TS_{ft-1}) + \dots + \phi_p\Delta(TS_{ft-p}) + \delta_1 + \delta_1\epsilon_{ft-1} + \dots + \delta_q\epsilon_{ft-q} + \epsilon_t \quad (1)$$

Segundo Bueno (2012), o modelo em (1) surge quando a combinação entre os métodos de diferenciação e os modelos autorregressivos e de média móvel resultam em um modelo não-sazonal. Esse modelo pode regredir, pela ordem, a um modelo autorregressivo (AR), modelo de médias móveis (MA) ou ainda um modelo autorregressivo média móvel (ARMA).

As previsões ($t + 1, \dots, t + n$) com ($n = 24$) foram estimadas pelo modelo de previsão (FORECAST) aplicado às estimativas do ARIMA de melhor ajuste. Para julgar o melhor ajuste de cada (TS_f) estimada, utilizou-se a função de autocorrelação - FAC, função de autocorrelação parcial - FACp e teste de raiz unitária para confrontar a ordem dada pela função auto.arima, função nativa no *software* R que busca otimizar a ordem do modelo pela estimativa do seu processo gerador.

Nesse estudo, o horizonte de tempo longo e a amostra limitada levam a um julgamento de menor significância dos parâmetros autorregressivos (AR) e de média móvel (MA). Sendo assim, adotou-se um nível de confiança de 75% a 95% para a predição de todas as variáveis socioeconômicas. Visando obter a melhor resposta e significância, optou-se por escolher o modelo regressivo de menor ordem que seja significativo.

Outra questão importante é a estimação das variáveis de interesse para os municípios pequenos, com pouca população e com maiores fluxos emigratórios observados nos últimos anos da amostra. Nesses casos, e no contexto de painéis temporais curtos (19 anos), uma mudança importante do estoque populacional em anos recentes causaria ruído nas predições. Assim, para esses municípios, utilizou-se tratativas especiais, impondo uma oscilação da população que fique mantida em valores próximos à média dos últimos 19 anos. Para estimar essa média recorreu-se ao modelo de (TS) em um processo estocástico simples a seguir:

$$TS_t = TD_t + u_t$$

$$TD_t = \alpha + \beta t \quad (2)$$

Na Equação 2, a tendência é considerada determinística com uma constante e tal modelo não considera os erros como autoregressivos. A medida de significância dos parâmetros foi observada pelos testes (t) e (F).

Pela importância dos fluxos de população extra e intra regionais entre os municípios, adotou-se um modelo autorregressivo espacial (SAR) para gerar os parâmetros espaciais (PS) usados para calibrar as previsões ($t + 1, \dots, t + n$) com os efeitos dos fluxos espaciais de imigração e emigração. O modelo (SAR) gerador dos (PS) foi utilizado para reestimar as previsões ano a ano, tendo a (TS_{ft}) como variáveis explicada (dependente) e os anos censitários (significativos) como variáveis explicativas e sendo considerada uma matriz de pesos espaciais do tipo "Queen" (W), que considera todos os municípios limítrofes como vizinhos. Além da parte autorregressiva própria do modelo, as variáveis preditoras são os anos censitários (ce), os quais obtiveram parâmetros significantes. Segue o modelo (SAR):

$$TS_{t+1} = \rho WTS_{t+1} + TS_{ce}\beta + \epsilon \quad (3)$$

Segundo Golgher (2015), o uso dos modelos de regressão espacial permitem a incorporação da problemática da autocorrelação espacial existente neste tipo de estudo, sendo expresso de acordo com o modelo 3.

A tomada de decisão quanto à eficiência do modelo (SAR) se fez pela significância dos parâmetros explicativos e o teste de "I-Moran" sobre os resíduos de cada regressão espacial. Também levou-se em consideração os critérios de informação de Akaike (AIC) e Schwarz (SWZ).

2.3.2 Predição das variáveis Produto Interno Bruto (PIB) e PIB per capita

Os valores de PIB *per capita* não foram diretamente estimados. São obtidos pela razão entre a população predita (P_{ft}) e (PIB_{ft}), para os municípios, micro e mesorregiões.

Os procedimentos detalhadamente apresentados abaixo foram adotados para a predição do PIB de forma a levar em conta o comportamento típico de séries macroeconômicas, com ciclos relativamente bem definidos que podem ser modelados e cujas características não podem ser desconsideradas.

Considere-se o (PIB_{ft}) de cada município (M_f) no período de 2002 a 2019 (dados disponíveis no sítio digital do IBGE: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6579>). O balanceamento do painel PIB_{ft} se fez segundo um modelo de Amortecimento Exponencial (AE) que adota (α) com melhor ajuste à série, mas também carrega a premissa de não deixar o (PIB) tornar-se negativo. As lacunas não chegam a 5% da amostra e normalmente são relacionadas com pequenos municípios. A taxa de defasagem segue a ideia de manter o valor de (PIB_{ft}) oscilando em torno da média. Segue o modelo (AE):

$$TS_{ft=l} = \alpha TS_{ft=l} + (1 - \alpha) TS_{ft=l-o} \quad (4)$$

Tem-se por ($t = l - o$) a posição temporal da última observação não faltante. A técnica utilizada para a estimação das médias foi o modelo de (TS) em um processo estocástico simples, como a seguir:

$$TS_t = TD_t + u_t$$

$$TD_t = \alpha + \beta t \quad (5)$$

A Equação 5 é semelhante à Equação 2. A medida de significância dos parâmetros foi observada pelos testes (t) e (F).

Considere-se também o modelo VAR que estabelece a relação entre os valores passados e defasados de todas as variáveis e o valor corrente de cada variável do modelo (HAMILTON, 2020):

$$TS_t = \alpha_{10} + \alpha_{11} TS_{t-p}^* + \alpha_{12} C_{TS_{t-p}} + \epsilon_{1t} \quad (6)$$

O melhor ajuste para o modelo 6 foi obtido como univariado com as Séries Temporais filtradas pelo filtro de Kalman, em que a componente tendência (TS^*) é livre de sazonalidade e ciclos.

O Filtro de Kalman é um modelo de espaço de estado que se ajusta para choques suaves a um curto período de tempo ao longo da série temporal (HAMILTON, 2020). O filtro de Kalman é um conjunto de equações recursivas que permite obter estimativas de variáveis não observáveis, mas que obedecem a uma estrutura dinâmica formulada sob a forma de um modelo de espaço de estados. As estimativas obtidas são eficientes, ou seja, com menor erro quadrático médio. O filtro de Kalman é aplicável aos processos aleatórios estacionários e não estacionários (BATURIN, 2016).

A recomposição da (TS) é dada pela estimação na Equação 6, tendo o ciclo (C_t) da própria (TS) em questão como cointegrada. A ordem (p) foi obtida pela função ($VARselect = \min(lag\$selection)$) do *software* R, que busca estacionar a série e optar pelo menor dos níveis de defasagem. As previsões ($t + 1, \dots, t + n$) com ($n = 26$) foram estimadas pelo modelo FORECAST aplicado às estimativas do VAR de melhor ajuste. Para julgar o melhor ajuste de cada (TS_t) estimada, utilizou-se FAC, FACp e teste de raiz unitária para confrontar a ordem dada pela função $VARselect$.

Os municípios com (PIB_{ft}) com previsões negativas foram reestimados e previstos pela Equação 4 adotando (TS_{ft}) distribuído em torno da média pela Equação 5 para os anos, levando em conta que a recomposição da (TS) = $TS^* + C$ impõe as estimativas para os ciclos.

As séries foram dessazonalizadas e tratadas com o filtro de Kalman. A aplicação do filtro de Kalman inicia-se com valores iniciais para a estimativa (média) de estado X_0^1 dada pela Equação 7, e para a incerteza desta estimativa (covariância) denominada P_0^1 , dada pela Equação 8. Os dois primeiros momentos são suficientes para descrever todos os estados em qualquer instante de t .

$$X_t^t = E[X_t|Y_t] \quad (7)$$

$$P_{t1,t2}^t = E[(X_{t1} - X_{t1}^t)(X_{t2} - X_{t2}^t)|Y_t] \quad (8)$$

O filtro é composto por cinco equações: equações de previsão (Equação 9) e (Equação 10), equação de filtragem ou atualização de estado (Equação 11), a equação de correção ou atualização da covariância (Equação 12) e o ganho de Kalman, dado por K_t é a equação (Equação 13).

$$X_t^{t-1} = GX_{t-1}^{t-1} \quad (9)$$

$$P_t^{t-1} = GP_{t-1}^{t-1}G' + Q \quad (10)$$

$$X_t^t = X_t^{t-1} + K_t(Y_t - A_t X_t^{t-1}) \quad (11)$$

$$P_t^t = [I - K_t A_t]P_t^{t-1} \quad (12)$$

$$K_t = P_t^{t-1} A_t' [A_t' P_t^{t-1} A_t' + R]^{-1} \quad (13)$$

Onde Q é um ruído branco, R é uma matriz de covariância de erro de medida e I uma matriz identidade. O ganho de Kalman K_t é o peso que se dá à medição e $(1 - K_t)$ é o peso dado à estimativa. Quando a incerteza de medição R é muito grande e a incerteza da estimativa P_t é pequena, K_t é próximo de zero. Quando a incerteza da medição R é pequena e a incerteza da estimativa P_t é grande, K_t será próximo a

1. Se ambas as incertezas forem iguais, K_t será 0,5. A cada iteração, o peso de medição e a incerteza da estimativa são menores (BECKER, 2021).

Podemos assumir que os parâmetros $\Theta = (X_0^0, P_0^0, Q, R, A, G)$ são estimados por função de verossimilhança utilizando as inovações, gerada no filtro de Kalman, que são vetores aleatórios com distribuições normais independentes, definidas por:

$$\varepsilon_t = Y_t - A_t X_t^{t-1} \quad (14)$$

$$\Sigma_t = A_t P_t^{t-1} A_t' + R \quad (15)$$

Onde $A_t X_t^{t-1} = E[Y_t | Y_{t-1}]$. A log-verossimilhança das inovações, não-linear em Θ é:

$$\ln L(\Theta) | Y = -\frac{1}{2} \sum_{t=1}^N \ln |\Sigma_t| - \frac{1}{2} \sum_{t=1}^N \varepsilon_t' \Sigma_t^{-1} \varepsilon_t \quad (16)$$

A intenção com esta forma de estimação foi de projetar a tendência para o período de previsão, acrescentando os momentos de ciclos que foram significantes, juntamente com sua projeção, para o período de previsão. A medida de significância dos parâmetros, para os quais sejam relevantes os testes, foi observada pelos testes (t) e (F).

2.3.3 Predição da variável valor agregado

Seja ($V A_{ft}$) um painel quase balanceado do Valor Adicionado de cada (M_f) município no período de 2002 a 2019 (dados disponíveis no sítio digital do IBGE: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6579>).

Considere também o modelo VAR que estabelece como um conjunto de relação entre os valores passados e defasados de todas as variáveis e o valor corrente de cada variável do modelo (HAMILTON, 2020):

$$TS_{ft} = \alpha_{10} + \alpha_{11} TS_{ft-p}^* + \alpha_{12} C_{TS_{ft-p}} + \epsilon_{1t} \quad (17)$$

O melhor ajuste para o modelo na Equação 17 foi obtido como univariado, com as Séries temporais filtradas pelo filtro de Kalman, em que a componente tendência (TS^*) é livre de sazonalidade e ciclos. A recomposição da (TS) é dada pela estimação na Equação 17, tendo o ciclo (C_{ft}) da própria (TS) em questão como cointegrada. A ordem (p) foi obtida pela ferramenta ($V ARselect = \min(lag\$selection)$) do *software* R, que busca estacionar a série e optar pelo menor dos níveis de defasagem.

Esta forma de estimação permite a projeção da tendência para o período de previsão, acrescentando os momentos de ciclos que foram significantes juntamente com sua projeção para o período de previsão. No caso de municípios pequenos, cujos ($V A$) observados nos últimos anos da amostra tendem a zero, como caso especial adotou-se a técnica de estimação das médias pelo modelo de (TS) em um processo estocástico simples a seguir:

$$TS_t = TD_t + u_t$$

$$TD_t = \alpha + \beta t \quad (18)$$

A Equação 18 é semelhante às Equações 2 e 5. A medida de significância dos parâmetros foi observada pelos testes (t) e (F).

2.3.4 Predição da variável valor agregado do setor agropecuário

Seja (VAG_{ft}) um painel quase balanceado do Valor Adicionado da Agricultura de cada (M_f) município no período de 2002 a 2019 (dados disponíveis no sítio digital do IBGE: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6579>). Considere-se também o modelo VAR que estabelece como um conjunto de relação entre os valores passados e defasados de todas as variáveis e o valor corrente de cada variável do modelo (HAMILTON, 2020):

$$TS_{ft} = \alpha_{10} + \alpha_{11}TS_{ft-p}^* + \alpha_{12}C_{TS_{ft-p}} + \epsilon_{1t} \quad (19)$$

O melhor ajuste para o modelo na Equação 19 foi obtido como univariado com as Séries temporais filtradas pelo filtro de Kalman, em que a componente tendência (TS^*) é livre de sazonalidade e ciclos. A recomposição da (TS) é dada pela estimação na Equação 19 tendo o ciclo (C_{ft}) da própria (TS) em questão como cointegrada. A ordem (p) foi obtida pela ferramenta ($VARselect = \min(lag\$selection)$) do *software* R que busca estacionar a série e optar pelo menor dos níveis de defasagem.

Esta forma de estimação permite a projeção da tendência para o período de previsão, acrescentando os momentos de ciclos que foram significantes juntamente com sua projeção para o período de previsão. No caso de municípios pequenos, cujos (VA) observados nos últimos anos da amostra tendem à zero, como caso especial adotou-se a técnica de estimação das médias pelo modelo de (TS) em um processo estocástico simples a seguir:

$$TS_t = TD_t + u_t$$

$$TD_t = \alpha + \beta t \quad (20)$$

A medida de significância dos parâmetros foi observada pelos testes (t) e (F).

2.3.5 Predição da variável consumo de óleo diesel

Tenha-se as vendas de metros cúbicos de óleo diesel como instrumento para representar o consumo desse combustível. Seja (OL_{ft}) o instrumento adotado para representar o consumo de óleo diesel de cada (M_f) município no período de 2000 a 2020 (dados disponíveis no sítio digital da Agência Nacional do Petróleo (ANP): <https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/dados-estatisticos/>).

O balanceamento do painel OL_{ft} se fez segundo um modelo de Amortecimento Exponencial que adota (α) com o melhor ajuste à série, mas também carrega a premissa de uma taxa de defasagem menor para as lacunas antes do ano de 2010 e maior para as lacunas a partir de 2010. As lacunas não chegam a 5% da amostra e normalmente são relacionadas a pequenos municípios. A taxa de defasagem segue a ideia de manter o valor de (OL_{ft}) oscilando em torno da média (m_a) e de (m_b) com (a) período anterior a 2010 e (b) posterior a (2010). Segue o modelo (AE):

$$TS_{fat=l} = \alpha TS_{fat=l-1} + (1 - \alpha) TS_{fat=l-0} \quad (21)$$

$$\text{com } m_a \leq TS_{fat=l} \leq m_b$$

$$TS_{fbt=l} = \alpha TS_{fbt=l-1} + (1 - \alpha) TS_{fbt=l-0} \quad (22)$$

$$\text{com } TS_{fbt=l} \geq m_b$$

Tem-se por $(t = l - o)$ a posição temporal da última observação não faltante.

Estima-se por ARIMA (p,d,q) as $(TS)_t$, conforme:

$$\Delta(TS)_t = c + \phi_1 \Delta(TS)_{t-1} + \dots + \phi_p \Delta(TS)_{t-p} + \delta_1 + \delta_1 e_{t-1} + \dots + \delta_q e_{t-q} + e_t \quad (23)$$

Segundo Bueno (2012) o modelo na Equação 23 surge quando a combinação entre os métodos de diferenciação e os modelos autorregressivos e média móvel resultam em um modelo não-sazonal. Esse modelo pode regredir, pela ordem, a um modelo (AR) ou (ARMA) e ainda (MA).

As previsões $(t + 1, \dots, t + n)$ com $(n = 24)$ foram estimadas pelo modelo FORECAST aplicado nas estimativas do ARIMA de melhor ajuste. Para julgar o melhor ajuste de cada $(TS)_t$ estimada, utilizou-se FAC, FACP, teste de raiz unitária para confrontar a ordem dada pela função *auto.arima*, ferramenta nativa no *software* R que busca otimizar a ordem do modelo pela a estimativa do seu processo gerador.

Visando obter a melhor resposta e significância, optou-se por escolher o modelo regressivo de menor ordem que seja significativo (nível de confiança de 75% a 95%).

Os municípios com $(OL)_t$ com previsões negativas foram reestimados e previstos pela Equação 21, adotando $(TS)_{t=l}^a < m_b)$ e adotando a premissa de que o consumo de óleo diesel reduzirá ao longo do período previsto devido a novas tecnologias de transporte. A aplicação desta premissa para os demais municípios se deu pela consideração da ordem (q) de (Equação 23) maior possível.

As séries foram dessazonalizadas e tratadas com o filtro de Kalman. Esta forma de estimação permite a projeção da tendência para o período de previsão, acrescentando os momentos de ciclos que foram significantes juntamente com sua projeção para o período de previsão. A medida de significância dos parâmetros, para os quais sejam relevantes os testes, foi observada pelos testes (t) e (F) .

2.3.6 Predição das variáveis volume de exportação e importação

Considere-se o volume das exportações e importações em toneladas líquidas de cada município (M_f) que compõem o grupo de interesse $(EXP)_{ft}$ e $(IMP)_{ft}$ como a série histórica das exportações e importações por município no período de 1997 a 2021, ou seja, $(t = 1997 \dots 2021)$. Essas observações estão dispostas no Sistema de Comércio Exterior do Brasil (COMEXSTAT) no sítio digital: "<http://comexstat.mdic.gov.br/pt/home>". São consideradas Séries Temporais (TS) cada conjunto de (t) observações de $(EXP)_{ft}$ e $(IMP)_{ft}$ dos (M_f) municípios que formam $(TS)_{M_f}$.

O primeiro processo de estimação considera a premissa (1) de que os valores de $(TS)_{M_f}$ iguais a zero em (t) representam valores faltantes. Sendo assim, adota-se como estimativa as exportações ou importações $(t + j)$ divididas pela densidade demográfica em (t) no caso em que (j) é primeiro momento de dados não faltantes. Observa-se que para aplicar a estimativa em (t) , é considerada a População $(POP)_{M_f}$, incluída na densidade demográfica em (t) como um instrumento que objetiva captar a heterogeneidade dos municípios e resolver os dados faltantes. Esse tratamento só é utilizado como insumo para as previsões (2022 a 2045) e não para as estimações no mesmo período das observações (1997 a 2021).

O segundo processo de estimação é em relação aos municípios (M_f) nos quais o volume das exportações ou importações nas séries de tempo $(TS)_{M_f}$ torna-se negativo no período de previsão. Para tais municípios, adota-se a premissa (2) de que as exportações ou importações não são negativas e, nesses casos, a $(TS)_{M_f}$ oscilará em torno da média histórica do (M_f). A técnica utilizada para a estimação das médias foi o modelo de (TS) em um processo estocástico simples, a seguir:

$$\begin{aligned} TS_t &= TD_t + u_t \\ TD_t &= \alpha + \beta t \end{aligned} \quad (24)$$

Em (24) restringe-se que (α) seja a média dos 24 anos do período. A medida de significância dos parâmetros foi observada pelos testes (t) e (F).

O terceiro processo é a geração da predição no horizonte de 2022 a 2045. Esse processo apoia-se na literatura metodológica do modelo Gravitacional, sendo que tal modelo é amplamente utilizado para trabalhar com volume de exportação e importação (ROSE, 2004).

O modelo gravitacional leva em consideração grandezas heterogênicas dos agentes, trazendo para a economia a lógica de que a distância entre os pontos de comércio e o tamanho dos comerciantes, tanto físico como econômico, são favorecimentos ou resistências ao fluxo de comércio (ROSE, 2004).

Segundo DA CRUZ JUNIOR (2011), os eixos econômicos e produtivos dependem de uma infraestrutura eficiente e de geografia favorável. Dessa forma, grandezas relacionadas à área territorial e valores geográficos são comumente utilizadas como proxies de infraestrutura para predição de crescimento econômico, aumento de produtividade e ganhos em comércio e despachos.

Nesta análise, a heterogeneidade das exportações ou importações entre os municípios é dada pelo efeito fixo, a densidade demográfica do município. A partir desta definição, foi calibrado o seguinte modelo VAR multivariado:

$$\begin{aligned} TS_{ft} &= \alpha_{10} + \alpha_{11}TS_{ft-p} + \alpha_{12}TS_{ft-p}^{pib/pop} + \varepsilon_{1t} \\ TS_{ft}^{pib/pop} &= \alpha_{20} + \alpha_{21}TS_{ft-p} + TS_{ft-p}^{pib/pop} + D_{mf} + \varepsilon_{2t} \end{aligned} \quad (25)$$

O modelo (25) é um modelo VAR multivariado que considera o PIB e a População dos respectivos municípios ($TS_{ft}^{pib/pop}$) como variáveis endógenas às exportações ou importações em (TS_{ft}) e a resistência, análogo a DA CRUZ JUNIOR (2011), constituída em (D_{mf}) pela variável exógena densidade demográfica dos municípios (M_f). Dado o horizonte de tempo previsto, foi adotado o intervalo de confiança de 75% a 95%. Também foi considerada a condição de estabilidade buscando a ordem (p) de VAR(p). As séries de tempo foram submetidas ao teste de raiz unitária para verificação de tendência estocástica.

Como trata-se de um modelo multivariado, foram necessários os testes de co-integração, que foram conduzidos pelo teste de co-integração de Johansen. Segundo Harris (1995), o sistema, em termos do modelo de correção de erro, está relacionado ao fato de que são incorporadas informações tanto de curto quanto de longo prazo via ajustes nas variações. Para testar isso, usa-se o modelo Johansen:

$$\Pi = \alpha \beta \quad (26)$$

Em (26) Π é a matriz dos coeficientes de TS_{ft-p} e α representa a velocidade de ajustamento dos parâmetros da matriz no curto prazo. β é uma matriz de coeficientes de co-integração de longo prazo que mostra as relações de co-integração no modelo multivariado, para convergir à uma solução de equilíbrio no longo prazo. A inferência de Johansen se dá segundo:

Se o posto de Π é completo, isto é, há $r = n$ colunas linearmente independentes.

Se o posto de Π é zero, então não há relacionamento de co-integração.

Já quando Π tem posto reduzido, no caso, há $r \leq (n - 1)$ com os vetores de co-integração presentes, significa que o ajuste do modelo deve ser efetuado com as variáveis em nível.

Para tratamento de ajuste fino, considerando que os ciclos de $(EXP)_{ft}$ e $(IMP)_{ft}$ dos (M_f) são importantes para prever os fluxos, adotou-se o Filtro de Kalman para decompor a série e estimar os ciclos e a tendência não estocástica.

2.4 Composição da frota

2.4.1 Transporte rodoviário

Em novembro de 2021, a malha rodoviária do Estado de São Paulo (ver Figura 15) apresentava uma extensão total de quase 200.000 km (DER, 2021). Do total, 81% apresentava um pavimento em terra, 14% tem uma pista simples e o restante em pista dupla. Mais de 88% das estradas estão sob administração municipal. O Estado de São Paulo é responsável (DER e concessões) por 22.220 km de rodovias. 44% das rodovias de pista simples e 88% das de pista dupla são de administração estadual.



Figura 15. Malha rodoviária do Estado de São Paulo.

A CETESB publica numa base anual, regularmente desde 2011, um inventário das emissões veiculares do estado de São Paulo. A metodologia utilizada para estimar as emissões é baseada no 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários, desenvolvido pelo Ministério do Meio Ambiente, e publicado em 2011. Ao longo dos últimos anos, esta metodologia tem sido aplicada com algumas adaptações, focadas na caracterização da frota circulante no estado.

Em 2019, a estimativa da frota circulante total no estado foi de cerca 15.384.000 de veículos, ligeiramente maior que a de 2018 (15.266.000) e a de 2020 (15.202.000). Um pouco mais de dois terços dos veículos são automóveis (10.355.000). As motocicletas surgem na segunda posição com 16,6%, seguidas dos comerciais leves (12,6%) (ver Figura 16).

A grande maioria dos veículos (61,3%), dispõe de tecnologia flex-fuel, permitindo a utilização em simultâneo de gasolina e de etanol. A fração de veículos com esta tecnologia é particularmente relevante no caso dos automóveis e nos comerciais leves. Cerca de 30% dos veículos são a gasolina. Igualmente de salientar a presença de mais de um milhão de veículos a diesel: cerca de um quarto dos comerciais leves e a totalidade dos caminhões e dos ônibus.

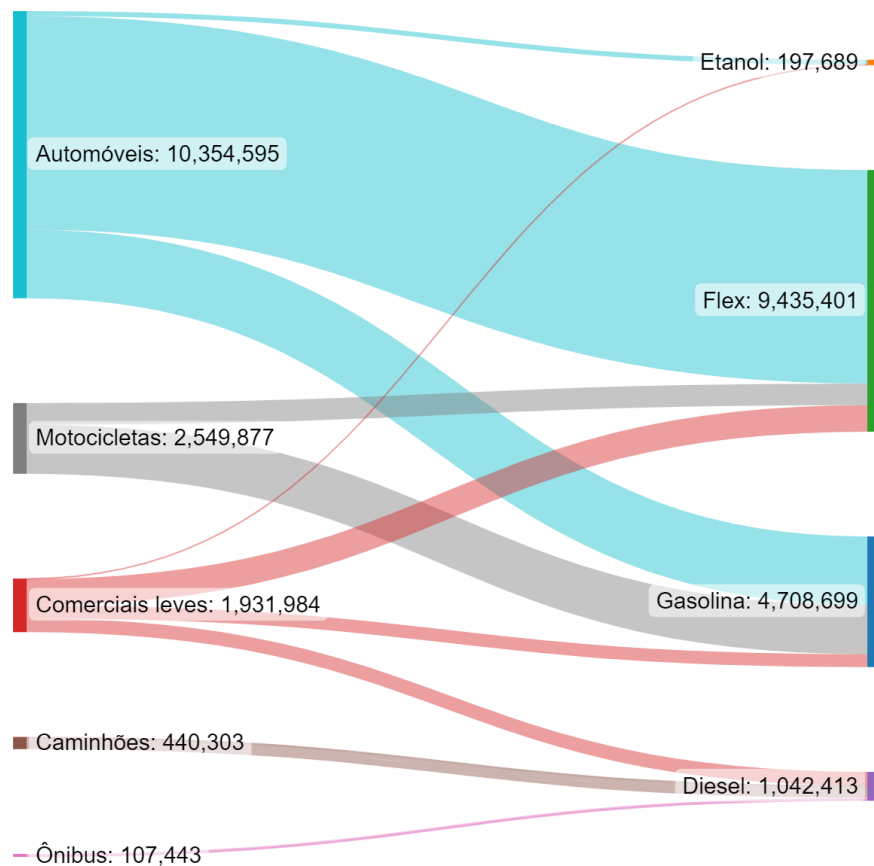


Figura 16. Distribuição da frota veicular do estado de São Paulo por tipo de veículo e tipo de combustível. Dados de 2019 (CETESB, 2020a).

A Figura 17 apresenta a evolução da frota circulante no estado de São Paulo, no período de 2006 a 2019, por categoria de veículos. Observa-se a expressiva participação dos automóveis na composição dessa frota e o aumento na participação dos comerciais leves e motocicletas ao longo dos anos, processo que parece se estabilizar desde 2014. Também a frota total está praticamente estabilizada nos últimos 6 anos reportados. De fato, a taxa de crescimento da frota circulante no estado de São Paulo em 2019 em relação a 2018 foi de 0,51%. A maioria das categorias de veículo apresenta taxas de crescimento com viés positivo. A categoria comercial leve apresenta uma ligeira queda desde 2015.

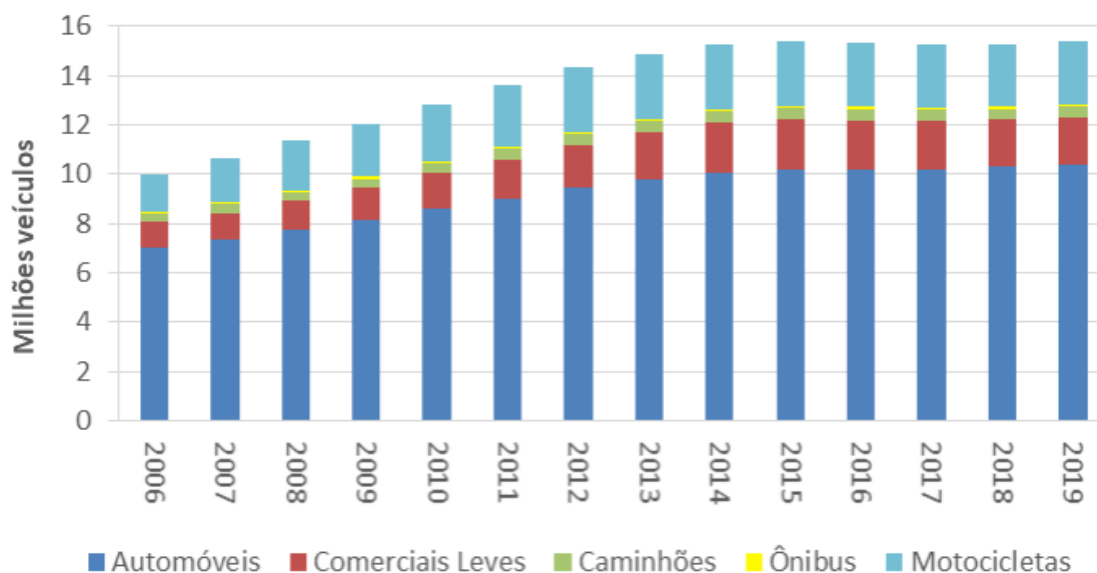


Figura 17. - Evolução da frota circulante no estado de São Paulo por categoria (CETESB, 2020a)

Tão importante quanto a evolução do número e tipo de veículos é ter em consideração o combustível utilizado e o tipo de tecnologia dos motores em relação às fases do PROCONVE. Na fase PP (Pré PROCONVE), estão agrupados todos os veículos pesados fabricados até 1989, com exceção dos Ônibus Urbanos, que são os fabricados desde 1987. As fases de atendimento aos limites do PROCONVE caracterizam os fatores de emissão dos veículos sob duas vertentes complementares. Primeiro, pelo fato de o veículo ter sido projetado e fabricado para atender determinado nível de emissão exigido pela legislação. Segundo, pelo aumento da emissão ocasionada pela deterioração das condições do motor e dos equipamentos de controle da emissão ao longo do tempo. Assim veículos mais antigos, que já têm a emissão maior que a de veículos atuais por terem sido fabricados dessa forma, apresentam a emissão original aumentada em razão da deterioração.

Automóveis

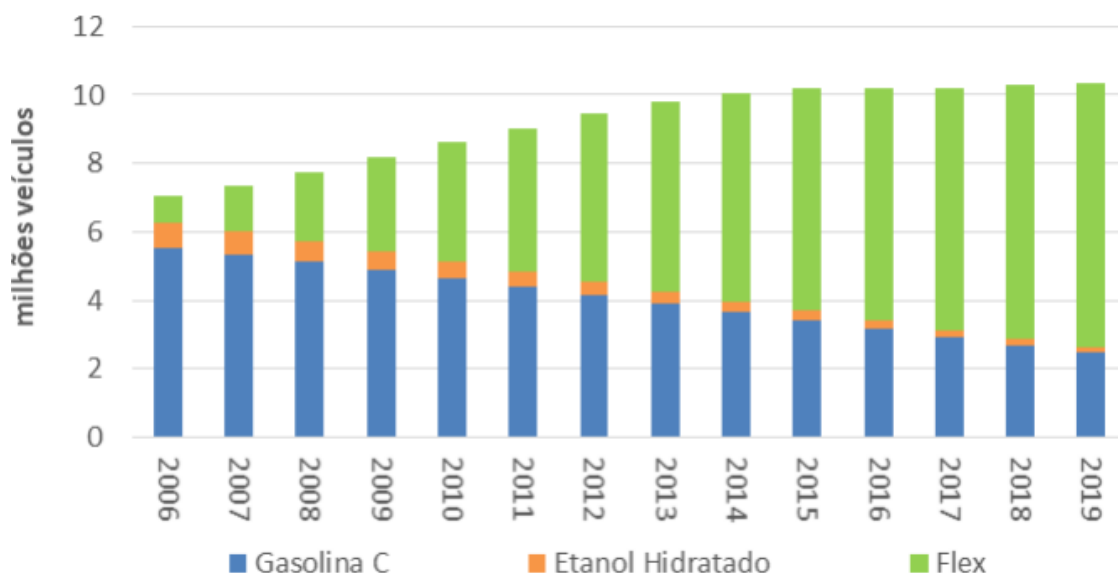


Figura 18. Evolução da frota circulante de Automóveis por tipo de combustível.

A Figura 18 apresenta a evolução da frota circulante na categoria automóveis no estado de São Paulo, no período de 2006 a 2019, por tipo de combustível, revelando o crescimento expressivo do segmento flex-fuel e a redução do segmento a etanol, em vias de extinção, pois não são mais fabricados há vários anos. Em 2019, os veículos flex-fuel representavam 74% da frota total de automóveis, os movidos a gasolina 24%, representando uma queda de 8% em relação a 2018. Os automóveis movidos a etanol alcançam menos de 2% do total.

A Figura 19 apresenta a evolução da frota circulante na categoria automóveis no estado de São Paulo no período de 2006 a 2019. Observa-se neste ano que, apesar de 60% da frota ser composta por veículos das fases L5 e L6, existem ainda 25% de veículos fabricados até a fase L3, com mais de 20 anos de fabricação.

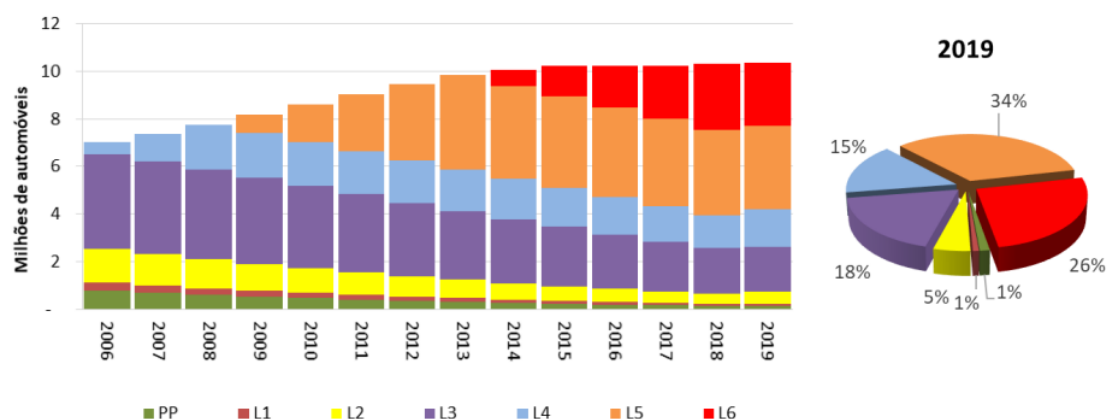


Figura 19. Evolução da frota circulante de Automóveis segundo as fases do PROCONVE.

Comerciais leves

A Figura 20 apresenta a evolução da frota circulante no estado de São Paulo, no período de 2006 a 2019, na categoria comerciais leves por tipo de combustível mostrando um crescimento expressivo do segmento no começo da série temporal, porém estável nos últimos anos, com uma ligeira tendência de redução desde 2015. Entretanto, observando separadamente, há aumento nos modelos flex-fuel e a diesel, e redução na frota movida a gasolina. Esse fenômeno será mais bem observado nas análises seguintes, separados por fase do PROCONVE. Os movidos exclusivamente a etanol estão praticamente fora de circulação.

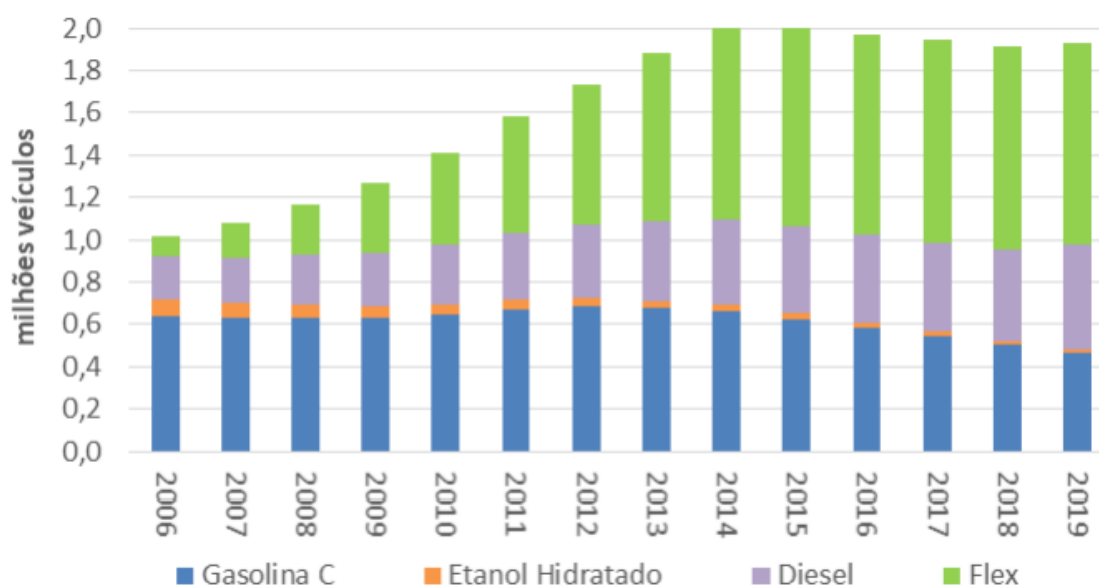


Figura 20. Evolução da frota circulante de Comerciais Leves por tipo de combustível.

A Figura 21 apresenta a evolução da frota circulante na categoria comerciais leves do ciclo Otto no estado de São Paulo no período de 2006 a 2019. Observa-se a expressiva quantidade de veículos da fase L5, fabricados de 2009 a 2013. Também se nota a redução do tamanho da frota desse segmento, notadamente sendo substituída por veículos movidos a diesel, conforme se observa na figura que apresenta a evolução da frota circulante da categoria Comerciais Leves movidos a diesel no estado de São Paulo no período de 2006 a 2019.

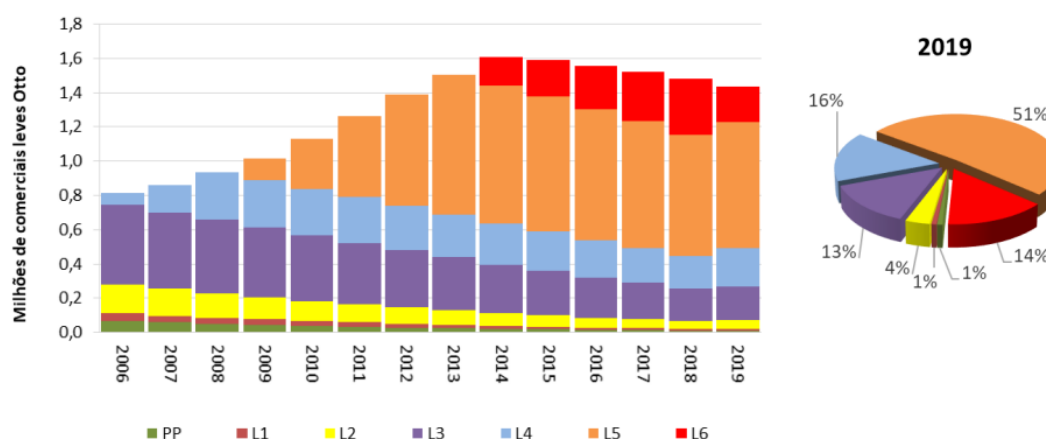


Figura 21. Evolução da frota circulante de Comerciais Leves do ciclo Otto segundo as fases do PROCONVE (CETESB, 2020a).

Destaca-se a grande participação (56%) de veículos da fase L6 na frota circulante. Ao contrário dos comerciais leves do ciclo Otto apresentados na Figura 21, a frota circulante dos Comerciais Leves movidos a diesel continua em expansão (Figura 22).

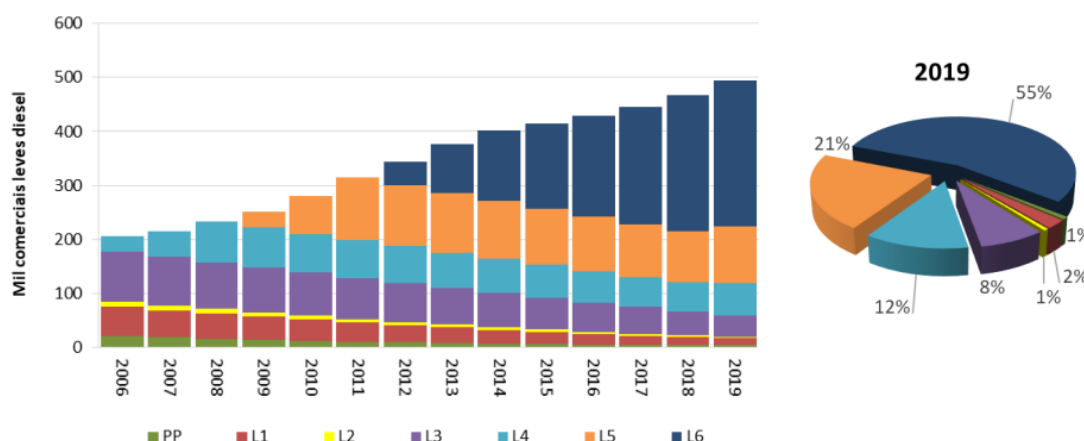


Figura 22. Evolução da frota circulante de Comerciais Leves diesel segundo as fases do PROCONVE (CETESB, 2020a).

Caminhões

A Figura 23 apresenta a evolução da frota circulante de caminhões no estado de São Paulo, no período entre 2006 e 2019, separados em subcategorias. Observa-se no período o aumento da participação dos Pesados e Semipesados e uma tendência de redução total da frota nos últimos anos providada por uma redução no número de caminhões semileves, leves e médios

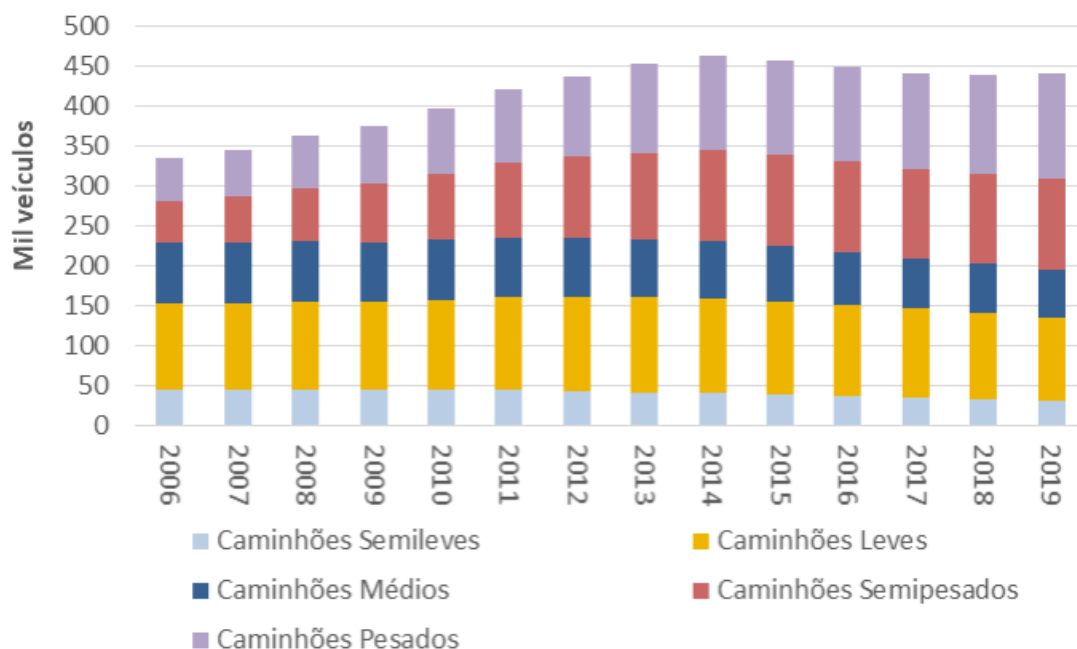


Figura 23. Evolução da frota circulante de Caminhões por subcategoria

A Figura 24 apresenta a evolução da frota circulante de caminhões no estado de São Paulo no período de 2006 a 2019, segregada pelas subcategorias PROCONVE. Observa-se que, quando comparados aos ônibus (Figura 25), a renovação da frota é mais lenta. Em 2019, a distribuição percentual da frota de Caminhões foi de 29% para os veículos fabricados nas fases anteriores a P5, o maior percentual para os veículos fabricados na Fase P5 (40%) e finalmente, 31% da frota fabricados sob a atual (Fase P7).

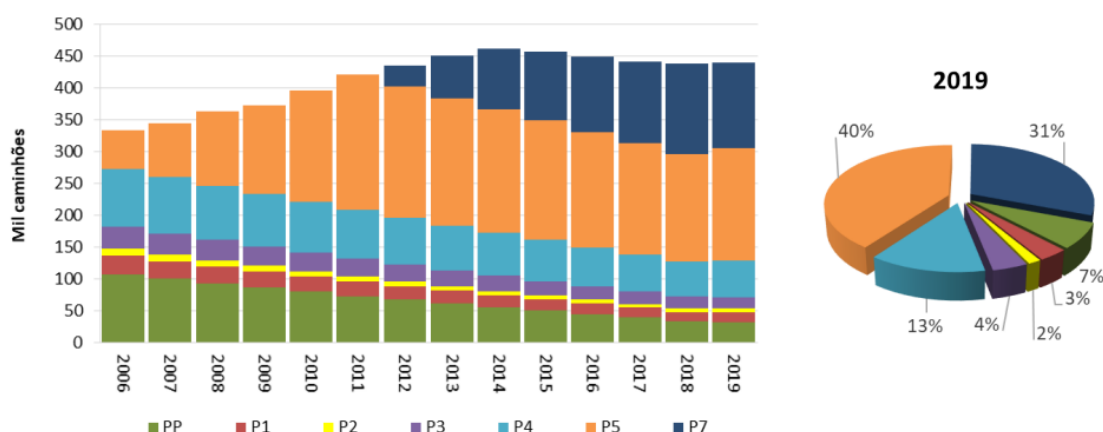


Figura 24. Evolução da frota circulante de Caminhões segundo as fases do PROCONVE (CETESB, 2020a).

Ônibus

A Figura 25 apresenta a evolução da frota circulante de ônibus no estado de São Paulo, no período de 2006 a 2019, separados em subcategorias. Observa-se até 2014, o crescimento da subcategoria ônibus urbanos, com a estabilização das proporções nos últimos anos.

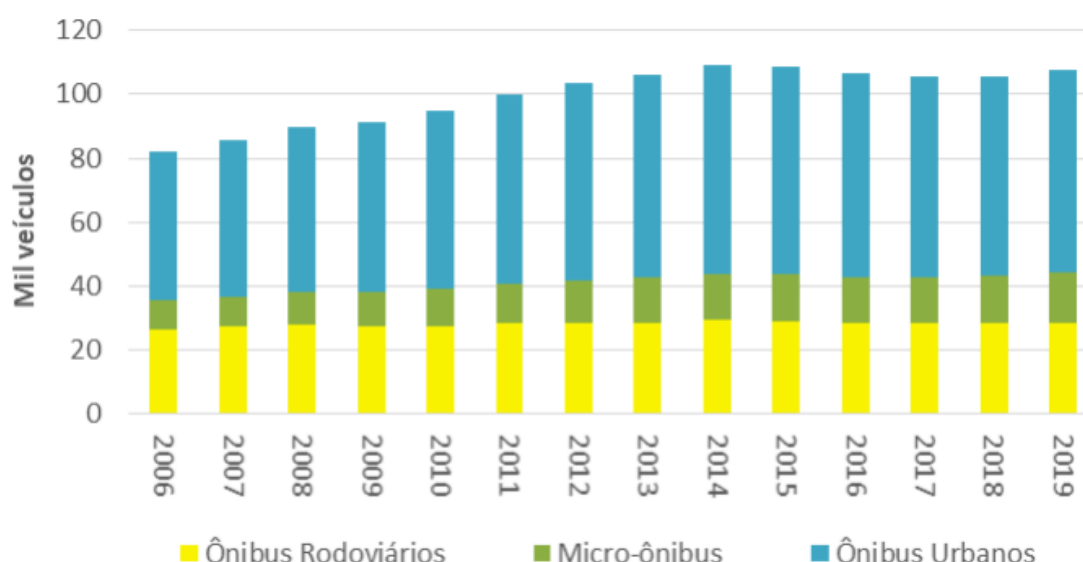


Figura 25. Evolução da frota circulante de ônibus por subcategoria (CETESB, 2020a).

A Figura 26 apresenta a evolução da frota circulante de Ônibus no estado de São Paulo no período de 2006 a 2019, segregada pelas subcategorias PROCONVE. Em 2019, 41% da frota pertencia à fase P5. Também houve um aumento na participação de veículos da fase atual, P7, para 31% do total. Aproximadamente 28% da frota, correspondente às fases de Pré-PROCONVE até P4, ainda circulam no Estado com níveis de emissão de poluentes significativamente maiores que os veículos atuais.

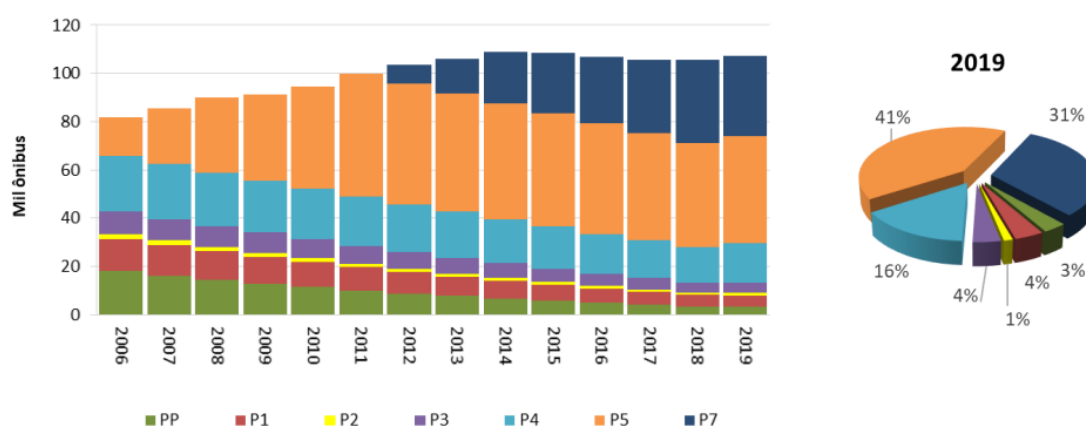


Figura 26. Evolução da frota circulante de Ônibus segundo as fases do PROCONVE (CETESB, 2020a).

Motocicletas

A Figura 27 apresenta a evolução da frota circulante de motocicletas no estado de São Paulo, no período de 2006 a 2019, por tipo de combustível. Observa-se o crescimento expressivo do segmento flex-fuel em detrimento dos modelos a gasolina, que ainda estão em posição predominante.

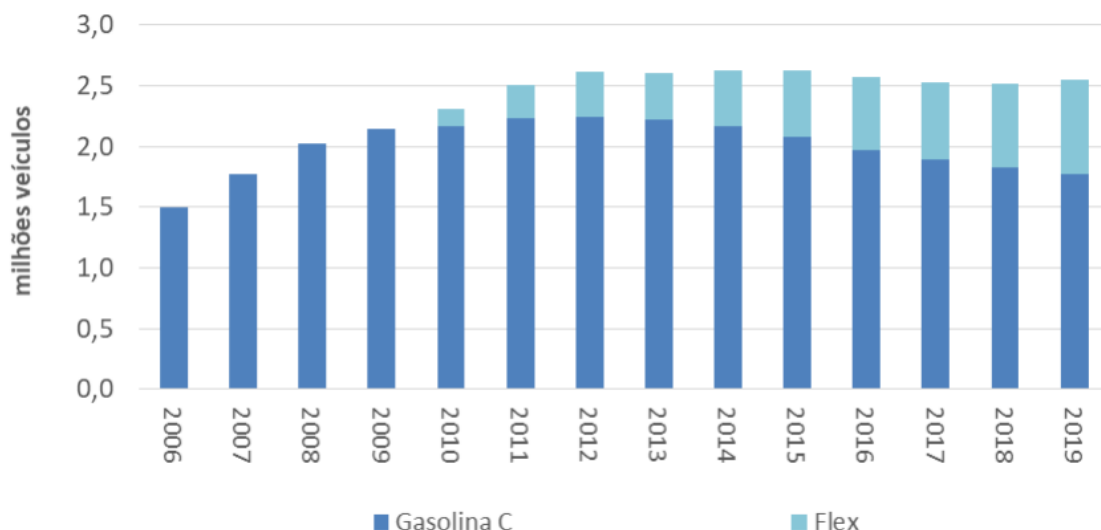


Figura 27. Evolução da frota circulante de Motocicletas por tipo de combustível (CETESB, 2020a).

A Figura 27 mostra a evolução da frota por fase do PROMOT da categoria Motocicletas no estado de São Paulo no período de 2006 a 2019. Observa-se o crescimento da frota de Motocicletas da fase M4 e ainda a importante participação das Motocicletas da fase M3, fabricadas entre 2009 e 2013.

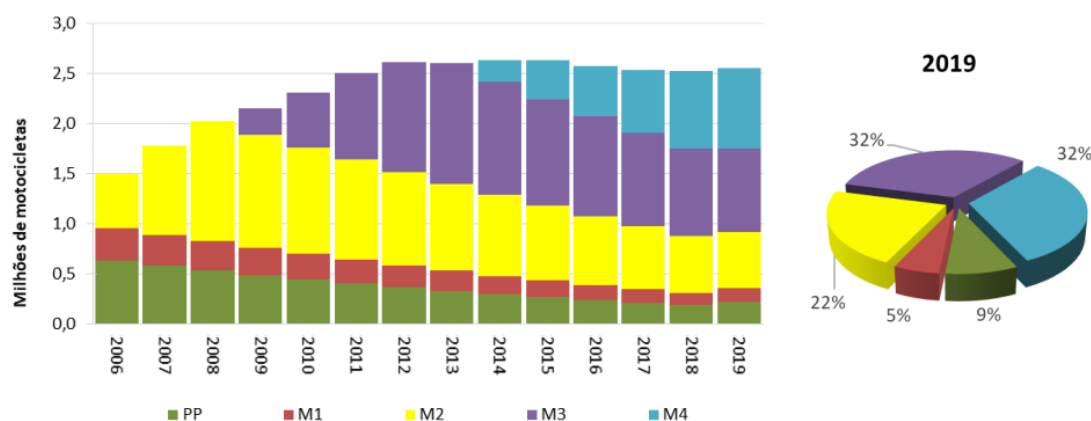


Figura 28. Evolução da frota circulante de Motocicletas segundo as fases do PROMOT (CETESB, 2020a).

Principais tendências passadas

Da análise aqui apresentada, as principais tendências observadas são as seguintes:

- A partir de 2014 ocorreu uma estabilização do número total de veículos da frota de São Paulo;
- Ao nível dos automóveis verifica-se uma ampliação da função flex-fuel e a extinção gradual dos veículos a etanol. Desaceleração na renovação da frota de automóveis: desde 2017 que se mantém uma cota próxima de 25% de veículos de PROCONVE anterior ou igual a L3. Está a ocorrer uma substituição gradual de combustível nos comerciais leves passando de gasolina para diesel;

- Ligeira redução do número de caminhões de menor dimensão, compensada por uma aposta em caminhões semipesados e pesados.
- A frota de ônibus mantém-se estável.
- A cota de veículos elétricos é nula.

2.4.2 Transporte ferroviário

A malha ferroviária do estado de São Paulo tem mais de 4.900 km de extensão (ver Figura 29). Desta extensão apenas 48,6% estão ativos; os restantes 2.530 km de ferrovia estão ociosos ou desativados, sem utilização. A malha ferroviária em atividade esta concessionada a 4 empresas: a Ferrovia Centro-Atlântica, a MRS, a Rumo Logística e a CPTM. As três primeiras empresas dedicam-se maioritariamente ao transporte de mercadorias enquanto que a CPTM (Companhia Paulista de Trens Metropolitanos) integra o sistema ferroviários de transporte público da Região Metropolitana de São Paulo.

O panorama atual estadual é de predomínio de 84% do modal rodoviário sobre 11% do ferroviário -- sendo 9% pertencentes à CPTM.

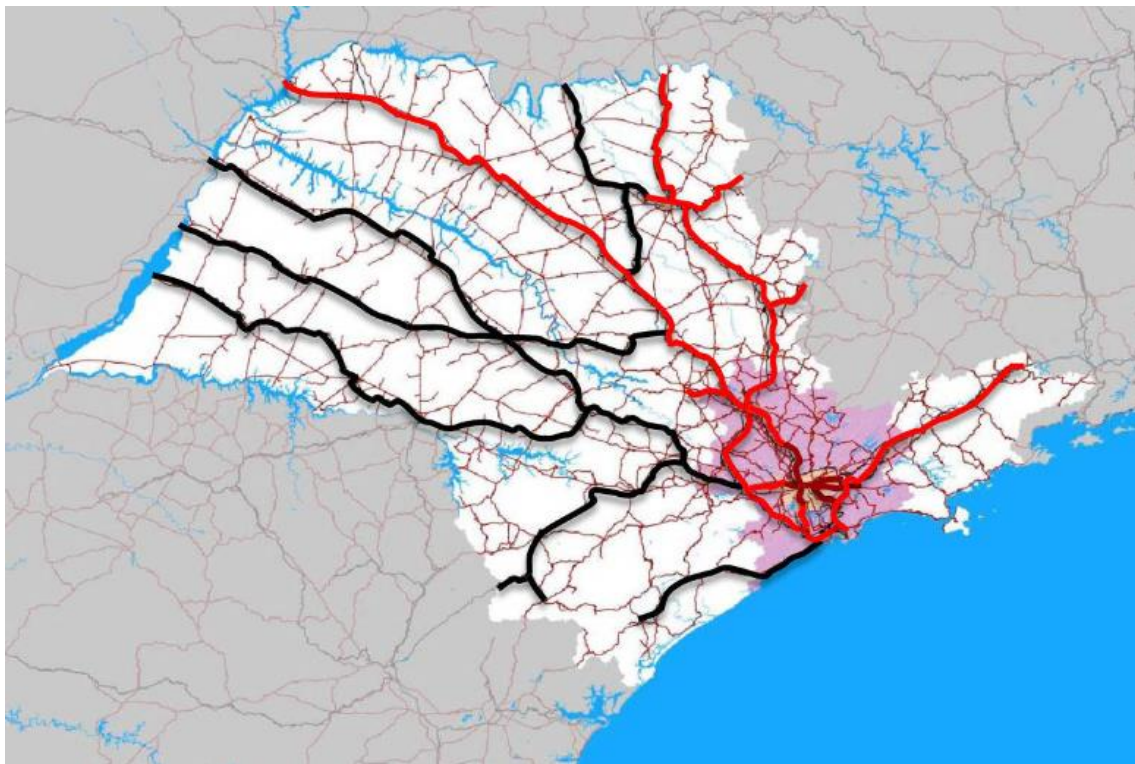


Figura 29. Malha Ferroviária do estado de São Paulo. Em vermelho, a malha ferroviária ativa; em preto a malha ferroviária ociosa ou desativada (Fonte: Secretaria de Logística e Transportes).

Em março de 2022, o Governo de São Paulo propôs um projeto de lei (148/2022) que autoriza a exploração da infraestrutura e dos serviços ferroviários no estado por meio de novas concessões à iniciativa privada. Os objetivos deste projeto de lei são reduzir o custo do transporte, melhorar a competitividade da produção agrícola e industrial paulista e oferecer novas alternativas de transportes aos usuários e operadores logísticos. Pretende-se equilibrar a matriz de transportes de cargas,

eliminando gargalos logísticos, reduzindo custos, tempo de viagem e emissão de poluentes, além de aumentar a mobilidade urbana e a capacidade logística com a interconexão de trechos ferroviários em operação.

A revisão de trechos desativados focar-se-á principalmente no entorno de regiões metropolitanas do Estado que apresentam saturação da malha rodoviária.

Para revitalizar este cenário, a Secretaria de Logística e Transportes criou o GT (Grupo de Trabalho) Ferrovias de SP. A equipe desenvolve o Plano Estratégico Ferroviário do Estado de São Paulo que reativará a malha de trilhos inoperantes nas cidades e alavancará economicamente o setor.

O Plano Estratégico já conta com o PAM-TL (Plano de Ação de Transporte de Passageiros e Logística de Cargas para a Macrometrópole Paulista), que prevê investimentos privados de cerca de R\$ 70 bilhões, sendo R\$ 54,2 bilhões na malha ferroviária em cinco regiões metropolitanas: São Paulo, Campinas, Sorocaba, Baixada Santista e São José dos Campos.

O PAM-TL inclui três importantes iniciativas ferroviárias até 2040:

- Implantação do TIC (Trem Intercidades), que ligará São Paulo a Campinas (90 km), Sorocaba (100 km), Santos (50 km) e São José dos Campos (100 km);
- ferroanel na região leste do Estado;
- licitação da Linha Verde -- rota carbono zero de ligação bimodal (rodoviária e ferroviária) entre São Paulo e o Porto de Santos para o escoamento da produção nacional.

Para a logística de cargas, o plano prevê ainda 13 pátios rodoferroviários com armazenagem de distribuição e transferência de modais (ferroviário e rodoviário, mesclando o uso de caminhões grandes fora das cidades e pequenos dentro dos municípios) com o objetivo de reduzir o tempo e o custo do transporte

As simulações do modelo EMME integram 4 malhas ferroviárias.

- Malha 1: Rumo Malha Norte

A malha 1 (ver Figura 30) é o principal corredor ferroviário para exportação de grãos em operação atualmente. Operado pela Rumo, a malha transporta soja, milho, farelo de soja, combustíveis e carga geral (contêiner).

Os terminais considerados são os de Rondonópolis-MT, Itiquira-MT, Terminal Olacyr Moraes, em Alto Taquari-MT e o terminal de Chapadão do Sul-MT.

Esse corredor ferroviário tem como destino o porto de Santos, em São Paulo.



Figura 30. Traçado da Malha 1. Fonte: TTC

- Malha 2: Rumo Malha Paulista

A malha paulista é composta por diversos corredores ferroviários em todo o estado de São Paulo. Essas ferrovias transportam uma grande variedade de produtos, entre eles: soja, milho, farelo de soja, açúcar, fertilizantes, combustíveis e carga geral (contêiner).

Esse corredor (Figura 31) também tem como principal destino o porto de Santos-SP, tendo importante ligação com outras malhas ferroviárias e com a hidrovía Tietê-Paraná.



Figura 31. Traçado da Malha 2. Fonte: TTC

- Malha 3: Ferrovia Centro-Atlântica

A ferrovia Centro-Atlântica está presente em sete estados do país (Figura 32), principalmente no estado de Minas Gerais. Essa ferrovia transporta produtos como soja, milho, farelo de soja, açúcar, cimento, minério, combustíveis e carga geral (contêiner).

A ferrovia realiza a ligação do estado de Goiás com as malhas paulista e com a estrada de ferro Vitória-Minas. Sendo assim, na exportação por essa malha, o destino são os portos de Santos-SP e Vitória-ES.



Figura 32. Traçado da Malha 3. Fonte: TTC

- Malha 4: MRS

A MRS atende os estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo (ver Figura 33). Nessa ferrovia são transportados produtos como soja, milho, combustíveis e principalmente minério. A ferrovia interliga o estado de Minas Gerais aos portos do Rio de Janeiro e de Santos-SP.

Essa ferrovia tem como principais cargas, produtos relacionados à mineração e, portanto, é pouco utilizada para o transporte de produtos agropecuários.

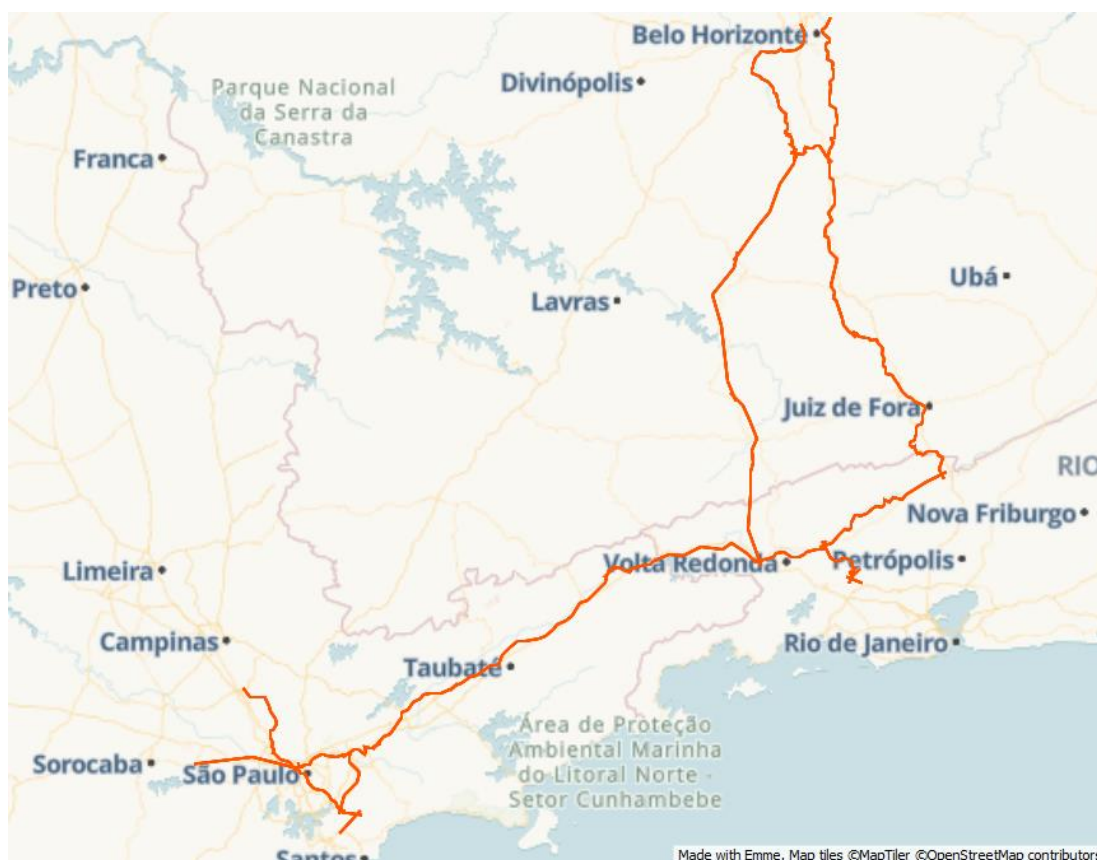


Figura 33. Traçado da Malha 4. Fonte: TTC

2.4.3 Transporte aquaviário

O site do Departamento Hidroviário¹ (DH) da SLT apresenta uma descrição detalhada do sistema de transporte aquaviário do estado de São Paulo. A informação reportada neste relatório segue integralmente a descrição feita pela DH. De acordo com o DH, o Sistema Hidroviário Paulista é constituído pela rede de rios navegáveis e potencialmente navegáveis, pelos lagos e reservatórios e pela costa marítima, cujo aproveitamento para navegação e transporte está sendo progressivamente implementado. O Estado de São Paulo conta com um desenvolvido sistema de navegação interior, diversas travessias – marítimas, lacustres e fluviais – e dois importantes portos marítimos, voltados tanto à navegação de longo curso quanto à cabotagem.

A atividade predominante é o transporte de cargas na Hidrovia Tietê-Paraná, compreendida no trecho paulista pelos rios Paraná, Tietê e Piracicaba. As barragens de Itaipu, no rio Paraná, de Rosana, no rio Paranapanema, de Água Vermelha, no rio Grande, e de São Simão, no rio Paranaíba, delimitam a Hidrovia Tietê-Paraná e sua configuração como um sistema fechado, sem acesso direto ao mar. A distância máxima que pode ser percorrida é de 1.268 km entre o Terminal Conchas no rio Tietê e a Barragem de Itaipu no rio Paraná.

¹ <http://www.dh.sp.gov.br/>

A Hidrovia Tietê-Paraná se localiza dentro da bacia Hidrográfica do Paraná que passa por cinco estados Brasileiros. O principal produto transportado pela hidrovia é areia. Mas os grãos têm como principal origem a cidade de São Simão em Goiás com destino as cidades de Anhembi e Pederneiras ambas no Estado de São Paulo onde são transbordados e levados de caminhão ou trem até o Porto de Santos.

A hidrovia Tietê-Paraná também é utilizada no transporte de contêineres com diversos tipos de carga.

Segue abaixo um mapa com o traçado da Hidrovia Tietê-Paraná (Figura 34).

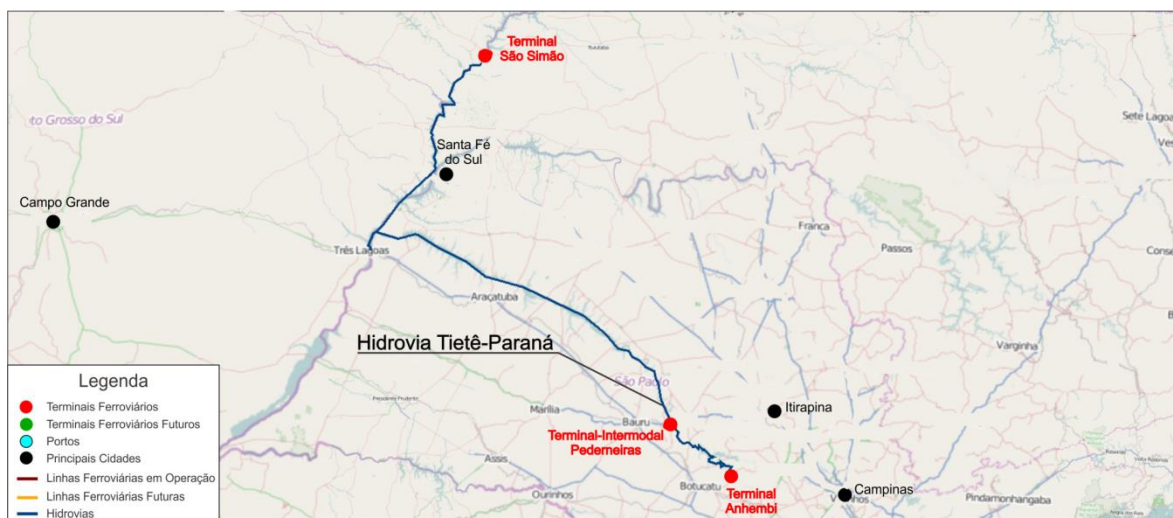


Figura 34. Traçado da hidrovia Tietê-Paraná. Fonte: TTC

O trecho completo entre São Simão e Anhembi é de 754 Km, sendo que em Pederneiras a hidrovia se conecta à rede ferroviária.

Opera atualmente na Hidrovia Tietê-Paraná, na navegação comercial de grande porte, uma frota de 48 comboios, pertencentes a seis empresas. O comboio de empurra, embarcação formada pelo conjunto de um empurrador e um número variável de barcaças, adapta-se bem ao transporte praticado. Estas empresas possuem um total de 58 empurradores, com uma capacidade total de movimentação de 182 barcaças, o correspondente a 184.624 toneladas de carga².

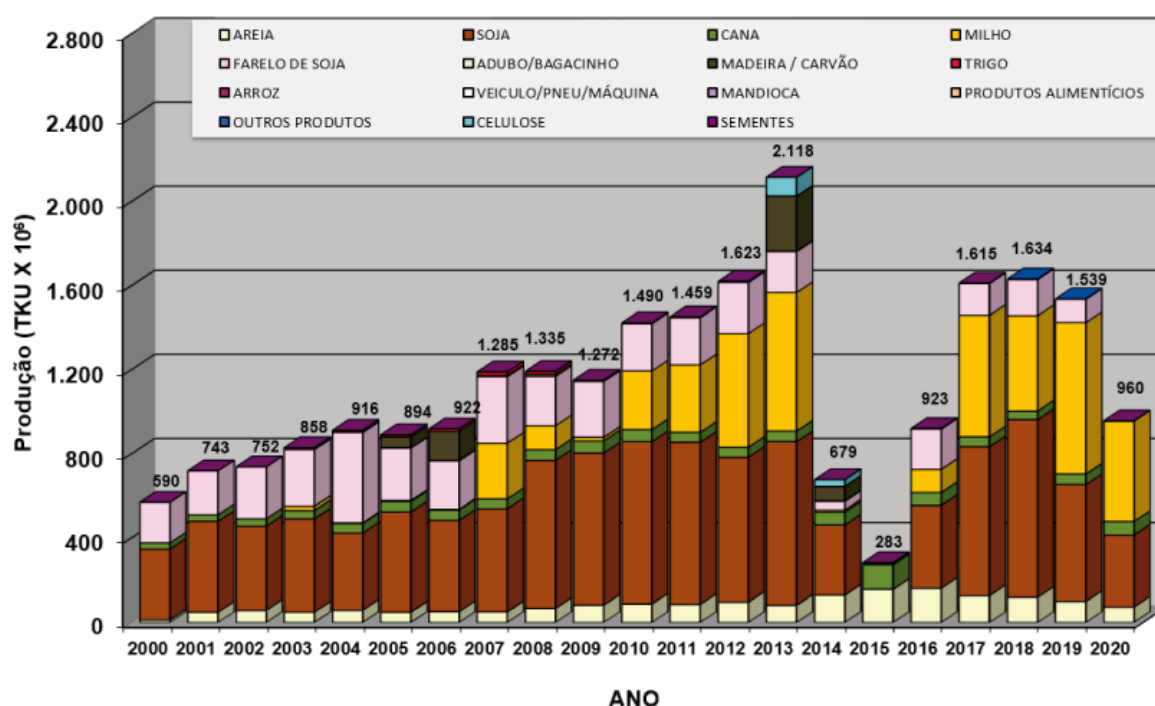
Pelas eclusas dos rios, reservatórios e pontes que cruzam a rota de navegação é possível o tráfego de comboios com diferentes composições em diferentes trechos da Hidrovia. Nas eclusas, pelas suas dimensões de projeto, e nas pontes próximas a elas, podem passar comboios com um empurrador e duas barcaças. Já nos reservatórios e nas pontes em que já foram ampliados os vãos de navegação e protegidos os pilares laterais, o tráfego permitido é com quatro barcaças. Também já é possível navegar com seis barcaças em trechos de rios e reservatórios mais largos e sem pontes para transposição.

Os principais produtos transportados na Hidrovia são a soja, o farelo de soja, o milho e a cana-de-açúcar. As cargas têm como principais origens: São Simão (GO), no rio Paranaíba, Três Lagoas (MS) e Terminais do Paraguai, no rio Paraná. Como principais destinos os terminais de Presidente Epitácio e Panorama no rio Paraná, Anhembi, Pederneiras e Santa Maria da Serra nos rios Tietê e Piracicaba. No

² <http://www.dh.sp.gov.br/frota/>

passado recente, a Hidrovia Tietê-Paraná apresentou significativas taxas anuais de crescimento de carga, mais quadruplicando sua movimentação entre 2000 e 2013, atingindo valores de carga transportada superiores a 2.100 milhões de ton.km. A partir do mês de Maio de 2014 e durante todo o ano de 2015, parte da Hidrovia ficou interrompida para o transporte de longo curso, devido ao baixo nível do reservatório de Três Irmãos. O ano de 2016 apresenta também algumas perturbações. Entre 2017 e 2019 a carga transportada fixou-se em valores próximos de 1.600 milhões ton.km. O valor registado em 2020 (960 milhões ton.km) foi afetado pela atenuação da atividade económica consequência da pandemia da COVID-19.

Evolução das Cargas Transportadas na Hidrovia Tietê-Paraná (milhões TKU)



Obs: A partir do mês de maio de 2014 e durante todo o ano de 2015 parte da Hidrovia ficou interrompida para o transporte de longo curso, devido ao baixo nível do reservatório de Três Irmãos.

Figura 35. Evolução das cargas transportadas na hidrovia Tietê-Paraná (milhões de tku) (Fonte DH-SLT).

Outros rios interiores e de divisas do Estado, de grande importância, integram a rede hidroviária potencial, totalizando 4.166 km de extensão.

3. Emissões de Transportes

A caracterização das emissões de GEE e de poluentes atmosféricos de uma determinada área passa pela inventariação das fontes emissoras e quantificação das respectivas contribuições. Os inventários de emissões são ferramentas fundamentais para a gestão da qualidade do ar. Com esta informação é possível quantificar a magnitude das emissões, evidenciar contribuições relativas, projetar tendências futuras, avaliar efeitos de alternativas de desenvolvimento ou fornecer dados de entrada para os modelos atmosféricos.

A inventariação das emissões atmosféricas pode seguir duas metodologias distintas de acordo com o objetivo do trabalho, adaptando-se às condicionantes específicas da região em análise:

- Metodologia "top-down", com discretização espacial dos dados de emissão através da aplicação de fatores de desagregação e obtenção de dados por setor de atividade. Esta abordagem, mais generalista, é tipicamente usada em situações em que as informações não estão disponíveis ou quando os custos para reunir os dados são elevados e o uso final dos resultados do inventário não justifica o gasto na coleta e reunião de informações específicas. A estimativa das emissões neste tipo de abordagem baseia-se em fatores nacionais ou regionais cujos parâmetros podem ser por exemplo a densidade populacional.
- Metodologia "bottom-up", com levantamento de dados ao nível de cada fonte poluente (exemplo: dados resultantes de medições diretas). Esta abordagem requer mais recursos para coletar informações específicas, tais como: fontes de emissão, nível de atividade, entre outros. Nesta abordagem as estimativas são mais representativas do que na abordagem "top-down" pois os dados coletados não derivam de informações nacionais ou regionais.

A preparação de um inventário de emissões é um processo contínuo que envolve uma série de etapas inter-relacionadas, como a definição da área do inventário, a descrição das atividades, poluentes inventariados e base de referência até a seleção dos fatores de emissão assumidos nos cálculos.

A metodologia de cálculo das emissões de GEE e de poluentes atmosféricos CO, NO_x, NMHC, SO₂, RCHO (aldeídos), Matéria Particulada que será adotada neste estudo será estruturada para ter uma forte articulação com os resultados da aplicação do modelo EMME. Sendo assim, irá basear-se fundamentalmente nas variações do uso de cada modo de transporte calculadas pelo modelo EMME comparando cada cenário estudado com o cenário-base.

No Brasil, o 1º Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários (MMA, 2011), estabeleceu uma metodologia para a estimativa das emissões de escapamento. De forma genérica, as emissões de escapamento da frota circulante num determinado ano calendário, para cada poluente e ano modelo de veículo, foram estimadas a partir da seguinte equação:

$$E = F_r \times I_u \times F_e$$

Onde,

- E é a taxa anual de emissão do poluente considerado (g/ano);
- F_e é o fator de emissão do poluente considerado, expresso em termos da massa de poluentes emitida por km percorrido (g_{poluente}/km). É específico para o ano modelo de veículo considerado e depende do tipo de combustível utilizado;
- F_r é a frota circulante de veículos do ano modelo considerado (número de veículos); I_u é a intensidade de uso do veículo do ano modelo considerado, expressa em termos de quilometragem anual percorrida (km/ano). Trata-se de uma variável que depende de um conjunto de fatores socioeconômicos, representados pela idade do veículo.

O Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013: Ano-base 2012 (MMA, 2014) dá continuidade à estratégia de atualizar periodicamente esse instrumento, trazendo dados oficiais sobre as emissões de 1980 a 2012, dos poluentes regulamentados pelo PROCONVE - monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x), hidrocarbonetos não-metano (NMHC), aldeídos (RCHO), material particulado (MP) - além dos gases de efeito estufa - dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O).

Para o Estado de São Paulo, elaborou-se o 1º Inventário de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa Diretos e Indiretos do Estado de São Paulo 1990-2008, coordenado pelo Programa Estadual de

Mudanças Climáticas (PROCLIMA), criado em 1995 pela CETESB/SMA (CETESB, 2011). O documento foi realizado em conformidade com os métodos aprovados pelo Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC) e à semelhança da publicação federal, visando também coerência e comparabilidade aos resultados nacionais. Segundo a estrutura apresentada pelo IPCC, o Inventário divide-se nos seguintes Setores: Energia; Processos Industriais e Uso de Produtos; Agropecuária; Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas; Resíduos Sólidos e Efluentes Líquidos.

O Inventário do Subsetor de Transportes é parte integrante do Setor de Energia e é composto pelos Inventários de Transportes Aquaviário, Aéreo, Ferroviário e Rodoviário (CETESB, 2014). Os gases inventariados foram o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O), o monóxido de carbono (CO), os óxidos de nitrogênio (NO_x), e os compostos orgânicos voláteis não metanos (NMVOC). Este relatório apresenta as emissões para o período de 1990 a 2008. Em 2005, o Subsetor de Transportes, com 38.039 Gg de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ foi responsável por 48% das emissões do Setor de Energia e 27% das emissões totais do Estado para esse mesmo ano. Observa-se que o modal rodoviário é responsável por quase 90% das emissões, seguido dos modais aquaviário, aéreo e ferroviário (CETESB, 2014).

3.1 Modelos de cálculo de emissões veiculares

3.1.1 Modelos disponíveis publicamente

As emissões de poluentes por parte de veículos rodoviários podem ser produzidas de várias formas, sendo que uma delas resulta de processos de combustão quando durante sua utilização e é responsável por uma grande parte das emissões de poluentes afetas ao transporte rodoviário. Este tipo de emissão depende bastante do modo de operação dos veículos.

Os principais fatores que afetam a quantidade de poluentes emitidos pelo tráfego rodoviário são:

- Características dos veículos e dos combustíveis utilizados, nomeadamente, o tipo e tecnologia dos motores, bem como a presença de dispositivos de controle de emissões (p.e: catalisadores);
- Características da frota, que consistem na diversidade do tipo e número de veículos, assim como o seu perfil de idade;
- Características na utilização dos veículos como tempo, número de viagens e velocidade, e do grau de congestionamento e controle do tráfego.

No âmbito do estudo e da análise do consumo de combustível e emissão de gases poluentes ao nível dos transportes, são diversos os modelos computacionais disponíveis no mercado. Estas ferramentas oferecem a possibilidade de um estudo de veículos individuais ou mesmo do comportamento de uma frota, garantindo grau de rigor aceitável.

Dada a diversidade de metodologias disponíveis para realizar a quantificação das emissões veiculares, a escolha do tipo de modelos de emissão a empregar depende muito da necessidade específica e da exatidão necessária para descrever o comportamento das emissões procedentes do tráfego rodoviário.

Alguns exemplos de modelos de emissões disponíveis são: o COPERT (COmputer PRogramme to calculate Emissions from Road Transport), o MOVES (MOtor Vehicle Emissions Simulator) e o HBEFA – Handbook Emission Factors for Road Transport.

O modelo COPERT é um exemplo comum de modelos de emissões em função da velocidade média. Os modelos de emissões em função da velocidade média baseiam-se no fato dos fatores de emissão para um poluente e um dado tipo de veículo variarem de acordo com a velocidade média durante uma viagem. Os dados de entrada nestes modelos são os valores das velocidades médias dos veículos baseadas numa viagem, ou os valores das velocidades médias numa seção de um eixo rodoviário, que são relativamente fáceis de obter através de modelos de atribuição de tráfego ou medições de campo. Existem vários fatores que contribuíram para a utilização destes modelos em função da velocidade média. A facilidade de utilização em comparação com modelos mais complexos é uma dessas razões, sendo outra o fato dos dados disponíveis serem muitas vezes restritos a estimativas da velocidade média de tráfego para cada eixo, particularmente para grandes redes urbanas. Uma limitação destes modelos é que eles não explicam o fato de que viagens com diferentes características de operação de veículo terão emissões diferentes, mas podem resultar na mesma velocidade média. Por exemplo, em velocidades médias baixas, ou seja, em áreas urbanas congestionadas, existe o efeito de pára-arranca (stop-and-go), que tem como consequência uma gama elevada de características operacionais para uma determinada velocidade média (Wang et al, 2018).

O modelo MOVES é um exemplo de modelos dinâmicos instantâneos. Os fatores de emissão são estimados a partir das medições de um ciclo de condução ou de um ensaio de motor à mais alta resolução (normalmente um segundo) utilizando velocidade e aceleração, ou a descrição do requisito de potência do motor (Wang et al, 2018). Uma vez que esses modelos levam em conta a dinâmica dos ciclos de condução, a estimativa de emissões é melhor. Normalmente, nestes modelos existem várias componentes que modelam os diferentes processos do veículo relacionados às emissões, exigindo variáveis operacionais dinâmicas (por exemplo, velocidade segundo a segundo, inclinação da estrada e acessórios do veículo) e parâmetros estáticos, para caracterizar as emissões do escapamento do veículo para a categoria de veículo/tecnologia apropriada. Este tipo de modelo é relativamente difícil de calibrar e mais intensivo em dados comparado com os outros modelos.

O HBEFA é um modelo de emissões de situações de tráfego. Este tipo de modelos tende a ajustar-se mais razoavelmente a aplicações locais, nas quais as estimativas das emissões se pretendem para trechos de estrada individuais, já que se baseiam em fatores de emissão de referência para cada categoria de veículos (Wang et al, 2018).

3.1.1.1 COPERT (COmputer Programme to calculate Emissions from Road Transport)

O COPERT é um modelo de cálculo de emissões veiculares, desenvolvido na Europa, que estima emissões dos poluentes atmosféricos locais como NO_x, CO, compostos orgânicos (VOC), partículas (MP), NH₃, SO₂ e metais pesados, assim como emissões de GEE. Tem ainda a capacidade de estimação e especificação de monóxido de nitrogênio/dióxido de nitrogênio (NO/NO₂), carbono elementar, matéria orgânica de MP e VOC, incluindo os hidrocarbonetos aromáticos cíclicos (PAHs) e os poluentes orgânicos persistentes (POP) (Gkatzoflias D. et al, 2012).

O desenvolvimento do COPERT é coordenado pela Agência Europeia do Ambiente (AEA), tendo sido originalmente desenvolvido pela Universidade Aristotle Thessaloniki, no âmbito das atividades do Centro Temático Europeu para a Poluição do Ar e Mitigação das Mudanças Climáticas. Encontra-se atualmente na versão 5.5.1 publicada em setembro de 2021.

Este modelo de cálculo de emissões veiculares possui os regulamentos de emissões europeus. Para o cálculo de emissões veiculares, o COPERT diferencia quando o motor térmico está a trabalhar a frio e quando está à temperatura estabilizada, tendo a capacidade de calcular as emissões de compostos

orgânicos voláteis não metânicos (NMVOC), provenientes da evaporação do combustível, assim como as partículas relativas ao desgaste dos diversos componentes dos veículos. O modelo faz uso de registros de velocidades médias para a determinação de emissões totais.

A metodologia de cálculo deste modelo de emissões veiculares faz parte do inventário de emissões para poluentes atmosféricos da Europa e é consistente com as diretrizes do Plano Intergovernamental para as Mudanças Climática (IPCC) de 2006 para o cálculo das emissões de gases de efeito estufa.

A metodologia presente no COPERT foi desenvolvida para a elaboração de inventários nacionais segundo bases anuais. No entanto, ela também pode ser usada para a elaboração de inventários de emissões urbanas com uma resolução espacial de $1 \times 1 \text{ km}^2$ e uma resolução temporal de 1 hora. Desta forma, o COPERT é um modelo de análise tipicamente macro quanto a intervalos de tempo, distâncias e velocidades a serem simuladas (Gkatzoflias D. et al, 2012).

O modelo permite a identificação do lugar geográfico, ano, combustível, tipo de veículo e tecnologia, tendo a possibilidade de definir a carga do veículo, os valores médios de velocidade para zona urbana, rural e autoestrada e, também, a inclinação média dos percursos. Este modelo permite a definição das características do combustível e das condições climáticas. Com a inclusão de uma vasta lista de fatores de emissão de poluentes tem a possibilidade de se obter até 24 tipos de valores de saída, entre emissão de poluentes e consumo de energia; diferenciação dos fatores de emissão a quente, a frio e evaporativos; energia total consumida e reconhecimento da degradação do veículo causada pelo tempo de vida do mesmo e quilometragem percorrida. Contudo, não permite realizar simulações baseadas em perfis de velocidade e apresenta limitação quanto à utilização de legislação de emissões diferentes do padrão (europeias) (Gkatzoflias D. et al, 2012).

3.1.1.2 MOVES (MOtor Vehicle Emissions Simulator)

A Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos Estados Unidos da América utiliza atualmente o modelo de cálculo de emissões MOVES. O MOVES é um programa de distribuição gratuita disponibilizado pela EPA segundo os termos da GNU (General Public License). A versão MOVES 3.0.3, disponibilizada em Janeiro de 2022, é a mais recente atualização do modelo.

O modelo MOVES incorpora dados de entrada que incluem a caracterização da frota de veículos, características do tráfego, informação sobre o combustível e parâmetros meteorológicos. Com base nestes parâmetros de entrada, são gerados inventários de emissões para a escala geográfica desejada (macro ou micro escalas), bem como para a dimensão temporal selecionada (ano, dia ou hora). O modelo simula as emissões veiculares quando se dá o arranque a frio, durante momentos de parada e durante o processo de emissões a quente com temperatura estabilizada (EPA, 2020).

O MOVES desenvolve taxas de emissão associadas aos modos de funcionamento do veículo, sendo dependentes do modelo, da potência específica do veículo (VSP) e da velocidade. Este modelo tem ainda a capacidade de estimar o consumo de combustível e emissões para um vasto leque de poluentes e gases de efeito estufa, distinguindo os diferentes tipos de vias consoante as características do pavimento. Com a inclusão de dados das taxas de emissões e de atividades de veículos pré-definidas, distingue inventários para diferentes tipos de detalhe geográfico. As emissões veiculares são agregadas a partir de uma análise abrangente dos tipos de estradas, tecnologias dos motores e categorias de fontes de combustível. O MOVES classifica os veículos com base em padrões de atividade, bem como em desempenho de emissões, sendo que os resultados desta classificação

representam um subconjunto do sistema de monitorização do desempenho na rodovia, Highway Performance Monitoring System (HPMS) (EPA, 2020).

Este modelo de cálculo de emissões incorpora funções para quantificar as incertezas dos resultados da modelação de emissões (contudo, não inclui incertezas associadas a dados da atividade da viagem).

3.1.1.3 HBEFA – Handbook Emission Factors for Road Transport

O HBEFA foi originalmente desenvolvido para aplicação na Alemanha, Suíça e Áustria, tendo sido posteriormente incluídos outros países como a Suécia, Noruega e França. Para além da utilização nestes países, o modelo é também utilizado pelo Centro de Investigação da Comissão Europeia. A primeira versão do HBEFA foi publicada em Dezembro de 1995. Mais recentemente, em janeiro de 2022, surge a versão HBEFA Version 4.2 (INFRAS, 2022).

O modelo HBEFA fornece fatores de emissão para todas as categorias de veículos, veículos de passageiros, veículos leves de carga, veículos pesados, ônibus urbanos, ônibus rodoviários e motos, cada uma dividida em diferentes categorias, abrangendo assim uma grande variedade de situações de tráfego. Estão incluídos no modelo todos os principais poluentes regulamentados, assim como os principais poluentes não regulamentados e o consumo de combustível. O modelo fornece fatores de emissão para vários componentes, como CO, NO_x, MP, hidrocarbonetos em geral (CH₄, VOCNM, benzeno, tolueno, xileno). O modelo fornece ainda fatores de emissão para o consumo de combustível para veículos a gasolina ou gasóleo, CO₂, NH₃ e N₂O (INFRAS, 2022).

O HBEFA calcula as emissões veiculares a quente, a frio e por evaporação. Os fatores de emissão a quente são fornecidos para várias situações de tráfego, considerando a velocidade, adaptadas para o esquema desenvolvido no projeto ARTEMIS, em que os fatores são fornecidos para diferentes classes de declive, 0%, 2%, 4% e 6%. Os fatores de emissão a frio e por evaporação são baseados em distribuições de temperatura típicas e parâmetros comportamentais, como as distribuições de comprimento de viagem e distribuições de tempo de estacionamento. O modelo fornece os fatores de emissão por categoria de veículo, por conceito (veículos de passageiros convencionais, veículos de passageiros com catalisador, veículos de passageiros a diesel, etc), por tipo de combustível (gasolina, diesel) ou ainda por capacidade do motor. Cada fator de emissão encontra-se associado a uma situação particular de tráfego, e às características do trecho de estrada em causa (ex: “auto-estrada com limite de 120 km/h”, “estrada principal fora da área urbana”).

O modelo distingue as situações de tráfego ao longo de 4 dimensões: áreas urbanas/rurais, 5 tipos de estradas, diferentes limites de velocidade e originalmente 4 níveis de serviço. No HBEFA, a variação da velocidade não é quantificada pelo utilizador mas definida através de uma descrição (ex: “circulação fluida”, “para-arranca”) do tipo de situação de tráfego ao qual se aplica o fator de emissão (INFRAS, 2022).

Um estudo realizado na Alemanha com o modelo HBEFA revelou diminuições de 7,43 % nas emissões de CO₂, com a introdução de um limite de velocidade máxima de 120 km/h na autoestrada, mostrando que as emissões veiculares dependem das mudanças de velocidade (Figura 36) (Kunkler, J., Braun, M. and Kellner, F., 2021). Estes autores demonstraram que uma vez que a quantidade de emissão se correlaciona diretamente com a velocidade de um veículo através de fatores de consumo de combustível, a imposição de um limite velocidade é uma medida frequentemente proposta na gestão das emissões veiculares.

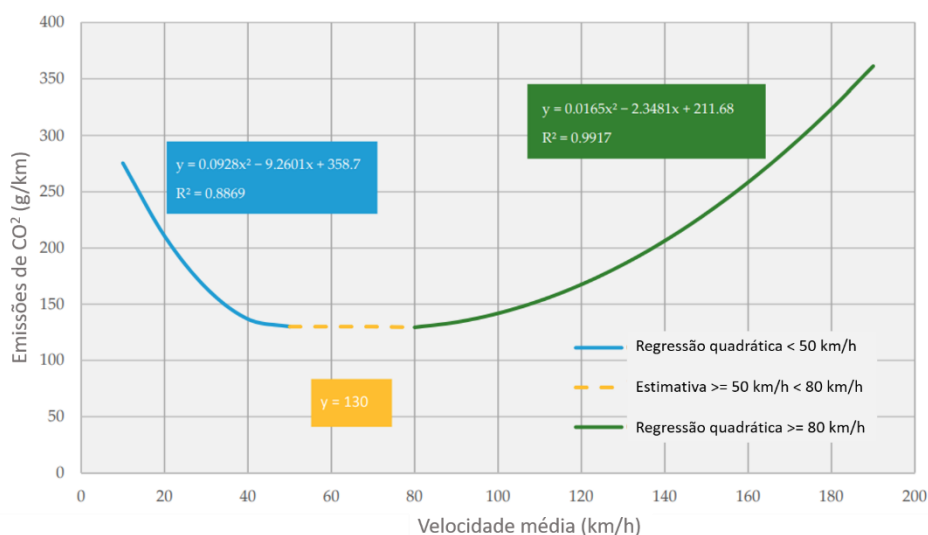


Figura 36. Evolução das emissões de CO₂ com a velocidade média de circulação (Modelo de regressão baseado no modelo HBEFA e Heavy-Duty Emission Model (PHEM)) Fonte: Adaptado de Kunkler, J., Braun, M. and Kellner, F., 2021)

Os resultados do modelo HBEFA obtidos podem ser exportados para o Excel, ou, no caso de se utilizar a versão completa de MS Access, tem-se acesso direto à base de dados de resultados para posterior processamento dos fatores de emissão.

3.1.2 Modelos a adotar no projeto

3.1.2.1 Modo rodoviário

A modelagem das emissões de poluentes será realizada seguindo a metodologia indicada no documento 1º Inventário de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa Diretos e Indiretos do Estado de São Paulo, 1990 a 2008 (CETESB, 2014). Os modelos serão alvo de revisão considerando o zoneamento do tráfego na Macrometrópole Paulista estabelecido no PAM-TL, bem como na restante área geográfica do Estado de São Paulo.

O modelo da CETESB segue as mesmas diretrizes do 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários (MMA, 2011), baseadas em referenciais como *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Guidelines 1996* (IPCC, 1996), *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories - Good Practice Guidance 2000* (IPCC, 2000) ou *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Guidelines 2006* (IPCC, 2006).

Para as estimativas consideradas nesse modelo serão utilizados dados do Balanço Energético do Estado de São Paulo (BEESP, 2020), o Relatório de Emissões Veiculares 2019 (CETESB, 2020a), metodologia do 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários (MMA, 2011) e os guias do IPCC (1996, 2000, 2006) que servirão de base para as estimativas das emissões de poluentes nos modos rodoviário, hidroviário e ferroviário de carga.

A metodologia adotada para a elaboração do inventário de emissões veiculares depende de quatro grandes conjuntos de dados:

- Frota de veículos em circulação;
- Fatores de emissão de poluentes;
- Intensidade de uso;
- Consumo de combustível.

A Figura 37 apresenta a sequência lógica adotada nos procedimentos para estimar as emissões da frota de veículos em circulação para cada ano calendário.

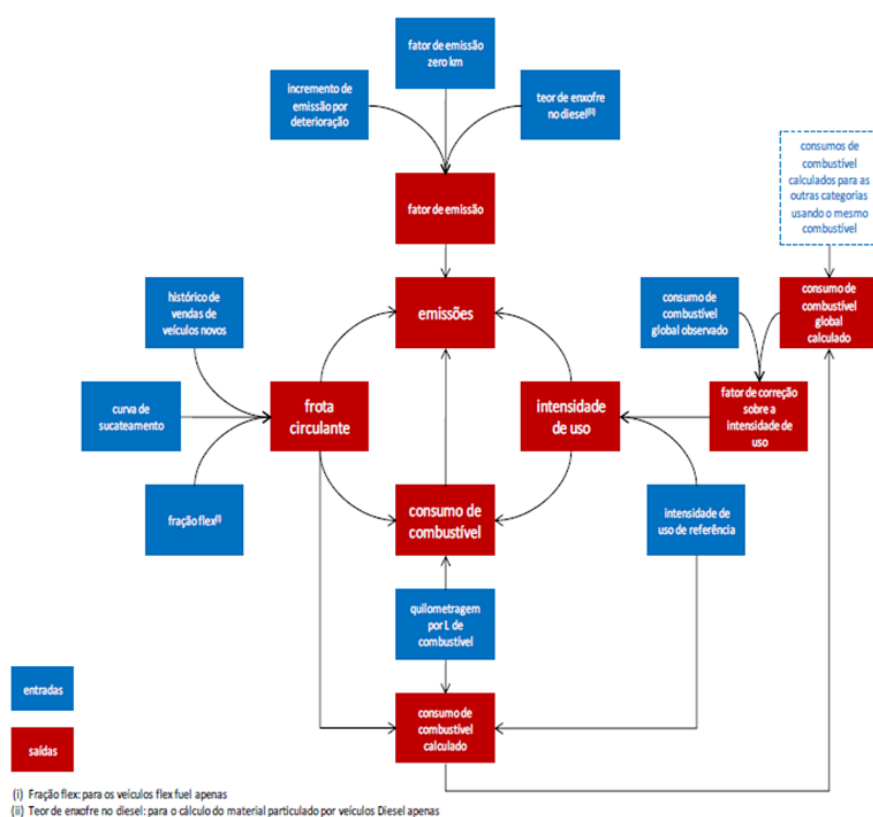


Figura 37. Procedimento para estimar as emissões (MMA, 2011).

Esta metodologia considera a classificação dos veículos em categorias de acordo com o porte e o combustível, atendendo às particularidades da frota brasileira. Nos pontos seguintes efetua-se a descrição do método de cálculo das emissões para os vários poluentes e alguns dos principais pressupostos considerados no modelo pré-existente.

A Nota Metodológica do Inventário de Emissões Atmosféricas do Transporte Rodoviário de Passageiros no Município de São Paulo (IEMA, 2017) especifica o procedimento para estimar as emissões de poluentes segundo diferentes velocidades de deslocamento de veículos. Os consumos específicos de combustível e os fatores de emissão apresentados no Relatório de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo 2015 (CETESB, 2016) foram adaptados a partir de curvas de variação desses parâmetros em função da velocidade de percurso publicadas pela Agência Ambiental Europeia (EEA) em seu *Air Pollutant Emission Inventory Guidebook* (EMEP/EEA, 2016).

Para atender aos limites de emissão em consonância com a evolução das fases de controle estabelecidos pelo Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), os veículos incorporaram uma série de itens tecnológicos. Desta forma, a estimativa da distribuição espacial das emissões de poluentes para o Estado de São Paulo considerará ainda as características da frota circulante no Estado de São Paulo bem como as características de combustíveis tendo em conta que a projeção para os horizontes futuros deverá ter em consideração o desenvolvimento tecnológico disponível nomeadamente no que diz respeito à crescente utilização de veículos híbridos e elétricos.

No final, é realizado o mapeamento da distribuição das emissões do Estado de São Paulo, de acordo com os vários cenários considerados no estudo. Paralelamente, são apresentadas tabelas com a sistematização da informação obtida e é realizada uma análise comparativa dos cenários considerados. Toda a informação tem como foco os impactos gerados pelos transportes realizados na esfera de atuação da Secretaria de Logística e Transportes e é consolidada no Inventário de Emissões de Poluentes Atmosféricos e Gases de Efeito de Estufa por Veículos Automotores.

Emissões de CO₂

Para a estimativa das emissões de CO₂ é aplicado o *Tier 2*³, de acordo com o *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories* (IPCC, 2000). Para esta abordagem *bottom-up* efetua-se inicialmente a estimativa do combustível consumido, por tipo de veículo e combustível. Posteriormente a emissão de CO₂ é calculada através da multiplicação do combustível consumido por um fator de emissão apropriado para cada tipo de veículo e combustível.

Emissões de CH₄ e N₂O

As emissões de CH₄ e de N₂O dependem do tipo de tecnologia de controle de poluição do veículo, do combustível utilizado e das características de operação (IPCC, 2000a). Deste modo é exigido um maior grau de detalhamento nos dados, sendo que essa informação nem sempre se encontra disponível. Neste caso, a estimativa das emissões de CH₄ e N₂O, segue a abordagem *Tier 3*, em que se estimam as emissões conforme o tipo de veículo, combustível e tecnologia empregada.

Emissões de NMVOC, CO, NO_x, MP, SO_x, RCHO

Para a estimativa das emissões de NMVOC é considerado que esta resulta da soma das emissões de hidrocarbonetos não metanos (NMHC_{escap}) que saem pelo escapamento do veículo, e das emissões evaporativas de NMVOC_{evap}. Para estimar as emissões de NMVOC_{evap} é utilizado o método apresentado no 1º Inventário Nacional (MMA, 2011). Neste caso, para a determinação das emissões evaporativas, é considerado o número de viagens realizadas, e as emissões evaporativas durante o dia, na partida e em movimento.

Para estimar as emissões de NMHC_{escap}, CO e NO_x, a metodologia apresentada segue a mesma abordagem definida para as emissões de CH₄ e N₂O, incluindo dados de atividade que variam conforme o tipo de veículo, combustível e tecnologia empregada.

Por outro lado, é considerado um incremento nos fatores de emissão devido à deterioração dos veículos, conforme o inventário nacional publicado pelo MMA (2011).

³ Grau de rigor do método adotado para estimar as emissões de GEE ou poluentes.

Os fatores de emissão de CO, NOx, MP, SOx, NMHC, RCHO, N₂O e CH₄ utilizados nos cálculos encontram-se no Anexo A.

Determinação da frota de veículos

Para determinar a frota de veículos circulante é aplicada uma taxa de sobrevivência aos veículos novos licenciados anualmente. Esta taxa aplicada para cada tipo de veículos é baseada na idade do veículo e seguiu referências do IPCC (2006) para automóveis e comerciais leves do Ciclo Otto.

No caso dos automóveis *flex*, para estimar a fração da frota de veículos que consumia gasolina ou etanol, é aplicada uma estimativa que tem por princípio a variação de preços da gasolina e do etanol e seu impacto na preferência do consumidor.

Para os biocombustíveis serão considerados dados de consumo e fatores de emissão específicos para o período em estudo. Para o biodiesel são consideradas as premissas do MMA (2011).

Ajuste da intensidade de uso

Para a estimativa da distância média anual percorrida são utilizados numa primeira fase dados de intensidade de uso fixo por tipo de veículo, sem considerar o tipo de combustível. Para ajustar a intensidade de uso aplica-se o método apresentado pelo MMA (2011), que corrige a intensidade de uso com base na comparação entre o consumo de combustível estimado e o consumo de combustível observado fornecido pelo BEN (Balanço Energético Nacional). Deste modo é calculada a intensidade de uso de cada veículo, considerando a idade do veículo e o tipo de combustível. De acordo com as curvas calculadas, a intensidade de uso inicia-se alta com o veículo novo e se reduz com o tempo.

Os Anexos B e C apresentam respectivamente a estimativa da frota registrada, e os fatores de correção da frota registrada para a frota circulante. O Anexo D apresenta a intensidade de uso de referência considerada. Para o cálculo do consumo de combustível foram considerados os dados da autonomia estabelecidos para diferentes categorias de veículos, reportados no Anexo E.

Desenvolvimento de ferramenta em planilha Excel

Com base nos dados anteriores, foi desenvolvida uma ferramenta de cálculo em planilha Excel, permitindo a sua compatibilização com a modelagem de tráfego com o sistema EMME para os objetivos do presente estudo. A incorporação dos resultados das simulações permite considerar no cálculo das emissões de GEE as características de desempenho dos veículos em função de condições e cenários do projeto.

A partir das simulações realizadas são extraídas do modelo de simulação as informações necessárias para alimentar o modelo de cálculo do Inventário de Emissões de Poluentes Atmosféricos e Gases de Efeito de Estufa por Veículos Automotores no Estado de São Paulo.

Na figura seguinte efetua-se a sistematização do procedimento de cálculo incluído na folha de cálculo, permitindo a estimativa das emissões por tipo de combustível, por categoria de veículo e por zona.

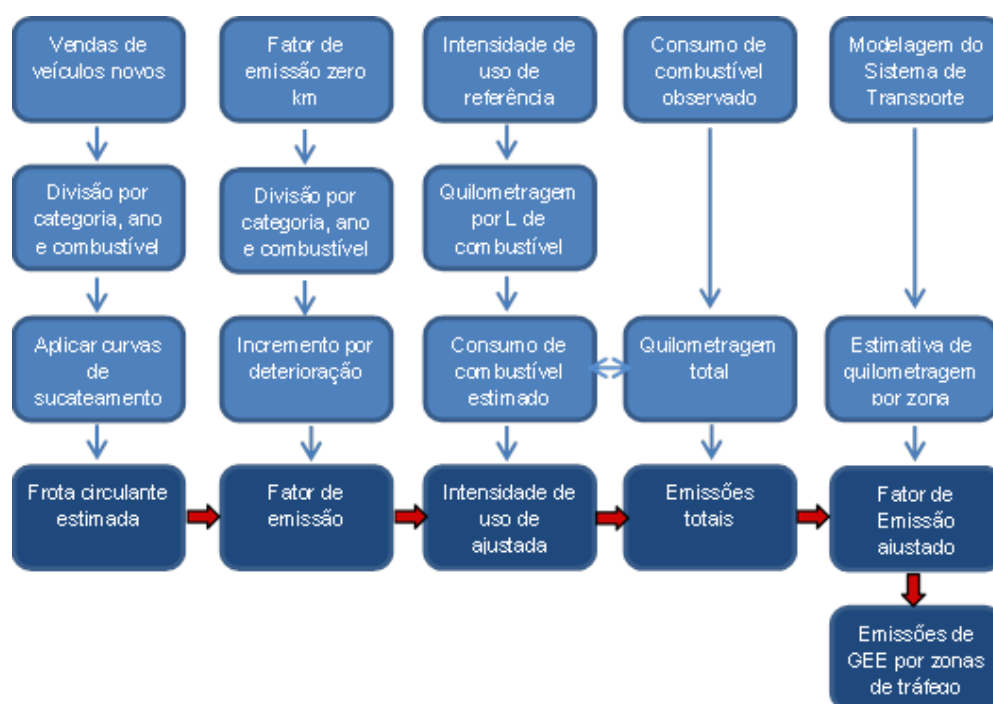


Figura 38. Metodologia adotado para o cálculo das emissões.

Segundo o último relatório da Agência Europeia do Ambiente (*Transport and environment report 2021 Decarbonising road transport — the role of vehicles, fuels and transport demand*), que avalia o impacto ambiental dos transportes na Europa, o congestionamento de tráfego é um dos fenômenos que tem vindo a agravar as emissões em meio urbano, pois obriga os veículos a estarem parados, a alterações constantes de velocidade ou em processo de “pára-arranca”, situações que influenciam as emissões de poluentes. Neste sentido, as viagens curtas e frequentes podem resultar numa maior emissão de gases poluentes por km quando comparadas com as viagens longas em estrada aberta (EEA, 2022).

Tendo em conta a dimensão da escala geográfica do estudo (estado de São Paulo), as simulações de tráfego e os resultados do inventário de emissões a utilização de modelos estáticos é mais comumente considerada, tendo em vista a avaliação de estratégias para grandes áreas. Neste caso é expectável que os resultados sejam menos sensíveis ao refinamento das curvas emissão/velocidades.

Tendo em atenção o nível de detalhamento pretendido no presente estudo, e considerando que as emissões são fortemente dependentes das mudanças de velocidade, considera-se no desenvolvimento do modelo de cálculo das emissões o ajuste das curvas de emissão em função da velocidade resultante das simulações com o EMME. Os fatores de emissão determinados com base na frota de veículos em circulação, intensidade de uso e consumo de combustível são ajustados considerando a variação das emissões com a velocidade. As curvas de variação são estimadas em função da velocidade de percurso publicada pela Agência Ambiental Europeia em seu “Air Pollutant Emission Inventory Guidebook (EMEP/EEA, 2021), considerando os dados de base apresentados sua versão mais recente⁴.

⁴ Appendix 4 to chapter '1.A.3.b.i-iv Road transport', of the EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Updated on 29 October 2021 and linked to COPERT v. 5.5

Considera-se a estimativa de uma curva média, entre as diferentes faixas de cilindradas, permitindo obter uma única curva normalizada e agrupada por categoria de veículo. Considera-se nesta estimativa um procedimento semelhante adotado na “Estimativa de redução das emissões resultante da implantação de plano de Mobilidade de Belo Horizonte” (IEMA, 2014) e ao definido na Nota Metodológica do Inventário de Emissões Atmosféricas do Transporte Rodoviário de Passageiros no Município de São Paulo (IEMA, 2017).

No quadro seguinte efetua-se o resumo das equações calculados para o presente estudo, considerando o cálculo de uma curva média para cada poluente, agrupada por categoria de veículo. Considerou-se a determinação de equações polinomiais de terceiro grau, permitindo a obtenção de correlação significativa com os dados de base utilizados no cálculo. As curvas obtidas foram normalizadas, em função da velocidade de referência para o presente caso de estudo.

Considerou-se para os automóveis a normalização dos fatores de emissão para uma velocidade média de aproximadamente 34 km/h (ciclo urbano). Para os caminhões, tendo em atenção a tipologia de ciclos de teste utilizados para os veículos pesados, considerou-se a normalização dos fatores de emissão para uma velocidade média de aproximadamente 78 km/h (ciclo estrada).

Tabela 6. Curva média para cada poluente, agrupada por categoria de veículo, para o cálculo da variação do Fator de Emissão de poluentes, em relação à velocidade de referência.

	CO		NOx		MP		SOx		NMHC		CO _{2eq}	
	Automóveis	Caminhões	Automóveis	Caminhões	Automóveis	Caminhões	Automóveis	Caminhões	Automóveis	Caminhões	Automóveis	Caminhões
x ³	-0,000003	-0,000013	-0,000002	-0,000006	0,000000	-0,000011	-0,000003	-0,000004	-0,000004	-0,000023	-0,000003	-0,000004
x ²	0,000966	0,002634	0,000464	0,001194	0,000177	0,002200	0,000686	0,000773	0,000848	0,004411	0,000686	0,000773
x	-0,084784	-0,189141	-0,032356	-0,097865	-0,023688	-0,162275	-0,055376	-0,068022	-0,064196	-0,294540	-0,055376	-0,068022
b	2,940133	5,935176	1,642576	4,229080	1,602469	5,515606	2,205278	3,404087	2,359916	8,125252	2,205278	3,404087

As equações permitem a estimativa da correção a aplicar ao fator de emissão, por poluente, em função da velocidade. Confirma-se que, para os automóveis, o fator de emissão nos diferentes poluentes é próximo ou menor que 1, para velocidades na gama entre 50 e 80 km/h, correspondendo neste caso a menores emissões face às restantes gamas de velocidade. Para velocidades mais reduzidas, o fator de correção poderá variar até cerca 2,5, o que significa neste caso uma emissão cerca de 2,5 vezes superior à reportada para a velocidade de referência.

Para os caminhões, o fator de correção calculado é próximo ou menor que 1 para velocidades na gama entre os 70-90 km/h. Para velocidades inferiores estima-se um incremento no fator de correção a aplicar à emissão, com valores máximos próximos de 3 a 5, em função do poluente.

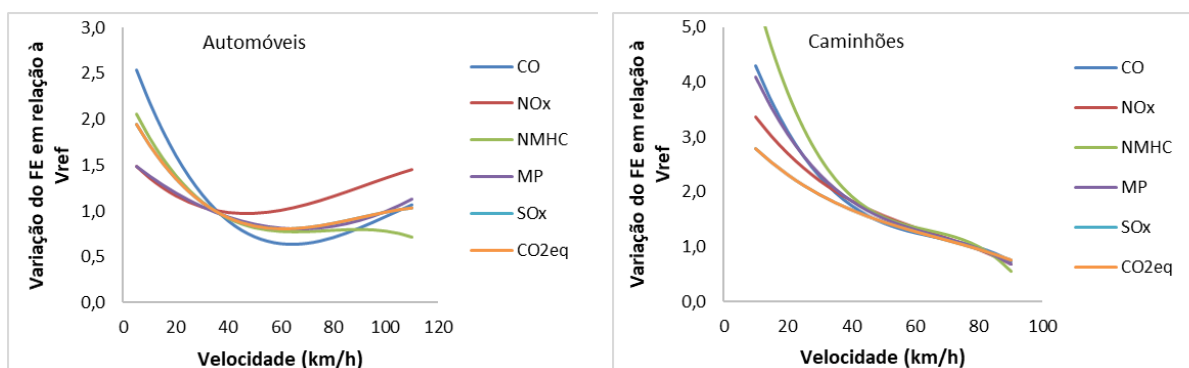


Figura 39. Variação dos fatores de emissão para automóveis e caminhões.

Deve-se notar que a aplicação das equações polinomiais se limita aos intervalos 5-130 km/h, para os automóveis, e 10-90 km/h para os caminhões. Caso a velocidade reportada no modelo de tráfego se encontre fora desta gama, considera-se nos cálculos da emissão o fator de correção determinado para o limite do intervalo. Como exemplo, apresentam-se no Anexo F as correções consideradas nos fatores de emissão, para diferentes gamas de velocidade. Para os aldeídos, considera-se igualmente a equação de ajuste determinada para os compostos orgânicos (NMHC).

3.1.2.2 Outros modos de transporte

A modelagem das emissões de poluentes é também realizada para os modos de transporte ferroviário e aquaviário do estado de São Paulo. O modo aéreo não é considerado conforme indicado nos termos de referência do projeto.

Também para estes modos de transporte, a metodologia de cálculo das emissões de poluentes é a indicada no documento 1º Inventário de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa Diretos e Indiretos do Estado de São Paulo (CETESB, 2014), seguindo ainda informação do Primeiro Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas do Transporte Ferroviário de Cargas (ANTT, 2012) e dos referenciais: *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Guidelines 1996* (IPCC, 1996), *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories - Good Practice Guidance 2000* (IPCC, 2000) ou *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Guidelines 2006* (IPCC, 2006).

Transporte Ferroviário

Atualmente, o sistema ferroviário do estado de São Paulo apresenta uma malha de aproximadamente 5.000 km, ligando regiões do interior e de outros estados à Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e ao Porto de Santos (CETESB, 2014).

As estimativas das emissões de GEE e outros poluentes serão baseadas no consumo de óleo diesel e óleo combustível (tendo por base o balanço energético do estado de São Paulo (BEESP, 2020). Serão ainda considerados os dados de origem e destino das viagens e, consequentemente, atingir-se-á maiores detalhes de definição da alocação das emissões no estado de São Paulo.

Transporte Aquaviário

Os principais impactos ambientais do transporte aquaviário estão relacionados aos empreendimentos portuários e às embarcações. O estado de São Paulo apresenta transporte aquaviário por navegação interior (hidrovias e terminais), lacustre e fluvial, travessias e dois portos marítimos (CETESB, 2014).

As estimativas de GEE e outros poluentes serão elaboradas considerando-se as diretrizes do IPCC (2006), sendo que serão considerados os dados de consumo de combustível do BEESP (BEESP, 2020) e os fatores de emissão do IPCC ou de outra fonte adequada para o efeito (EMEP/EEA, 2016).

No Anexo G apresentam-se os fatores de emissão médios considerados para o transporte ferroviário e aquaviário no ano base, determinados com base em dados da bibliografia (ANTT, 2012, BEESP, 2020; EMEP/EEA, 2016; IEMA, 2021).

3.2 A transição energética e os transportes

O Centro de Estudos Integrados sobre Meio Ambiente e Mudanças Climáticas da Universidade Federal do Rio de Janeiro publicou em março de 2020 um importante estudo (Gonçalves et al., 2020) sobre a transição energética do setor dos transportes no Brasil. Considera-se que este estudo, apesar de desenvolvido à escala nacional, descreve de forma competente a mesma problemática no estado de São Paulo.

Os pesquisadores aplicam técnicas de modelagem a dois cenários com base em diferentes níveis de ambição e desempenho setoriais:

- (i) O 'Cenário do Governo' considera a tendência histórica de diversas variáveis, tais como investimentos, políticas e ganhos de eficiência. Embora compatível com as metas estabelecidas nos compromissos nacionais assumidos pelo Brasil, não resulta em diminuição das emissões no setor de transportes:
 - Gonçalves et al.(2020) afirmam que o Cenário do Governo representa a manutenção dos planos nacionais e dos atuais acordos comerciais. Portanto, esse cenário "mantém a política de estímulo ao biodiesel (iniciada em 2005 com uma mistura de 2% no diesel mineral), mas não considera a criação de um mercado para novos biocombustíveis, como bio-óleo e bioquerosene.
 - Além disso, este cenário prevê a manutenção do ritmo de transferência modal para modos mais eficientes, como hidroviário e ferroviário, embora em ritmo lento. A eletromobilidade é restrita aos motoristas em serviços de veículos compartilhados, oferecendo vantagens econômicas para usuários com altas taxas de utilização.
 - O governo não oferece incentivos significativos para mudar para essa tecnologia (de combustão interna para VEB), apesar dos esforços isolados no financiamento de ônibus elétricos. Por essa razão, o mercado de veículos equipados com motores de combustão interna (convencionais ou VHEs) permanece predominante até 2050, especialmente para veículos pesados".
- (ii) Em contrapartida, o 'Cenário de 1,5°C' aposta em um desempenho mais ambicioso, compatível com um cenário de aumento de temperatura de 1,5°C ao final do século até 2050:
 - No Cenário de 1,5°C, a sociedade brasileira experimenta uma transformação em hábitos de consumo (escolha de veículos mais eficientes), uso do transporte público, intermodalidade e combustíveis limpos. Por exemplo, novos modelos de concessão para o transporte público de passageiros estimulam a eletromobilidade e reduzem a dependência em relação ao transporte privado.
 - Somado a isso, o governo incentiva o uso de novos biocombustíveis, como o bio-óleo e o bioquerosene, enquanto aumenta a mistura obrigatória de biodiesel no diesel mineral (até 20%) e estimula a produção e o consumo de etanol hidratado em veículos flex-fuel e VHEPs.

- Por fim, este cenário apresenta ganhos de eficiência energética em todos os modos de transporte, através de avanços tecnológicos ou melhorias operacionais.

Mesmo no cenário mais otimista (Figura 40), as projeções de uso de energia mostram que em 2050, a eletricidade permanece como fonte alternativa de energia (2,5% de participação), enquanto o uso de biocombustíveis continua a se expandir, alcançando 35% de participação no final da série temporal. Nesse caso, o etanol hidratado e o biodiesel representam 90% de todos os biocombustíveis consumidos, com 70% e 20% de participação em 2050, respectivamente.

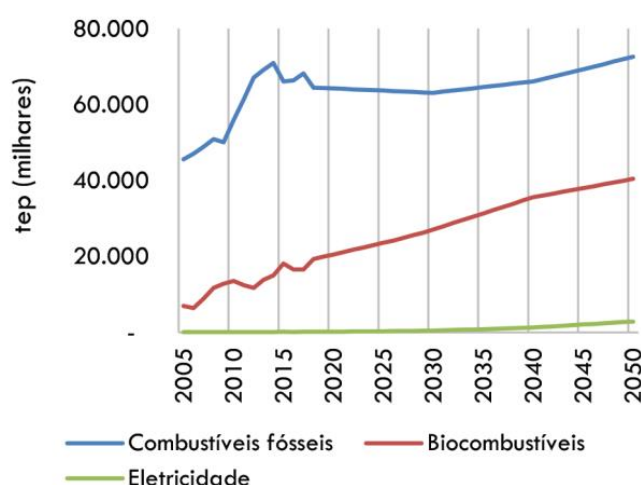


Figura 40. Estimativas de uso de energia até 2050 para o cenário de 1,5°C (Gonçalves et al. 2020).

Estes autores concluem que, apesar da eletromobilidade ser uma tendência internacional, o Brasil não avança nessa área no mesmo ritmo dos principais players internacionais, como a China e a Europa. No entanto, avanços significativos no uso de energia derivada da biomassa reduzem a dependência nacional em relação ao diesel (de 51% em 2005 para 44% em 2050), o que pode ampliar a segurança energética.

A Figura 41 apresenta o uso de energia por fonte, levando-se em conta os anos de 2005, 2020 e 2050. Ao contrário das emissões de GEE, o consumo de energia aumenta 120% durante a série temporal. Isso pode ser explicado pelo aumento no uso de biocombustíveis e pelo mercado emergente da eletromobilidade no país (especialmente para veículos leves de passageiros).

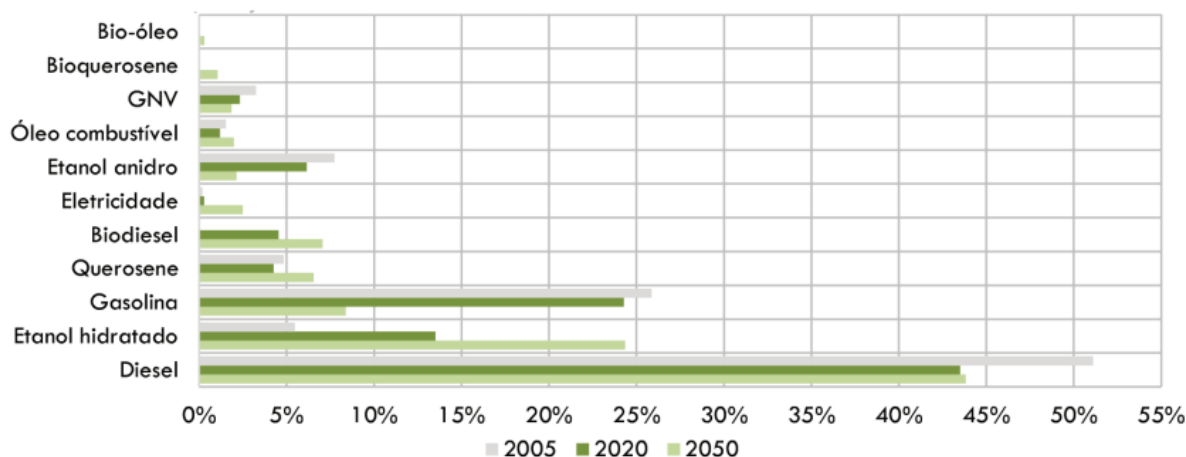


Figura 41. Comparação de fontes de energia entre 2005 e 2050 (Gonçalves et al., 2020)

O consumo de gasolina cai 29% (de 13.638 tep para 9.720 tep), atingindo 8% de participação. Consequentemente, o consumo de etanol anidro (biocombustível misturado com gasolina) também diminui. Desconsiderando eventos externos (por exemplo, mudanças nos padrões de transporte ou no comportamento dos usuários), a gasolina é gradualmente substituída por etanol hidratado e eletricidade em veículos leves de passageiros. Por sua vez, a dependência em relação ao diesel diminui em 2040, mas volta aos níveis de 2020 no ano de 2050, devido ao baixo desempenho da eletromobilidade no transporte de carga em veículos pesados.

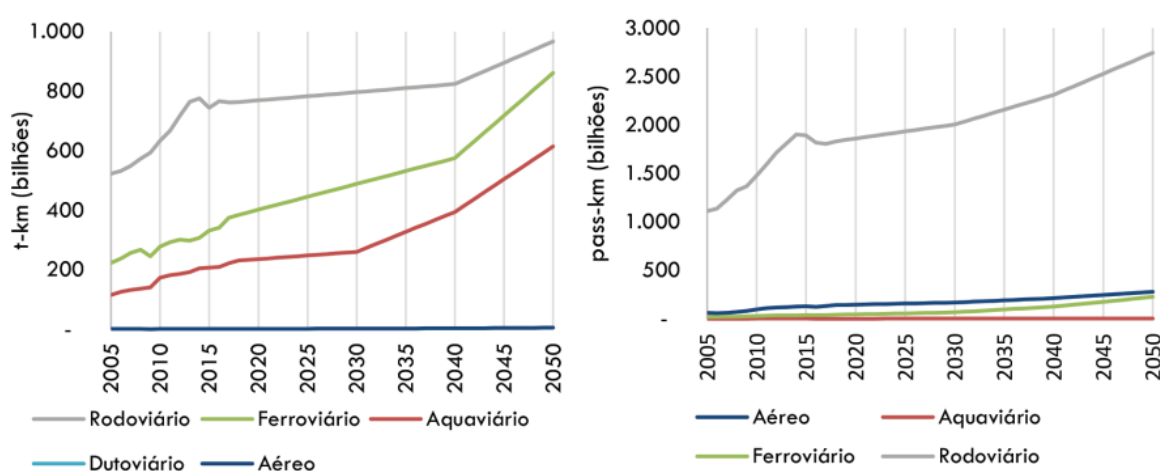


Figura 42. Estimativas de atividade de transporte até 2050: carga (esquerda) e passageiros (direita). Adaptado de Gonçalves et al. (2020)

O transporte rodoviário se destaca como o principal elemento da matriz de transporte brasileira, especialmente no caso do transporte de passageiros (Figura 42). Embora mudanças nos padrões de transporte para modos mais energeticamente eficientes venham a causar uma redução na participação do transporte rodoviário de 93% em 2005 para 84% em 2050, esse modo de transporte será sempre muito superior ao transporte aéreo, ferroviário e aquático (com 8,5%, 6,9% e 0,1% de participação em 2050, respectivamente).

A divisão modal do transporte de carga tende a ser mais equilibrada ao longo do tempo, com melhorias cruciais de desempenho no transporte ferroviário e aquaviário. Durante a série temporal, o transporte ferroviário amplia sua participação em 9% (de 25% em 2005 para 34% em 2050), enquanto o transporte aquático atinge 25% de participação em 2050. Ambos os desempenhos são impulsionados por fluxos de commodities. Completando a lista, os dutos e o transporte aéreo representam 2% e 0,1%, respectivamente.

O estudo desenvolvido pelo Centro Clima (Gonçalves et al., 2020) concluiu que no Brasil, em 2050, a frota de veículos elétricos a bateria será composta predominantemente por ônibus urbanos, comerciais leves, caminhões leves e motoristas de serviços de veículos compartilhados (táxis e por aplicativo). Por outro lado, a frota de veículos híbridos de passageiros será predominantemente composta por carros particulares, caminhões pesados e ônibus regionais.

Existem muitas incertezas sobre a evolução da eletromobilidade no Brasil. Interessa assim, ancorar a inventariação das emissões veiculares no estado de São Paulo, em estudos de macro-escala como o

Plano Nacional de Energia 2050. O PNE2050⁵, para o estudo de longo prazo dos setores da eletromobilidade e biocombustíveis (EPE, 2018)⁶ utilizou dois cenários para a transição energética do setor dos transportes no Brasil (ver Figura 43):

1. Cenário de Referência – Transição Energética Longa (“Processo de Híbridização”)
2. Cenário Alternativo – Transição Energética Curta (“Maior Eletromobilidade”)

O cenário de referência é caracterizado por uma entrada modesta da eletromobilidade no Brasil, diante dos desafios a serem superados pelas tecnologias veiculares híbridas e elétricas. Assim, o cenário de referência apresenta uma dinâmica de coexistência robusta de veículos a Combustão Interna (CI) e Híbridos.

No caso do cenário alternativo, os desafios seriam superados mais rapidamente do que o previsto com as informações disponíveis, havendo uma inequívoca aceleração da entrada da eletromobilidade após 2030 e a substituição plena dos veículos até 2045. Para que esse cenário ocorra, deverá haver arranjos legais e regulatórios robustos (eventualmente, com banimento dos veículos a CI), políticas públicas consistentes e incentivos significativos para a adoção da eletromobilidade, assim como investimentos privados substanciais e redução de custos radicais para viabilizar a massificação do licenciamento de veículos Híbridos e Elétricos (VE).

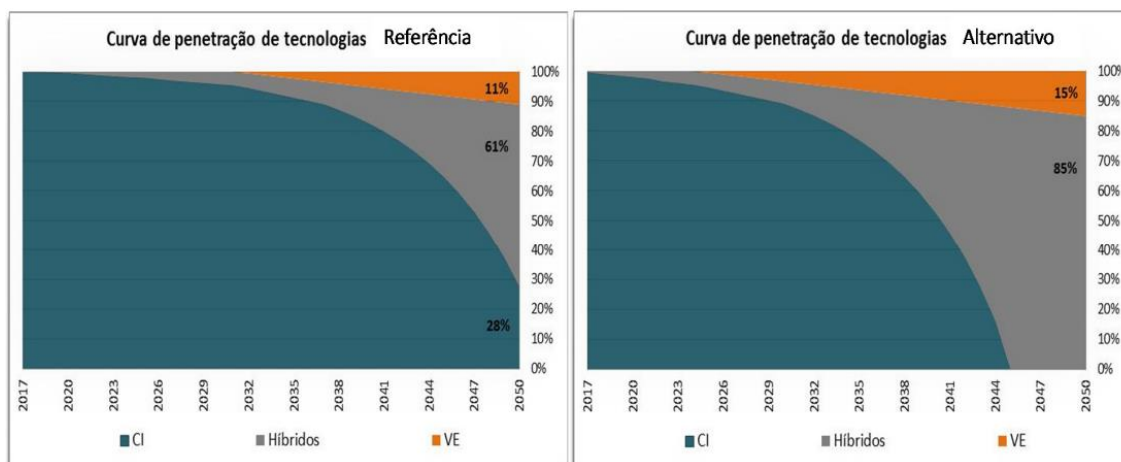


Figura 43. Cenários de penetração de veículos híbridos, elétricos e a combustão interna no total de licenciamentos de veículos leves no Brasil (EPE, 2018).

Apesar de apresentar dois cenários, é o próprio PNE 2050 que refere que “face aos desafios atuais do Brasil (renda per capita, distribuição de renda, crise fiscal, prioridades de políticas públicas, etc.), o cenário alternativo não parece ter uma probabilidade de ocorrência relevante” (EPE, 2018). Nestas circunstâncias, o presente estudo utiliza na sua inventariação a curva de penetração tecnológica ilustrada na parte esquerda da Figura 43.

⁵ Plano Nacional de Energia 2050: Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética. Brasília: MME/EPE, 2020.

⁶ Empresa de Pesquisa Energética: Eletromobilidade e Biocombustíveis, Documento de Apoio ao PNE2050, Estudos de Longo Prazo, 2018.

No caso das viaturas leves, o modelo de cálculo integra os fatores de penetração tecnológica listados na Tabela 7 os quais foram extraídos do gráfico evolutivo da Figura 43.

Tabela 7. Evolução temporal da percentagem de penetração tecnológica para a frota de veículos leves no caso de hibridização progressiva (baseado em EPE, 2018)

Ano	Combustão Interna (%)	Híbridos (%)	Veículos Elétricos (%)
2025	97,5	2,5	0,0
2030	94,0	7,5	0,0
2035	90,5	10,0	2,0
2040	80,0	15,0	5,0
2045	65,0	27,0	8,0
2050	28,0	61,0	11,0

No que diz respeito aos veículos pesados, e em particular aos caminhões para transporte de carga, o mesmo estudo (EPE, 2018) identifica um cenário muito menos ambicioso, referindo que “mesmos com projeções de crescimento econômico, o Brasil apresentará diversas barreiras à entrada de novas tecnologias veiculares e novos combustíveis”. Considera como um entrave a intensa dinâmica de revenda dos veículos pesados e que novas tecnologias como a híbrida e mesmo o Gás Natural Veicular representarão dificuldades de comercialização no mercado de usados. Deste modo, a inventariação das emissões não considera a penetração gradual de qualquer inovação tecnológica ao nível da propulsão destes veículos.

No caso da ferrovia, o modelo de cálculo integra a evolução até 2050 da matriz elétrica brasileira. De acordo, com as projeções do PNE 2050 estima-se que em 2050, mesmo no cenário mais restritivo (estagnação), a matriz de geração de eletricidade do Brasil (ver Figura 44) será composta em cerca de 89% por fontes renováveis (MME/EPE, 2020) o que se refletirá numa redução significativa das emissões de gases de efeito estufa e de contaminantes locais.

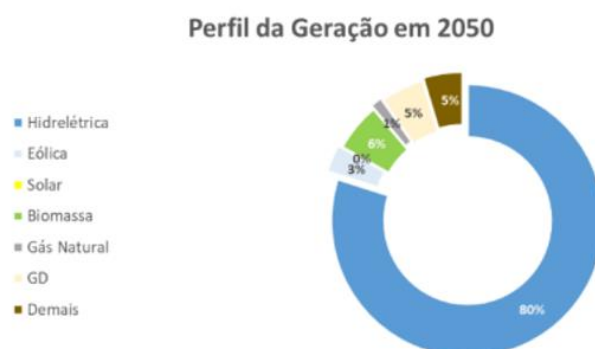


Figura 44. Perfil de geração de eletricidade no Brasil em 2050 (PNE2050)

No modelo de cálculo desenvolvido, consideram-se para os cenários futuros premissas do PNE2050, designadamente do que se refere ao aumento de frota e tipologia de veículos, consumos de combustível e aumento da eficiência dos veículos.

O PNE estima um crescimento nas vendas de caminhões a uma taxa média anual de 3,3% (até 2025) e 1,3% até 2050. Para os veículos leves considera-se um crescimento anual no licenciamento de 2,5%. No que se refere à autonomia e emissão de poluentes, foi considerada uma taxa anual de eficiência de 1% ao ano. Para o transporte ferroviário e aquaviário, considera-se igualmente uma taxa anual de eficiência de 1% referida no PNE 2050. Como opção adicional no modelo de cálculo, considera-se ainda a possibilidade de cálculo das emissões mantendo as premissas do ano base (2019).

4. Transportes e saúde

Glazener et al. (2021) afirmam que apesar da conveniência e conectividade que o transporte pode proporcionar, existem subprodutos dos sistemas de transporte que representam riscos significativos para a saúde pública. Por exemplo, acidentes de trânsito são a oitava principal causa de morte em todo o mundo (WHO, 2018). Estima-se, também a nível global, que a poluição do ar relacionada com os transportes cause quase 200.000 mortes prematuras anualmente (Bhalla, 2014), e o ruído do transporte produz uma carga de doença semelhante à do fumo passivo (Hänninen et al., 2014). Outros riscos à saúde ocorrem como resultado de estresse, ilhas de calor urbanas, restrição de espaço verde e azul e estética urbana, mudanças climáticas, separação da comunidade e distribuição desigual de benefícios e danos, que contribuem ainda mais para as desigualdades de saúde existentes.

Glazener et al. (2021), no artigo já citado, propõe um modelo conceitual para definir a relação entre transporte e saúde pública. O uso da terra e o ambiente construído, a infraestrutura de transporte, a escolha do modo de transporte e as tecnologias emergentes e disruptivas influenciam os sistemas e padrões de transporte (ver Figura 45). Como tal, o diamante roxo rotulado como “transporte” é um termo abrangente que engloba os quatro fatores inter-relacionados exibidos nas quatro caixas acima dele. O enquadramento distinto de “transporte” não é para sugerir que é uma entidade separada desses quatro fatores, mas sim para comunicar que “transporte” é o resultado cumulativo das interações entre esses quatro fatores.

O modelo conceitual identifica 14 caminhos que ligam o transporte aos resultados de saúde de morbidade e mortalidade prematura. Os caminhos benéficos para a saúde são coloridos em azul no lado esquerdo da linha pontilhada, enquanto os prejudiciais à saúde são coloridos em amarelo no lado direito. O modelo reconhece o impacto da desigualdade e das características intrínsecas e extrínsecas que influenciam a exposição e/ou modificam a gravidade dos resultados de saúde relacionados ao transporte em uma comunidade.

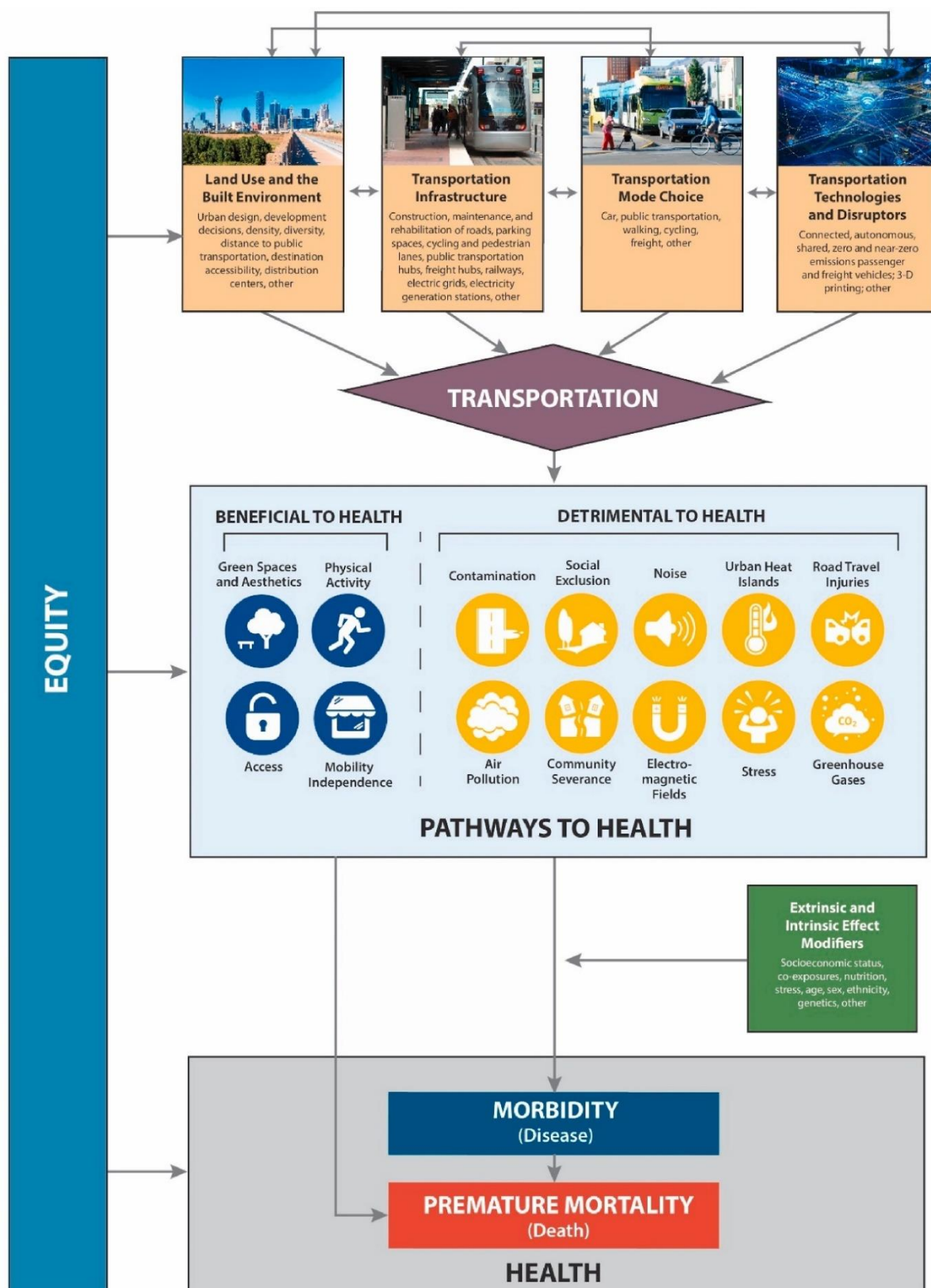


Figura 45. Modelo conceitual das ligações entre transporte e saúde (Glazener et al., 2021).

As ligações entre o sistema de transportes e a saúde podem, de acordo com este modelo, subdividir-se em:

- Caminhos benéficos para a saúde:
 - Espaços verdes e azuis e estética;
 - Atividade física;
 - Acessibilidade;
 - Mobilidade independente.
- Caminhos prejudiciais para a saúde:
 - Contaminação;
 - Exclusão social;
 - Ruído;
 - Calor urbano;
 - Acidentes rodoviários;
 - Poluição do ar;
 - Fragmentação das comunidades;
 - Campos eletromagnéticos;
 - Estresse;
 - Emissões de gases de efeito de estufa.

O modelo considera a existência de dois fatores adicionais que influenciam as exposições relacionadas ao transporte acima mencionadas as consequências resultantes sobre a saúde, bem como a sua gravidade. A primeira é a inequidade, que se refere à distribuição injusta e inadequada das exposições relacionadas ao planejamento de transporte. Fatores de desigualdade podem modificar a exposição a cada uma das 14 vias no nível da população devido à localização, proximidade e acesso a meios de transporte, serviços, infraestrutura e atividades. O segundo fator são as características individuais intrínsecas e extrínsecas, como sexo, idade, raça/etnia, genética, etc., que influenciam a suscetibilidade dos indivíduos a exposições relacionadas ao transporte e, posteriormente, a gravidade dos desfechos de saúde experimentados por cada indivíduo.

O estudo aqui desenvolvido representa um importante contributo para o estudo dos efeitos do sistema de transportes do estado de São Paulo sobre a poluição do ar e sobre as emissões de gases de efeito estufa.

4.1 Das emissões à inalação dos poluentes atmosféricos

A exposição à poluição do ar está associada a efeitos adversos à saúde. Nas regiões em que existem problemas de poluição do ar, uma parte importante dos esforços para melhorar a qualidade do ar concentra-se na redução de emissões de poluentes para a atmosfera. A gestão da qualidade do ar inclui decidir quais as fontes emissoras a controlar e quais os valores de emissão que devem ser tolerados.

A relação entre emissões de poluentes para a atmosfera e a qualidade do ar respirado pelos cidadãos é complexa e envolve muitos fatores com destaque para a distribuição geográfica das fontes emissoras em relação à população e as condições meteorológicas prevalentes no local, as quais dominam o processo de dispersão atmosférica. A solução mais completa para estudar esta relação de forma detalhada passa pela aplicação de modelos de dispersão atmosférica, devidamente suportados por dados meteorológicos que permitam incorporar a variabilidade espacial e temporal da mesoscala meteorológica.

Na impossibilidade de aplicar estas ferramentas numéricas é possível desenvolver estimativas de qualidade do ar com base em dados de emissão de poluentes com métodos mais simples, mas também com um nível mais elevado de incerteza. Uma das metodologias existentes consiste nas estimativas da fração de ingestão.

4.1.1 Fração de Ingestão

A fração de ingestão (iF) resume a relação entre emissão e ingestão para uma determinada fonte específica como sendo a fração de emissões que são ingeridas por uma população exposta (Bennet et al., 2002). No caso das emissões de poluentes atmosféricos pode considerar-se, como simplificação, que o iF é equivalente à fração inalada. O iF pode ser utilizado em análises de custo-benefício e custo-eficiência, investigações de equidade ambiental, avaliações de risco sobre a saúde e outros estudos que estimam as consequências da exposição das emissões.

O iF quantifica a fração de um poluente emitido no ar que seria inalada por um indivíduo em um local específico para um determinado cenário de emissão e transporte atmosférico. Para uma emissão episódica de poluentes, o iF é definido (Lai et al., 2000) como:

$$iF = \frac{\text{massa inalada}}{\text{massa emitida}} = \frac{\int C(t)Q_B(t)dt}{\int E(t)dt} \quad (27)$$

onde C(t) é a concentração incremental na zona de respiração do poluente causado exclusivamente pela fonte de emissão (g/m³), Q_B(t) é a taxa de respiração (m³/h) e E(t) é a taxa de emissão do poluente da fonte (g/h). Para uma liberação de curta duração, as integrais seriam avaliadas por um tempo suficientemente longo, t, para abranger todo o evento.

Para condições estáveis (ou seja, taxa de emissão, condições meteorológicas e taxa de respiração), o iF em um local específico seria estimado como a razão:

$$iF = \frac{\text{massa inalada}}{\text{massa emitida}} = \frac{CQ_B}{E} \quad (28)$$

O parâmetro iF varia espacial e temporalmente, dependendo de fatores como o tamanho da população exposta, a proximidade entre as pessoas e as emissões e a persistência ambiental de um poluente. Trata-se de uma propriedade extrínseca de um poluente e depende do local da emissão, condições ambientais (clima, meteorologia, uso do solo, etc...), vias de exposição, localização e atividades dos receptores, características da população, etc.

Um iF de 10 ppm (ou seja, 10⁻⁵) significa que a totalidade de uma população exposta inala um incremento agregado de 10 gramas de poluente por cada tonelada emitida desse mesmo poluente.

Apte et al. (2012) estimaram, com base na aplicação de modelos de dispersão Euleriano unidimensionais, os valores de iF intraurbanos, ao nível do solo, para emissões distribuídas de poluentes primários para todas as cidades do mundo com uma população de 100.000 ou mais habitantes no ano 2000. No total, esse conjunto de 3.646 cidades contém 2.000 milhões de pessoas.

Estes autores referem a existência de várias vantagens do modelo euleriano de um compartimento:

1. Os dados de entrada estão disponíveis globalmente usando métodos uniformes.
2. Estudos comparando iF estimados com este modelo encontraram resultados semelhantes em comparação com estudos usando dados empíricos ou modelos complexos de dispersão de ar.

3. Como este tipo de modelo é amplamente utilizado, os resultados podem ser aplicados diretamente como parâmetros de entrada de outros modelos semelhantes.
4. O modelo de um compartimento é facilmente dimensionado para cada local estudado.

Entre as limitações desta abordagem estão que

- o modelo exclui a variabilidade urbana,
- não se avalia o iF para poluentes secundários;
- considera-se apenas exposições intraurbanas.

Descobertas anteriores sugerem que, para estimar iF para cidades individuais, esta abordagem é precisa dentro de um fator de ~2 ou melhor para poluentes primários.

A variação do iF entre cidades é bem prevista por um modelo de regressão parcimonioso usando o seguinte ajuste de três parâmetros:

$$iF = (74,0 \text{ ppm})LPD^{0,98}DR^{-0,876}A^{-0,0497} \quad (29)$$

onde as unidades nos parâmetros são:

- LPD: densidade populacional linear (População da cidade/(área da cidade)^{1/2};
- DR: taxa de diluição normalizada (produto entre velocidade do vento e a altura camada de mistura);
- A: área da cidade.

Essa regressão pode ser usada com precisão razoável para estimar rapidamente iF para qualquer cidade no conjunto de dados global ($r^2 = 0,99$, erro de predição quadrático médio de 9%). Além disso, o modelo de forma reduzida fornece uma estrutura para entender como a variação no iF é governada pela forma urbana e pela meteorologia. Globalmente, o LPD é mais variável do que a DR (intervalos interquartis de 57–220 pessoas/m para LPD e 370–550 m²/s para DR).

4.1.2 Aplicação ao estado de São Paulo

Na Tabela 8 apresentam-se as áreas geográficas, e os valores de LPD, DR e iF para as cidades do Estado de São Paulo com população superior a 100.000 habitantes. Os dados foram extraídos do estudo publicado por Apte et al. (2012).

Tabela 8. Áreas geográficas, valores de LPD, DR e iF para as cidades do Estado de São Paulo com população superior a 100.000 habitantes (Apte et al., 2012).

Cidade	Área (km ²)	LPD (pax/m)	DR (m ² /s)	iF (ppm)
Araçatuba	54,2	22,3	500	5,66
Araraquara	115	16,2	333	5,59
Bauru	108	29,8	239	13,70
Botucatu	55,7	13,9	271	5,87
Bragança Paulista	37,6	18,1	319	7,04
Campinas	833	78,4	437	18,10

Catanduva	52,9	14,3	365	4,95
Cubatão	24,3	21,8	694	4,41
Franca	111	26,8	357	9,01
Indaiatuba	57,4	19,1	437	5,45
Itapetininga	40,9	17,5	395	5,26
Itu	104	12,2	437	3,36
Jau	49,9	15,2	243	7,39
Limeira	85,6	25,8	399	7,80
Marília	87,8	20,3	392	6,17
Mogi Guaçu	94	12,0	268	5,34
Pindamonhangaba	41,5	18,5	390	5,90
Piracicaba	123	28,6	399	8,43
Praia Grande	107	18,7	694	3,53
Presidente Prudente	68,6	22,4	393	7,02
Ribeirão Preto	191	36,4	363	11,30
Rio Claro	71,4	19,3	399	5,93
Santos	120	134	916	18,50
São José do Rio Preto	139	28,6	374	8,94
São José dos Campos	244	34,1	283	12,40
São Paulo	2150	369	467	67,70
Sorocaba	220	32,8	431	8,50
Taubaté	87,8	24,5	390	7,47

Na Figura 46 representa-se a distribuição geográfica do valor iF para o estado de São Paulo de acordo com Apte et al. (2012). Observa-se que o valor de iF varia entre o mínimo de 3,36 ppm em Itu e 67,7 ppm em São Paulo. Para além da região metropolitana de São Paulo, apenas as cidades de Santos, Campinas, Bauru, São José dos Campos e Ribeirão Preto, apresentam um valor de iF superior a 10 ppm.

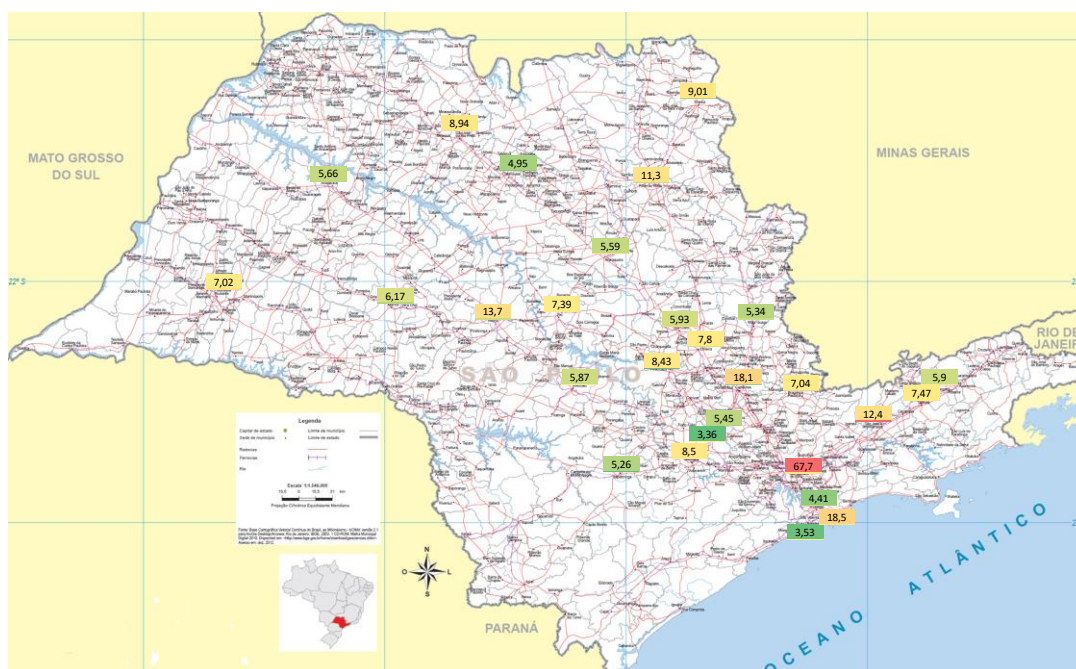


Figura 46. Distribuição geográfica do fator de inalação no estado de São Paulo.

Os dados publicados por estes autores não abrangem a totalidade dos 645 municípios do estado de São Paulo. Tal como já comentado, as cidades grandes tendem a ter valores iF mais elevados. Assim, optou-se por expandir a informação inicialmente existente a todos os municípios do estado de São Paulo com base na equação 29.

Para garantir consistência entre os dados publicados e o cálculo resultante da aplicação da equação 29 optou-se por considerar que a população de cada prefeitura estava concentrada em apenas um sexto da área total do território municipal. Deste modo, amplia-se o valor da densidade populacional linear (LPD), traduzindo de forma mais aproximada a concentração da população de um município na cidade central da prefeitura.

O valor da taxa de diluição atmosférica (DR) foi estipulado tendo por base, simultaneamente o efeito da proximidade à linha de costa e da altitude. A taxa de diluição é mais alta para os 16 municípios⁷ com costa marítima atlântica. Nestes casos, adotou-se o valor de 694 m²/s, equivalente ao valor publicado para Santos. Para o restante território do estado foi adotado um valor homogêneo de DR de 371 m²/s, equivalente ao valor médio publicado por Apte et al. (2012) para os municípios localizados no interior do estado de São Paulo.

A atribuição de um fator de inalação a todos os municípios do Estado de São Paulo torna possível avaliar de forma indicativa o grau de exposição à poluição atmosférica da população do estado. Na Figura 47 representa-se a população total que está sob um determinado valor de iF. A Figura revela a existência de dois máximos opostos. Cerca de 17,3 milhões de pessoas vivem em municípios com um valor de iF superior a 20 correspondente ao núcleo central da região Metropolitana de São Paulo. Em contraste existem cerca de 9 milhões de habitantes que residem nos municípios mais rurais do estado

⁷ De oeste para leste, os municípios costeiros são: Cananeia, Iguapé, Ilha Comprida, Peruibe, Itanhaem, Mongaguá, Praia Grande, São Vicente, Cubatão, Gurujá, Bertioga, Santos, São Sebastião, Ilhabela, Calaguatutuba e Ubatuba.

com valor muitos reduzidos de iF. O contraste entre estas duas áreas é ainda mais significativo sabendo que as emissões de poluentes atmosféricos da primeira região são muito mais elevadas do que na área periférica do estado.

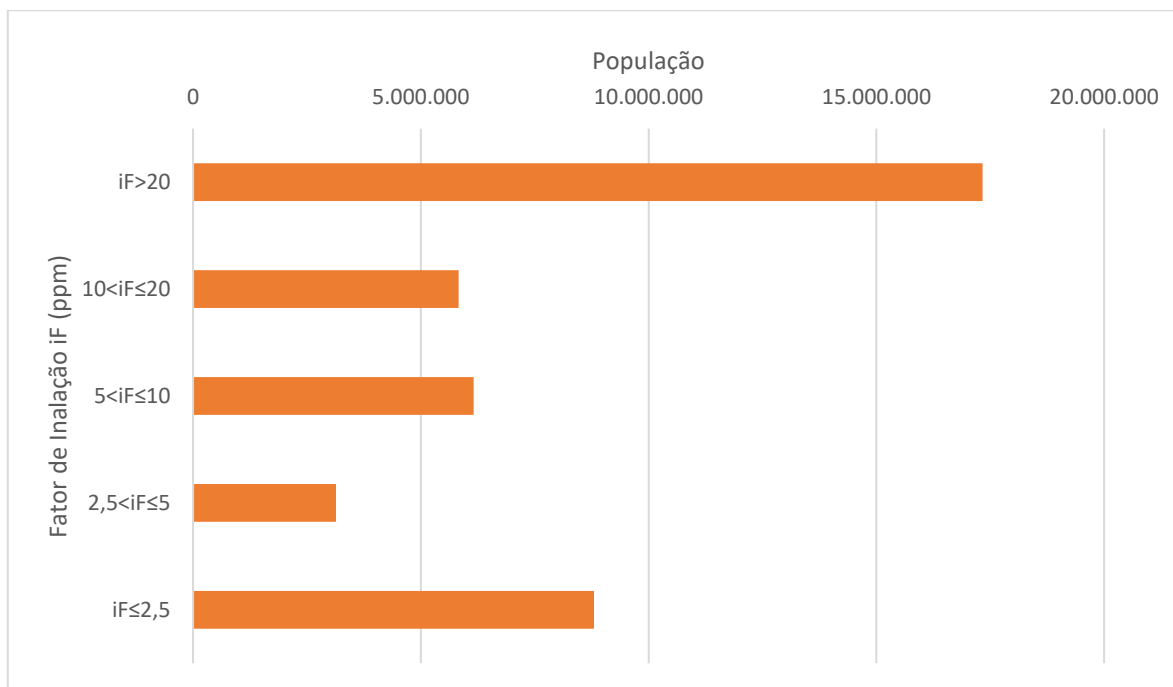


Figura 47. Distribuição da população por valor de fator de inalação.

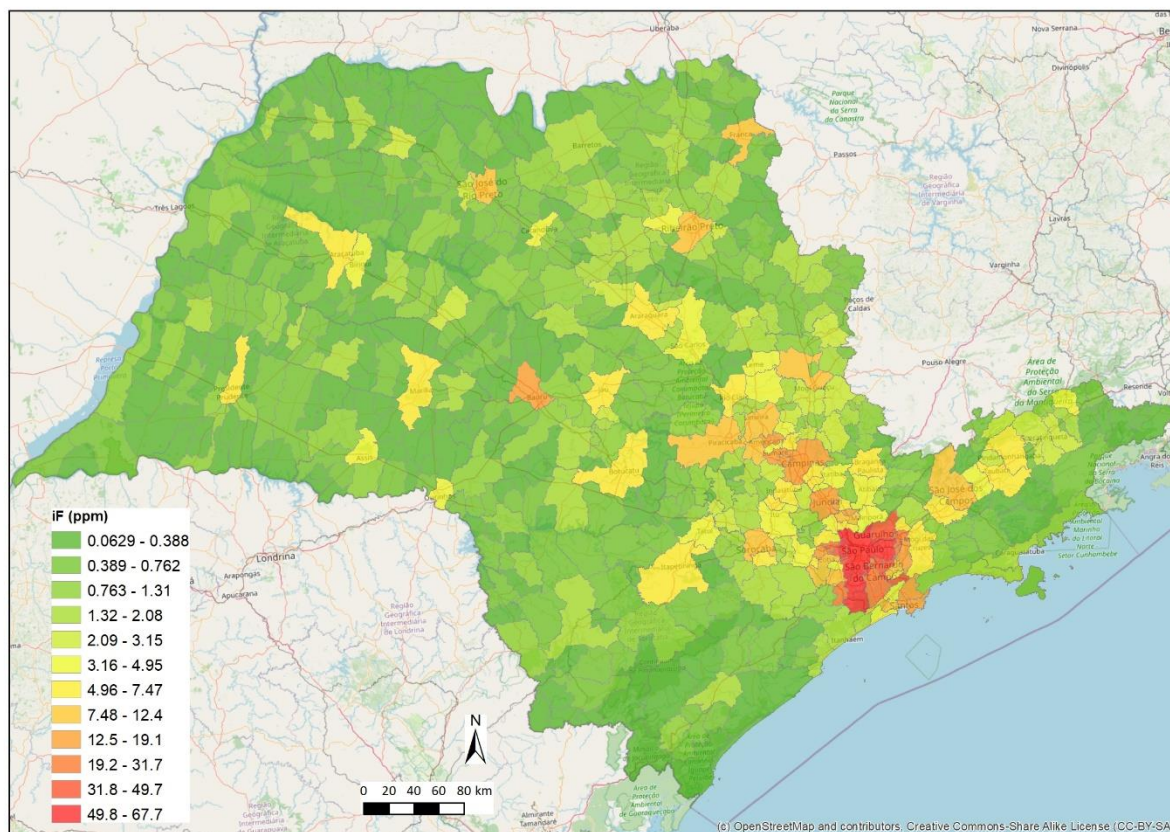


Figura 48. Distribuição geográfica do valor de iF – factor de inalação (ppm).

Para lá dos parâmetros indicados na equação 29, pode considerar-se que a fração de poluente inalada varia conforme o poluente considerado. De fato, existem estudos recentes de aplicação do fator de inalação na cidade de Medellín, na Colômbia (JARAMILLO e TORO, 2020) que concluem que a relação entre o iF para a matéria particulada e o iF para os óxidos de nitrogênio é de 7,34. Isto significa, haver uma exposição muito mais intensa à matéria particulada do que ao NO_x . Este fato é justificado por uma exposição direta e de grande proximidade às fontes emissoras de matéria particulada, enquanto que no caso dos óxidos de nitrogênio a exposição é mais indireta dado existir um processo de conversão de NO (emissão) para NO_2 (o poluente) que deve ser tido em consideração. A relação iF MP/iF NO_x apresentada pelos autores acima citados, foi considerada no modelo de cálculo desenvolvido para o estado de São Paulo.

Finalmente, no caso da matéria particulada é necessário incorporar dois fatores adicionais: a ressuspensão de partículas induzida pela passagem dos veículos rodoviários e a formação de aerossóis secundários. A magnitude destes dois fatores foi determinada com base na informação disponível no inventário de emissões desenvolvido para a Região Metropolitana da São Paulo (CETESB, 2020b) para o ano de 2019. De acordo com os dados publicados neste estudo, as emissões veiculares representam 40% das emissões totais de MP10, enquanto que as emissões fixas resultantes da operação de processos industriais representam 10% do total. Os restantes 50% podem ser subdivididos de forma equitativa entre a ressuspensão de partículas e a formação de aerossóis secundários. Assim, as emissões de MP10 serão majoradas com os seguintes fatores:

- Ressuspensão: acréscimo de 62,5% (25/40)

- Formação de aerossóis secundários: acréscimo de 50% (25/50)

Após a determinação do valor de iF é possível estimar o valor incremental da concentração de um poluente no ar ambiente resultante de uma determinada emissão. Assim, a equação (28) pode expressa em função da concentração incremental, ou seja:

$$C = \frac{iF E}{Q_B} \quad (30)$$

Para tal será necessário definir uma taxa de respiração média individual: aconselha-se a utilização do valor médio de 14,5 m³/dia (JI et al., 2012).

4.2. Quantificação dos danos à saúde

4.2.1 Danos diretos à saúde

A quantificação da mortalidade e da morbidade decorrentes da poluição do ar será obtida a partir da estimativa dos Anos de Vida Perdidos (YLL) e dos Anos Vivendo com Incapacidades (YLD). Tais medidas são consideradas, neste escopo, como danos diretos à saúde. Para o cálculo da YLL resultante de determinada causa em um indivíduo de determinada população, subtrai-se a idade do indivíduo no instante do óbito (i) da expectativa de vida da população (ev) (Equação 31). Dessa forma, indivíduos mais jovens terão maiores valores de expectativa de vida e indivíduos mais velhos expectativas de vida menores (GBD COLLABORATIVE NETWORK, 2020).

$$YLL = ev - i \quad (31)$$

A expectativa de vida considerada foi a expectativa de vida ao nascer para o estado de São Paulo projetada em 2019 pela Gerência de Estudos e Análises da Dinâmica Demográfica do IBGE (Tabela 9).

Tabela 9. Projeções da expectativa de vida ao nascer para homens e mulheres no Estado de São Paulo para os anos de 2019, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045.

Ano	Expectativa de vida	
	Homens	Mulheres
2019	76 (75,85)	82 (81,76)
2025	77 (77,25)	83 (82,84)
2030	78 (78,07)	84 (83,54)
2035	79 (78,65)	84 (84,10)
2040	79 (79,06)	85 (84,53)
2045	79 (79,35)	85 (84,88)

Fonte: IBGE. Diretoria de Pesquisas. Coordenação de População e Indicadores Sociais. Gerência de Estudos e Análises da Dinâmica Demográfica. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/pesquisa/53/49645>>.

Além da expectativa de vida ao nascer, a expectativa de sobrevivência, que define a expectativa de vida remanescente para pessoas que já alcançaram determinada idade, calculada com base nas Tábuas de Mortalidade do IBGE, pode ser utilizada para a estimativa dos YLL (IBGE, 2022a). Essa métrica permite uma valoração mais exata dos anos de vida perdidos, considerando variações específicas de expectativa de vida em cada idade para o contexto brasileiro. Por outro lado, o uso da expectativa de

vida ao nascer permite que os valores disponibilizados para os horizontes futuros (Tabela 9), sejam utilizados para a condução das estimativas dos YLL em cenários futuros. Entretanto, a utilização da expectativa de vida ao nascer subestima os YLL para as parcelas mais velhas da população já que, à medida que as pessoas vivem mais, a expectativa de vida total delas supera de forma crescente a expectativa de vida ao nascer. Por exemplo, um indivíduo com 47 anos de idade tem expectativa de vida total de 78 anos enquanto um indivíduo recém-nascido tem expectativa de 76 anos. Assim, ao se fazer a correção para levar em conta a expectativa de sobrevida de cada idade, para o ano de 2019, o desvio médio ponderado pela população (São Paulo) da expectativa de vida ao nascer (São Paulo) em relação à expectativa de vida à idade X (Brasil) foi de aproximadamente 3% e 2% para homens e mulheres, respectivamente.

O valor total de YLL resultante de determinada causa na população de um determinado sexo (YLL_{pop}) resulta da somatória de todos os valores de YLL dos indivíduos acometidos, ou da somatória da expectativa de vida da população em determinado ano (ev) menos o número de anos vividos de indivíduos acometidos em determinada idade (i_i):

$$YLL_{pop} = \sum_{i=0}^{ev} ev - i_i \quad (32)$$

O valor de YLD para uma população (YLD_{pop}) é obtido pela multiplicação da prevalência da morbidade (p_{pop}) (parcela da população que porta a incapacidade/morbidade) por sua intensidade (DW) (DW – *disability weight*) (MIRAGLIA et al., 2015. GBD COLLABORATIVE NETWORK, 2020):

$$YLD_{pop} = p_{pop} \times DW \quad (33)$$

A determinação do YLL e YLD requer a atribuição da população acometida por causas específicas. Os valores aditivos de mortalidade e morbidade ocasionados por exposição ao risco poluição do ar na região amostrada são denominados mortalidade e morbidade atribuída (GBD COLLABORATIVE NETWORK, 2020; VORMITTAG et al., 2019). A estimativa desses valores será embasada em evidência de estudos epidemiológicos e de monetização de danos, que associam acréscimos na concentração de determinados poluentes com acréscimos no número de acometidos por determinado desfecho. Para a morbidade, será verificado o número de internações atribuídas à poluição atmosférica em determinadas causas de acordo com a décima revisão da Classificação Internacional de Doenças e Problemas de Saúde (CID - 10) (WHO, 2019). No Estado de São Paulo, serão verificadas as causas relativas aos capítulos IX do CID: doenças do aparelho circulatório (I00-I99), X do CID: doenças do aparelho respiratório (J00-J99) e II do CID: Neoplasia de traqueia, brônquios e pulmão (C33 e C34). Para a mortalidade, será verificada a atribuição do número de óbitos gerais exceto causas externas (A00-R99) à poluição atmosférica.

Os principais poluentes para os quais há base bibliográfica epidemiológica são os materiais particulados (MP_{10} e $MP_{2.5}$), óxidos de nitrogênio (NO_x), óxidos de enxofre (SO_x), monóxido de carbono (CO) e ozônio (O_3). Neste trabalho, foram analisados os efeitos na saúde dos poluentes MP_{10} , $MP_{2.5}$, CO, NO_x e SO_x , para os quais foi possível determinar as emissões veiculares e concentrações dissociadas por município. Para a determinação das concentrações de MP_{10} e $MP_{2.5}$, foi utilizada uma razão de 0,56 entre $MP_{2.5}$ e MP_{10} , de forma que 35% do material particulado foi considerado material particulado fino (diâmetro aerodinâmico inferior a 2,5 μm) e 65% do material particulado como grosso (diâmetro aerodinâmico superior a 2,5 μm e inferior a 10 μm). Esse foi o gradiente médio de material particulado para o estado de São Paulo em 2019 (CETESB, 2020b). A associação dos dados epidemiológicos, relativos à poluição atmosférica, à morbidade ou mortalidade por determinada causa se dá de forma específica para cada poluente e causa pelo valor denominado risco relativo (*relative risk, hazard ratio*).

O risco relativo (RR) é a razão entre o número de indivíduos, expostos à um incremento médio de concentração do poluente, que incorrem em determinado desfecho de saúde e o número de indivíduos não expostos que incorrem no mesmo desfecho.

As referências bibliográficas levantadas para a obtenção dos valores de risco relativo foram pesquisadas nos mecanismos de busca *Google Scholar* e *Pubmed*. As palavras-chave utilizadas foram “air” + “pollution” + “health” + “sao” + “paulo”, “poluição” + “doenças” + “respiratórias”, “relative” + “risk” + “sao” + “paulo”, “respiratory” + “diseases” + “vehicle” + “emissions”. Foram amostrados estudos nacionais e internacionais que se aproximavam ao tema e que apresentavam riscos relativos referentes aos poluentes no escopo desse estudo. Os estudos foram classificados em três níveis de qualidade da evidência: níveis I, II e III. O nível I de evidência se refere aos estudos com escopo em capitais ou regiões metropolitanas brasileiras e que se categorizem como uma análise de modelo controlado, revisão sistemática ou meta-análise de dados amostrados exclusivamente no Brasil. Como modelo controlado entende-se que o modelo utilizado é ajustado por um ou mais fatores como meteorologia, idade, sazonalidade, exposição e, necessariamente, correlação entre os poluentes, evitando agrupamentos de efeito para múltiplos poluentes. O nível II de evidência é caracterizado por condução metodológica como descrita no nível I, mas realizada em escopo global ou que inclua valores de países que não sejam o Brasil. O nível III caracteriza-se por estudos com modelos correlacionais com pouco ou nenhum ajuste.

Nos estudos foram amostrados os riscos relativos, desfecho (mortalidade ou morbidade), causa específica (capítulo CID 10 e causa), poluente e idade para quais o risco relativo é atribuído. As idades foram categorizadas em faixas etárias (Infantil (0-18), adulto (18+) e idoso (60+)), além de uma categoria todos (0+) para riscos relativos referentes a todas as idades. Para cada desfecho e causa específica, foram preferencialmente utilizados os valores de risco relativo de estudos de evidência nível I, seguido de nível II. Na relação de riscos relativos finais, nenhum estudo do nível III foi incluído. Em caso de mais de um risco relativo para desfecho ser apresentado por diferentes estudos de mesmo nível, a mediana do valor de risco relativo foi adotada.

Foi considerada uma relação linear entre o incremento médio de concentração do poluente e o risco relativo. Estudos diversos apresentavam incrementos médios de concentração do poluente em diferentes métricas (ex. ppm, mg/m³, µg/m³). O risco relativo aqui apresentado foi padronizado para o incremento médio de 10 µg/m³. Em casos nos quais os dados eram apresentados em ppm ou ppb, as concentrações foram convertidas para µg/m³, utilizando-se as informações de conversão de concentração de poluentes disponibilizadas no documento *WHO global quality guidelines* da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2021).

Em casos em que a combinação específica de faixa etária infantil e risco relativo para o desfecho mortalidade não fossem encontrados, optou-se por utilizar os valores da categoria “todos”. Nos casos nos quais a combinação específica de faixa etária adulta e risco relativo para mortalidade ou morbidade não fossem encontrados, optou-se por valores da categoria “todos”. Nos casos nos quais a combinação específica de faixa etária “idoso” e risco relativo para mortalidade ou morbidade não fossem encontrados, optou-se primeiramente por valores da faixa etária “adulto”, seguido da categoria “todos”. A distinção da categoria infantil se dá ao fato de que a morbidade para crianças é geralmente atribuída somente a causas respiratórias na literatura (GOUVEIA e FLETCHER, 2000; BRAGA et al., 2001; CONCEIÇÃO et al., 2001; BOOGARD et al., 2002; GOUVEIA et al., 2006; SOUSA et al., 2012; GOUVEIA et al., 2019). Dessa forma, utilizar valores da categoria “todos” para neoplasia e morbidade circulatória em crianças seria medida contrária à evidência. A tabela 10 especifica os valores de risco relativo utilizados para todos os poluentes, desfechos e classes etárias, além de considerações sobre

o nível da evidência. A completude dos estudos e informações levantadas podem ser acessados no material suplementar S3 (S3_DTB), em DTB_S3, na planilha DTB_EPI.

Tabela 10. Risco relativo para um incremento médio de 10 µg/m³ do poluente para cada poluente, faixa etária, causa e desfecho e seu nível de evidência.

Desfecho	Causa	Faixa etária	Poluente	Risco Relativo	Evidência
Morbidade	Respiratório	Criança	CO	1.00016309	I
			MP10	1.02332500	I
			MP2.5	1.31014525	II
			NO _x	1.008	I
			SO _x	1.03125	I
		Idoso	CO	1.0078030	I
			MP10	1.023	I
			MP2.5	1.03696689	II
			NO _x	1.012	I
			SO _x	1.0688	I
		Adulto	CO	1.000359657	I
			MP10	1.01545	I
			MP2.5	1.0153	II
			NO _x	1.03	II
			SO _x	1.03675	I
		Idoso	CO	1.000137339	I
			MP10	1.0121	I
			MP2.5	1.0215	II
			NO _x	1.005	I
			SO _x	1.033	I
	Neoplasia	Adulto	MP10	1.08	II
			MP2.5	1.064255151	II
			NO _x	1.28	I
		Idoso	MP10	1.08	II
			MP2.5	1.055	II
			NO _x	1.28	I
Mortalidade	Óbitos gerais exceto causas externas	Criança	MP10	1.04	II
			MP2.5	1.057700867	II
			NO _x	1.03	II
			SO _x	1.0059	II
		Adulto	CO	1.0254	I
			MP10	1.009233792	I
			MP2.5	1.06	II
			NO _x	1.000004724	I

Desfecho	Causa	Faixa etária	Poluente	Risco Relativo	Evidência
		Idoso	SO _x	1.00000822	I
			CO	1.0107	I
			MP10	1.0037	I
			MP2.5	1.06	II
			NO _x	1.004	I
			SO _x	1.0059	II

Os valores de *DW* para morbidades foram publicados pelo *Institute for Health Metrics and Evaluation* (IHME) e são parte do estudo *Global Burden of Disease Study* (GBD COLLABORATIVE NETWORK, 2020). Na base de valores de *DW*, as doenças cardiovasculares, neoplasias de traqueia brônquio e pulmão (NTBP), infecções respiratórias do trato inferior e superior (IRT) e doenças obstrutivas pulmonares crônicas (DPOC) apresentam valores para casos leves, moderados e severos. Neste estudo, será utilizada a média dos valores de *DW* para as ocorrências leves, moderadas e severas em todas as interações (Tabela 11).

Tabela 11. *Disability weights (DW) e médias das morbidades de Infecção do trato superior e inferior, doença obstrutiva crônica, doenças cardiovasculares e neoplasia de traqueia, brônquios e pulmão.*

CID - 10	Morbidade	DW	Média
Respiratório	ITR inferior moderada	0.051	0.127571
	ITR inferior severa	0.133	
	ITR superior leve	0.006	
	ITR inferior moderada	0.051	
	DPOC leve	0.019	
	DPOC moderado	0.225	
	DPOC severo	0.408	
Circulatório	Cardiovascular leve	0.041	0.097333
	Cardiovascular moderado	0.072	
	Cardiovascular severo	0.179	
Neoplasia	NTBP diagnosticada	0.288	0.332
	NTBP controlada	0.049	
	NTBP metastática	0.451	
	NTBP terminal	0.540	

IRT: Infecção do trato respiratório; NTBP: Neoplasia de traqueia, brônquio e pulmões. Fonte: Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME). Disponível em: <<https://ghdx.healthdata.org/record/ihme-data/gbd-2019-disability-weights>>.

A quantificação do número de desfechos de morbidade e mortalidade para os horizontes futuros será realizada assumindo-se que cada acréscimo de 10 µg/m³ do poluente (CETESB, 2021) tem valor aditivo sobre o total de acometidos nos anos de 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045, nos cenários positivo e negativo. No entanto, entende-se que já existe certa morbidade e mortalidade atribuída à poluição no sistema de saúde. Para o cálculo da fração dos casos que já são atribuídos aos poluentes no ano base será calculada a fração atribuível (*FA*), levando em consideração o padrão de qualidade histórico nos municípios (CETESB, 2021). A fração atribuível pode ser calculada da seguinte forma:

$$FA = \frac{(RR-1) \times \left(\frac{X_{2019}}{10}\right)}{\left[(RR-1) \times \left(\frac{X_{2019}}{10}\right)\right] + 1} \quad (34)$$

Na equação, FA é a fração atribuível; RR é o risco relativo para acréscimo médio de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do poluente; X_{2019} é a concentração média anual do poluente no município no ano de 2019. A partir da fração atribuída é possível estimar o número de desfechos de determinada causa já atribuíveis a determinado poluente (nd_{basal}):

$$nd_{basal} = FA \times nhosp \quad (35)$$

Onde nd_{basal} é o número de desfechos já atribuíveis a um poluente sem acréscimos futuros de concentração, FA é a fração atribuível e $nhosp$ é o número de desfechos observados ou projetados para o ano alvo. O cálculo do número de desfechos atribuídos a cada causa devido a incrementos na concentração de cada poluente no futuro (nd_{fut}) será realizado da seguinte forma:

$$nd_{fut} = \left\{ \left[(RR - 1) \times \left(\frac{X_{ano}}{10} \right) \right] \right\} \times [(nhosp - nd_{basal}) \times R_{pop}] \quad (36)$$

Onde nd_{fut} é o número de desfechos atribuídos a determinada causa, RR é o risco relativo, X_{ano} é a concentração estimada do poluente em um ano específico, $nhosp$ é o número de desfechos observados em 2019, nd_{basal} é o número de desfechos atribuíveis à poluição calculados para 2019 e R_{pop} é a razão entre a população predita nesse estudo para o ano futuro e a população no ano de 2019.

Os dados de número de desfechos hospitalares (admissões hospitalares e óbitos) para homens e mulheres nas faixas etárias para os municípios de São Paulo no ano de 2019 foram obtidos no portal Tabnet do programa Datasus, na aba Morbidade Hospitalar do SUS (SIH/SUS), na opção Geral, por local de residência - a partir de 2008. Foram especificados os capítulos IX e X do CID - 10 para morbidade respiratória e circulatória, capítulos I ao XVIII para mortalidade e a morbidade específica neoplasia maligna de traqueia, brônquio e pulmão. Como a quantidade de pessoas que serão atendidas futuramente no sistema de saúde brasileiro não é sabida, presumiremos uma relação linear entre a razão de pessoas atendidas de cada município e sua população total em 2019 e as pessoas atendidas de cada município e sua população total no futuro, que foi predita nesse estudo.

As faixas etárias disponibilizadas pelo Datasus são categorizadas em intervalos de 1, 5 e 10 anos. Portanto, estabeleceu-se que o cálculo de YLL será realizado com a idade zero para menores de 1 ano, 2 anos e meio para o intervalo de 1 a 4 anos, 7 anos para o intervalo de 5 a 9 anos e assim subsequentemente. Para o intervalo 80 anos e mais, será considerada a idade de 80 anos de vida. As tabelas obtidas com a busca podem ser acessadas no material suplementar S3 (S3_DTB), em DTB_S4, nas planilhas DTB_MORB para morbidade e DTB_MORT para mortalidade.

4.2.2 Danos indiretos à saúde

Neste estudo, os danos indiretos à saúde se referem àqueles que, devido aos custos associados às hospitalizações, requerem o investimento financeiro público no sistema de saúde, e às morbidades que geram custos de produtividade do profissional, que estará afastado de sua função durante o período de hospitalização. Em relação ao sistema de saúde público, os custos de hospitalização por morbidades serão avaliados a partir do custo médio de hospitalização de cada morbidade para o estado de São Paulo. As morbidades avaliadas serão as mesmas citadas no tópico de quantificação de danos diretos.

Para estimativa dos custos indiretos relativos à produtividade do indivíduo, será avaliado o tempo de produtividade perdida devido à morbidade e mortalidade. Esse valor é expresso pelos Anos de Vida

Ajustados pela Incapacidade (DALY), que é a soma do YLL e YLD de indivíduos de 20 a 70 anos de idade, calculados anteriormente.

Os dados de custo médio por hospitalização para o estado de São Paulo no ano de 2019 foram obtidos no portal Tabnet do programa Datasus, na aba Morbidade Hospitalar do SUS (SIH/SUS), na opção Geral, por local de residência - a partir de 2008. Foram especificados os capítulos IX e X do CID - 10 para morbidade respiratória e circulatória, e a morbidade específica neoplasia maligna de traqueia, brônquio e pulmão. As tabelas obtidas com a busca podem ser acessadas no material suplementar S3 (S3_DTB), em DTB_S5, na planilha DTB_DI.

4.3 Monetização dos danos à saúde

4.3.1 Danos diretos à saúde

Quando ocasiona a doença, resultando em anos vivendo com incapacidades (YLD) ou em anos de vida perdidos (YLL), a poluição atua em detrimento de desejos e expectativas dos indivíduos. Entre esses fatores valorizados incluem-se o lazer, consumo, bem-estar e a vida em si. No método *Willingness to Pay* (WTP), avalia-se o quanto de aporte financeiro um indivíduo investiria em troca da manutenção da capacidade de se engajar nessas atividades: a manutenção de seu bem-estar. Em outras palavras, a disposição a pagar para a redução da probabilidade de ser acometido por uma fatalidade que o leve à morte (NARAIN e SALL, 2016).

Os valores de WTP são um parâmetro base para o cálculo do Valor Estatístico de uma Vida (VSL). O valor de VSL representa o agregado dos valores de WTP declarados (ΔW) divididos pela redução do risco de mortalidade (ΔP) (NARAIN e SALL, 2016). Os valores de WTP para a estimativa de VSL são comumente amostrados por intermédio da avaliação direta do comportamento no mercado ou declarações dos indivíduos. Essas avaliações são dependentes para tipo de risco, como por exemplo o contexto de mortalidade/morbidade exclusivamente devido à poluição do ar, e localidade. Dessa forma, uma avaliação de WTP realizada em um país ou região pode ser inadequado a outra região devido a especificidades demográficas, econômicas e comportamentais. Em casos nos quais tal estudo é impraticável ou financeiramente inviável, realiza-se a adaptação de valores de WTP e VSL já estabelecidos para o novo contexto ou local. Essa adaptação é chamada de transferência de benefícios (BT) ou *benefit transfer* e pode ser realizado de duas formas: transferência do valor unitário ou transferência baseada em função (NARAIN e SALL, 2016).

A transferência do valor unitário é um método comum de estimativa de VSL e consiste em utilizar a estimativa de outra região ou média simples ou ponderada de outras regiões e aplicar no contexto desejado, com devidas conversões de câmbio. Prioritariamente, deve ser realizado entre países/regiões, contextos políticos e tipo de risco semelhantes, visando garantir uma estimativa mais adequada. Esse método é recomendado pela Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento (OCDE) devido à sua simplicidade e transparência (OCDE, 2012). Ajustes de características como PIB *per capita*, expectativa de vida, paridade de riscos são bem-vindos para uma análise de semelhança de localidades ao se atribuir pesos a um conjunto de VSL-base. Sendo o VSL-base um dos fatores mais importantes e de possível incerteza na transferência de benefícios, é essencial que sejam eleitos estudos seguros e qualificados de estimativa de VSL.

Um importante estudo referência para VSL-poluição do ar para o Brasil realizado pelo Ipea, realizou a transferência de benefícios por uma metodologia adaptada de transferência do valor unitário (ROCHA, MORAIS e KLUG, 2019). Nesse estudo do Ipea, foram eleitas pesquisas consideradas recomendadas na base de dados de estudos de disposição a pagar por preferências declaradas da OCDE, que contém mais de mil estimativas de VSL de estudos realizados em 38 países. Os estudos recomendados foram realizados na Alemanha, China, Dinamarca, Espanha, França, Hungria, Suíça, Polônia, Reino Unido, República Checa, Tailândia e Taiwan. Os autores analisaram a similaridade de três variáveis de controle entre o Brasil e os países citados: PIB *per capita*, expectativa de vida e escolaridade da população. Resultou-se que o peso dos VSL-base para a transferência do valor unitário foi de 0.697 para a Tailândia, 0.264 para a China, 0,039 para a Alemanha e zero para os demais países.

No estudo de Rocha, Moraes e Klug (2019), os valores utilizados de VSL-base foram do ano de 2005 e corrigidos pelo crescimento real do PIB *per capita* e inflação brasileira no período de 2005 a 2017, além de um valor de elasticidade-renda de 1,2 para países de média e baixa renda e 0,8 para países de alta renda (WORLD BANK, 2016). Estimou-se, portanto, um valor de VSL Brasil de R\$ 2,17 milhões a R\$ 3,93 milhões (R\$ de 2017), ou de US\$ 0,69 milhão a US\$ 1,24 milhão (US\$ de 2017 = R\$ 3,16). Projetando-se esse valor para o ano de 2019 com a correção pelo Índice Nacional de Preços ao Consumidor (IPCA), o valor é de R\$ 2,32 milhões a R\$ 4,21 milhões. Neste estudo, será utilizado o valor médio da estimativa do estudo supracitado como VSL, R\$ 3,26 milhões, para o cálculo do VOLY (*value of a life year*), descrito abaixo.

A estimativa desse estudo pode ainda ser assegurada por uma “regra de ouro” defendida por diversos pesquisadores. É o método da razão de VSL/PIB *per capita*. Nesse método, é comum que se observe uma relação aproximada de 140 para VSL/PIB *per capita* em países de alta renda e 80 para VSL/PIB *per capita* em países de média renda, como o Brasil (NARAIN e SALL, 2016). A VSL/PIB *per capita* da estimativa realizada se encontra entre 67 e 124, mostrando-se adequada à escala das evidências empíricas já publicadas.

A partir da delimitação de um valor de VSL seguro é possível estimar o VOLY, que determina o valor monetário estatístico correspondente a um ano de vida (NARAIN e SALL, 2016). Esse parâmetro já foi utilizado em diversos estudos de monetização de impactos da poluição à saúde em regiões metropolitanas do Brasil, incluindo São Paulo (MIRAGLIA, SALDIVA E BÖHM, 2005; MIRAGLIA e GOUVEIA, 2014; ABE e MIRAGLIA, 2016). O VOLY pode ser estimado ao se dividir o valor do VSL de uma população pela expectativa de vida média da população. Nesse caso, opta-se por realizar uma diferenciação entre os VOLY masculino e feminino. Para 2019 no estado de São Paulo, a expectativa de vida do homem era de 76 (75,85) e da mulher de 83 (82,76) anos (IBGE, 2022b). Dessa forma, o VOLY para homens é de R\$ 42.900,00 e para mulheres, R\$ 39.300,00.

A medida VOLY pode ser multiplicada pelos YLL e YLD de todos os poluentes, desfechos e idades agrupados e seccionados por sexo para avaliar o custo correspondente ao número de anos perdidos desagregados por mortalidade e morbidade para homens e mulheres. O valor agregado de YLD e YLL pode ser chamado de Anos de Vida Ajustados pela Incapacidade (DALY) e corresponde à soma dos dois valores (GBD COLLABORATIVE NETWORK, 2020). O custo direto dos danos à saúde (*cd*), portanto, pode ser descrito da seguinte forma:

$$cd = VOLY_{fem}(DALY_{fem}) + VOLY_{masc}(DALY_{masc}) \quad (37)$$

Em que o $VOLY_{fem}$ é o valor de VOLY para mulheres; $DALY_{fem}$ é a soma de YLL e YLD para todas as causas e idades em mulheres; $VOLY_{mas}$ é o valor de VOLY para homens e $DALY_{mas}$ é a soma de YLL e YLD para todas as causas e idades em homens.

O custo direto dos danos à saúde poderá ser desagregado por município, morbidade, poluente e classe etária e expresso em termos de valor monetário (R\$) por incremento na concentração dos poluentes avaliados em determinado município.

4.3.2 Danos indiretos à saúde

Os custos indiretos associados ao sistema público de saúde (ci_{sus}) serão obtidos a partir da soma da multiplicação do número de admissões referentes às morbidade de caráter respiratório ($morb_{resp}$), circulatório ($morb_{circ}$) e neoplásico ($morb_{neop}$) pelo custo médio de hospitalização ($chosp$) da morbidade respiratória ($chosp_{resp}$), circulatória ($chosp_{circ}$) e neoplásica ($chosp_{neop}$), respectivamente:

$$ci_{sus} = (morb_{resp}chosp_{resp}) + (morb_{circ}chosp_{circ}) + (morb_{neop}chosp_{neop}) \quad (38)$$

Para a avaliação dos custos indiretos associados à produtividade (ci_{prod}), será utilizado o DALY agrupado para todos os desfechos e idades dos homens ($DALY_{mas}$) e das mulheres ($DALY_{fem}$). Os valores de DALY agrupados estimam quantos anos de produtividade foram perdidos. Outro fator importante é o valor associado à produtividade do indivíduo, que pode ser expressa por seu salário (NARAIN e SALL, 2016). Dessa forma, considerando a mediana salarial mensal do cidadão paulista (sal_m) e a taxa de ocupação média no estado ($ocup$), os custos indiretos associados à produtividade perdida devido à danos à saúde podem ser expressos da seguinte forma:

$$ci_{prod} = [(DALY_{fem} + DALY_{mas}) \times 12 \text{ } sal_m \times ocup] \quad (39)$$

A mediana do salário mensal do cidadão paulista em emprego formal em 2019 foi de R\$ 1.947,00 (PNADc, 2022). A taxa de desocupação no estado de São Paulo para 2019 foi em média 12,55%, resultando em uma taxa de ocupação de 87,45% (PNADc, 2022).

Os custos diretos e indiretos dos danos à saúde poderão ser desagregados por município, morbidade e expressos em termos de valor monetário (R\$) por incremento na concentração dos poluentes avaliados em determinado município.

5. Aplicação ao estado de São Paulo

5.1 Tráfego

Nos capítulos 2.1 e 2.3 deste relatório foram discutidos os fundamentos e a metodologia dos modelos de rede viária e de demanda utilizados para representar as viagens rodoviárias, ferroviárias e hidroviárias do estado de São Paulo.

Além disso, foram mostrados os resultados de calibração dos modelos rodoviário e logístico (cargas para importação e exportação) para o ano de 2019, representando a situação atual de carregamento das viagens intermunicipais do estado.

Neste capítulo serão mostrados os resultados de projeção das viagens para os cenários futuros, a partir do ano base de 2019.

Como premissa, foram adotados cenários de 5 em 5 anos até o horizonte de 2045:

- Anos horizonte de simulação: 2019 (ano base de calibração), 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045. Todos os cenários possuem a mesma configuração de oferta do sistema viário do ano de 2019.

Como foram adotados dois modelos específicos, a demanda de viagens foi projetada da seguinte forma:

- Modelo rodoviário:
 - Projeção das variáveis socioeconômicas, conforme descrito no capítulo 2.3;
 - Aplicação do modelo de geração de viagens (demanda direta) para os cenários futuros.
- Carga:
 - Projeção das cargas para exportação e importação de 2019 a 2045, conforme descrito no capítulo 2.3.

5.1.2 Resultados do modelo de tráfego

Insumo para o cálculo das emissões de poluentes, o modelo de tráfego gera os seguintes resultados de acordo com o tipo de demanda e modo de transporte:

- Rodoviário: número de veículos x distância (km) por dia.;
- Ferroviário e hidroviário: toneladas úteis transportadas x distância (km) por ano.

Em ambos os casos, o modelo é capaz de estimar a quantidade de viagens e a distância percorrida nos “links” da rede viária e, desta forma, também podem ser agregadas dentro das zonas de tráfego.

Com o objetivo de mostrar a taxa de crescimento média das viagens rodoviárias, ferroviárias e hidroviárias obtidas do modelo, os gráficos abaixo apresentam a demanda agregada para toda a rede viária (em veículo x km e ton x km) por ano horizonte.

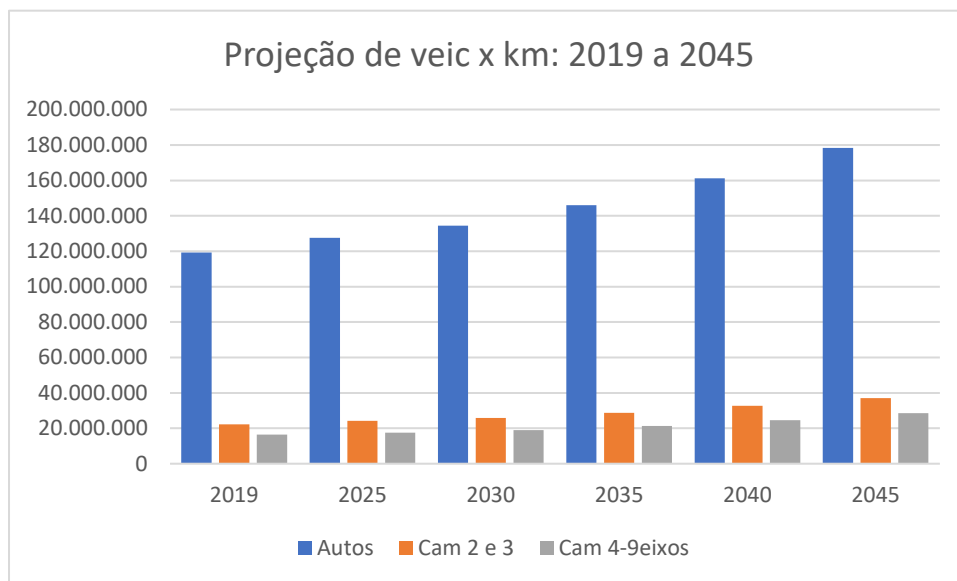


Figura 49. Projeção de veículo x km por ano horizonte. Fonte: TTC

Observa-se no gráfico que os automóveis, caminhões pequenos e caminhões grandes crescem aproximadamente 50% (1,9% ao ano), 67% (2,6% ao ano) e 74% (2,8% ao ano) respectivamente entre 2019 e 2045.

O crescimento mais acentuado de caminhões se deve à variável de valor adicionado agrícola com maior taxa de crescimento em relação às demais.

Já o gráfico abaixo mostra a projeção de toneladas x km por ano. Observa-se que a demanda ferroviária predomina em relação à hidroviária, crescendo cerca de 65% (2,5% ao ano) entre 2019 e 2045.

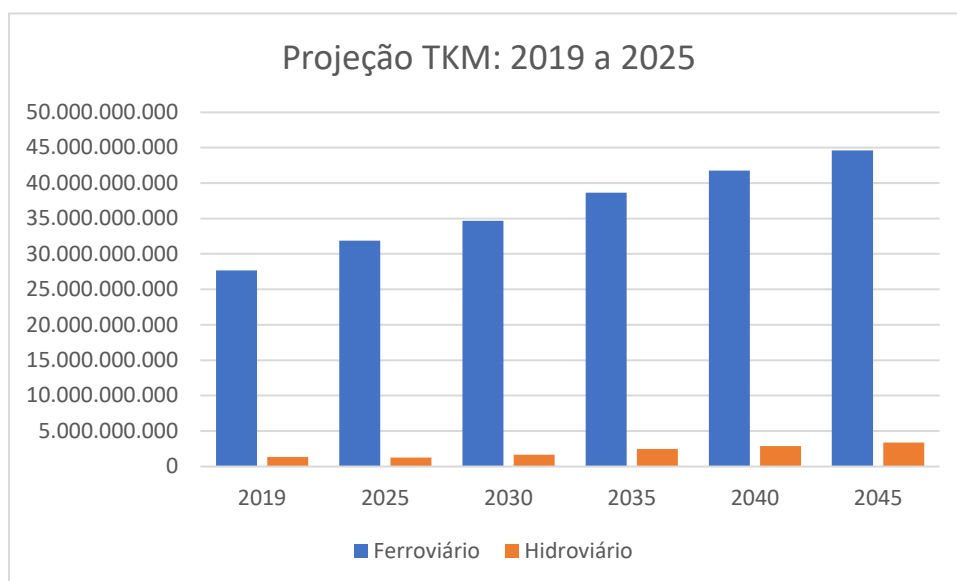


Figura 50. Projeção de ton x km por ano horizonte. Fonte: TTC

A seguir serão mostrados em forma de mapas a atividade veicular (veículos x km) e toneladas transportadas (ton x km) por município do estado de São Paulo utilizadas como insumo para estimativa das emissões de poluentes. Para efeito ilustrativo serão mostrados mapas do ano de 2019 e do ano de 2045, mostrando a intensidade do crescimento por zona por tipo de modo de transporte.

No caso dos automóveis, observa-se que a demanda se concentra na região próxima à capital e as rodovias que ligam a cidade de São Paulo com o Vale do Paraíba, Baixada Santista, Campinas e Sorocaba. Já para caminhões, o fluxo de veículos é mais dividido por todo o estado, se concentrando ao longo do eixo das principais rodovias de acesso ao estado de São Paulo.

Quanto às ferrovias e hidrovias, percebe-se que há um predomínio de transporte de carga no eixo da ferrovia da Rumo entre o estado de Mato Grosso até o porto de Santos.

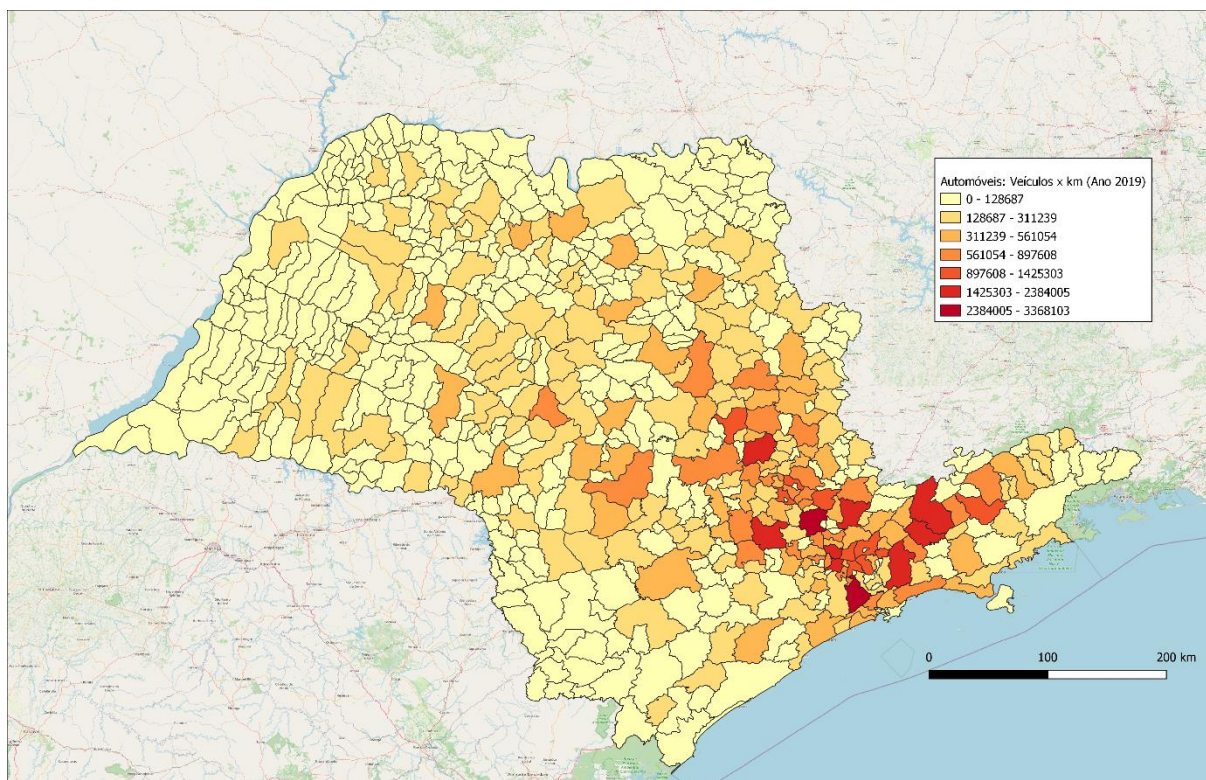


Figura 51. Veículo x km para automóveis no ano de 2019. Fonte: TTC

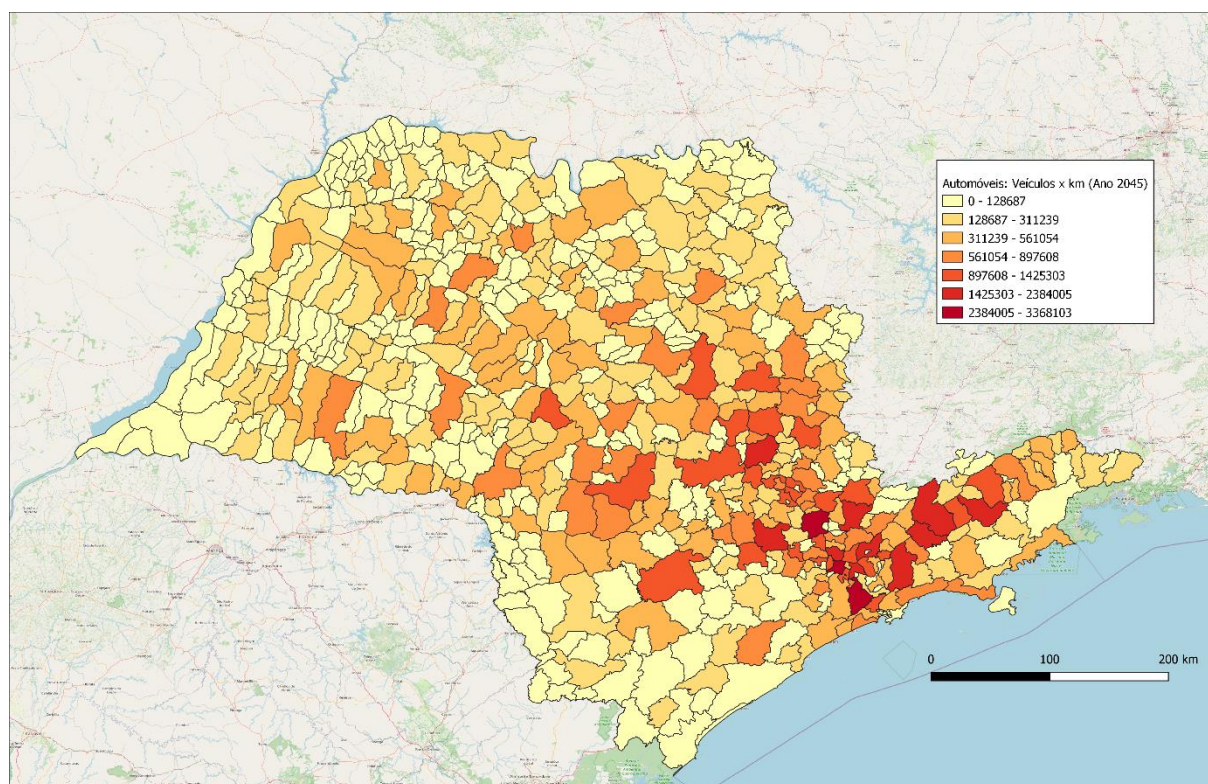


Figura 52. Veículo x km para automóveis no ano de 2045. Fonte: TTC

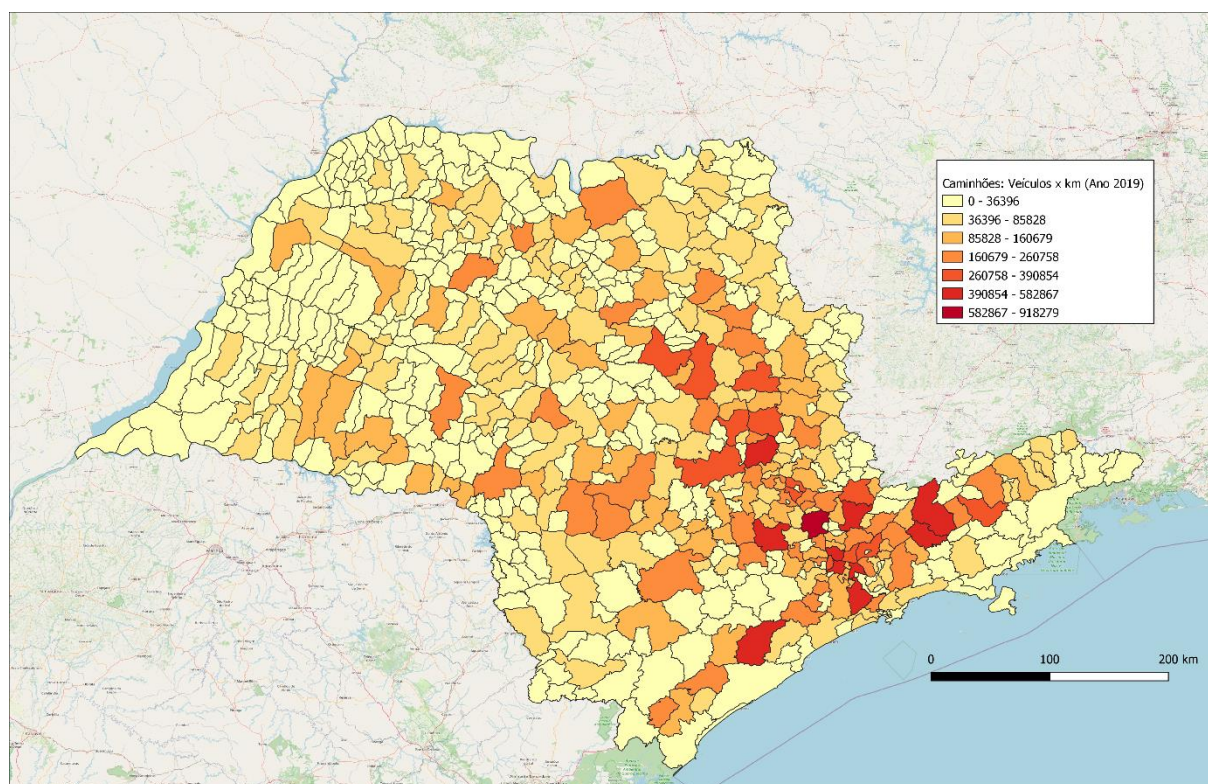


Figura 53. Veículo x km para caminhões no ano de 2019. Fonte: TTC

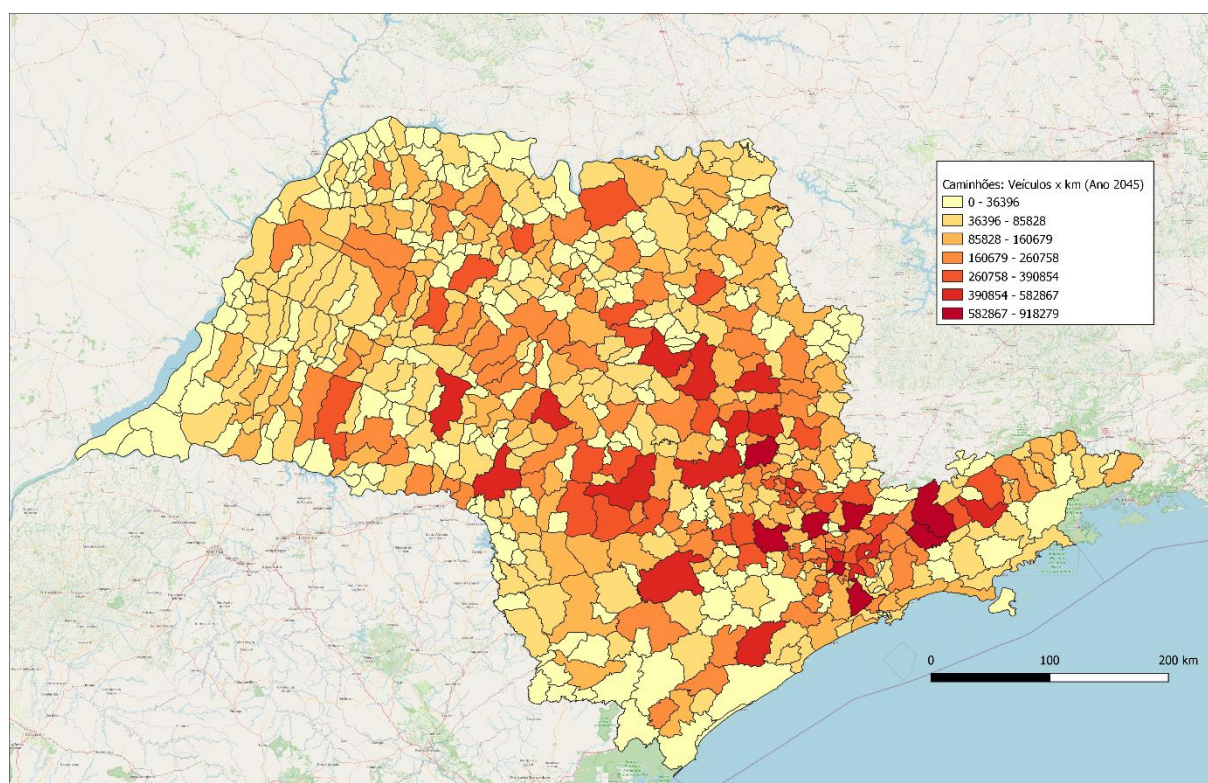


Figura 54. Veículo x km para caminhões no ano de 2045. Fonte: TTC

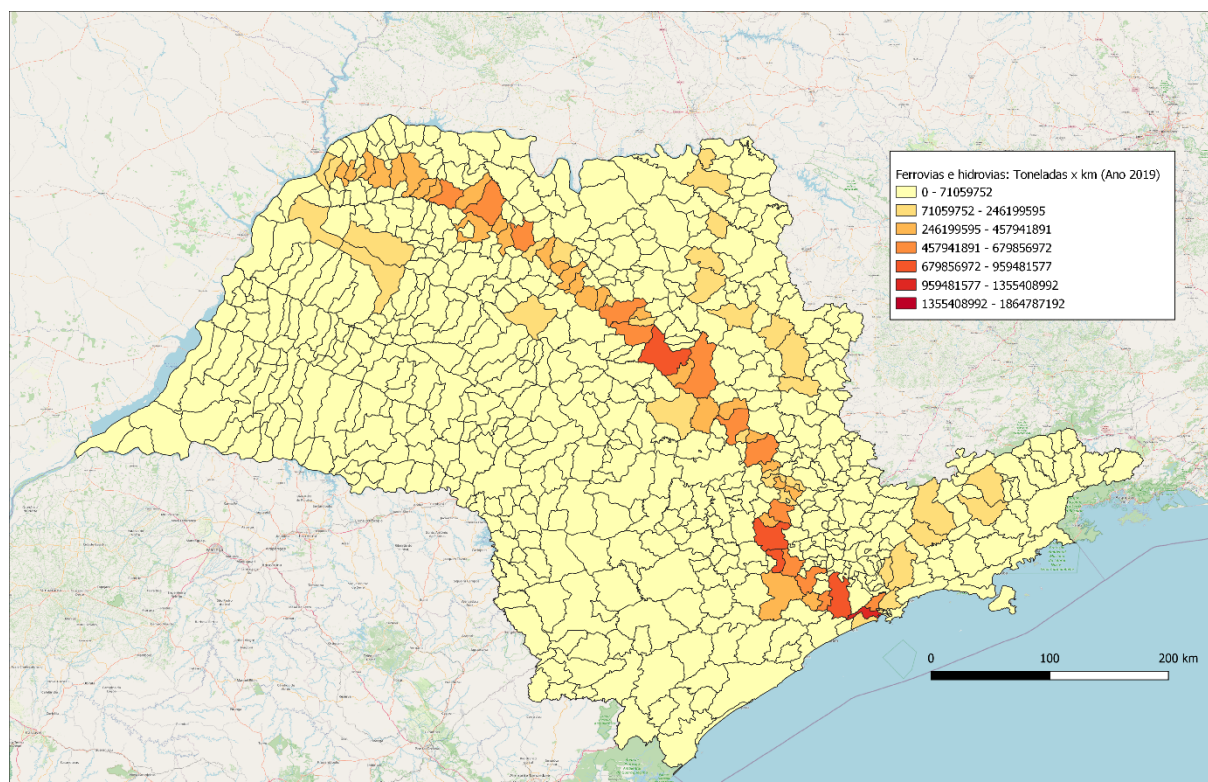


Figura 55. Tonelada x km para carga ferroviária e hidroviária no ano de 2019. Fonte: TTC

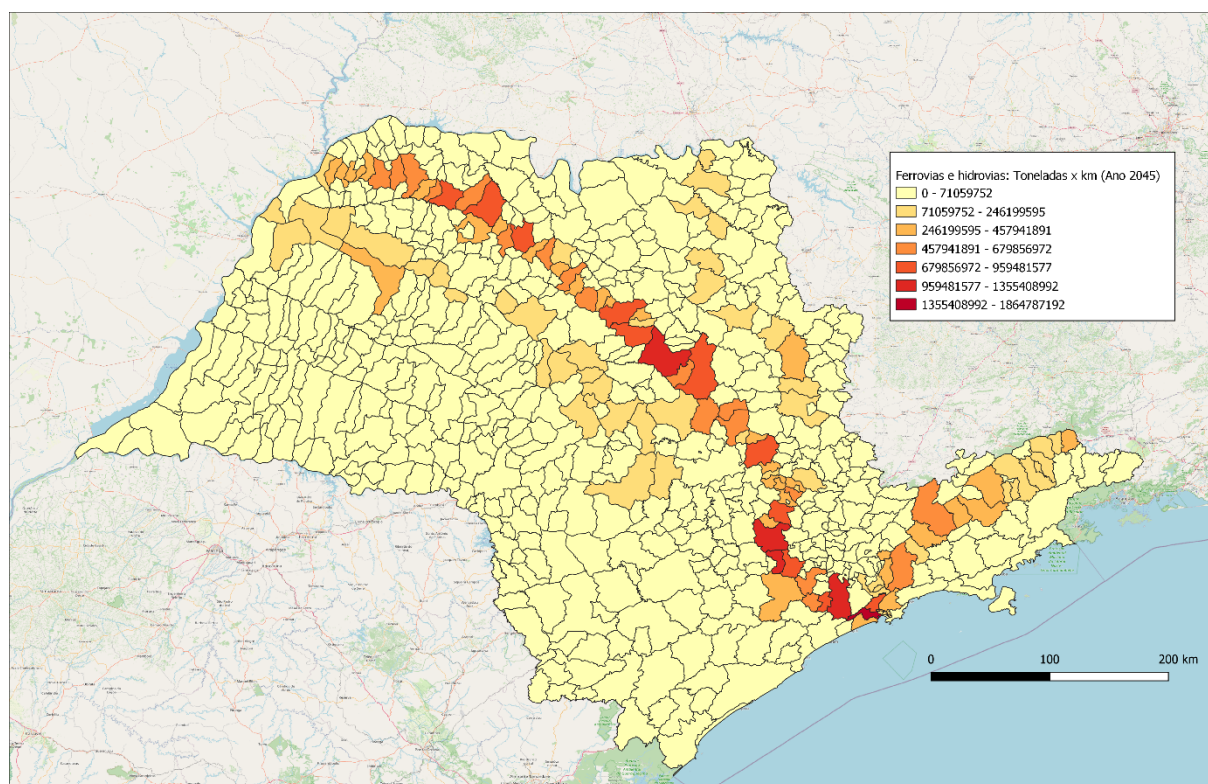


Figura 56. Tonelada x km para carga ferroviária e hidroviária no ano de 2045. Fonte: TTC

5.2 Estimativa das Emissões de GEE e de contaminantes locais

5.2.1 Emissão de GEE

No presente capítulo apresentam-se os resultados da estimativa das emissões de gases de efeito de estufa (GEE) diretos originados pelo transporte rodoviário, ferroviário e aquaviário, no ano de 2019.

Os resultados são apresentados em dióxido de carbono equivalente ($\text{CO}_{2\text{equiv.}}$), seguindo a metodologia Potencial de Aquecimento Global (GWP), prevista pelo IPCC (2006). Para o cálculo das emissões de $\text{CO}_{2\text{equiv.}}$, são considerados os gases dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O).

As emissões de CO_2 provenientes de combustíveis renováveis não são contabilizadas, tal como estabelecido na Lei Estadual n.º 1.798/2009, relativa à Política Estadual de Mudanças Climáticas. Nesta questão enquadram-se as componentes do etanol anidro, incluído na gasolina no percentual de 27% em volume em 2019, o etanol hidratado e o biodiesel, misturado no óleo diesel no percentual de 10% até agosto e 11% em setembro (CETESB, 2020a).

Para o cálculo das emissões é considerada a metodologia *bottom-up*, através da articulação com os resultados da aplicação do modelo EMME. Sendo assim, as emissões resultam das estimativas de

consumo de combustível associadas ao uso de cada modo de transporte calculado pelo modelo EMME. Os fatores emissão de CO₂ em kg/l de combustível, são os referidos na Nota Metodológica do Inventário de Emissões Atmosféricas do Transporte Rodoviário de Passageiros no Município de São Paulo (IEMA, 2017).

Tabela 12. Resultados das emissões de GEE, por categoria, para o ano base (2019).

Categorias	CO ₂ (ton/ano)	CH ₄ (ton/ano)	N ₂ O (ton/ano)	CO ₂ equiv (ton/ano)
Automóveis	2 524 662	854	734	2 770 260
Caminhões	8 603 165	853	427	8 753 380
Hidrovia	17 289	0	1	17 538
Ferrovia	282 275	19	2	283 384
Total Geral	11 427 391	1 726	1 164	11 824 563

Tal como apresentado na Tabela anterior, o valor estimado para as emissões de GEE, para o ano base de 2019, é de cerca de 12 milhões de toneladas de CO_{2eq}.

Comparando os resultados com valores reportados na bibliografia, confirma-se que os valores estimados no presente estudo para a componente rodoviária correspondem a aproximadamente 30% das emissões totais reportadas no inventário com metodologia “top-down” (CETESB, 2020a). Esta proporção está coerente com a componente de tráfego modelado no presente estudo, que exclui categorias como motocicletas e ônibus, e que considera apenas as viagens intermunicipais para os automóveis e caminhões. Para a hidrovia e ferrovia, os resultados estimados no presente estudo mantêm a proporção com a metodologia “top-down”, estimando-se, através dos consumos de combustível, que correspondem a cerca de 30% do total reportado no balanço energético (BEESP, 2020).

Tal como identificado na Figura , a participação dos caminhões no total de emissões de CO_{2eq} foi de 74%, seguida dos automóveis com 23,4%. Esta contribuição mais expressiva dos caminhões está relacionada com a utilização de diesel por este modo de transporte. Para os automóveis, uma parte importante das emissões enquadra-se na utilização de combustíveis renováveis, enquanto o diesel é um combustível predominantemente fóssil. Nesta estimativa as contribuições da hidrovia e ferrovia correspondem apenas a cerca 2,5% das emissões estimadas.

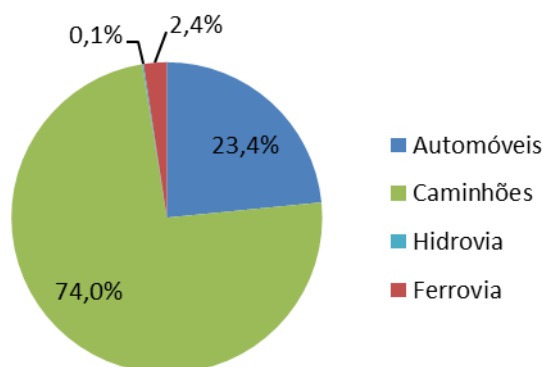


Figura 57. Representação da distribuição dos diferentes modos para as emissões de CO_{2eq}.

Na Figura 36 efetua-se a representação espacial das emissões estimadas de CO_{2eq}, para cada município do estado de São Paulo. Nesta representação confirma-se a prevalência da Região Metropolitana de São Paulo.

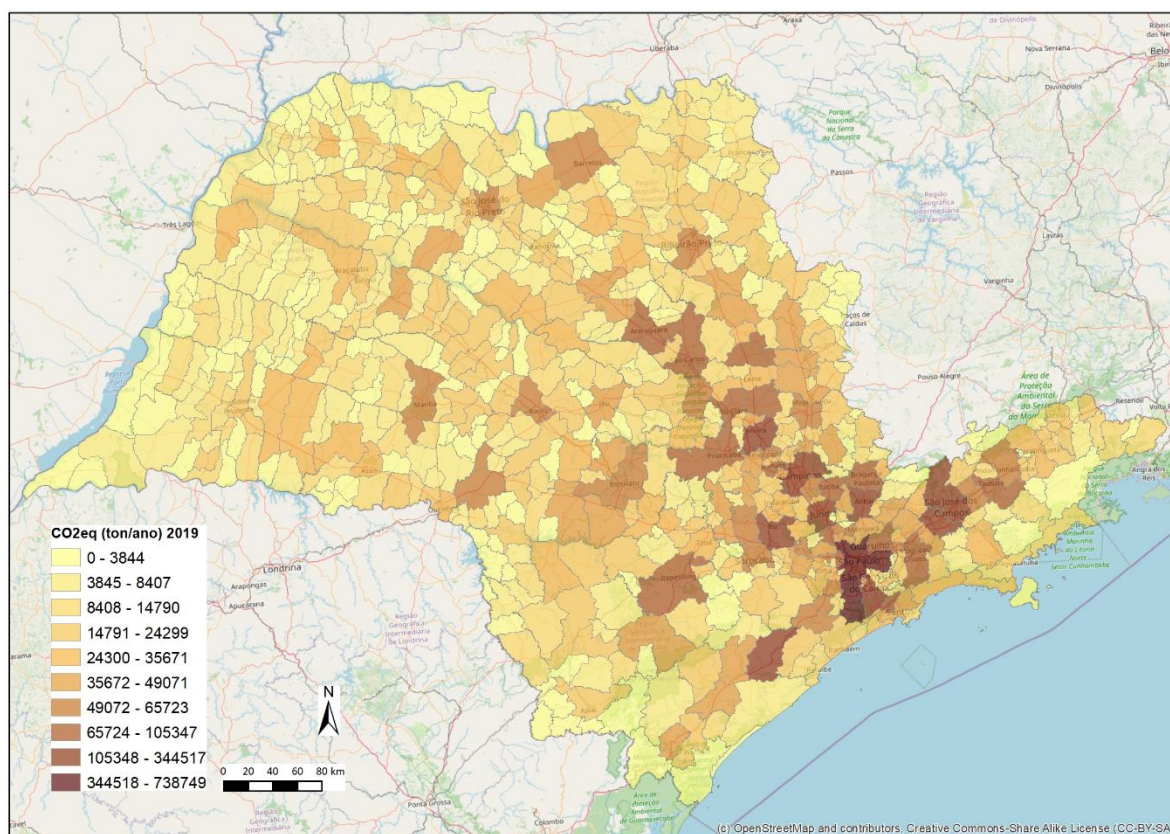


Figura 36. Representação das emissões de CO_{2eq} por município do estado de São Paulo, para o ano base (2019).

Para o cálculo das emissões nos cenários futuros, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045, consideram-se os resultados do modelo de tráfego e a atualização das premissas e fatores de emissão. Para o transporte rodoviário o cálculo das emissões nos cenários futuros considera a renovação da frota, sendo calculadas as emissões para a frota dos últimos 40 anos, submetida às curvas de sucateamento. Para o transporte ferroviário e aquaviário, como opção de mitigação face ao ano base, foi considerada uma taxa anual de eficiência de 1% (MME/EPE, 2020).

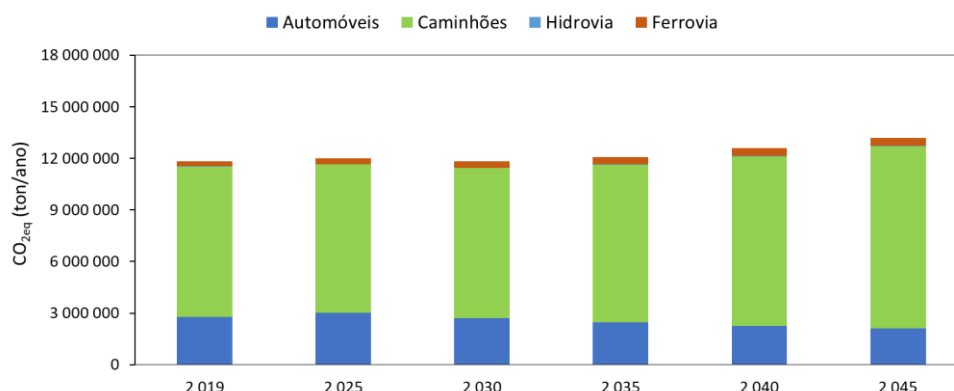
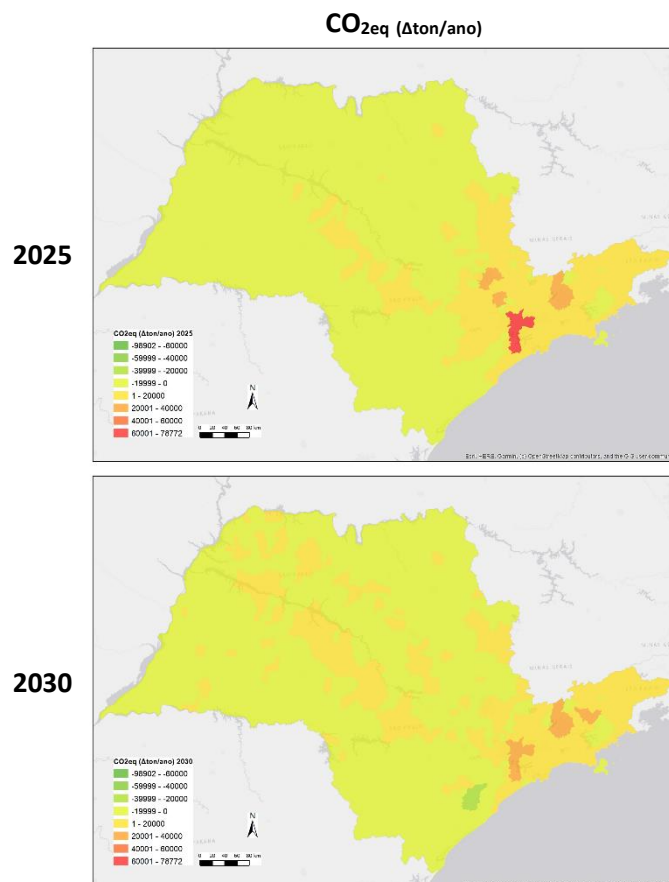


Figura 37. Evolução das emissões de CO_{2eq} para os cenários futuros.

Tal como representado na figura anterior, confirma-se um aumento gradual das emissões de GEE para os cenários simulados, correspondendo a uma variação entre cerca de 12 milhões de toneladas em 2019, para aproximadamente 13 milhões em 2045.

Apresenta-se nas figuras seguintes a distribuição espacial da variação das emissões de CO_{2eq}, face ao ano base. Observa-se que o incremento das emissões, em 2025, se concentra ao redor da cidade de São Paulo e depois até 2045 vai se espalhando por todo o estado.



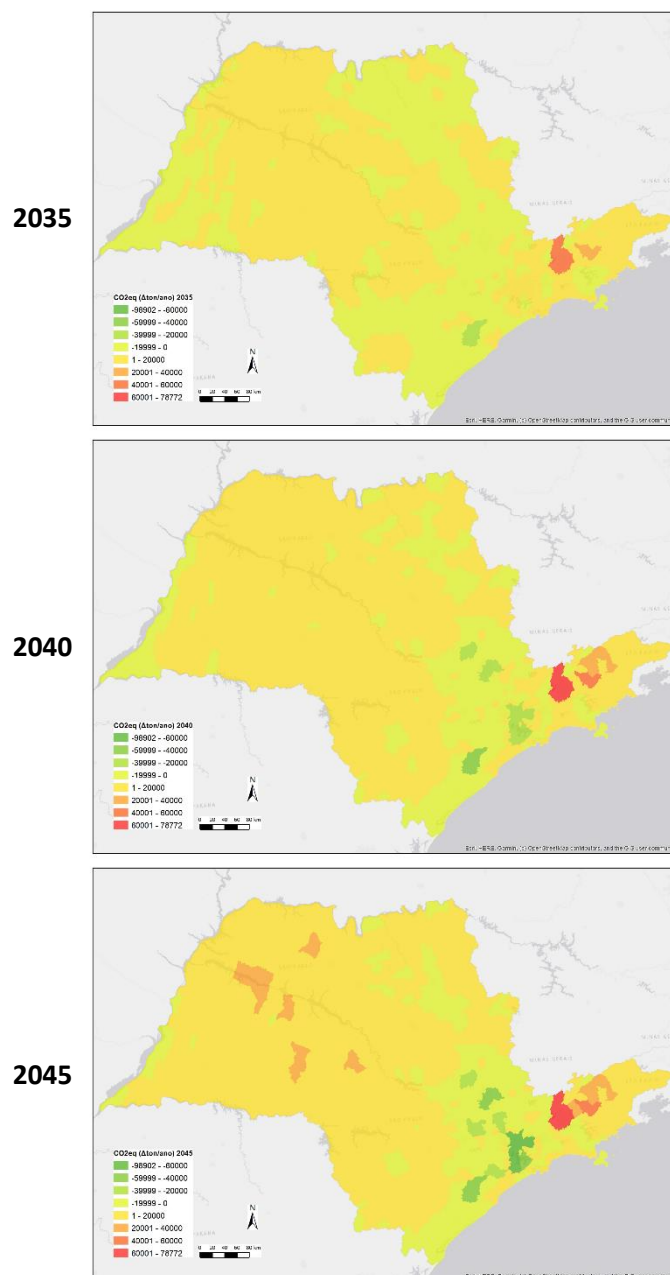


Figura 38. Representação da variação das emissões de CO₂eq por município do estado de São Paulo, face ao ano base (2019).

5.2.2 Emissão de contaminantes locais

No presente capítulo apresentam-se os resultados da estimativa das emissões de contaminantes locais originados pelo transporte rodoviário, ferroviário e aquaviário, no ano de 2019.

Tabela 7. Resultados das emissões de contaminantes locais, por categoria, para o ano base (2019).

Categorias	CO (ton/ano)	NOx (ton/ano)	NMHC (ton/ano)	MP (ton/ano)	SOx (ton/ano)	RCHO (ton/ano)
Automóveis	34 912	4 979	4 309	21	38	346
Caminhões	7 581	45 218	1 556	1 018	1 865	0
Hidrovia	9	115	4	2	1	0
Ferrovia	3 537	4 245	707	121	42	0
Total Geral	46 038	54 557	6 576	1 161	1 946	346

No que se refere à contribuição de cada categoria, observam-se padrões distintos em função dos poluentes considerados. Para a emissão de CO e de NMHC destaca-se com maior peso a contribuição dos automóveis. Para o NOx, MP e SOx, a contribuição mais significativa está associada aos caminhões. Para os aldeídos, face às características do combustível, consideram-se que as emissões provenientes de veículos que utilizem motor do ciclo Diesel são insignificantes (CETESB, 2020a). Deste modo, para este parâmetro, as emissões estão associadas apenas aos automóveis.

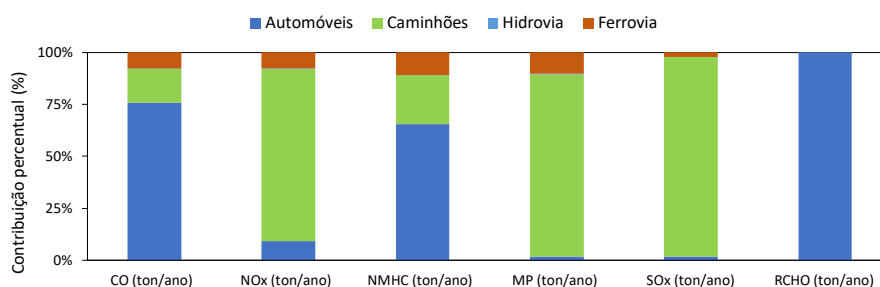
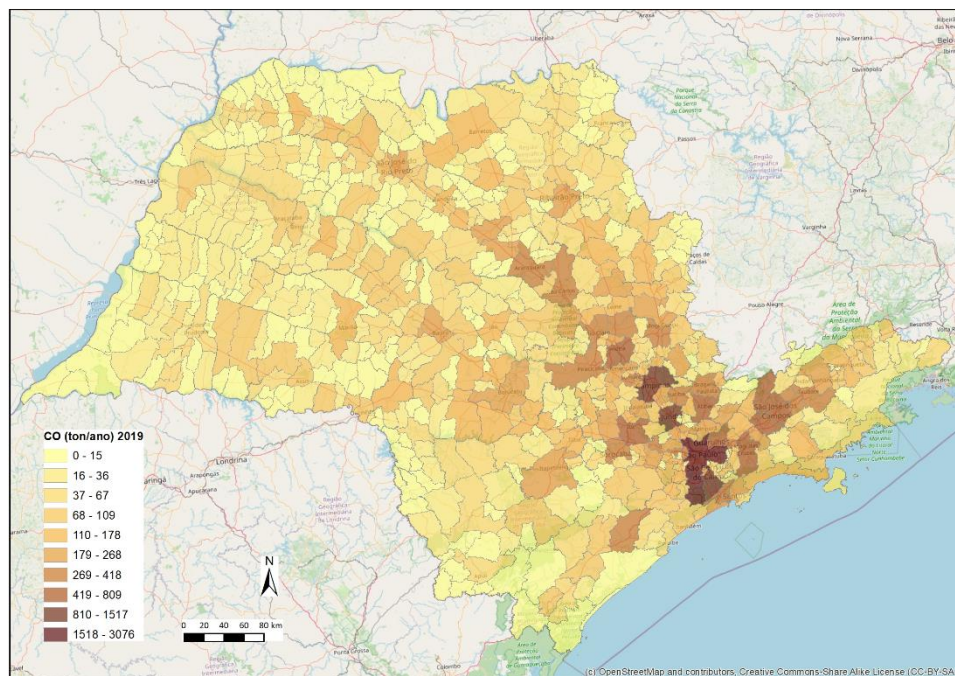


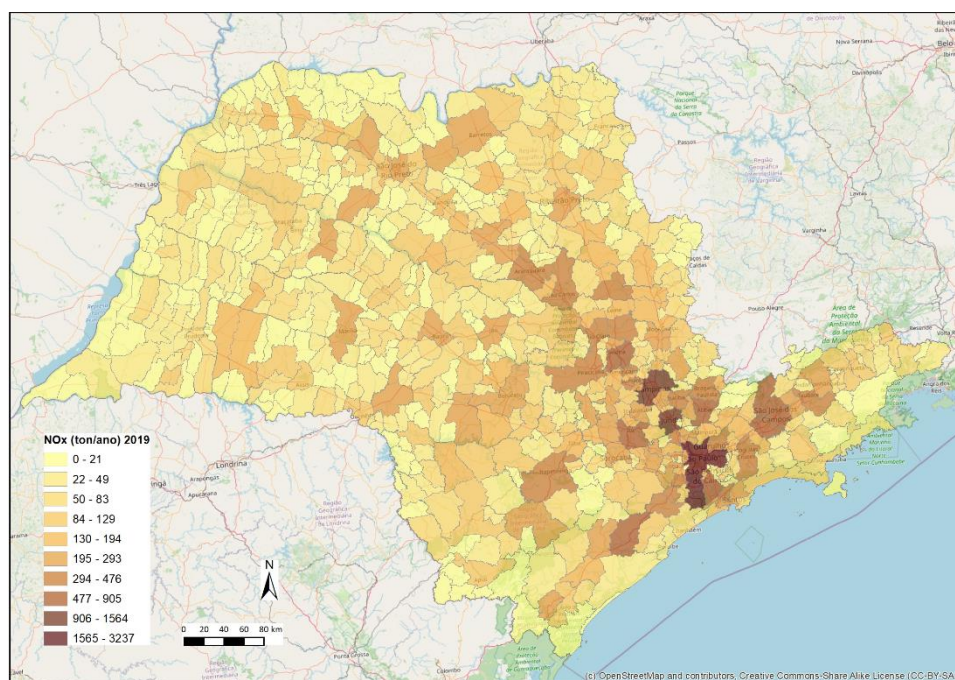
Figura 39. Representação da distribuição dos diferentes modos para as emissões de contaminantes locais, no ano base de 2019.

No que se refere à distribuição espacial das emissões de contaminantes locais, efetua-se nas figuras a representação das emissões por município de São Paulo, para o ano base de 2019.

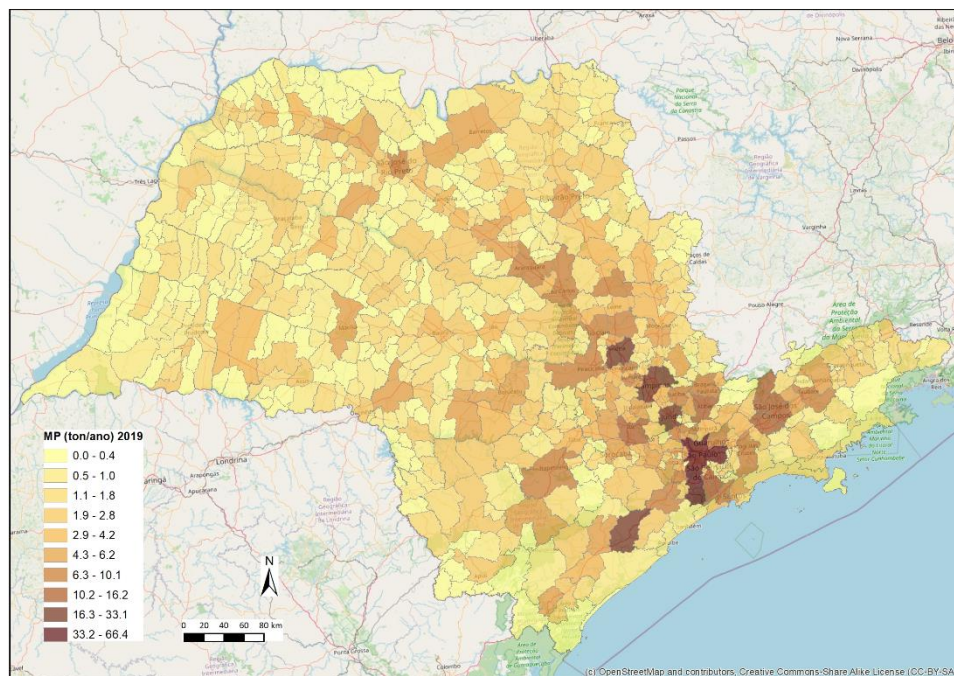
CO
(ton/ano)
2019



NOx
(ton/ano)
2019



MP
(ton/ano)
2019



SOx
(ton/ano)
2019

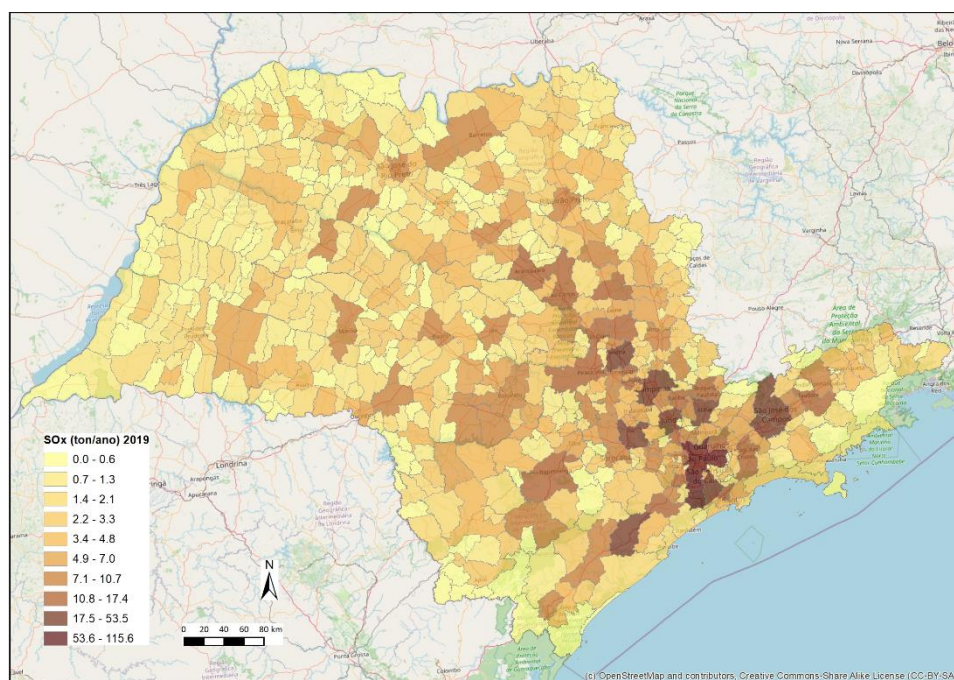


Figura 40. Representação das emissões de contaminantes locais por município do estado de São Paulo, para o ano base (2019).

Com base nos resultados do modelo de tráfego, efetuou-se a estimativa das emissões de contaminantes locais para os cenários futuros, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045. Tal como para os GEE, considera-se a atualização das premissas e fatores observados, tendo em conta evoluções na demanda

energética, venda de veículos, autonomia, fatores de emissão ou melhorias na eficiência dos veículos e do transporte de mercadorias.

Nesta estimativa, o principal fator com potencial de mitigação das emissões é a atualização da frota rodoviária para os cenários futuros. Deste modo, considerando que as emissões são calculadas com base na frota registrada dos últimos 40 anos, para os cenários de 2040 e 2045 os fatores médios de emissão da frota circulante aproximam-se dos fatores de emissão de veículos novos no ano base.

De salientar que as emissões estimadas para os vários contaminantes locais, se referem a uma parcela do tráfego rodoviário, relevante para os objetivos do presente estudo e simulada com o modelo EMME, e que não abrange a totalidade das emissões do modo rodoviário.

Tendo em atenção o nível de detalhamento pretendido no presente estudo, considerou-se no modelo de cálculo das emissões o ajuste das curvas de emissão em função da velocidade resultante das simulações com o EMME em 18200 links. Os resultados com o referido ajuste apresentam diferenças médias máximas de -12% (CO) a +15% (NOx), face ao que seria obtido sem a incorporação da velocidade. Na Tabela 8 apresentam-se os resultados para a variação das emissões de cada contaminante local (ton/ano) face ao cenário base.

Tabela 8. Variação das emissões de contaminantes locais, por categoria, para os cenários futuros face ao ano base (2019).

Ano	CO (Δton/ano)	NOx (Δton/ano)	NMHC (Δton/ano)	MP (Δton/ano)	SOx (Δton/ano)	RCHO (Δton/ano)
2 019	-	-	-	-	-	-
2 025	8 751	-5 628	-1 050	-330	178	54
2 030	15 011	-8 289	-1 603	-504	295	102
2 035	20 613	-7 741	-1 771	-584	507	130
2 040	5 553	-8 372	-2 294	-626	799	33
2 045	-6 017	-7 079	-2 774	-623	1 135	-34

Em termos globais, e considerando o horizonte futuro de 2045, observam-se diminuições nas emissões de CO, NOx, NMHC, RCHO e MP.

Para as emissões de CO, representadas na Figura 41, regista-se uma diminuição, de cerca de 46 mil toneladas, em 2019, para 40 mil em 2045. Com o crescimento da componente rodoviária, ferroviária e hidroviária, as emissões de CO, aumentam até ao período de 2035. Em 2040 e 2045, devido à atualização da frota, observa-se uma importante redução da contribuição dos automóveis.

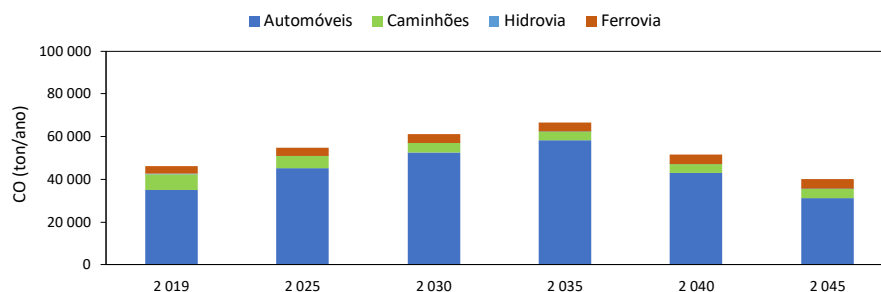


Figura 41. Evolução das emissões de CO para os diferentes cenários futuros.

Quanto à evolução das emissões de NO_x, representada na Figura 42, as diferenças com maior peso para o total de emissões ocorrem numa fase inicial, na categoria dos caminhões, com uma diminuição no cenário de 2025 e 2030, face ao ano base. Posteriormente, com o aumento projetado para modo rodoviário e para o transporte de mercadorias, regista-se uma estabilização do diferencial face ao ano base, até que, no cenário de 2045, se regista um aumento das emissões face ao período anterior, de 2040.

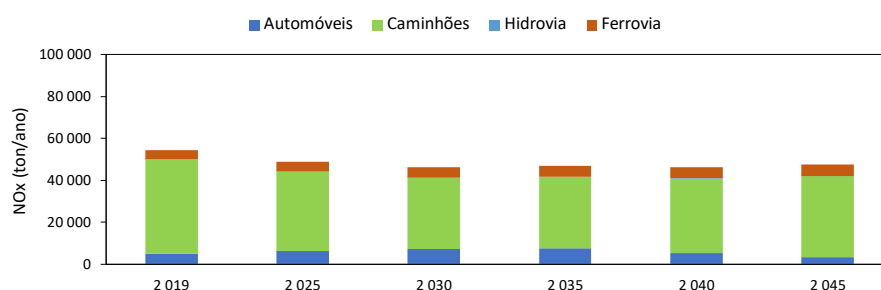


Figura 42. Evolução das emissões de NO_x para os diferentes cenários futuros.

No que se refere ao SO_x, as emissões apresentam uma tendência crescente, estando esta associada ao crescimento médio das viagens rodoviárias, ferroviárias e hidroviárias e consequente aumento do consumo de combustível.

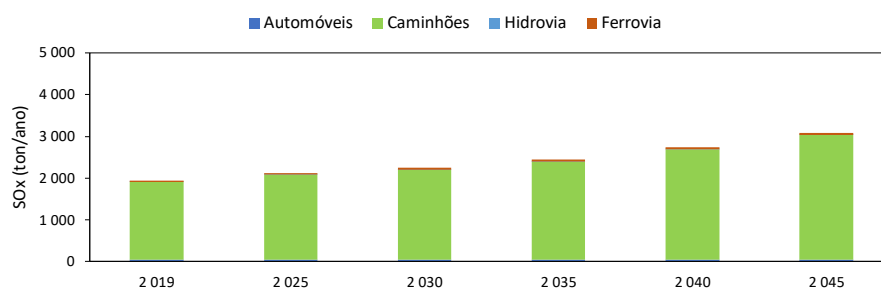


Figura 43. Evolução das emissões de SO_x para os cenários futuros.

Para o MP, o ano base corresponde ao período com emissões mais elevadas. Nos cenários futuros registam-se valores totais inferiores aos reportados para 2019, estando esta diminuição associada de forma preponderante à diminuição nas emissões da categoria caminhões no período de 2025 e 2030.

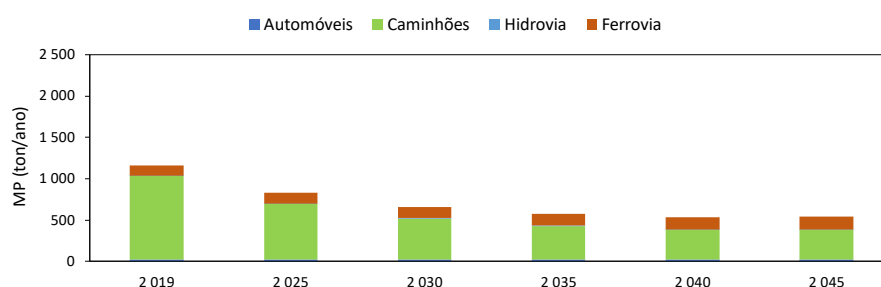


Figura 44. Evolução das emissões de material particulado (MP) para os cenários futuros.

Relativamente aos compostos orgânicos, para os NMHC, em 2019, a emissão é de 6,6 mil toneladas, maioritariamente associada ao modo rodoviário. Na estimativa para 2045, com a diminuição da contribuição dos automóveis, o valor global é de 3,8 mil toneladas.

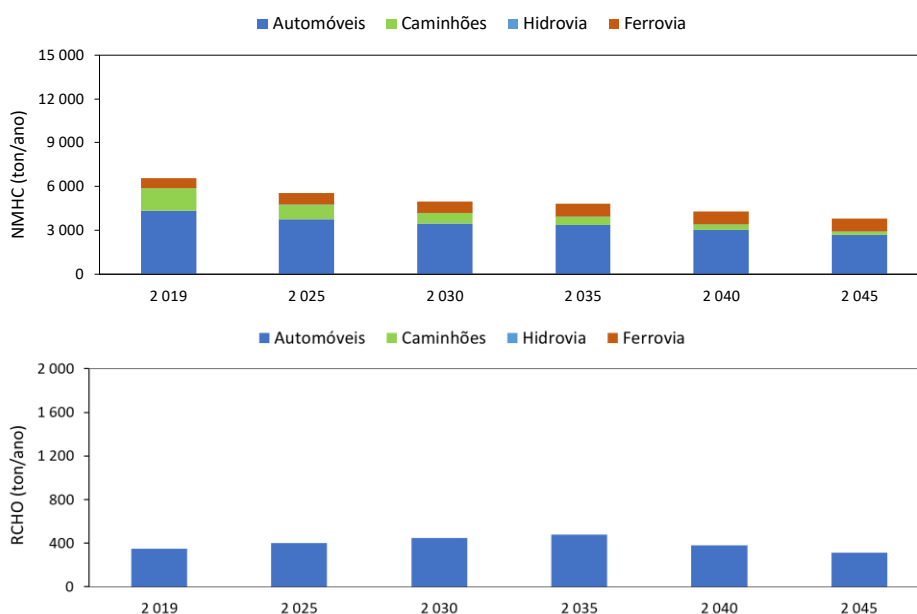


Figura 45. Evolução das emissões de NMHC e de RCHO para os cenários futuros.

Para os RCHO, o padrão é diferente, uma vez que este poluente se encontra muito dependente do uso de etanol nos automóveis. O aumento do uso deste, substituindo a gasolina, leva ao aumento na emissão de aldeídos. Em 2019, a emissão de RCHO é de cerca de 346 ton, com posterior incremento até 2035. Após este período, regista-se uma diminuição, para cerca de 312 ton no ano de 2045.

No que se refere à distribuição espacial das emissões de contaminantes locais, efetua-se nas figuras a representação da evolução das emissões por município de São Paulo, para os cenários futuros face ao ano base de 2019.

CO (Δ ton/ano)

NOx (Δ ton/ano)

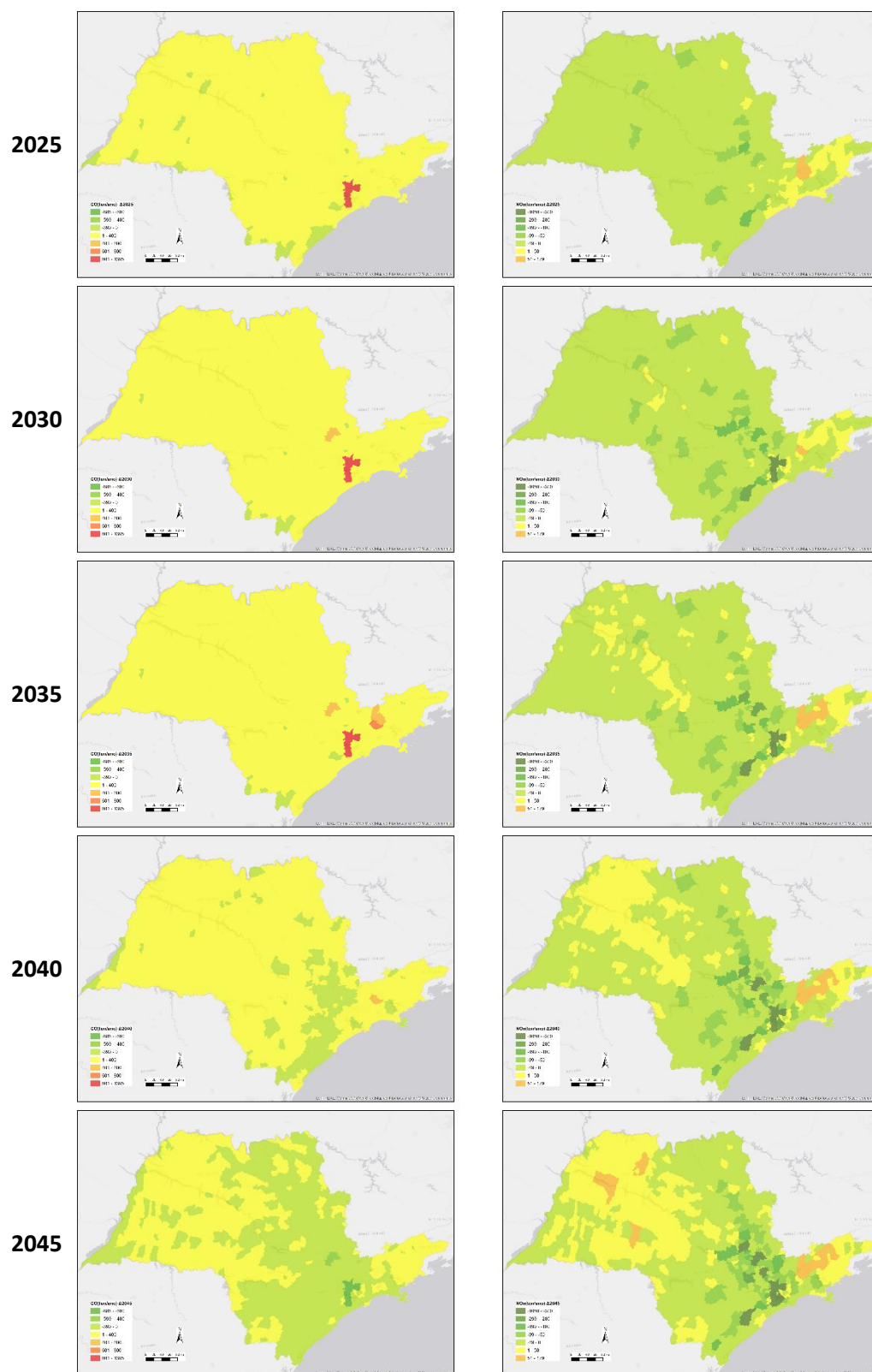


Figura 46. Representação da variação das emissões de contaminantes locais por município do estado de São Paulo, face ao ano base (2019).

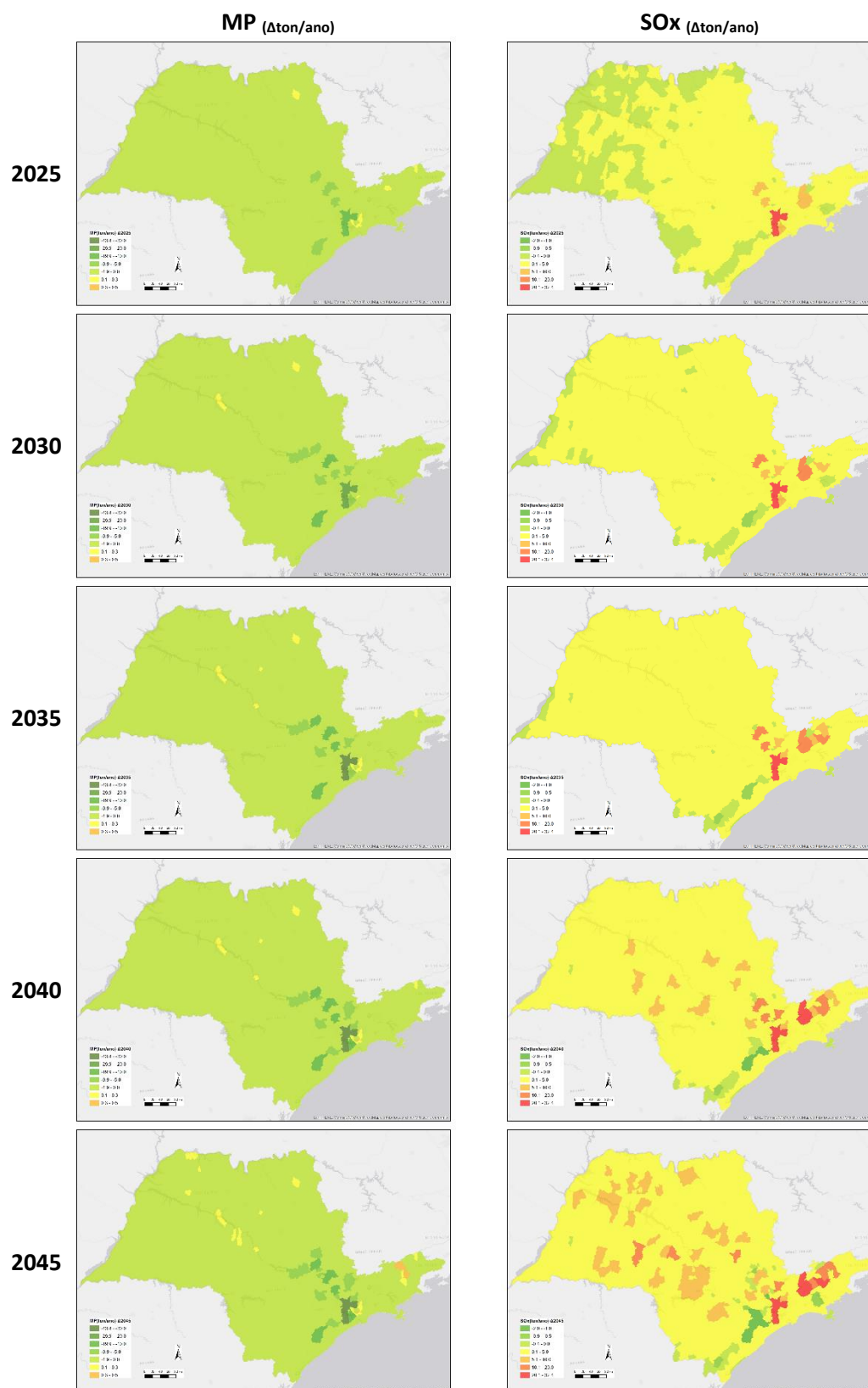


Figura 47. Representação da variação das emissões de contaminantes locais por município do estado de São Paulo, face ao ano base (2019).

Os resultados evidenciam variações distintas em função dos poluentes considerados. Os incrementos mais significativos ocorrem principalmente no cenário 2035 (CO), e as reduções mais expressivas nos cenários 2040 e 2045 (CO, NOx, MP), maioritariamente nas regiões ao longo do eixo das principais rodovias da região Metropolitana de São Paulo.

5.3 Qualidade do ar

A qualidade do ar é influenciada de forma preponderante pela distribuição e intensidade das emissões de poluentes atmosféricos. Desempenham igualmente um papel importante a distribuição geográfica das fontes emissoras em relação à população e as condições meteorológicas prevalecentes no local, as quais dominam o processo de dispersão atmosférica.

A solução mais completa para estudar a relação entre emissões e qualidade do ar de forma detalhada passa pela aplicação de modelos de dispersão atmosférica, devidamente suportados por dados meteorológicos que permitam incorporar a variabilidade espacial e temporal da mesoscala meteorológica. Na impossibilidade de aplicar estas ferramentas numéricas é possível desenvolver estimativas de qualidade do ar com base em dados de emissão de poluentes com métodos mais simples, mas também com um nível mais elevado de incerteza. No âmbito do presente estudo, para permitir estimar a exposição da população à poluição do ar, foi aplicada a metodologia baseada na estimativa da fração de ingestão, de acordo com o procedimento explanado no item 4.1.

A metodologia baseada na estimativa da fração da ingestão foi aplicada aos contaminantes locais considerados como indicadores mais abrangentes da qualidade do ar, tendo em conta a sua frequência de ocorrência e os efeitos adversos na saúde. Neste ponto destacam-se o material particulado, dióxido de nitrogénio, monóxido de carbono e dióxido de enxofre.

Quanto ao ozônio, não é considerado na presente estimativa por se tratar de um poluente secundário, originado por processos fotoquímicos. Para os aldeídos, que podem afetar a qualidade do ar de forma indireta, como precursores de ozônio, não existe padrão de qualidade do ar na legislação vigente.

Tendo em atenção os dados do relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo (CETESB, 2020b), registaram-se em 2019 ultrapassagens de padrões de qualidade do ar para o material particulado, dióxido de nitrogénio e ozônio. Para o monóxido de carbono e dióxido de enxofre, não foram registradas ultrapassagens, sendo que, de uma forma geral, as concentrações destes poluentes têm sofrido redução gradual ao longo do tempo.

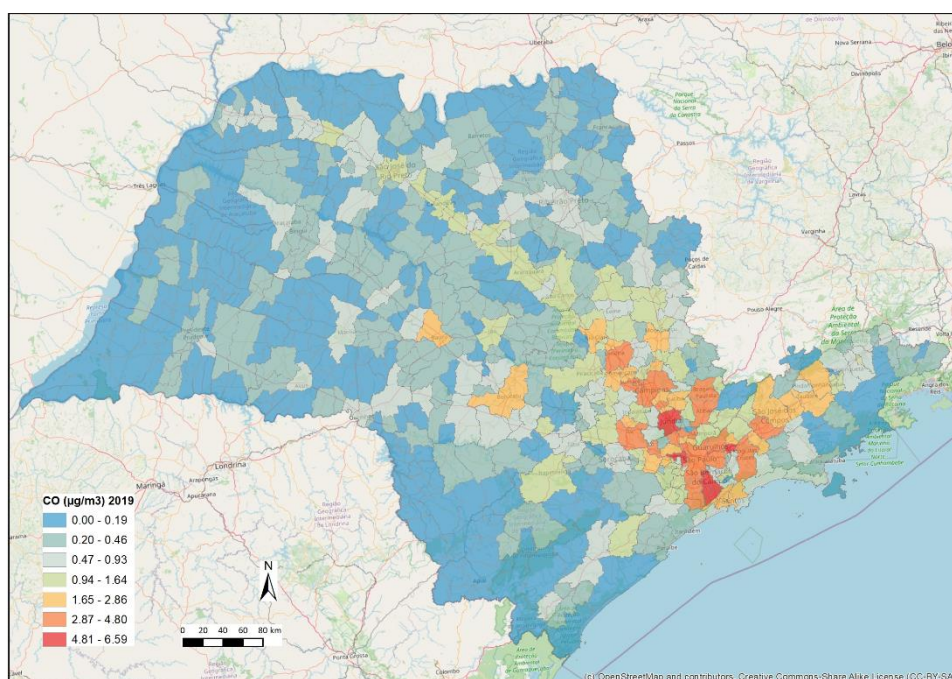
Com base nos resultados estimados para a emissão de contaminantes locais, e tendo em conta a metodologia desenvolvida no item 4.1, efetuou-se o cálculo da contribuição das emissões para os níveis de qualidade do ar (material particulado, dióxido de nitrogénio, monóxido de carbono e dióxido de enxofre). Salienta-se que a presente estimativa considera apenas as emissões modeladas no presente estudo, sendo estas uma fração das emissões totais de poluentes, que incluem, entre outras, as emissões industriais.

Efetua-se nas figuras seguintes a representação das concentrações estimadas por município de São Paulo, tendo por base as emissões de contaminantes estimadas para o ano base de 2019. As

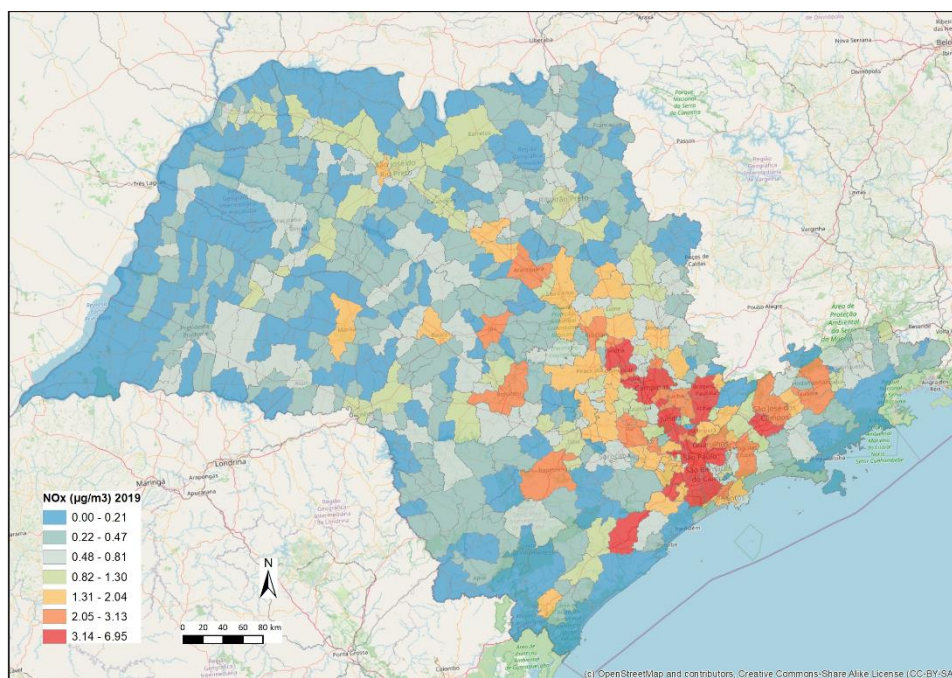
concentrações mais elevadas são observadas de forma genérica na região Metropolitana de São Paulo, no eixo RJ-SP e no eixo da Rumo entre o Noroeste de SP e a capital, sendo estes trajetos importantes no movimento de veículos pesados e para o transporte de mercadorias através de ferrovia. Os dados simulados permitem estimar uma contribuição das emissões de até aproximadamente $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o CO, cerca de $6,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o NO_2 , $0,52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o material particulado (MP10) e $0,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o SO_2 .

Efetuando a comparação destes resultados com os padrões estaduais de qualidade do ar, confirma-se que as concentrações máximas observadas para o material particulado e para o NO_2 representam respectivamente cerca de 2 e 11% dos respectivos padrões estabelecidos para o período anual. De salientar que estes são parâmetros para aos quais já existe histórico de incumprimentos na rede de medição da qualidade do ar estadual. No que se refere ao CO e SO_2 , as concentrações máximas estimadas representam uma parcela residual face ao respectivo valor limite, inferior a 1% para o SO_2 , e inferior a 0,1% para o CO.

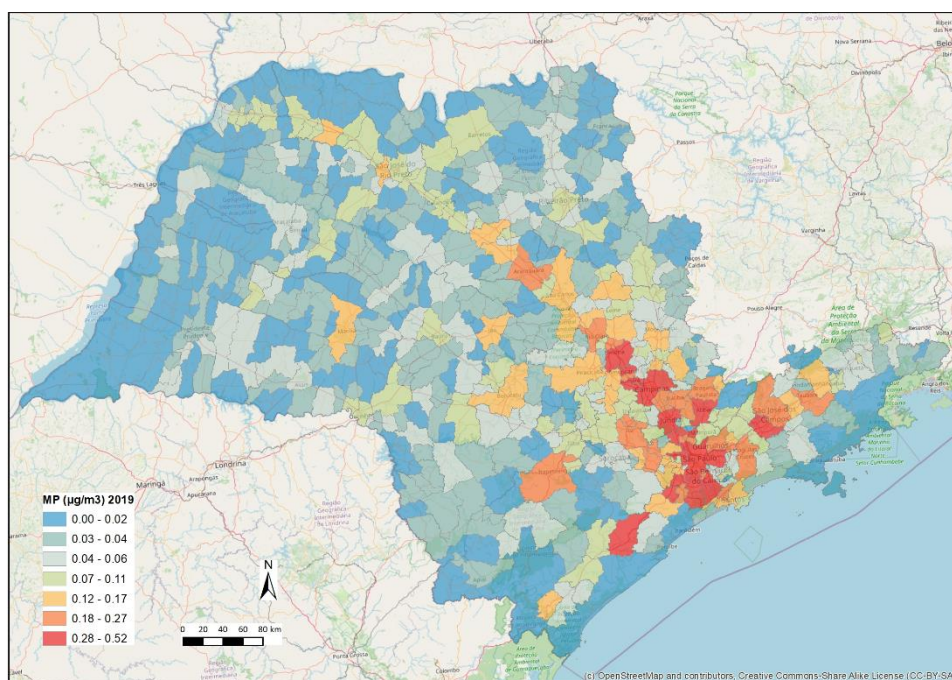
CO
($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
2019



NO₂
(µg/m³)
2019



MP10
(µg/m³)
2019



SO₂
($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
2019

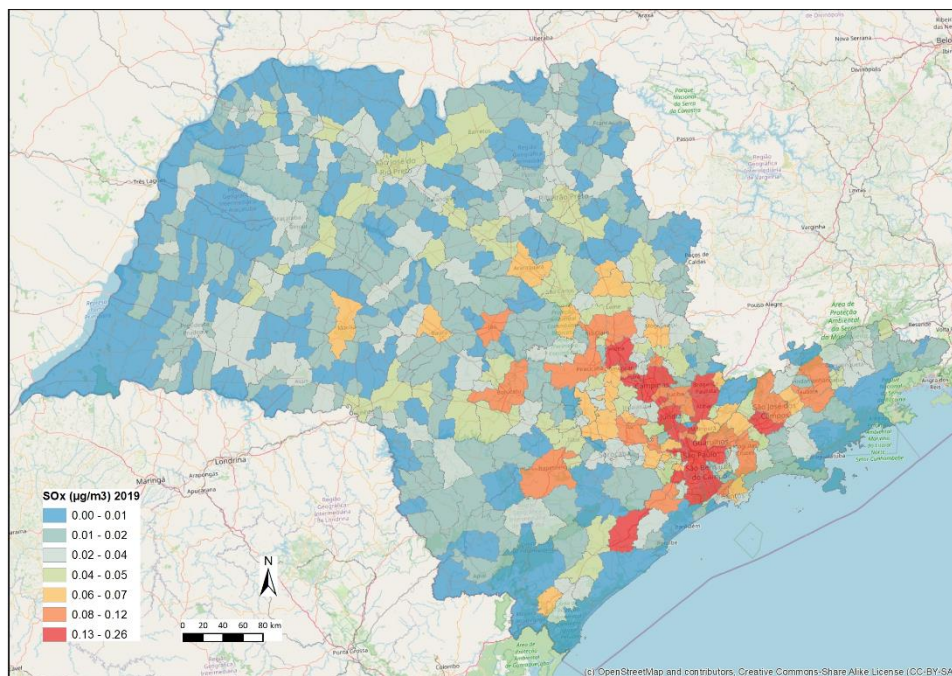
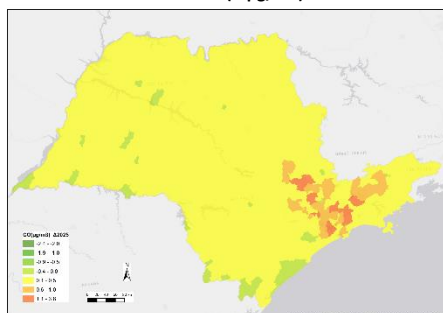


Figura 48. Representação das concentrações de poluentes por município do estado de São Paulo, tendo por base as emissões estimadas para o ano base (2019).

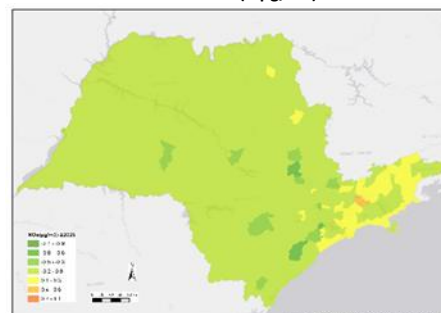
Efetua-se nas figuras seguintes a representação da variação da concentração dos contaminantes locais monóxido de carbono, dióxido de nitrogénio, material particulado e dióxido de enxofre, nos cenários futuros face ao cenário no ano base de 2019.

2025

CO ($\Delta \mu\text{g}/\text{m}^3$)



NO₂ ($\Delta \mu\text{g}/\text{m}^3$)



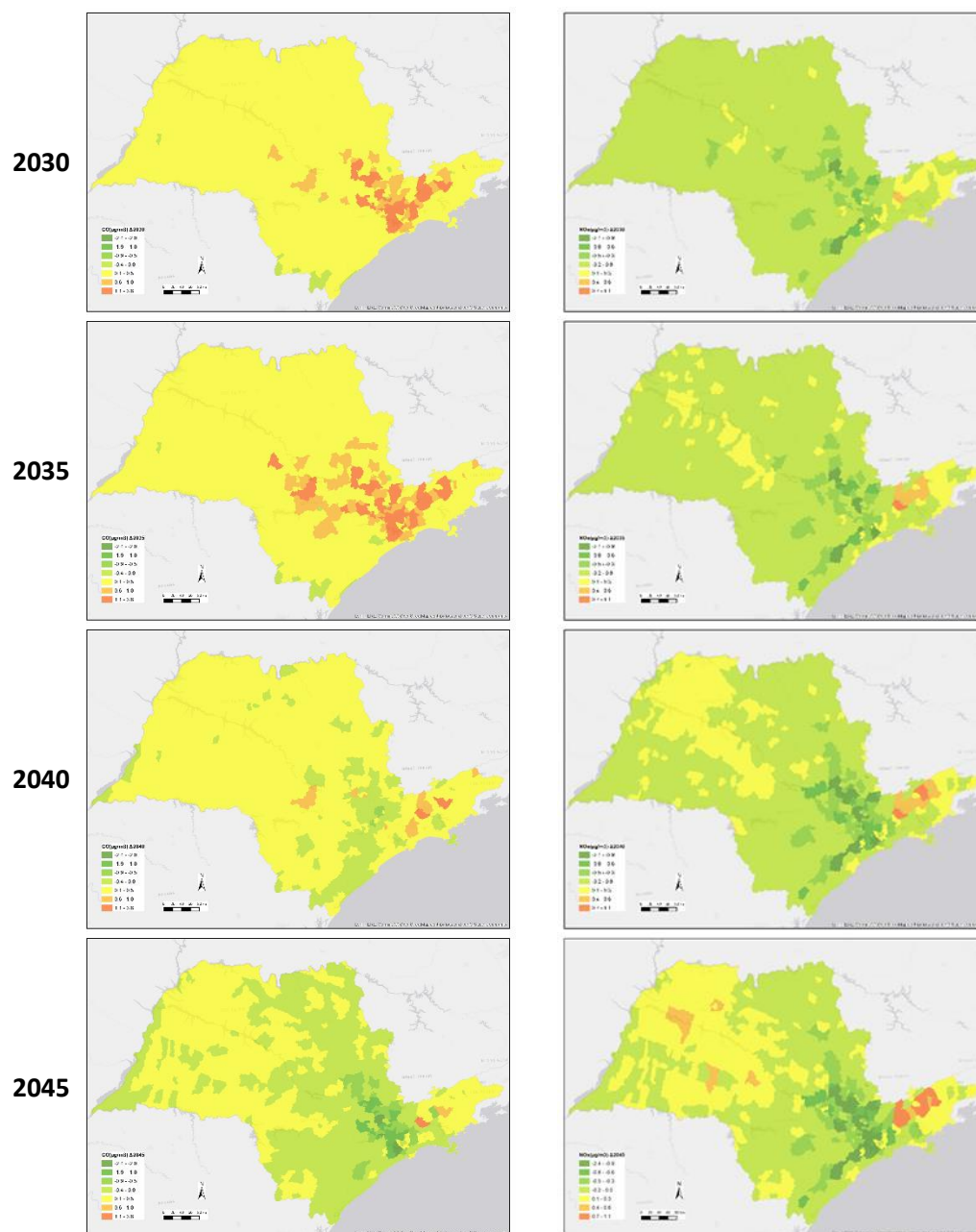


Figura 49. Representação da variação das concentrações de poluentes por município do estado de São Paulo, face às concentrações estimadas para o ano base (2019).

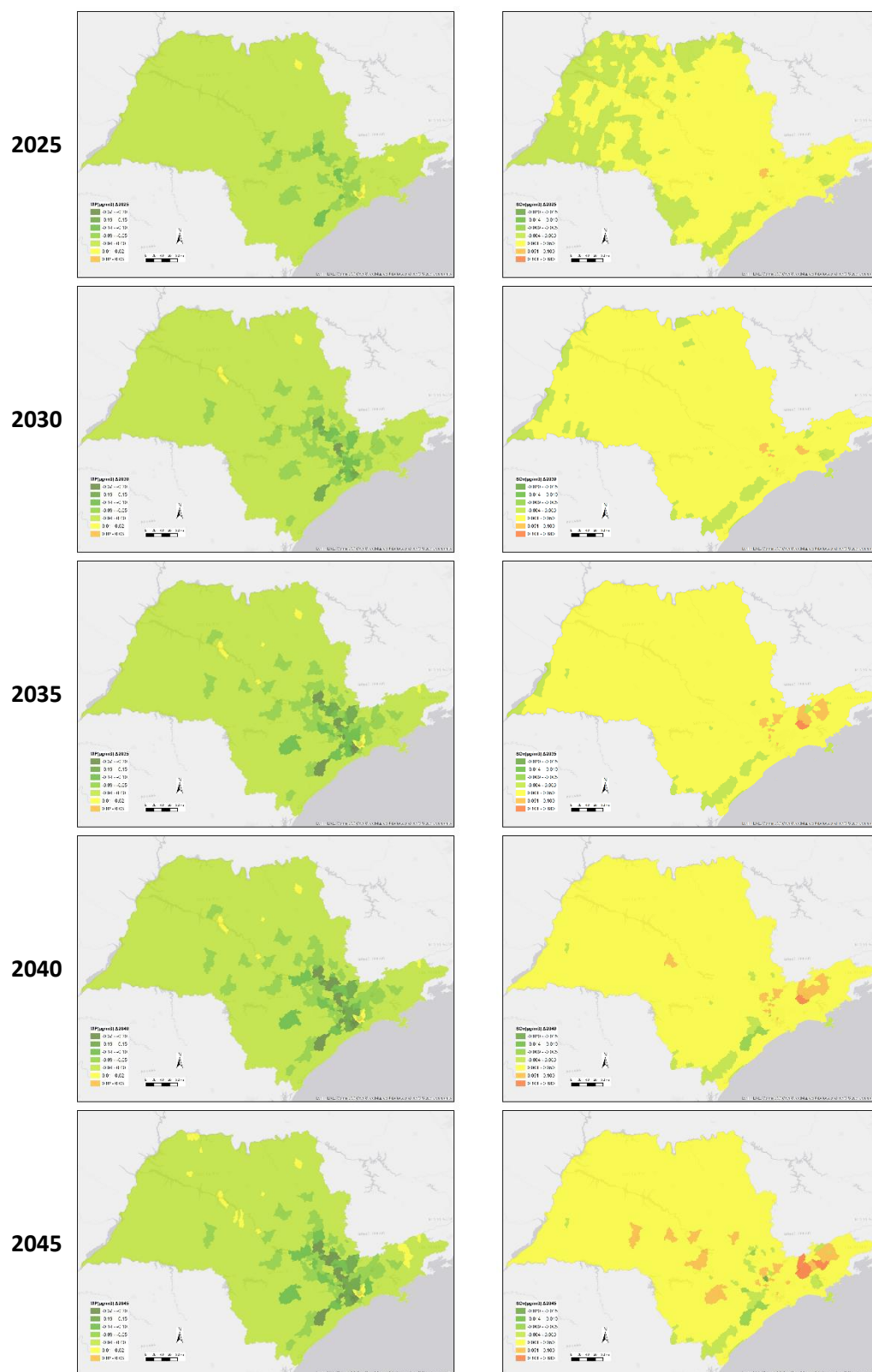


Figura 50. Representação da variação das concentrações de poluentes por município do estado de São Paulo, face às concentrações estimadas para o ano base (2019).

Os resultados revelam reduções, ou acréscimos na concentração de NO_2 variáveis em função da zona considerada e do ano da estimativa. De forma genérica, para este parâmetro observam-se variações máximas, face a 2019, de até aproximadamente $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. As reduções mais significativas são observadas no cenário de 2035, principalmente em municípios da região metropolitana de São Paulo. Esta redução está associada às reduções nas emissões do sector veicular, devido à atualização natural da frota. Posteriormente, observa-se no cenário de 2045 a ocorrência de incrementos mais significativos em municípios nos eixos RJ-SP e entre o noroeste do estado e a capital.

Para o CO , registam-se variações máximas próximas de $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com acréscimos face a 2019, principalmente no cenário de 2035. Para o SO_2 , apesar o resultado das simulações apresentar genericamente um incremento nas concentrações, salienta-se que as variações estimadas são muito reduzidas, menores que $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e significativamente inferiores aos respetivos valores legais.

Para o material particulado MP_{10} , estima-se que uma variação nas concentrações, de até aproximadamente $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nos cenários futuros, face ao cenário base. Para este parâmetro, uma parte muito significativa das regiões apresenta reduções ou incrementos residuais na concentração face ao estimado para o ano base. Os aumentos mais elevados, ainda assim, inferiores ou próximos de $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, são observados em alguns municípios da região metropolitana de São Paulo, nos cenários de 2040 e 2045. Na tabela seguinte efetua-se o resumo das variações máximas estimadas para a concentração dos contaminantes locais.

Tabela 9. Variações máximas estimadas para a concentração dos contaminantes locais.

	Poluente	ΔCO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	ΔNO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	ΔMP ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	ΔSO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Variação nos cenários futuros	Máximo	+3,8	+1,1	+0,03	+0,18
	Mínimo	-2,4	-2,4	-0,37	-0,02

5.4 Efeitos na saúde

Nos capítulos 4.2 e 4.3, foram apresentadas as metodologias para quantificação e monetização dos impactos na saúde decorrentes da emissão de poluentes por modais rodoviários, hidroviários e ferroviários no estado de São Paulo. A partir das emissões dispostas acima, os impactos na saúde foram quantificados e monetizados. As memórias de cálculo foram dissociadas por Anos de Vida Perdidos (YLL) e Anos Vivendo com Incapacidade (YLD) para cada poluente avaliado. Os cálculos em planilhas .xlxs estão disponíveis na base de dados DTB_S6 e são organizados de acordo com a Tabela 10. As planilhas dispõem os dados de memória de cálculo da quantificação e monetização dos impactos na saúde dissociados por:

- Tipo de dano (morbidade ou mortalidade);
- Custos diretos e indiretos;
- Município;
- Anos de 2019, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045.

Tabela 10. Planilhas referentes às memórias de cálculo para Anos de Vida Perdidos (YLL) e Anos Vivendo com Incapacidade (YLD) para cada poluente.

Variável	Poluente	Planilha
YLD	MP ₁₀	C2685 DER CONS - DTB_MORB – MP10_FA_YLD
YLD	MP _{2.5}	C2685 DER CONS - DTB_MORB – MP2.5_FA_YLD
YLD	CO	C2685 DER CONS - DTB_MORB - CO_FA_YLD
YLD	NO _x	C2685 DER CONS - DTB_MORB - NOx_FA_YLD
YLD	SO _x	C2685 DER CONS - DTB_MORB - SOx_FA_YLD
YLL	MP ₁₀	C2685 DER CONS - DTB_MORT – MP10_FA_YLL
YLL	MP _{2.5}	C2685 DER CONS - DTB_MORT – MP2.5_FA_YLL
YLL	CO	C2685 DER CONS - DTB_MORT – CO_FA_YLL
YLL	NO _x	C2685 DER CONS - DTB_MORT - NOx_FA_YLL
YLL	SO _x	C2685 DER CONS - DTB_MORT - SOx_FA_YLL

Os valores de monetização e quantificação obtidos a partir dos cálculos podem ser acessados nas bases de dados que sumarizam os resultados em DTB_S7. O conteúdo disposto nas planilhas é sumarizado na Tabela 11. Os resultados são dissociados por municípios do estado de São Paulo.

Tabela 11. Bases de dados referentes aos resultados de cálculo para Anos de Vida Perdidos (YLL) e Anos Vivendo com Incapacidade (YLD).

Planilha	Resultados
C2685 DER CONS - Base de dados MORB	Danos e monetização direta e indireta associados aos Anos Vivendo com Incapacidade (YLD) por poluente e agregado.
C2685 DER CONS - Base de dados MORT	Danos e monetização direta e indireta associados aos Anos Vivendo com Incapacidade (YLL) por poluente e agregado.
C2685 DER CONS - Base de dados CONS	Danos e monetização direta e indireta associados aos Anos Vivendo com Incapacidade (YLD) e Anos Vivendo com Incapacidade agregados.

A seguir, apresentam-se os resultados referentes às análises. A quantificação dos danos à saúde será disposta no subcapítulo 5.4.1 e a monetização no subcapítulo 5.4.2.

5.4.1 Quantificação dos Efeitos na Saúde

Quanto aos Anos Vivendo com Incapacidade (YLD), destaca-se o efeito à saúde relativo às doenças respiratórias. Para o ano de 2045 no estado de São Paulo, estima-se que serão vividos 317 anos com incapacidades devido ao efeito de todos os poluentes. Destes, podem ser atribuídos 152 (47,9%) às complicações respiratórias, 82 (25,9%) às complicações cardiovasculares e 83 (26,2%) à neoplasia devido às emissões no transporte aqui avaliadas.

Na morbidade, consideradas todas as causas avaliadas, os óxidos de nitrogênio (NO_x) apresentam um efeito significativo ao longo de todos os anos futuros, seguidos de MP_{2.5} (Figura 51). Os dois poluentes mais significativos nos efeitos em morbidade, NO_x e MP_{2.5}, apresentam diferentes cenários de redução nos cenários futuros. Enquanto o MP_{2.5} reduz-se progressivamente a partir do ano de 2019, os óxidos de nitrogênio apresentam redução progressiva até o ano de 2040 e breve acréscimo em 2045. Esses

padrões devem-se ao fato de que as emissões associadas a esses poluentes são influenciadas pela atualização da frota rodoviária. Portanto, cabe apontar que o efeito de redução contínua nos efeitos do poluente NO_x à saúde e custos possui como principal determinante a redução espacialmente heterogênea de sua concentração. Ou seja, apesar do incremento no ano de 2045, a heterogeneidade da distribuição da concentração do poluente no estado de São Paulo tendeu a promover o incremento da concentração em áreas de reduzida importância para os fatores de população e morbidades, não exercendo efeitos importantes na morbidade.

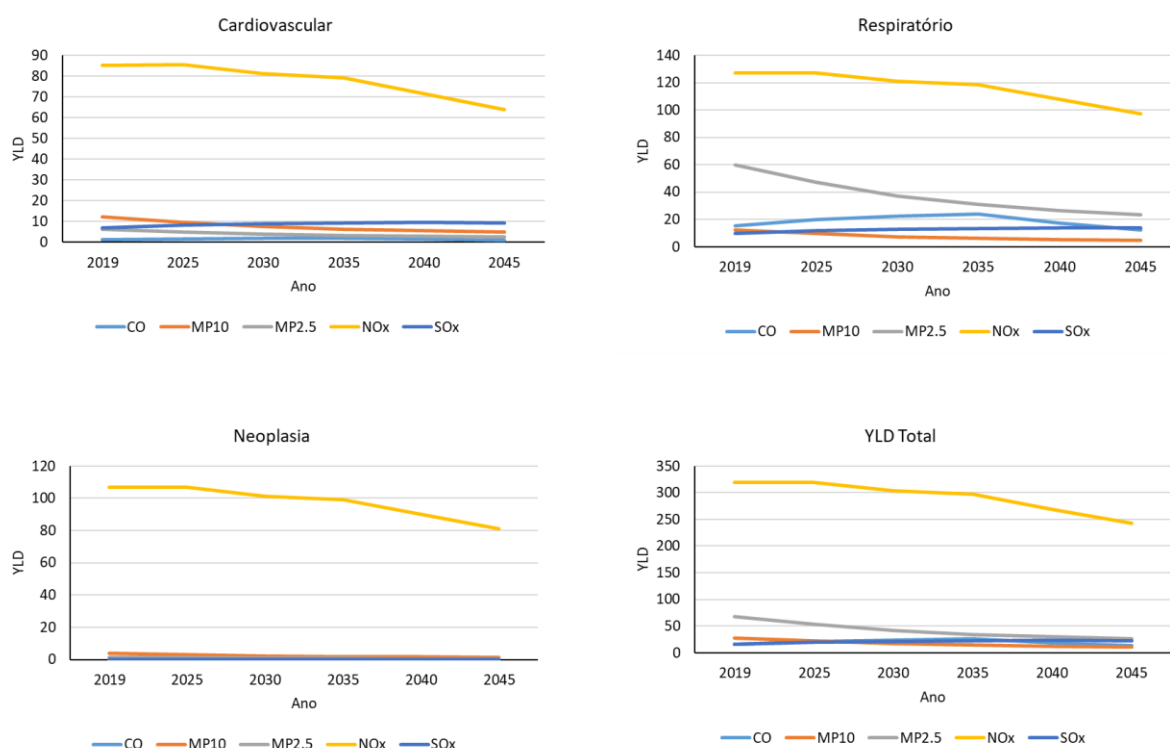


Figura 51. Anos Vivendo com Incapacidade (YLD) para cada causa de morbidade (Cardiovascular, Respiratório, Neoplasia) e poluente nos anos de 2019, 2025, 2030, 2040 e 2045, no estado de São Paulo.

O poluente monóxido de carbono (CO) apresentou significativo efeito sobre a mortalidade e Anos de Vida Perdidos (YLL) ao longo dos anos, seguido de NO_x , $\text{MP}_{2.5}$, MP_{10} e SO_x (Figura 51). Da mesma forma, ao se agrupar o YLD e YLL – Anos de Vida Ajustados pela Incapacidade (DALY), o CO permanece em destaque devido ao seu grande efeito sobre a mortalidade (Figura 52). Os modelos estimam um incremento a partir de 2019, seguido de redução importante dos efeitos de mortalidade associados ao CO para os anos subsequentes a 2035. Já para os demais poluentes, os modelos estimam uma redução gradual de DALY a partir do ano de 2019, com exceção no poluente SO_x (Tabela 12).

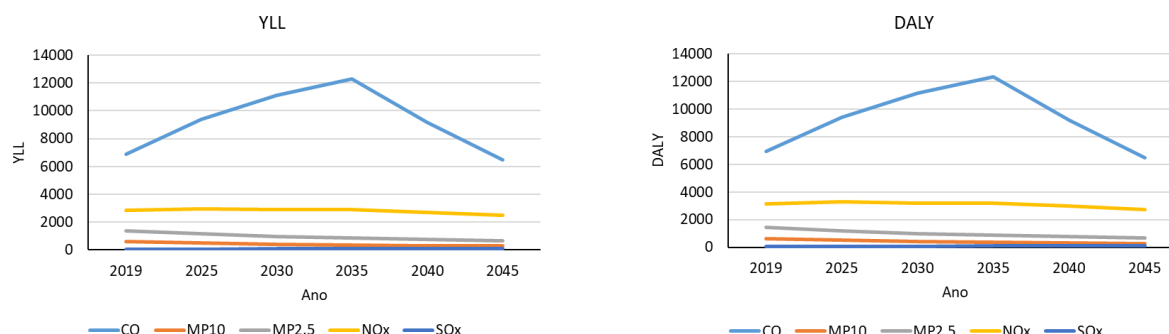


Figura 52. Anos de Vida Perdidos (YLL) e Anos de Vida Ajustados pela Incapacidade (DALY) para cada poluente nos anos de 2019, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045 no estado de São Paulo.

Tabela 12. DALY para todos os poluentes e causas agregadas para os anos de 2019, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045 para o estado de São Paulo.

Poluente	DALY					
	2019	2025	2030	2035	2040	2045
CO	6.921	9.425	11.168	12.312	9.203	6.483
MP10	634	516	415	355	314	287
MP2.5	1.452	1.213	1.001	864	771	698
NOx	3.154	3.273	3.209	3.203	2.975	2.719
SOx	57	74	82	89	95	95
Total	12.218	14.501	15.876	16.824	13.359	10.281

Um padrão recorrente nas análises a seguir é o incremento dos indicadores YLL, DALY, custo direto e indireto até o ano de 2035 e posterior decréscimo até o ano de 2045. Esse padrão é decorrente das variações de concentração do poluente monóxido de carbono, que possui grande influência sobre a mortalidade. Como explicitado anteriormente, o aumento das emissões de monóxido de carbono até 2035 está associado ao crescimento das componentes rodoviária, ferroviária e hidroviária, que são contínuos até o ano de 2045. A redução das emissões entre 2035 e 2045 se dá pela penetração tecnológica e atualização de frota de automóveis, reduzindo as emissões de CO a níveis inferiores à 2019, coisa que acontece, segundo as projeções, apesar do incremento de demanda (Tabela 7).

No estado de São Paulo, a despeito dos incrementos populacionais projetados, há redução gradual dos efeitos de todos os poluentes sobre a saúde da população para os cenários futuros. Em análise espacial do efeito, nota-se que há efetiva concentração de pessoas afetadas nas regiões metropolitana de São Paulo, Campinas, São José dos Campos e Baixada Santista (em vermelho escuro nas Figuras 75 e 76) e efeitos mais brandos nas regiões interioranas, tanto para o ano de 2019 quanto para 2045.

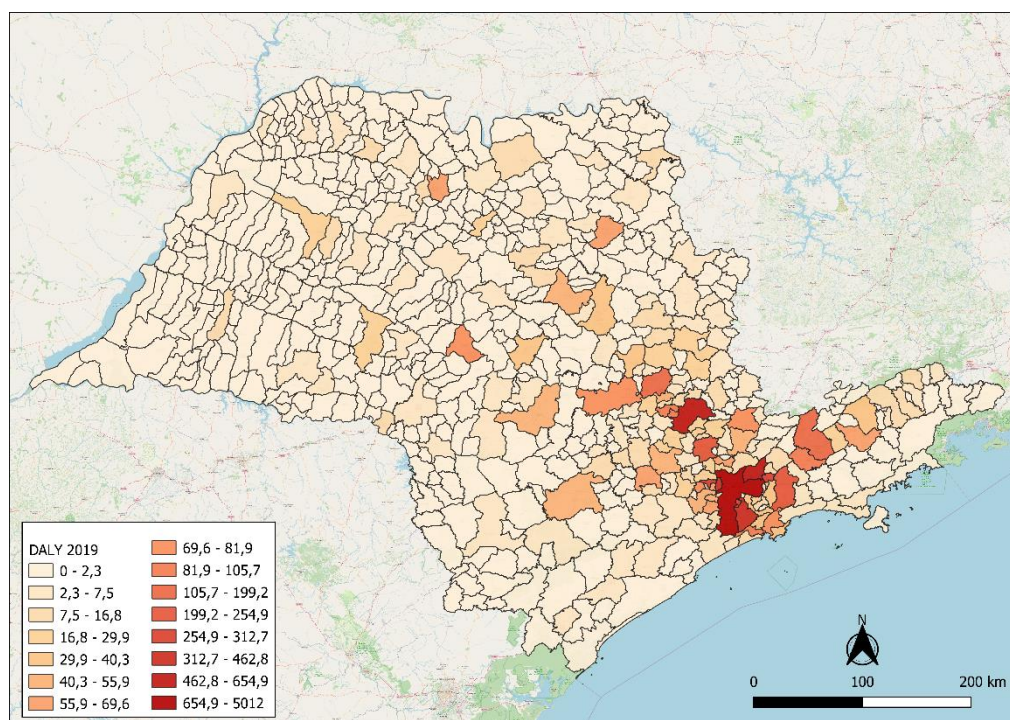


Figura 53. Anos de Vida Ajustados pela Incapacidade (DALY) para todos os poluentes em 2019, no estado de São Paulo. Fonte: Green Domus.

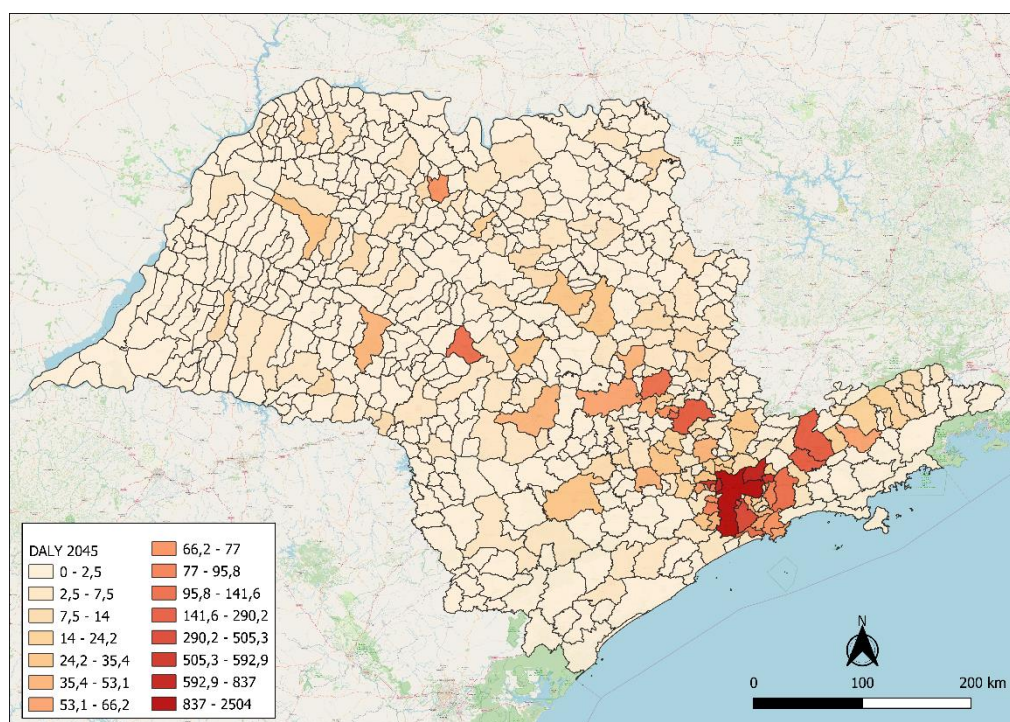


Figura 54. Anos de Vida Ajustados pela Incapacidade (DALY) para todos os poluentes em 2045, no estado de São Paulo. Fonte: Green Domus.

Apesar de grande semelhança na distribuição do DALY na porção interiorana do estado, os valores estimados de DALY decrescem de forma heterogênea entre 2019 e 2045 (Figura 55). As reduções projetadas de DALY são maiores nas regiões que apresentaram valores mais elevados em 2019, como nas regiões metropolitanas de Campinas, São José dos Campos e Sorocaba e no município de São Paulo. No entanto, os municípios da região metropolitana de São Paulo apresentaram aumento no DALY. Nas regiões interioranas, acréscimos baixos no DALY (0 – 14,1) predominaram em detrimento da redução, que ocorreu pontualmente.

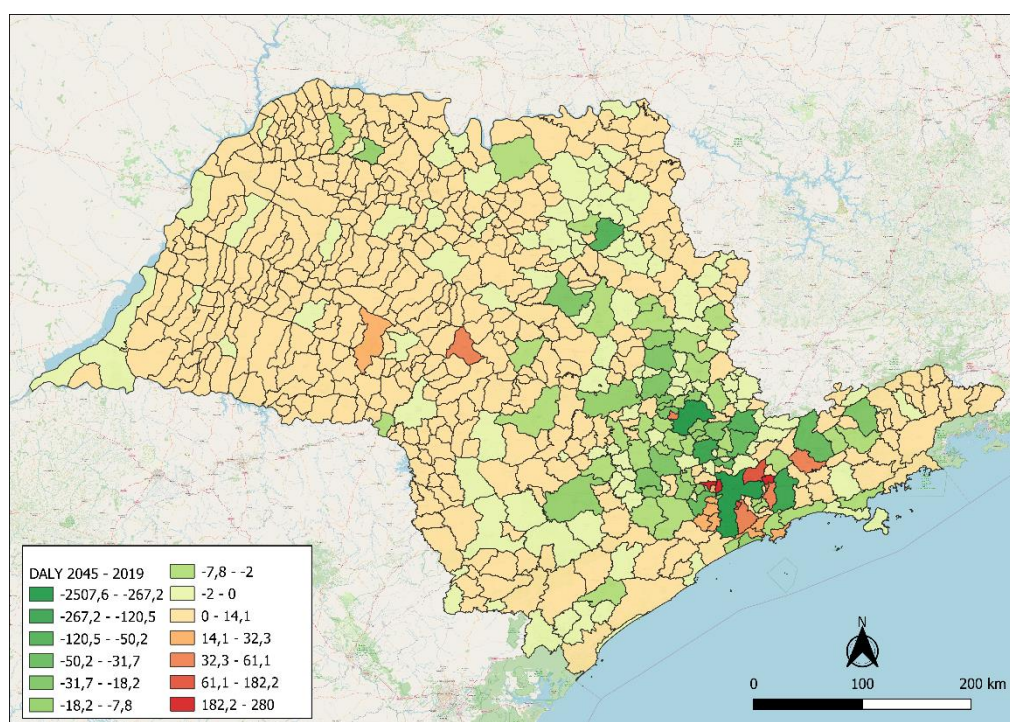


Figura 55. Diferença de Anos de Vida Ajustados pela Incapacidade (DALY) para todos os poluentes entre 2045 e 2019, no estado de São Paulo. Fonte: Green Domus.

5.4.2 Monetização dos Efeitos na Saúde

Devido aos significativos impactos de morbidade avaliados, os maiores custos diretos e indiretos foram associados ao poluente NO_x (Figura 56). O valor total de investimento público com saúde pública e custo de produtividade (Custo indireto) associado à morbidade em 2045 foi estimado em R\$ 8,1 milhões e, em 2019, R\$ 11 milhões. Assim como a morbidade, os custos tendem a cair ao longo dos anos, apesar do crescimento populacional.

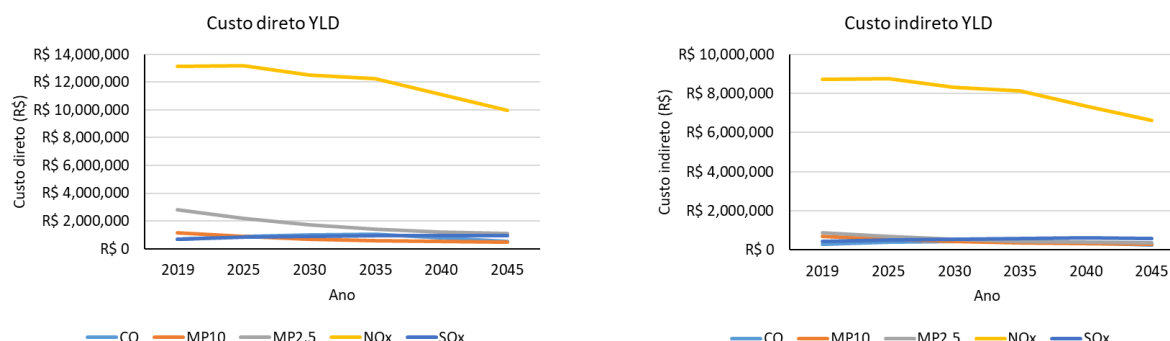


Figura 56. Custo direto e indireto associado aos Anos Vivendo com Incapacidade (YLD) para cada poluente nos anos de 2019, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045, no estado de São Paulo.

Grande parte dos custos diretos e indiretos da mortalidade estão associados ao poluente CO. A queda em sua emissão após o ano de 2035 impacta também os custos do YLL (Figura 57). O maior custo direto (R\$ 675,6 milhões) e indireto (R\$ 175,7 milhões) associado à mortalidade diz respeito ao ano de 2035 e os menores custos aparecem no horizonte de 2045, estimados em R\$ 409,2 milhões e R\$ 103,7 milhões, respectivamente.

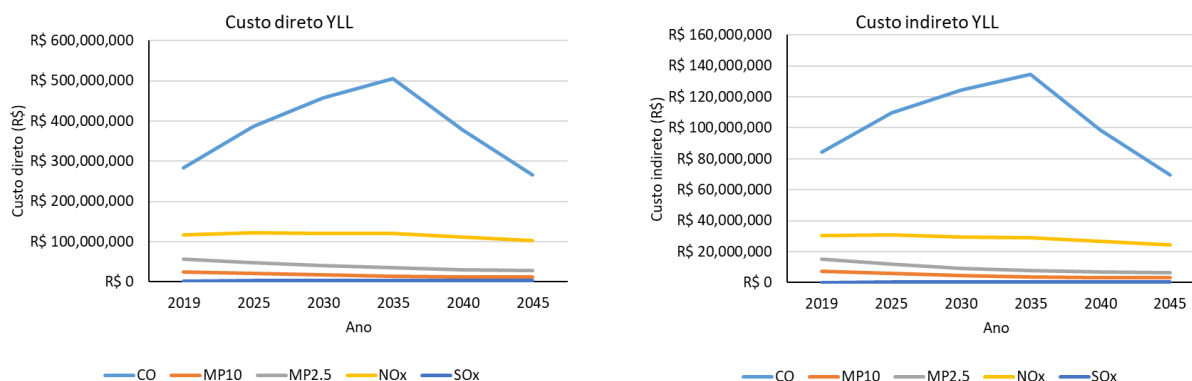


Figura 57. Custo direto e indireto associado aos Anos de Vida Perdidos (YLL) para cada poluente nos anos de 2019, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045, no estado de São Paulo.

Os custos do DALY se aproximam da curva observada para os custos do YLL, regredindo significativamente após o ano de 2035, já que os custos associados a essa variável são mais significativos que YLD na análise agregada (Figura 58).

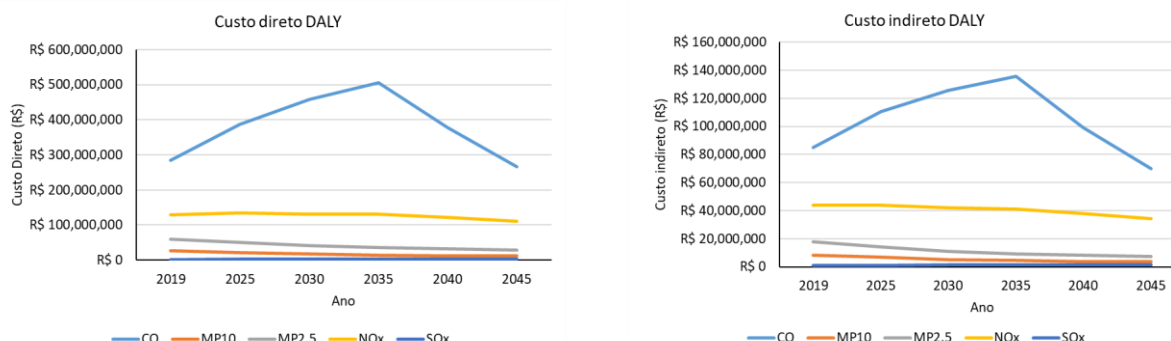


Figura 58. Custo direto e indireto associado aos Anos de Vida Ajustados por Incapacidade (DALY) para cada poluente nos anos de 2019, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045, no estado de São Paulo.

O custo direto associado ao DALY no estado de São Paulo se aproxima da distribuição do DALY já representada. Os municípios com custo mais significativo são aqueles da região metropolitana de São Paulo e Campinas, com certo destaque para a Baixada Santista, região metropolitana de São José dos Campos e municípios pontuais interioranos (Figura 59). Da mesma forma, o custo direto para o ano de 2045 mantém-se elevado nas regiões citadas, mas decresce consideravelmente em todo o estado e de forma relativa em determinados municípios (Tabela 13, Figura 82).

Tabela 13. Custo direto para todos os poluentes e causas agregadas para os anos de 2019, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045, para o estado de São Paulo.

Poluente	Custo Direto DALY (milhões de R\$)					
	2019	2025	2030	2035	2040	2045
CO	284,4 mi	387,3 mi	458,9 mi	506,4 mi	378,2 mi	266,4 mi
MP10	26,1 mi	21,2 mi	17,1 mi	14,6 mi	12,9 mi	11,8 mi
MP2.5	59,6 mi	49,8 mi	41,1 mi	35,5 mi	31,6 mi	28,6 mi
NOx	129,6 mi	134,5 mi	131,9 mi	131,7 mi	122,2 mi	111,7 mi
SOx	2,3 mi	3,0 mi	3,4 mi	3,6 mi	3,9 mi	3,9 mi
Total	502,0 mi	595,8 mi	652,3 mi	691,8 mi	548,8 mi	422,3 mi

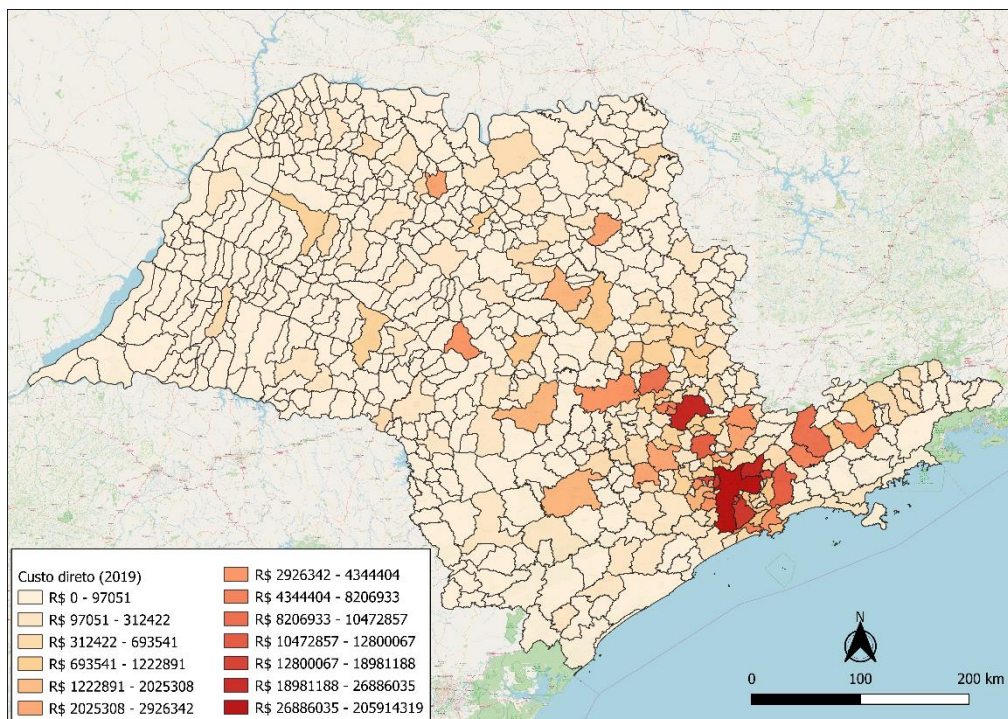


Figura 59. Custo direto associado aos Anos de Vida Ajustados pela Incapacidade (DALY) para todos os poluentes em 2019, no estado de São Paulo. Fonte: Green Domus.

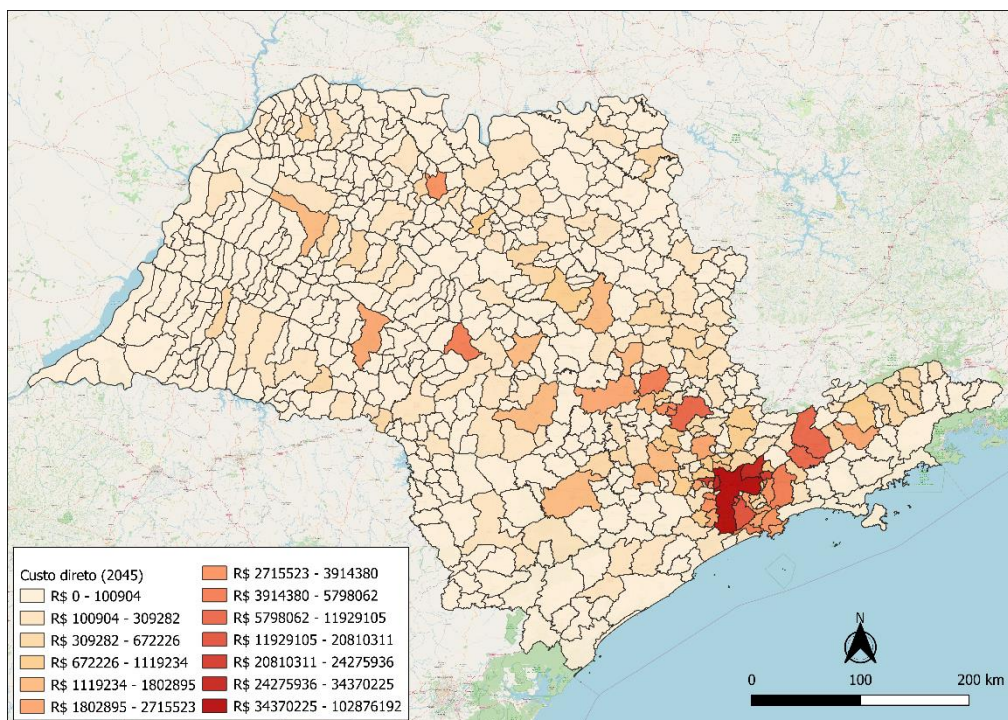


Figura 60. Custo direto associado aos Anos de Vida Ajustados pela Incapacidade (DALY) para todos os poluentes em 2045, no estado de São Paulo. Fonte: Green Domus.

Comparando-se o custo direto do DALY entre 2045 e 2019, projeta-se importantes reduções de custos diretos nos municípios na região Centro-Leste do estado, regiões metropolitanas de Campinas e São José dos Campos. Especificamente na região central e oeste, acréscimos na grandeza de até R\$ 575 mil são observados de forma geral. Com maior incremento, assim como o DALY, projeta-se aumento dos custos diretos na região litorânea de Cubatão e Guarujá e municípios adjacentes a São Paulo (Figura 61).

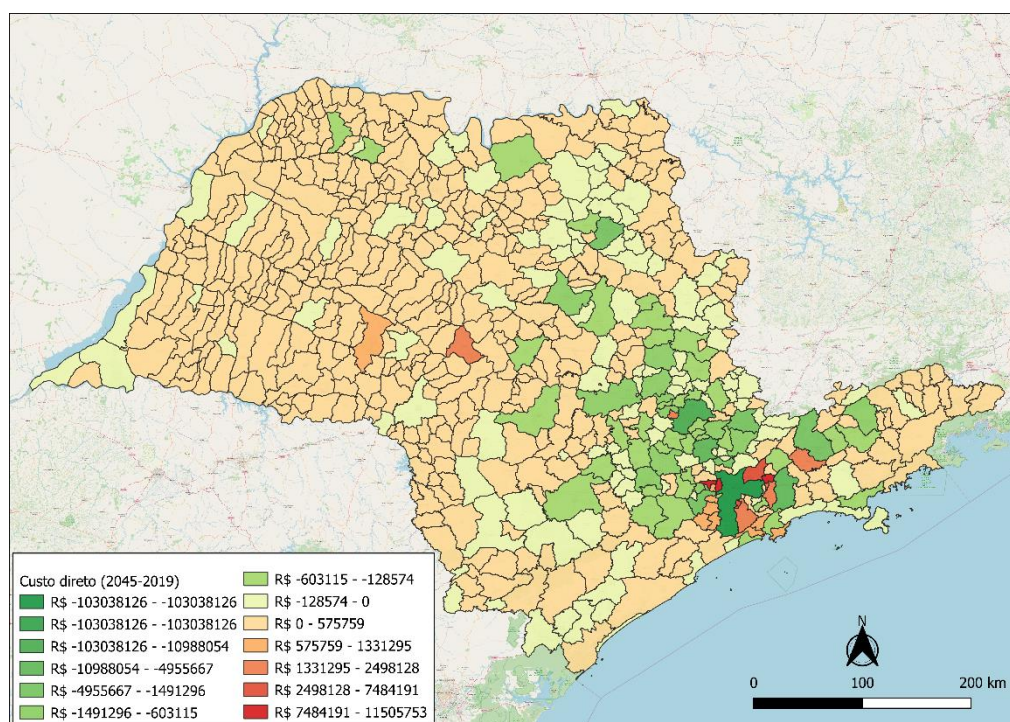


Figura 61. Diferença do Custo direto associado aos Anos de Vida Ajustados pela Incapacidade (DALY) para todos os poluentes entre os anos de 2045 e 2019, no estado de São Paulo. Fonte: Green Domus.

Assim como os custos diretos, a distribuição dos custos indiretos no estado é semelhante à distribuição do DALY, com redução significativa dos custos previstos para os anos subsequentes a 2035 (Tabela 14). As regiões metropolitanas de São Paulo, Campinas e São José dos Campos (em vermelho escuro) se destacam pelos custos do sistema de saúde e produtividade, ocasionados devido à morbidade e mortalidade para os anos de 2019 e 2045 (Figuras 84 e 85).

Tabela 14. Custo indireto para todos os poluentes e causas agregadas para os anos de 2019, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045, para o estado de São Paulo.

Poluente	Custo Indireto DALY (milhões de R\$)					
	2019	2025	2030	2035	2040	2045
CO	85,1 mi	110,7 mi	125,5 mi	135,5 mi	99,2 mi	70,0 mi
MP10	8,5 mi	6,7 mi	5,3 mi	4,4 mi	3,9 mi	3,5 mi
MP2.5	17,9 mi	14,2 mi	11,1 mi	9,3 mi	8,1 mi	7,3 mi
NOx	43,8 mi	44,1 mi	42,0 mi	41,3 mi	37,8 mi	34,5 mi
SOx	1,0 mi	1,2 mi	1,3 mi	1,4 mi	1,4 mi	1,4 mi

Total	156,3 mi	176,9 mi	185,1 mi	192,0 mi	150,4 mi	116,7 mi
-------	----------	----------	----------	----------	----------	----------

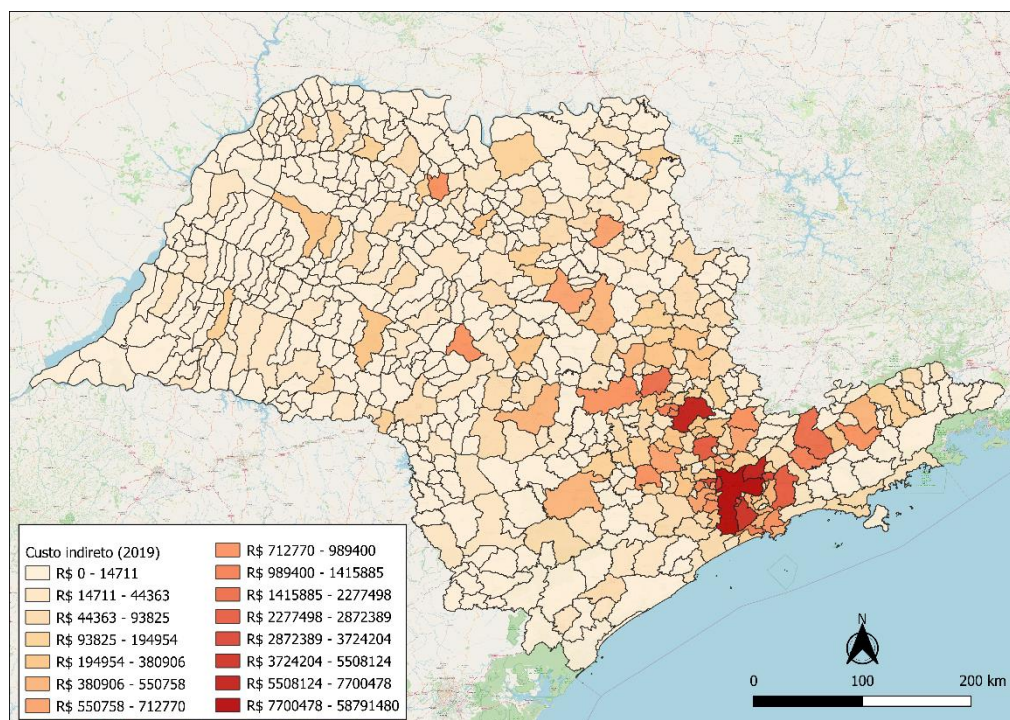


Figura 62. Custo indireto associado aos Anos de Vida Ajustados pela Incapacidade (DALY) para todos os poluentes em 2019, no estado de São Paulo. Fonte: Green Domus.

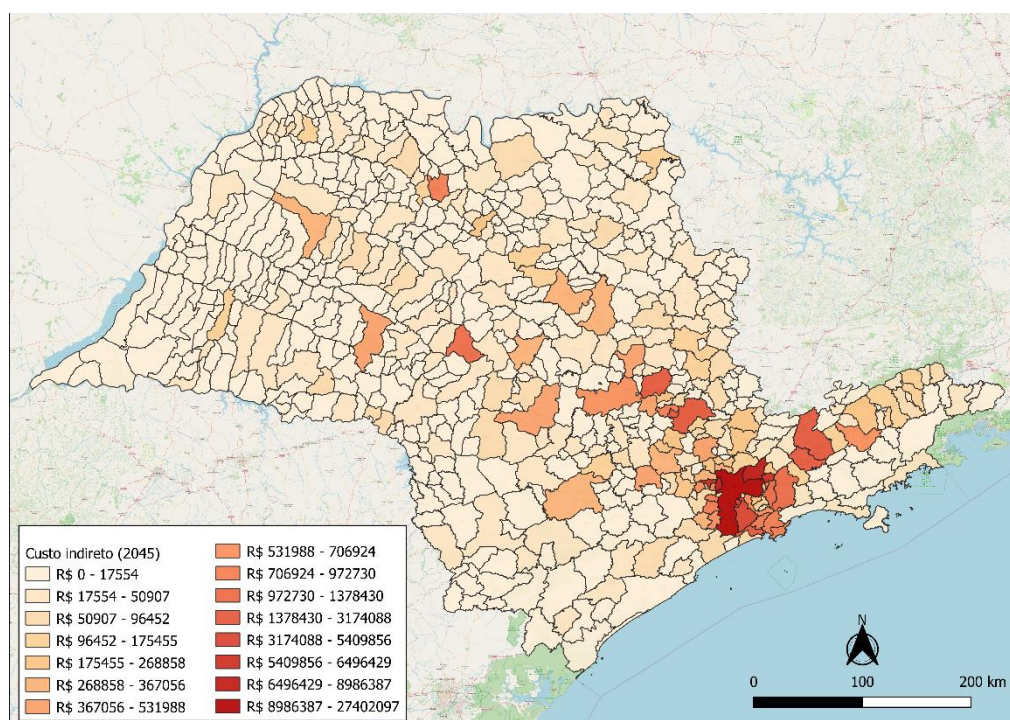


Figura 63. Custo indireto associado aos Anos de Vida Ajustados pela Incapacidade (DALY) para todos os poluentes em 2045, no estado de São Paulo. Fonte: Green Domus.

Em relação a 2019, no ano de 2045 são previstas para a região Centro-Leste do estado reduções de investimentos em saúde pública com hospitalizações e custos de produtividade decorrentes da emissão dos poluentes, com destaque para as regiões metropolitanas de Campinas e São José dos Campos e o município de São Paulo. Nas regiões adjacentes ao município de São Paulo, e de forma geral na região Centro-Oeste do estado, que apresentam elevação do DALY ao longo do tempo, prevê-se a intensificação dos custos indiretos (Figura 86).

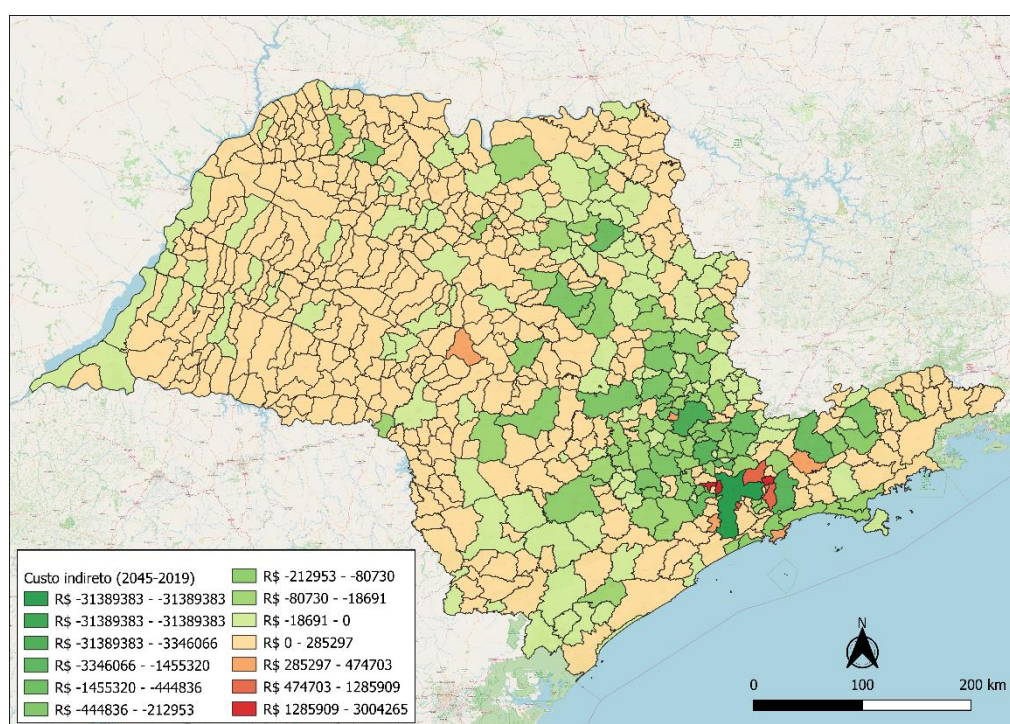


Figura 64. Diferença do Custo direto associado aos Anos de Vida Ajustados pela Incapacidade (DALY) para todos os poluentes entre 2045 e 2019, no estado de São Paulo. Fonte: Green Domus.

Outro indicador verificado é a associação dos Anos de Vida Ajustados pela Incapacidade (DALY), Custos diretos e indiretos com a quantidade total de poluente emitido, em toneladas. Os gráficos a seguir sumarizam esses indicadores e apontam que a morbidade, mortalidade e custos associados por tonelada do poluente material particulado (MP, MP₁₀ e MP_{2.5} agregados) são os mais representativos (Figuras 87 a 89). Por outro lado, os poluentes CO, NO_x e SO_x apresentam valores menos representativos por tonelada.

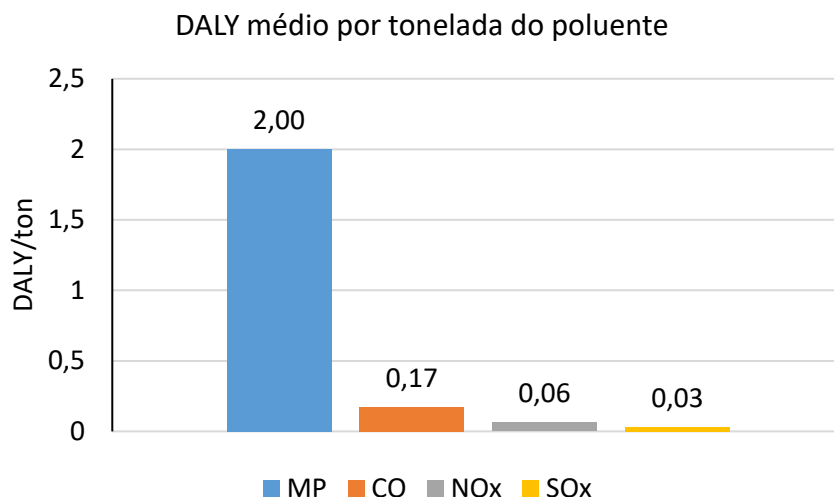


Figura 65. DALY médio por tonelada de poluente emitido para os anos de 2019, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045, no estado de São Paulo.

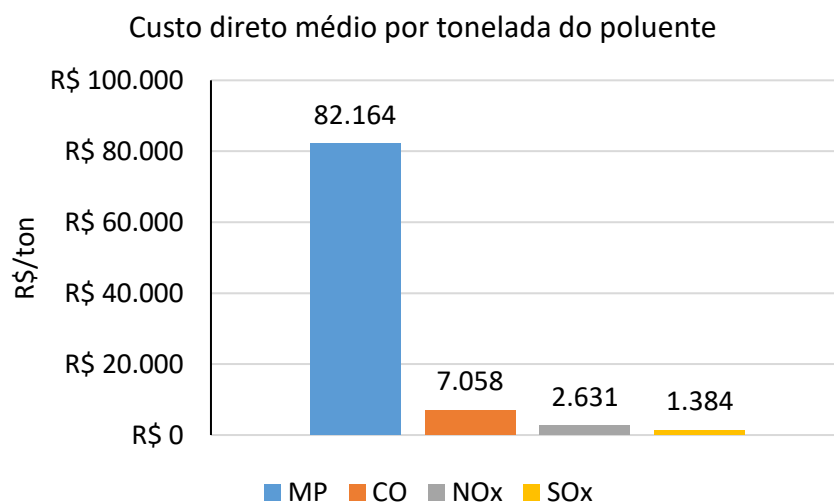


Figura 66. Custo direto por tonelada de poluente emitido para os anos de 2019, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045, no estado de São Paulo.

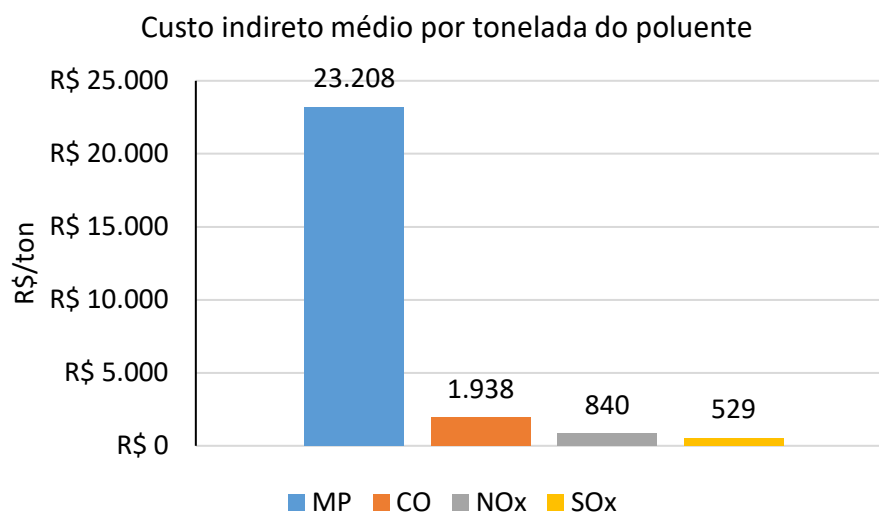


Figura 67. Custo indireto por tonelada de poluente emitido para os anos de 2019, 2025, 2030, 2035, 2040 e 2045, no estado de São Paulo.

6. Comentários finais

Neste documento são apresentadas a metodologia e os resultados do Inventário de Emissões de Poluentes Atmosféricos e Gases de Efeito de Estufa por Veículos Automotores no Estado de São Paulo. O trabalho desenvolvido é composto de três componentes técnicas: modelagem de tráfego, emissões atmosféricas dos transportes, impactos na saúde e sua monetização.

A modelagem do tráfego foi realizada a partir de dados secundários de volumes classificados de veículos e de indicadores socioeconômicos por zona de tráfego, e foi capaz de produzir matrizes de viagens rodoviárias, ferroviárias e hidroviárias de abrangência estadual. O modelo foi capaz de replicar com boa precisão os volumes observados nas diversas seções rodoviárias de controle, permitindo a produção de estimativas do volume em anos futuros a partir das projeções das variáveis socioeconômicas explicativas do tráfego.

Os resultados foram calculados para o ano base de 2019, e posteriormente foram adotados cenários de 5 em 5 anos até o horizonte de 2045. Para cada cenário o modelo de tráfego gera resultados de acordo com o tipo de demanda e modo de transporte, incluindo a componente rodoviária (número de veículos x distância (km) por dia) e ferroviário/hidroviário (toneladas úteis transportadas x distância (km) por ano).

A modelagem do tráfego revela que os automóveis, caminhões pequenos e caminhões grandes crescem aproximadamente 50% (1,9% ao ano), 67% (2,6% ao ano) e 74% (2,8% ao ano), respectivamente entre 2019 e 2045. A demanda ferroviária predomina em relação à hidroviária, crescendo cerca de 65% (2,5% ao ano) entre 2019 e 2045. A análise da evolução da atividade veicular (veículos x km) e das toneladas transportadas confirma que, nos automóveis, a demanda se concentra na região próxima à capital e as rodovias que ligam a cidade de São Paulo com o Vale do Paraíba, Baixada Santista, Campinas e Sorocaba. Já para caminhões, o fluxo de veículos é mais dividido por todo o estado, se concentrando ao longo do eixo das principais rodovias de acesso ao estado de São Paulo. Relativamente às ferrovias e hidrovias, observa-se um predomínio de transporte de carga no eixo da ferrovia da Rumo entre o estado de Mato Grosso até o porto de Santos.

Os dados obtidos na modelagem do tráfego foram posteriormente utilizados para estimar as emissões de Gases com efeito de estufa (GEE) e de contaminantes locais. De referir que as emissões estimadas para os vários compostos, referem-se a uma parcela do tráfego rodoviário, relevante para os objetivos do presente estudo e simulada com o modelo EMME. A componente de tráfego modelado no presente estudo, e utilizada nos cálculos das emissões exclui categorias como motocicletas e ônibus, e considera apenas as viagens intermunicipais para os automóveis e caminhões.

A metodologia de emissão de poluentes atmosféricos segue a metodologia desenvolvida pela CETESB, amplamente aplicada a vários estudos já desenvolvidos para o estado de São Paulo e adotada como padrão de referência no Brasil, com as devidas atualizações de zonamento, modos de transporte, intensidade de uso e fatores de emissão, tendo em conta os objetivos do presente estudo.

No que se refere às emissões de GEE, observa-se um aumento gradual das emissões de GEE para os cenários simulados, correspondendo a uma variação entre cerca de 12 milhões de toneladas em 2019, para aproximadamente 13 milhões em 2045. Este resultado incorpora na modelagem das emissões

premissas de mitigação e de eficiência identificadas em documentos de referência. Caso fosse considerada a manutenção global dos fatores e premissas do ano base, a emissão estimada seria de aproximadamente 21 milhões de toneladas em 2045.

Para os contaminantes locais, em termos globais, e considerando o horizonte futuro de 2045, observam-se diminuições nas emissões de CO, NO_x, NMHC, RCHO e MP. Para o CO registam-se, nos cenários intermédios, incremento das emissões, com diminuição apenas para o cenário de 2045, situação que está relacionada com a diminuição da contribuição gradual das emissões do tráfego rodoviário, devido à atualização da frota circulante. O principal fator com potencial de mitigação das emissões é a atualização da frota rodoviária para os cenários futuros.

Com base nos resultados estimados para a emissão de contaminantes locais, e tendo em conta a metodologia desenvolvida com base na estimativa da fração da inalação, efetuou-se o cálculo da contribuição das emissões para os níveis de qualidade do ar. A metodologia baseada no conceito de fração de inalação foi aplicada à escala geográfica de cada município do estado de São Paulo. O desenvolvimento desta opção adicional de cálculo é fundamental para permitir a quantificação e a monetização dos danos na saúde provocados pela poluição do ar. As concentrações mais elevadas são observadas de forma genérica na região Metropolitana de São Paulo, no eixo RJ-SP e no eixo da Rumo entre o Noroeste de SP e a capital, sendo estes trajetos importantes no movimento de veículos pesados e para o transporte de mercadorias através de ferrovia. Os dados simulados permitem estimar uma contribuição das emissões de até aproximadamente 6,6 µg/m³ para o CO, cerca de 6,9 µg/m³ para o NO_x, 0,5 µg/m³ para o material particulado (MP10) e 0,26 µg/m³ para o SO₂.

Finalmente, com base nas emissões calculadas, efetuou-se a estimativa dos impactos na saúde, sendo estes primeiramente quantificados e em seguida monetizados. Foram quantificados os Anos Vivendo com Incapacidade (YLD, indicador associado à morbidade), Anos de Vida Perdidos (YLL, indicador associado à mortalidade) e Anos de Vida Ajustados por Incapacidade (DALY, indicador associado à morbidade e mortalidade), calculados com métodos estabelecidos em literatura. A monetização foi conduzida de duas maneiras: valoração direta da vida pelo método Willingness to Pay (WTP, Disposição à Pagar), aqui considerados como custos diretos e a avaliação dos custos de produtividade e gastos públicos, aqui considerados danos indiretos.

Os danos à saúde e seus custos foram avaliados para cada poluente, causa e município do estado de São Paulo. Entre os poluentes avaliados, destaca-se o efeito dos óxidos de nitrogênio (NO_x) como causadores de maior morbidade. Entre as morbidades, destaca-se a respiratória. Na mortalidade para todas as causas exceto causas externas, o poluente monóxido de carbono (CO) possui o maior impacto sobre os anos de vida perdidos (YLL). De forma geral no estado, projeta-se acréscimo dos indicadores e custos até o ano de 2035 e um decréscimo a partir de 2035 até 2045. Esse cenário ocorre devido ao balanço entre crescimento da circulação de veículos e a penetração tecnológica, que promove a renovação da frota e redução dos fatores de emissão. Conclui-se que em aproximadamente 10 anos (2035), a relação entre progresso tecnológico e circulação iniciará o processo de tornar-se ambientalmente favorável à saúde humana.

Notou-se que, apesar dos incrementos populacionais, em regiões metropolitanas como as de Campinas e São José dos Campos projetam-se reduções na morbidade, mortalidade e custos entre 2019 e 2045. Na região metropolitana de São Paulo, excetuando-se o município de São Paulo, porções

do litoral e na região central e oeste do estado projeta-se um incremento nos indicadores e custos. Dessa forma, a projeção revela heterogeneidade na distribuição da morbidade, mortalidade e custos no estado de São Paulo. Tais variações estão associadas aos fatores população/população predita, internamentos e óbitos, fração inalada e concentração de poluentes locais projetados para os cenários futuros.

Bibliografia

- ABE, K.; MIRAGLIA, S. Health Impact Assessment of Air Pollution in São Paulo, Brazil. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 13, n. 7, p. 694, 11 jul. 2016.
- ANDERSON, H. et al. Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter (PM) and Ozone (O₃). **World Health Organization**, 2004.
- ANTT, 2012. Primeiro Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas do Transporte Ferroviário de Cargas. Relatório Final. Agência Nacional de Transportes Terrestres. Brasília, 2012.
- APTE J.S., E. Bombrun, J. D. Marshall e W. W. Nazaroff: Global Intraurban Intake Fractions for Primary Air Pollutants from Vehicles and Other Distributed Sources, **Environmental Science & Technology** 2012 46 (6), 3415-3423, DOI: 10.1021/es204021h
- BATURIN, O. **Modelos Estruturais na Análise de Séries Temporais de Dados Ambientais**. Dissertação (Mestrado) — Universidade do Minho, outubro 2016.
- BECKER, A. **Kalman Filter Tutorial**. 2021. Disponível em: <<https://www.kalmanfilter.net/default.aspx>>.
- BEESP: Balanço Energético do Estado de São Paulo 2009, Ano Base: 2008. Secretaria de Saneamento e Energia, São Paulo, 2009.
- BEESP: Balanço Energético do Estado de São Paulo 2020, Ano Base: 2019. Secretaria de Saneamento e Energia, São Paulo, 2020.
- BELL, M. et al. The avoidable health effects of air pollution in three Latin American cities: Santiago, São Paulo, and Mexico City. **Environmental Research**, v. 100, n. 3, p. 431–440, mar. 2006.
- BENNETT, D., McKone, T., Evans, J., Nazaroff, W., Margni, M., Jolliet, O., e Smith, K. (2002). Defining intake fraction. **Environmental Science and Technology**, 36(9). LBNL Report #: LBNL-50501. Disponível em <https://escholarship.org/uc/item/6ps6d603>
- BHALLA K.S., M. Aaron Cohen, M. Brauer, S. Shahrzad, R. Burnett, K. Leach-Kemon, G. Freedman, C.J.L. Murray: Transport for Health: the Global Burden of Disease from Motorized Road Transport, **World Bank Group**, Washington, DC (2014).
- BOOGAARD, H. et al. Long-term exposure to traffic-related air pollution and selected health outcomes: A systematic review and meta-analysis. **Environment International**, v. 164, p. 107262, jun. 2022.
- BRAGA, A. et al. Health Effects of Air Pollution Exposure on Children and Adolescents on São Paulo, Brazil. **Pediatric Pulmonology**, v. 31, p. 106 - 113, set. 2001.
- BRASIL. Decreto nº 9.661, de 1 de janeiro de 2019. Dispõe sobre o valor do salário mínimo e a sua política de valorização de longo prazo. **Diário Oficial da União**: Seção 1, edição especial, jan, 2019.

- BRAVO, M. A. 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**, v. 26, n. 2, p. 150–161, mar. 2016.
- BUENO, R. D. L. D. S. **Econometria de séries temporais**. [s.l.]: Cengage Learning, 2008.
- BUENO, R. D. L. D. S. **Econometria de séries temporais**. rev. e atualiz. Cengage Learning, 2012.
- CETESB, 2011. 1º Inventário de **Emissões** Antrópicas de Gases de Efeito Estufa Diretos e Indiretos do Estado de São Paulo. São Paulo, 2011
- CETESB, 2014. 1º Inventário de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa Diretos e Indiretos do Estado de São Paulo, 1990 a 2008. Emissões no Setor de Energia: Subsetor de Transportes. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2014.
- CETESB, 2016. Relatório de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo 2015, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2016.
- CETESB, 2020a. Inventário de Emissões veiculares no Estado de São Paulo 2019. São Paulo, 2020.
- CETESB, 2020b. Relatório da Qualidade do Ar no Estado de São Paulo 2019. São Paulo, 2020.
- CETESB, 2021. Qualidade do Ar no Estado de São Paulo. São Paulo: Série Relatórios, CETESB, 2021.
- CONCEIÇÃO, G. M. et al. Air pollution and child mortality: a time-series study in São Paulo, Brazil. **Environmental Health Perspectives**, v. 109, n. 3, p. 347–350, jun. 2001.
- COSTA, A. F. et al. Air Pollution and Deaths among Elderly Residents of São Paulo, Brazil: An Analysis of Mortality Displacement. **Environmental Health Perspectives**, v. 125, n. 3, p. 349–354, mar. 2017.
- EEA, 2022. Transport and environment report 2021 Decarbonising road transport — the role of vehicles, fuels and transport demand. EEA Report No 02/2022
- EMEP/EEA: Emission Inventory Guidebook 2016, European Monitoring and Evaluation Programme / European Environment Agency, 2016.
- EMEP/EEA: Emission Inventory Guidebook 2019, European Monitoring and Evaluation Programme / European Environment Agency, 2021.
- EPA, 2020. MOVES3 Technical Guidance: Using MOVES to Prepare Emission Inventories for State Implementation Plans and Transportation Conformity, EPA-420-B-20-052. November 2020
- EPE, 2018. Eletromobilidade e Biocombustíveis, Documento de Apoio ao PNE2050, Estudos de Longo Prazo. Empresa de Pesquisa Energética, 2018.
- EPL, 2021. Metodologia EPL-IEMA para emissões de GEE e poluentes locais. Acordo de Cooperação Técnica – EPL (Empresa de Planejamento e Logística) e IEMA (Instituto de Energia e Meio Ambiente).
- FREITAS, C. U. DE et al. Air pollution and its impacts on health in Vitoria, Espírito Santo, Brazil. **Revista de Saúde Pública**, v. 50, n. 4, 2016.
- GBD COLLABORATIVE NETWORK. Global burden of 369 diseases and injuries in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. The Lancet, v. 396, n. 10258, p. 1204–1222, out. 2020.
- GKATZOFLIAS D., Kouridis C., Ntziachristos L. and Samaras Z., 2012. COPERT 4 Computer programme to calculate emissions from road transport User manual (version 9.0). EMISI. EEA. February 2012
- GLAZENER A., K. Sanchez, T. Ramani, J. Zietsman, M.J. Nieuwenhuijsen, J.S. Mindell, M. Fox, H. Khreis, Fourteen pathways between urban transportation and health: A conceptual model and literature review, Journal of Transport & Health, Volume 21, 2021.
- GOLGHER, A. B. **Introdução à econometria espacial**. [s.l.]: Paco Editorial, 2015.

- GONÇALVES D., G. Goes e M. D'Agosto: Transição Energética no Brasil: um cenários compatível com o Acordo de Paris para o Setor de Transportes até 2050, Centro Clima, Climate Transparency, Policy Paper, 2020.
- GOUVEIA, N. et al. Hospitalizações por causas respiratórias e cardiovasculares associadas à contaminação atmosférica no Município de São Paulo, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 22, n. 12, p. 2669–2677, dez. 2006.
- GOUVEIA, N. et al. Poluição do ar e efeitos na saúde nas populações de duas grandes metrópoles brasileiras. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 12, n. 1, p. 29–40, mar. 2003.
- GOUVEIA, N. et al. Poluição do ar e hospitalizações na maior metrópole brasileira. **Revista de Saúde Pública**, v. 51, p. 117, 4 dez. 2017.
- GOUVEIA, N. et al. Poluição do ar e impactos na saúde na Região Metropolitana de Belo Horizonte – Minas Gerais, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 24, n. 10, p. 3773–3781, out. 2019.
- GOUVEIA, N.; FLETCHER, T. Respiratory diseases in children and outdoor air pollution in Sao Paulo, Brazil: a time series analysis. *Occupational and Environmental Medicine*, v. 57, n. 7, p. 477–483, jul. 2000.
- HAMILTON, J. D. **Time Series Analysis**. [s.l.]: Princeton University Press, 2020.
- HAMRA, G. B. et al. Outdoor Particulate Matter Exposure and Lung Cancer: A Systematic Review and Meta-Analysis. **Environmental Health Perspectives**, v. 122, n. 9, p. 906–911, set. 2014.
- HÄNNINEN O., A.B. Knol, M. Jantunen, T.-A. Lim, A. Conrad, M. Rappolder, P. Carrer, A.-C. Fanetti, R. Kim, J. Buekers, R. Torfs, I. Iavarone, T. Classen, C. Hornberg, O.C.L. Mekel, E.B.W. Group, Environmental burden of disease in Europe: assessing nine risk factors in six countries, *Environ. Health Perspect.*, 122 (2014), pp. 439-446
- IBGE. **Tábuas Completas de Mortalidade: IBGE, Diretoria de Pesquisas (DPE), Coordenação de População e Indicadores Sociais (COPIS)**. IBGE: 2022a. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9126-tabuas-completas-de-mortalidade.html?edicao=29492&t=resultados>>
- IBGE. **Projeção da População**. IBGE: 2022. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/pesquisa/53/49645>>.
- IBGE. **Salário médio mensal dos trabalhadores formais: IBGE, Cadastro Central de Empresas 2020**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022b. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/pesquisa/19/29765?ano=2019>>.
- IEMA, 2014- Estimativa de redução das emissões resultante da implantação de plano de Mobilidade de Belo Horizonte. Instituto de Energia e Meio ambiente. Julho, 2014
- IEMA, 2017. Inventário de Emissões Atmosféricas do Transporte Rodoviário de Passageiros no Município de São Paulo, Nota Metodológica. Junho 2017.
- INFRAS, 2022. HBEFA Handbook emission factors for road transport 4.2. Quick reference. Notter, B., Keller, M. and Cox, B. January 26, 2022
- INSTITUTE FOR HEALTH METRICS AND EVALUATION (IHME); GBD COLLABORATIVE NETWORK. **Global Burden of Disease Study 2019 (GBD 2019) Disability Weights**. IHME: out. 2020.
- IPCC, 1996. Reference Manual, Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, vol.3. Revised 1996.
- IPCC, 2000. Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories. Hayama, JP, 2000.
- IPCC, 2006. IPCC Guidelines for national Greenhouse Gas Inventories: Prepared by the national Greenhouse Gas Inventories Programme. Hayama: IGES, 2006.

- JARAMILLO Rojas A.C, Toro Gómez M.V.: Estimación de la Fracción Inhalada de Contaminantes Primarios del Aire en la Ciudad de Medellín, *Revista internacional de contaminación ambiental*, vol. 36, núm. 3, pp. 623-643, 2020.
- JI, C.R. Cherry, M.J. Bechle, Y. Wu e J.D. Marshall: Electric Vehicles in China: Emissions and Health Impacts, *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 4, 2018–2024, <https://doi.org/10.1021/es202347q>
- KUNKLER, J.; Braun, M.; Kellner, F. (2021). Speed Limit Induced CO2 Reduction on Motorways: Enhancing Discussion Transparency through Data Enrichment of Road Networks. *Sustainability* 2021, 13, 395. <https://doi.org/10.3390/su13010395>
- LAI A., T.L. Thatcher e W.W. Nazaroff; Inhalation Transfer Factors for Air Pollution Health Risk Assessment, *J. Air Waste Manage. Assoc.* 50, Pages 1688-1699, 2000.
- LELIEVELD, J. et al. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, v. 525, n. 7569, p. 367–371, set. 2015.
- LITMAN T.: Evaluating Public Transportation Health Benefits, Victoria Transportation Policy Institute (2018).
- LUONG, L. M. T. et al. Seasonal association between ambient ozone and hospital admission for respiratory diseases in Hanoi, Vietnam. *PLOS ONE*, v. 13, n. 9, p. e0203751, 24 set. 2018.
- MARSHALL: How Cities Work: Suburbs, Sprawl, and the Roads Not Taken, University of Texas Press (2000).
- MARTINS, L. C. et al. The effects of air pollution on cardiovascular diseases: lag structures. *Revista de Saúde Pública*, v. 40, n. 4, p. 677–683, ago. 2006.
- MARTINS, M. C. H. et al. Influence of socioeconomic conditions on air pollution adverse health effects in elderly people: an analysis of six regions in Sao Paulo, Brazil. *Journal of Epidemiology & Community Health*, v. 58, n. 1, p. 41–46, 1 jan. 2004.
- MIRAGLIA, S. G. E. K.; GOUVEIA, N. Custos da poluição atmosférica nas regiões metropolitanas brasileiras. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 19, n. 10, p. 4141–4147, out. 2014.
- MIRAGLIA, S. G. E. K.; SALDIVA, P. H. N.; BÖHM, G. M. An Evaluation of Air Pollution Health Impacts and Costs in São Paulo, Brazil. *Environmental Management*, v. 35, n. 5, p. 667–676, mai. 2005.
- MMA, 2011. 1º. Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários, Brasília, 2011.
- MMA, 2014. - Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013: Ano-base 2012, Brasília, janeiro 2014
- MME/EPE, 2020. Plano Nacional de Energia 2050: Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética. Brasília: MME/EPE, 2020.
- NARAIN, U.; SALL, C. **Methodology for Valuing the Health Impacts of Air Pollution: Discussion of Challenges and Proposed Solutions**. Washington, DC: World Bank, 23 jun. 2016. Disponível em: <<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/24440>>. Acesso em: 29 jul. 2022.
- NEWELL, K. et al. Cardiorespiratory health effects of particulate ambient air pollution exposure in low-income and middle-income countries: a systematic review and meta-analysis. *The Lancet Planetary Health*, v. 1, n. 9, p. e368–e380, dez. 2017.
- OECD. **Mortality Risk Valuation in Environment, Health and Transport Policies**. [s.l.] OECD, 2012.
- ORTÚZAR, J. D.; WILLUMSEN, L. G. **Modelling Transport**. John Wiley and Sons Ltda. 4th ed., U.K., 2011.
- PASCAL, M. et al. Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: Results of the Aphekom project. *Science of The Total Environment*, v. 449, p. 390–400, abr. 2013.

- POPE III, C. A. et al. Cardiovascular Mortality and Long-Term Exposure to Particulate Air Pollution: Epidemiological Evidence of General Pathophysiological Pathways of Disease. **Circulation**, v. 109, n. 1, p. 71–77, 6 jan. 2004.
- POPE III, C. A. Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. **JAMA**, v. 287, n. 9, p. 1132, 6 mar. 2002.
- RAASCHOU-NIELSEN, O. et al. Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). **The Lancet Oncology**, v. 14, n. 9, p. 813–822, ago. 2013.
- RIBEIRO, A. G. et al. Incidence and mortality for respiratory cancer and traffic-related air pollution in São Paulo, Brazil. **Environmental Research**, v. 170, p. 243–251, mar. 2019.
- ROCHA, G.; MORAIS, R.L.; KLUG, L. **O custo econômico da poluição do ar: Estimativa de valor da vida estatística para o Brasil**. Brasília: Ipea, out. 2019.
- RODRIGUES, C. G. et al. Projeção da mortalidade e internações hospitalares na rede pública de saúde atribuíveis à poluição atmosférica no Estado de São Paulo entre 2012 e 2030. **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 32, p. 489–509, dez. 2015.
- SANTANA, J. C. C. et al. Effects of Air Pollution on Human Health and Costs: Current Situation in São Paulo, Brazil. **Sustainability**, v. 12, n. 12, p. 4875, 15 jun. 2020.
- SILVA, C. B. P. et al. Evaluation of the air quality benefits of the subway system in São Paulo, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 101, p. 191–196, jun. 2012.
- SOUSA, S. I. V. et al. Short-term effects of air pollution on respiratory morbidity at Rio de Janeiro — Part II: Health assessment. **Environment International**, v. 43, p. 1–5, ago. 2012.
- ULIRSCH, G. V. et al. Effect of particulate matter air pollution on hospital admissions and medical visits for lung and heart disease in two southeast Idaho cities. **Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology**, v. 17, n. 5, p. 478–487, ago. 2007.
- VORMITTAG, E. et al. **Avaliação do impacto da implementação da fase P-8 do PROCONVE para a frota de veículos pesados na saúde pública com sua respectiva valoração econômica em seis regiões metropolitanas brasileiras**. São Paulo: Instituto Saúde e Sustentabilidade & Instituto Clima e Sociedade, 2019.
- WANG, Y., Szeto, W. Y., Han, K., & Friesz, T. L., 2018. “Dynamic traffic assignment: A review of the methodological advances for environmentally sustainable road transportation applications”. **Transportation Research Part B: Methodological**, Vol. 111, pp. 370-394.
- WHO - World Health Organization, Global Status Report on Road Safety 2018 (2018).
- WORLD BANK. **The Cost of Air Pollution: Strengthening the Economic Case for Action**. Washington, DC: The World Bank, 2016.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **ICD-10 Version: 2019**. Disponível em: < <https://icd.who.int/browse10/2019/en> >.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide**. Geneva: World Health Organization, 2021.

Anexos

Anexo A – Fatores de Emissão

Fatores de emissão zero km CO (g/km)

Categoria	Automóveis				Caminhões Semi-Leves	Caminhões Leves	Caminhões Médios	Caminhões Semi-Pesados	Caminhões Pesados
	Gasolina	Etanol	Flex Gasolina	Flex Etanol	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel
1974	33,00	18,00			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1975	33,00	18,00			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1976	33,00	18,00			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1977	33,00	18,00			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1978	33,00	18,00			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1979	33,00	18,00			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1980	33,00	18,00			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1981	33,00	18,00			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1982	33,00	18,00			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1983	33,00	18,00			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1984	28,00	16,90			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1985	28,00	16,90			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1986	22,00	16,00			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1987	22,00	16,00			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1988	18,50	13,30			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1989	15,20	12,80			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1990	13,30	10,80			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1991	11,50	8,40			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1992	6,20	3,60			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1993	6,30	4,20			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1994	6,00	4,60			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1995	4,70	4,60			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1996	3,80	3,90			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1997	1,20	0,90			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1998	0,79	0,67			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
1999	0,74	0,60			0,76	1,25	1,25	2,01	2,01
2000	0,73	0,63			0,69	1,12	1,12	1,81	1,81
2001	0,48	0,66			0,69	1,12	1,12	1,81	1,81
2002	0,43	0,74			0,37	0,61	0,61	0,99	0,99
2003	0,40	0,77	0,50	0,51	0,37	0,61	0,61	0,99	0,99
2004	0,35	0,82	0,39	0,46	0,36	0,58	0,58	0,94	0,94
2005	0,34	0,82	0,45	0,39	0,36	0,58	0,58	0,94	0,94
2006	0,30	0,67	0,51	0,49	0,56	0,79	0,79	1,00	0,81
2007	0,30		0,51	0,49	0,56	0,79	0,79	1,00	0,81
2008	0,37		0,52	0,56	0,36	0,69	0,49	1,03	0,71
2009	0,20		0,32	0,54	0,38	0,65	0,50	0,94	0,91
2010	0,20		0,28	0,51	0,40	0,49	0,50	0,89	0,64
2011	0,27		0,28	0,49	0,37	0,50	0,51	1,01	0,79
2012	0,27		0,27	0,48	0,01	0,13	0,14	0,14	0,26
2013	0,24		0,23	0,42	0,01	0,12	0,09	0,11	0,28
2014	0,21		0,23	0,40	0,01	0,12	0,09	0,11	0,28
2015	0,16		0,22	0,36	0,04	0,20	0,09	0,11	0,27
2016	0,11		0,25	0,36	0,04	0,17	0,09	0,12	0,29
2017	0,14		0,23	0,34	0,03	0,21	0,10	0,08	0,23
2018	0,17		0,25	0,34	0,02	0,23	0,21	0,10	0,29
2019	0,17		0,27	0,34	0,01	0,28	0,20	0,12	0,19

Fonte: MMA, 2011; MMA, 2014; CETESB, 2020a

Fatores de emissão zero km NOx (g/km)

Categoria	Automóveis				Caminhões Semi-Leves	Caminhões Leves	Caminhões Médios	Caminhões Semi-Pesados	Caminhões Pesados
	Gasolina	Etanol	Flex Gasolina	Flex Etanol	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel
1974	1,40	1,00			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1975	1,40	1,00			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1976	1,40	1,00			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1977	1,40	1,00			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1978	1,40	1,00			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1979	1,40	1,00			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1980	1,40	1,00			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1981	1,40	1,00			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1982	1,40	1,00			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1983	1,40	1,00			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1984	1,60	1,20			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1985	1,60	1,20			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1986	1,90	1,80			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1987	1,90	1,80			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1988	1,80	1,40			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1989	1,60	1,10			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1990	1,40	1,20			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1991	1,30	1,00			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1992	0,60	0,50			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1993	0,80	0,60			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1994	0,70	0,70			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1995	0,60	0,70			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1996	0,50	0,70			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1997	0,30	0,30			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1998	0,23	0,24			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
1999	0,23	0,22			4,39	7,18	7,19	11,58	11,58
2000	0,21	0,21			2,78	4,54	4,54	7,32	7,32
2001	0,14	0,08			2,78	4,54	4,54	7,32	7,32
2002	0,12	0,08			2,71	4,43	4,44	7,15	7,15
2003	0,12	0,09	0,04	0,14	2,71	4,43	4,44	7,15	7,15
2004	0,09	0,08	0,05	0,14	2,28	3,72	3,72	6,00	6,00
2005	0,09	0,08	0,05	0,10	2,28	3,72	3,72	6,00	6,00
2006	0,07	0,05	0,04	0,06	1,89	3,46	3,11	5,29	5,21
2007	0,07		0,04	0,06	1,89	3,46	3,11	5,29	5,21
2008	0,05		0,04	0,05	1,72	3,07	2,92	4,92	5,40
2009	0,02		0,03	0,03	1,69	3,06	2,98	5,02	5,35
2010	0,03		0,03	0,04	1,73	2,98	2,79	5,04	5,31
2011	0,03		0,03	0,03	1,69	2,97	3,07	4,78	5,19
2012	0,02		0,03	0,03	0,51	1,09	1,05	1,62	1,59
2013	0,02		0,03	0,02	0,48	0,96	1,09	1,60	1,54
2014	0,02		0,02	0,02	0,48	0,96	1,09	1,60	1,54
2015	0,03		0,02	0,02	0,53	0,99	0,99	1,60	1,63
2016	0,02		0,01	0,01	0,52	0,99	0,97	1,47	1,69
2017	0,01		0,01	0,01	0,48	0,94	0,91	1,65	1,63
2018	0,01		0,01	0,01	0,48	0,87	0,85	1,59	1,60
2019	0,01		0,01	0,01	0,51	1,00	0,83	1,66	1,46

Fonte: MMA, 2011; MMA, 2014; CETESB, 2020a

Fatores de emissão zero km MP (g/km)

Categoria	Automóveis				Caminhões Semi-Leves	Caminhões Leves	Caminhões Médios	Caminhões Semi-Pesados	Caminhões Pesados
	Gasolina	Etanol	Flex Gasolina	Flex Etanol	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel
1974	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1975	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1976	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1977	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1978	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1979	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1980	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1981	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1982	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1983	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1984	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1985	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1986	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1987	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1988	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1989	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1990	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1991	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1992	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1993	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1994	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1995	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1996	0,002				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1997	0,001				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1998	0,001				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
1999	0,001				0,27	0,44	0,44	0,71	0,71
2000	0,001				0,13	0,22	0,22	0,36	0,36
2001	0,001				0,13	0,22	0,22	0,36	0,36
2002	0,001				0,05	0,09	0,09	0,14	0,14
2003	0,001		0,001		0,05	0,09	0,09	0,14	0,14
2004	0,001		0,001		0,04	0,07	0,07	0,11	0,11
2005	0,001		0,001		0,04	0,07	0,07	0,11	0,11
2006	0,001		0,001		0,04	0,07	0,07	0,10	0,09
2007	0,001		0,001		0,04	0,07	0,07	0,10	0,09
2008	0,001		0,001		0,04	0,06	0,05	0,09	0,09
2009	0,001		0,001		0,03	0,05	0,06	0,08	0,08
2010	0,001		0,001		0,03	0,05	0,05	0,10	0,07
2011	0,001		0,001		0,04	0,05	0,06	0,09	0,07
2012	0,001		0,001		0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
2013	0,001		0,001		0,00	0,01	0,01	0,02	0,02
2014	0,001		0,001		0,00	0,01	0,01	0,02	0,02
2015	0,001		0,001		0,00	0,01	0,01	0,02	0,02
2016	0,001		0,001		0,00	0,01	0,01	0,01	0,02
2017	0,001		0,001		0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
2018	0,001		0,001		0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
2019	0,001		0,001		0,00	0,01	0,01	0,01	0,01

Fonte: MMA, 2011; MMA, 2014; CETESB, 2020a

Fatores de emissão zero km SOx (g/km)

Categoria	Automóveis				Caminhões Semi-Leves	Caminhões Leves	Caminhões Médios	Caminhões Semi-Pesados	Caminhões Pesados
	Gasolina	Etanol	Flex Gasolina	Flex Etanol	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel
1974	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1975	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1976	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1977	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1978	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1979	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1980	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1981	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1982	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1983	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1984	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1985	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1986	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1987	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1988	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1989	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1990	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1991	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1992	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1993	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1994	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1995	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1996	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1997	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1998	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1999	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2000	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2001	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2002	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2003	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2004	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2005	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2006	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2007	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2008	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2009	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2010	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2011	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2012	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2013	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2014	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2015	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2016	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2017	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2018	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
2019	0,00		0,00		0,13	0,13	0,13	0,13	0,13

Fonte: MMA, 2011; MMA, 2014; CETESB, 2020a

Fatores de emissão zero km NMHC (g/km)

Categoria	Automóveis				Caminhões Semi-Leves	Caminhões Leves	Caminhões Médios	Caminhões Semi-Pesados	Caminhões Pesados
	Gasolina	Etanol	Flex Gasolina	Flex Etanol	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel
1974	2,55	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1975	2,55	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1976	2,55	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1977	2,55	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1978	2,04	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1979	2,04	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1980	2,55	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1981	2,55	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1982	2,55	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1983	2,55	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1984	2,04	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1985	2,04	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1986	1,70	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1987	1,70	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1988	1,45	1,45			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1989	1,36	1,36			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1990	1,19	1,11			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1991	1,11	0,94			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1992	0,51	0,51			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1993	0,51	0,60			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1994	0,45	0,51			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1995	0,45	0,51			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1996	0,30	0,44			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1997	0,15	0,22			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1998	0,11	0,14			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
1999	0,11	0,12			0,28	0,46	0,46	0,74	0,74
2000	0,10	0,13			0,23	0,37	0,37	0,60	0,60
2001	0,08	0,11			0,23	0,37	0,37	0,60	0,60
2002	0,08	0,12			0,13	0,21	0,21	0,34	0,34
2003	0,08	0,12	0,04	0,11	0,13	0,21	0,21	0,34	0,34
2004	0,08	0,12	0,06	0,10	0,10	0,16	0,16	0,25	0,25
2005	0,08	0,12	0,08	0,10	0,10	0,16	0,16	0,25	0,25
2006	0,06	0,09	0,07	0,09	0,12	0,23	0,13	0,25	0,22
2007	0,06		0,07	0,09	0,12	0,23	0,13	0,25	0,22
2008	0,05		0,08	0,08	0,07	0,12	0,08	0,10	0,15
2009	0,02		0,03	0,04	0,07	0,12	0,08	0,08	0,12
2010	0,02		0,03	0,04	0,09	0,09	0,04	0,13	0,17
2011	0,03		0,03	0,04	0,06	0,09	0,11	0,10	0,16
2012	0,02		0,03	0,05	0,00	0,01	0,01	0,02	0,03
2013	0,02		0,02	0,05	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03
2014	0,02		0,02	0,05	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03
2015	0,01		0,02	0,06	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03
2016	0,01		0,02	0,05	0,01	0,01	0,00	0,01	0,03
2017	0,01		0,02	0,05	0,00	0,01	0,01	0,02	0,02
2018	0,01		0,02	0,05	0,00	0,01	0,01	0,02	0,02
2019	0,01		0,02	0,05	0,00	0,01	0,01	0,02	0,01

Fonte: MMA, 2011; MMA, 2014; CETESB, 2020a

Fatores de emissão zero km RCHO (g/km)

Categoria	Automóveis			
Combustível	Gasolina	Etanol	Flex Gasolina	Flex Etanol
1974	0,050	0,160		
1975	0,050	0,160		
1976	0,050	0,160		
1977	0,050	0,160		
1978	0,050	0,160		
1979	0,050	0,160		
1980	0,050	0,160		
1981	0,050	0,160		
1982	0,050	0,160		
1983	0,050	0,160		
1984	0,050	0,180		
1985	0,050	0,180		
1986	0,040	0,110		
1987	0,040	0,110		
1988	0,040	0,110		
1989	0,040	0,110		
1990	0,040	0,110		
1991	0,040	0,110		
1992	0,013	0,035		
1993	0,022	0,040		
1994	0,036	0,042		
1995	0,025	0,042		
1996	0,019	0,040		
1997	0,007	0,012		
1998	0,004	0,014		
1999	0,004	0,013		
2000	0,004	0,014		
2001	0,004	0,017		
2002	0,004	0,017		
2003	0,004	0,019	0,004	0,020
2004	0,004	0,016	0,003	0,014
2005	0,004	0,016	0,003	0,014
2006	0,002	0,014	0,002	0,021
2007	0,002		0,002	0,021
2008	0,002		0,002	0,014
2009	0,001		0,002	0,011
2010	0,001		0,002	0,009
2011	0,003		0,002	0,009
2012	0,002		0,001	0,008
2013	0,002		0,001	0,008
2014	0,001		0,002	0,008
2015	0,001		0,001	0,008
2016	0,001		0,001	0,007
2017	0,001		0,001	0,006
2018	0,001		0,001	0,007
2019	0,001		0,001	0,007

Fonte: MMA, 2011; MMA, 2014; CETESB, 2020a

Fatores de emissão zero km CH₄ (g/km)

Categoria	Automóveis				Caminhões Semi-Leves	Caminhões Leves	Caminhões Médios	Caminhões Semi-Pesados	Caminhões Pesados
	Gasolina	Etanol	Flex Gasolina	Flex Etanol	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel
1974	0,45	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1975	0,45	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1976	0,45	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1977	0,45	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1978	0,45	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1979	0,45	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1980	0,45	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1981	0,45	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1982	0,45	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1983	0,45	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1984	0,36	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1985	0,36	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1986	0,30	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1987	0,30	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1988	0,26	0,26			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1989	0,24	0,24			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1990	0,21	0,20			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1991	0,20	0,17			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1992	0,09	0,09			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1993	0,09	0,11			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1994	0,15	0,19			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1995	0,15	0,19			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1996	0,10	0,16			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1997	0,05	0,08			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1998	0,03	0,05			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1999	0,03	0,05			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2000	0,03	0,05			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2001	0,03	0,04			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2002	0,03	0,04			0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2003	0,03	0,04	0,01	0,04	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2004	0,03	0,05	0,02	0,04	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2005	0,02	0,05	0,03	0,04	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2006	0,02	0,03	0,02	0,03	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2007	0,02		0,02	0,03	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2008	0,01		0,02	0,03	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2009	0,01		0,01	0,03	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2010	0,01		0,01	0,05	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2011	0,01		0,01	0,04	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2012	0,03		0,01	0,03	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2013	0,01		0,01	0,03	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2014	0,01		0,00	0,02	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2015	0,01		0,00	0,02	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2016	0,01		0,00	0,02	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2017	0,01		0,00	0,02	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2018	0,01		0,00	0,02	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2019	0,01		0,00	0,02	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06

Fonte: MMA, 2011; MMA, 2014; CETESB, 2020a

Fatores de emissão zero km N₂O (g/km)

Categoria	Automóveis				Caminhões Semi-Leves	Caminhões Leves	Caminhões Médios	Caminhões Semi-Pesados	Caminhões Pesados
	Gasolina	Etanol	Flex Gasolina	Flex Etanol	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel
1974	0,01				0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1975	0,01				0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1976	0,01				0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1977	0,01				0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1978	0,01				0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1979	0,01	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1980	0,01	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1981	0,01	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1982	0,01	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1983	0,01	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1984	0,00	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1985	0,00	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1986	0,00	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1987	0,00	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1988	0,00	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1989	0,00	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1990	0,00	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1991	0,00	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1992	0,00	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1993	0,00	0,01			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1994	0,02	0,02			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1995	0,02	0,02			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1996	0,02	0,02			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1997	0,02	0,02			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1998	0,02	0,02			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
1999	0,02	0,02			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2000	0,02	0,02			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2001	0,02	0,02			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2002	0,02	0,02			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2003	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2004	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2005	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2006	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2007	0,02		0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2008	0,02		0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2009	0,03		0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2010	0,02		0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2011	0,02		0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2012	0,02		0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2013	0,02		0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2014	0,02		0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2015	0,02		0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2016	0,02		0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2017	0,02		0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2018	0,02		0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
2019	0,02		0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03

Fonte: MMA, 2011; MMA, 2014; CETESB, 2020a

Anexo B – Estimativa da Frota Circulante – frota registrada

Categoria	Automóveis			Caminhões Semi-Leves	Caminhões Leves	Caminhões Médios	Caminhões Semi-Pesados	Caminhões Pesados
	Gasolina	Etanol	Flex	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel
1980	5 686	2 271	0	516	1 205	516	124	124
1981	3 539	1 428	0	325	759	514	89	89
1982	4 462	2 743	0	269	627	385	83	83
1983	1 069	8 214	0	240	561	342	92	92
1984	488	8 563	0	321	749	440	124	124
1985	468	11 333	0	420	980	646	164	164
1986	1 189	13 871	0	583	1 360	1 078	250	250
1987	589	9 881	0	436	1 017	1 026	240	240
1988	1 974	15 002	0	457	1 067	1 088	294	294
1989	7 444	11 642	0	446	1 041	1 010	312	312
1990	17 351	2 635	0	410	956	841	332	332
1991	19 922	5 492	0	500	1 166	956	385	385
1992	20 644	7 884	0	284	663	665	394	394
1993	36 342	12 230	0	387	903	943	642	642
1994	57 149	6 762	0	512	1 194	1 233	829	829
1995	86 681	2 069	0	686	1 601	1 816	977	977
1996	108 770	492	0	509	1 187	1 407	767	767
1997	136 334	80	0	631	1 473	1 827	985	985
1998	107 227	87	0	655	1 529	1 991	926	926
1999	128 471	1 263	0	830	1 937	2 000	878	878
2000	168 830	1 390	0	1 220	2 846	2 680	1 498	1 498
2001	200 200	2 343	0	1 374	3 207	1 634	2 191	2 191
2002	166 403	6 669	0	907	2 411	1 230	1 896	1 734
2003	166 745	5 264	6 229	756	2 295	1 092	2 172	2 214
2004	156 457	8 056	45 092	1 022	2 717	1 166	3 017	3 276
2005	100 729	11 413	135 088	1 205	3 075	1 308	3 596	3 257
2006	57 916	607	242 711	1 327	3 291	1 624	3 476	3 266
2007	44 703	0	372 601	1 486	3 946	1 967	5 018	4 818
2008	33 589	0	463 607	1 645	4 650	2 178	6 836	7 103
2009	29 622	0	547 757	1 143	4 411	1 967	5 947	5 323
2010	35 954	0	603 034	1 341	6 297	2 599	9 166	9 518
2011	60 573	0	595 484	1 455	7 144	2 675	10 634	9 824
2012	84 836	0	697 414	987	5 781	2 067	8 217	8 984
2013	61 252	0	724 450	811	5 924	1 674	8 392	11 557
2014	59 823	0	651 479	462	5 160	2 152	8 156	9 580
2015	47 442	0	511 783	463	3 470	1 101	4 014	4 149
2016	30 416	0	416 673	473	2 802	789	2 978	4 113
2017	26 266	0	463 981	405	2 592	935	2 904	5 125
2018	30 941	0	538 306	661	2 473	1 561	3 903	8 704
2019	27 808	0	547 635	625	2 255	2 387	5 530	12 159

Fonte: MMA, 2011; MMA, 2014; CETESB, 2020a

Anexo C – Fator de correção da frota registrada para a frota circulante

Categoria	Automóveis			Caminhões Leves	Caminhões Médios	Caminhões Semi-Pesados	Caminhões Pesados
Combustível	Gasolina	Etanol	Flex	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel
1980	0,03	0,03	0,03	0,10	0,10	0,10	0,10
1981	0,03	0,03	0,03	0,11	0,11	0,11	0,11
1982	0,04	0,04	0,04	0,12	0,12	0,12	0,12
1983	0,04	0,04	0,04	0,14	0,14	0,14	0,14
1984	0,05	0,05	0,05	0,15	0,15	0,15	0,15
1985	0,06	0,06	0,06	0,16	0,16	0,16	0,16
1986	0,06	0,06	0,06	0,17	0,17	0,17	0,17
1987	0,07	0,07	0,07	0,19	0,19	0,19	0,19
1988	0,08	0,08	0,08	0,21	0,21	0,21	0,21
1989	0,09	0,09	0,09	0,22	0,22	0,22	0,22
1990	0,11	0,11	0,11	0,24	0,24	0,24	0,24
1991	0,12	0,12	0,12	0,26	0,26	0,26	0,26
1992	0,14	0,14	0,14	0,28	0,28	0,28	0,28
1993	0,16	0,16	0,16	0,30	0,30	0,30	0,30
1994	0,18	0,18	0,18	0,32	0,32	0,32	0,32
1995	0,20	0,20	0,20	0,35	0,35	0,35	0,35
1996	0,23	0,23	0,23	0,37	0,37	0,37	0,37
1997	0,26	0,26	0,26	0,40	0,40	0,40	0,40
1998	0,29	0,29	0,29	0,42	0,42	0,42	0,42
1999	0,32	0,32	0,32	0,45	0,45	0,45	0,45
2000	0,36	0,36	0,36	0,48	0,48	0,48	0,48
2001	0,40	0,40	0,40	0,50	0,50	0,50	0,50
2002	0,44	0,44	0,44	0,53	0,53	0,53	0,53
2003	0,49	0,49	0,49	0,56	0,56	0,56	0,56
2004	0,54	0,54	0,54	0,59	0,59	0,59	0,59
2005	0,59	0,59	0,59	0,62	0,62	0,62	0,62
2006	0,64	0,64	0,64	0,65	0,65	0,65	0,65
2007	0,69	0,69	0,69	0,67	0,67	0,67	0,67
2008	0,74	0,74	0,74	0,70	0,70	0,70	0,70
2009	0,78	0,78	0,78	0,73	0,73	0,73	0,73
2010	0,83	0,83	0,83	0,76	0,76	0,76	0,76
2011	0,87	0,87	0,87	0,79	0,79	0,79	0,79
2012	0,90	0,90	0,90	0,81	0,81	0,81	0,81
2013	0,93	0,93	0,93	0,84	0,84	0,84	0,84
2014	0,95	0,95	0,95	0,87	0,87	0,87	0,87
2015	0,97	0,97	0,97	0,89	0,89	0,89	0,89
2016	0,98	0,98	0,98	0,92	0,92	0,92	0,92
2017	0,99	0,99	0,99	0,95	0,95	0,95	0,95
2018	0,99	0,99	0,99	0,97	0,97	0,97	0,97
2019	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Fonte: MMA, 2011; MMA, 2014; CETESB, 2020a

Anexo D – Intensidade de uso de referência (km/ano)

Categoria	Automóveis			Caminhões Semi-Leves	Caminhões Leves	Caminhões Médios	Caminhões Se- mi-Pesados	Caminhões Pesados
	Ano	Gasolina	Etanol	Flex	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel
1980	6 174	8 275	7 862	21 804	21 804	21 804	17 323	17 323
1981	6 172	8 275	7 862	20 978	20 978	20 978	18 346	18 346
1982	6 276	8 275	7 862	20 809	20 809	20 809	19 370	19 370
1983	6 430	8 275	7 862	20 769	20 769	20 769	20 394	20 394
1984	6 631	8 275	7 862	20 835	20 835	20 835	21 418	21 418
1985	6 873	8 275	7 862	20 984	20 984	20 984	22 441	22 441
1986	7 153	8 275	7 862	21 197	21 197	21 197	23 465	23 465
1987	7 467	8 275	7 862	21 456	21 456	21 456	24 489	24 489
1988	7 810	8 275	7 862	21 745	21 745	21 745	25 512	25 512
1989	8 180	8 275	7 866	22 051	22 051	22 051	26 536	26 536
1990	8 571	9 724	7 991	22 360	22 360	22 360	27 560	27 560
1991	8 980	10 686	8 152	22 662	22 662	22 662	28 583	28 583
1992	9 402	11 463	8 347	22 949	22 949	22 949	29 607	29 607
1993	9 835	12 076	8 572	23 214	23 214	23 214	30 631	30 631
1994	10 273	12 543	8 826	23 452	23 452	23 452	31 655	31 655
1995	10 712	12 886	9 107	23 660	23 660	23 660	32 678	32 678
1996	11 149	13 123	9 412	23 837	23 837	23 837	33 702	33 702
1997	11 580	13 274	9 740	23 984	23 984	23 984	34 726	34 726
1998	12 000	13 360	10 088	24 103	24 103	24 103	35 749	35 749
1999	12 406	13 399	10 454	24 199	24 199	24 199	36 773	36 773
2000	12 793	13 412	10 835	24 278	24 278	24 278	37 797	37 797
2001	13 157	13 419	11 231	24 348	24 348	24 348	38 820	38 820
2002	13 495	13 438	11 638	24 420	24 420	24 420	39 844	39 844
2003	13 803	13 490	12 054	24 504	24 504	24 504	40 868	40 868
2004	14 075	13 595	12 477	24 615	24 615	24 615	41 892	41 892
2005	14 309	13 771	12 905	24 768	24 768	24 768	42 915	42 915
2006	14 500	14 040	13 336	24 982	24 982	24 982	43 939	43 939
2007	14 645	14 421	13 768	25 274	25 274	25 274	44 963	44 963
2008	14 739	14 933	14 198	25 666	25 666	25 666	45 986	45 986
2009	14 778	15 596	15 000	26 182	26 182	26 182	47 010	47 010
2010	14 758	16 431	15 000	26 846	26 846	26 846	48 034	48 034
2011	14 675	17 456	15 136	27 684	27 684	27 684	49 057	49 057
2012	14 525	18 691	15 208	28 726	28 726	28 726	50 081	50 081
2013	14 305	0	15 112	30 002	30 002	30 002	51 105	51 105
2014	14 009	0	14 995	31 543	31 543	31 543	52 129	52 129
2015	13 635	0	15 001	33 386	33 386	33 386	53 152	53 152
2016	13 177	0	15 277	35 564	35 564	35 564	54 176	54 176
2017	12 632	0	15 968	38 117	38 117	38 117	55 200	55 200
2018	11 997	0	17 220	41 083	41 083	41 083	56 223	56 223
2019	5 998	0	8 610	20 542	20 542	20 542	28 112	28 112

Fonte: MMA, 2011; MMA, 2014; CETESB, 2020a

Anexo E – Autonomia (km/L)

Categoria	Automóveis				Caminhões Semi-Leves	Caminhões Leves	Caminhões Médios	Caminhões Semi-Pesados	Caminhões Pesados
	Gasolina	Etanol	Flex Gasolina	Flex Etanol	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel
1973	8,9	7,1			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1974	8,9	7,1			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1975	8,9	7,1			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1976	8,9	7,1			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1977	8,9	7,1			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1978	8,9	7,1			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1979	8,9	7,1			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1980	8,9	7,1			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1981	8,9	7,1			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1982	8,9	7,1			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1983	9,7	7,9			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1984	10,2	8,3			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1985	10,4	8,5			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1986	10,4	8,5			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1987	10,6	8,5			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1988	10,9	8,6			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1989	11,1	8,7			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1990	11,8	8,7			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1991	11,8	8,7			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1992	11,0	8,0			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1993	11,0	8,5			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1994	10,0	7,5			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1995	10,4	7,5			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1996	11,0	7,2			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1997	11,0	7,2			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1998	11,8	7,4			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
1999	11,8	8,0			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
2000	11,9	7,0			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
2001	12,0	7,0			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
2002	10,9	7,2			9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
2003	11,2	7,5	10,3	6,9	9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
2004	11,4	8,6	10,8	7,3	9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
2005	11,3	8,6	11,5	7,7	9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
2006	11,3	6,9	11,7	7,8	9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
2007	11,3	6,9	11,7	7,8	9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
2008	9,6	6,9	11,4	7,7	9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
2009	9,9		11,5	7,8	9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
2010	10,9		12,3	8,5	9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
2011	11,2		12,2	8,6	9,1	5,6	5,6	3,4	3,4
2012	11,1		12,1	8,5	9,1	5,6	5,8	3,6	3,6
2013	11,2		12,4	8,6	9,1	5,6	5,8	3,6	3,6
2014	11,5		12,7	8,8	9,1	5,6	5,8	3,6	3,6
2015	12,0		13,2	9,2	9,1	5,6	5,8	3,6	3,6
2016	12,5		13,8	9,6	9,1	5,6	5,8	3,6	3,6
2017	13,1		14,3	9,8	9,1	5,6	5,8	3,6	3,6
2018	13,4		14,2	9,8	9,1	5,6	5,8	3,6	3,6
2019	12,1		14,5	10,0	9,1	5,6	5,8	3,6	3,6

Fonte: MMA, 2011; MMA, 2014; CETESB, 2020a

Anexo F – Correção do fator de emissão em função da velocidade

Exemplo de fatores de correção considerados para a emissão em função da velocidade (automóveis)

Velocidade (km/h)	CO (ajuste do FE)	NOx (ajuste do FE)	MP (ajuste do FE)	SOx (ajuste do FE)	NMHC (ajuste do FE)	RCHO (ajuste do FE)	CO2eq (ajuste do FE)	Média
5	2,54	1,49	1,49	1,95	2,06	2,06	1,95	1,91
10	2,19	1,36	1,38	1,72	1,80	1,80	1,72	1,69
15	1,87	1,26	1,29	1,52	1,58	1,58	1,52	1,51
20	1,61	1,17	1,20	1,35	1,39	1,39	1,35	1,34
25	1,37	1,10	1,12	1,21	1,23	1,23	1,21	1,21
30	1,18	1,04	1,05	1,09	1,10	1,10	1,09	1,09
35	1,02	1,01	0,99	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
40	0,89	0,98	0,94	0,93	0,92	0,92	0,93	0,93
45	0,79	0,97	0,89	0,87	0,86	0,86	0,87	0,88
50	0,72	0,97	0,86	0,83	0,81	0,81	0,83	0,84
55	0,67	0,99	0,83	0,81	0,79	0,79	0,81	0,82
60	0,64	1,01	0,82	0,80	0,77	0,77	0,80	0,81
65	0,64	1,04	0,81	0,81	0,77	0,77	0,81	0,81
70	0,65	1,07	0,81	0,82	0,77	0,77	0,82	0,82
75	0,67	1,12	0,82	0,84	0,78	0,78	0,84	0,84
80	0,71	1,16	0,84	0,86	0,79	0,79	0,86	0,87
85	0,76	1,21	0,86	0,89	0,79	0,79	0,89	0,90
90	0,81	1,26	0,90	0,93	0,79	0,79	0,93	0,94
95	0,88	1,31	0,95	0,96	0,79	0,79	0,96	0,97
100	0,94	1,36	1,00	0,99	0,78	0,78	0,99	1,01
105	1,00	1,41	1,06	1,01	0,75	0,75	1,01	1,04
110	1,07	1,46	1,13	1,03	0,71	0,71	1,03	1,07

Fonte: valores estimados tendo por base EMEP/EEA, 2021; IEMA, 2014; IEMA, 2017.

Exemplo de fatores de correção considerados para a emissão em função da velocidade (caminhões)

Velocidade (km/h)	CO (ajuste do FE)	NOx (ajuste do FE)	MP (ajuste do FE)	SOx (ajuste do FE)	NMHC (ajuste do FE)	CO2eq (ajuste do FE)	Média
10	4,29	3,36	4,10	2,80	5,60	2,80	3,83
15	3,65	3,01	3,54	2,54	4,62	2,54	3,32
20	3,10	2,70	3,06	2,32	3,81	2,32	2,89
25	2,65	2,43	2,66	2,13	3,16	2,13	2,53
30	2,28	2,20	2,33	1,96	2,64	1,96	2,23
35	1,98	2,01	2,06	1,81	2,23	1,81	1,98
40	1,75	1,84	1,84	1,68	1,93	1,68	1,78
45	1,57	1,69	1,66	1,56	1,71	1,56	1,62
50	1,43	1,56	1,52	1,46	1,55	1,46	1,50
55	1,33	1,45	1,41	1,37	1,44	1,37	1,39
60	1,25	1,35	1,32	1,28	1,36	1,28	1,31
65	1,19	1,25	1,23	1,20	1,29	1,20	1,23
70	1,13	1,15	1,15	1,12	1,22	1,12	1,15
75	1,06	1,05	1,06	1,04	1,13	1,04	1,06
80	0,98	0,94	0,96	0,95	1,00	0,95	0,97
85	0,88	0,82	0,84	0,86	0,82	0,86	0,85
90	0,74	0,68	0,69	0,76	0,56	0,76	0,70

Fonte: valores estimados tendo por base EMEP/EEA, 2021; IEMA, 2014; IEMA, 2017.

Anexo G – Fatores de emissão para transporte ferroviário e aquaviário

	CO (g/ton.km)	NOx (g/ton.km)	NMHC (g/ton.km)	MP (g/ton.km)	SOX (g/ton.km)	CO ₂ (g/ton.km)	CH ₄ (g/ton.km)	N ₂ O (g/ton.km)	Consumo de combustível (l/1000ton.km)
Ferrovário	0,128	0,153	0,026	0,004	0,002	10,2	0,0007	0,0001	3,6
Hidroviário	0,007	0,087	0,003	0,002	0,001	13,1	0,0002	0,0006	1,8

Fonte: ANTT, 2012; BEESP, 2020; EMEP/EEA, 2016; IEMA, 2021.